

## Biodiversität – aus der Sicht eines Entomologen

RUDOLF BÄHRMANN

### Zusammenfassung

Zur Darstellung gelangt der Begriff der Biodiversität in seiner umfassenden Bedeutung. Aus der Sicht der Entomologie werden Beispiele für Biodiversität erklärt und diskutiert.

### Summary

#### Biodiversity – from the point of an entomologist

The term biodiversity is represented in its comprehensive meaning. From the perspective of entomology examples of biodiversity are explained and discussed.

**Key words:** Biodiversity, insects, ecology, Insecta

### 1. Einführung

Was heißt **Biodiversität**? Diese Frage scheint überflüssig, denn in zahlreichen Publikationen sind dazu Antworten gegeben worden und demzufolge sind alle Kenner, die Berufenen mit den vielen Aspekten dieses Begriffes vertraut. Aber nicht nur sie allein, auch viele Unberufene nutzen und schmücken sich gelegentlich mit dem, was sie unter Biodiversität zu verstehen meinen, insbesondere wenn es darum geht, über **Umweltqualität** zu diskutieren. Doch welche Qualität ist gemeint? Wir führen **Ökotests** durch, erheben **Ökosteuern** und **Umweltsteuern** und schmücken uns mit **politischer Ökologie**, fürchten eine **ökologische Zeitbombe**, treiben aber getrost **Emissionsrechtshandel**, ohne im Einzelfall zu fragen, wohin das alles führt, und Umweltqualität ist ein beliebter Ausdruck, um Vorsorge-Aktionen ins Leben zu rufen. Begriffsverwirrung ist schnell zu handhaben, ein beliebtes Tätigkeitsfeld des Journalismus und der populistischen Politik auf niederer Stufe.

Wie oft werden Begriffe ihres eigentlichen Inhaltes beraubt, sie enthalten Unverständliches, man tut mit ihnen so als ob. Das ist leider an der Tagesordnung. Doch zunächst noch zu drei Grundbegriffen, die für

unser Thema von Bedeutung sind. Als sich das Wissenschaftsgebiet der Ökologie in den 50er und 60er Jahren des vorigen Jahrhunderts seinen Weg bahnte und neue Erkenntnisse von den Beziehungen der Organismen untereinander und mit ihrer Umwelt zutage förderte, gehörte es offenbar zum guten Ton, den **Ökologie-Begriff** auch in nicht-fachlichen, ausgesprochen tagespolitischen und häufig fragwürdig unverständlichen Zusammenhängen zu verwenden. Es wurde und wird von den verschiedensten Branchen ökologisch geworben, es gibt nicht nur einen ökologischen Landbau, Ökoprodukte, sondern auch Zivilisationsökologie, ökologische Qualität von Textilien und anderes mehr.

Was auch immer das alles sei, mit dem, was im wissenschaftlichen Sinne unter Ökologie zu verstehen ist, hat das alles nicht viel oder gar nichts zu tun.

Noch haarsträubender ist es, sieht man sich an, was mit dem schon genannten **Umwelt-Begriff** alles angestellt wird. Ist dieser zu Beginn des 19. Jahrhundert entstandene Begriff an sich schon schwer zu fassen, so kann man doch vielleicht noch der Vorstellung zustimmen, daß es sich bei der Umwelt um die „Eigenwelt eines Subjektes“ oder die Interaktionen zwischen Lebewesen und Außenwelt handele, wobei freilich auch „Außenwelt“ noch zu definieren wäre. Hier erschwert die Unschärfe des Begriffes einerseits seine Bestimmung, sie eröffnet andererseits nicht zuletzt dadurch den sicherlich vielfach gesuchten Zugang zu einer „Weltbeziehung“ (Portmann), die im Verlaufe der stets bleibenden Entwicklungsvorgänge im Reiche des Lebendigen zu neuen und sinnvollen Schwerpunktsetzungen beitragen kann. Uferlos sind die Forderungen nach umweltgerechtem Verhalten, nach Umweltschutz, dem Umweltrecht und der Umweltverträglichkeit. Was ist das alles? Wollte man versuchen, hier konkret zu werden, verlöre man sich beim Versuch von Antworten schnell im Belanglosen; und wem wäre damit gedient?

Ein weiterer in zunehmendem Maße gebrauchter Begriff, von dem man oft nicht weiß, wofür er stehen soll,

ist der der **Nachhaltigkeit**. In der Wirtschaft, im Handel, in der Politik, im Finanzwesen, überall wirkt das Bestreben, nachhaltig zu operieren. Was ist gemeint? Bleibendes zu gewährleisten, Vorteile auszuweiten, Bestandsfähigkeit zumindest längerfristig zu garantieren, aber für welchen Zeitraum und für wen, eine Gemeinschaft, viele Gemeinschaften, einzelne herausragende Geschäftsträger der allgemeinen Wohlfahrt, gar der Umweltstrukturen im ganzen, in einzelnen Bereichen? Vielleicht soll sich der Begriff der Nachhaltigkeit auch auf Biodiversität beziehen. Aber was ist Nachhaltigkeit? Ursprünglich stammt der Begriff aus der Forstwirtschaft. Er wurde im 18. Jahrhundert geprägt und man meinte damit die Bewirtschaftung eines Waldes, die es ermöglicht, daß immer nur soviel Holz entnommen wird wie nachwachsen kann, also kein Defizit an Holz entsteht. Ob der Wald durch nachhaltige Bewirtschaftung als ein Ökosystem und damit auch Biodiversität verändert wird, bleibt offen. Also schon hier ist Nachhaltigkeit ein schillernder Begriff. Seine Faßbarkeit schwindet zunehmend bei der Begriffsdefinition in Meyers Neuem Lexikon (1964), wo es heißt: „Grund- und Leitprinzip einer geregelten Forstwirtschaft mit dem Ziel nach Dauer, Stetigkeit und Höchstmaß des Holzertragsvermögens ... für die menschliche Gesellschaft“. Damit gehört wieder die menschliche Gesellschaft bzw. gehören Einzelbelange menschlicher Befindlichkeiten zum Begriffsinhalt und lassen seinen Sinngehalt u. U. fraglich erscheinen oder gar schrumpfen.

Die Sprache ist zwar nach Schopenhauer „kein schutzloser Misthaufen“, was vielleicht für seine Zeit Gültigkeit gehabt haben mag. Heutzutage drängt sich einem nach dem Gesagten leider ein ganz anderer Eindruck auf, wenn man den Mißbrauch und die Pervertierung von Begriffen jedenfalls aus Biologie und Ökologie im fachfremden Sprachgebrauch betrachtet. Dies zur Einstimmung.

## 2. Biodiversität – der Begriff

**Biodiversität** steht in den biologischen Wissenschaften für Diversität oder Unterschiedlichkeit, im weiteren Sinne auch für Mannigfaltigkeit innerhalb von Systemen, von Organismen, Organismenverbänden, Lebensformen und Lebenslaufstrategien in multidimensionalen Mustern (MÜLLER 1991), deren Existenz sich in

funktionellen Beziehungen äußert und deren Verknüpfungen einem fortlaufenden Wandel unterworfen sind. Biodiversität, das ist keineswegs nur eine Vielzahl sichtbarer Strukturelemente, sondern sie bezieht sich auch auf Existenz bestimmende funktionelle Faktorkombinationen im zeitlichen Wandel. SPEIGHT (2005) spricht neuerlich von einem „holistischen Konzept“ der Biodiversität.

Der Begriff Biodiversity (biologische Vielfalt) wurde von WALTER G. ROSEN (USA) erst in den 80er Jahren des 20. Jahrhunderts geschaffen und insbesondere durch WILSON allgemeiner bekannt gemacht (TÜRKAY 2001). Man vergleiche z. B. auch WILSONS Buchveröffentlichung 1992. Schon damals stand Biodiversität nicht allein für Artenvielfalt, sondern ebenso für genetische Vielfalt und Vielfalt der Ökosysteme, also ein recht weit gefaßter Begriff, der je nach Anwendungsgebiet durch unterschiedliche Wichtungen seiner Inhaltsbereiche differenzierte Schwerpunktsetzungen erkennen läßt (BOERO 2010, BÜCHS 2003, TÜRKAY 2001 u. a.). Man fragt sich unwillkürlich, handelt es sich bei diesem recht komplexen und viel gebrauchten Begriff lediglich um einen Terminus technicus, einen Terminus ambiguus, oder was besagt er in präziser Form denn noch?

Im Zusammenhang mit den seit Jahrzehnten auf nationaler und internationaler Ebene geführten oftmals propagandistisch verbrämten sogenannten Umwelt-Debatten wird Biodiversität allerdings eingeschränkt hauptsächlich als Artenmannigfaltigkeit, d. h. phänotypische und genotypische Vielfalt sowie als Diversität von Ökosystemen verstanden. Damit ist jedoch der Begriffsumfang keineswegs klar umrissen, denn zur Kennzeichnung dieser Diversitätsphänomene gehört von der Sache her noch eine Fülle bestimmender Faktoren und funktioneller Beziehungen, die einer Wichtung seiner Bestimmung einen breiten Spielraum gewähren. Man mache sich klar, daß Biodiversität abgesehen von den vorgebrachten Begriffsinhalten schließlich nicht gedacht werden kann ohne Beleuchtung der Vielfalt vorhandener Lebensräume, der Lebensformtypen innerhalb einzelner Arten in Abhängigkeit von Lebensraumänderungen. Sie können allein jahreszeitlich bedingt, durch witterungsbedingte Schwankungen der Umweltvariablen, aber auch über längere Zeit, z. B. durch klimatische Wandlungen hervorgerufen werden und

erzwingen dann in der Regel auch biotische Veränderungen, worauf mehrere Autoren hinweisen z. B. KORN et al. (2009) oder auch VOIGT et al. (2003). Umweltveränderungen beeinflussen fraglos auch Biodiversitätsmuster u. U. erheblich, da ein unaufhörlicher Wandel der Beziehungen zwischen einzelnen Arten und Umweltfaktoren unausbleiblich ist, die oft in unvorhersehbarer Weise Ökosystemfunktionen umgestalten und den Energiefluß in diesen Systembeziehungen variieren. Beeinflußt werden auch die nie gleichbleibenden Konkurrenzbeziehungen zwischen den Arten einzelner Trophiestufen, ganz zu schweigen von der Auswirkung menschlichen Eingriffs in die Ökosystemstrukturen, von dem kaum ein irdischer Bereich ausgenommen ist. In unbekümmerter Weise redet man von „nachhaltiger Nutzung der biologischen Vielfalt“ (Wikipedia 2012: Biodiversität), was immer auch darunter zu verstehen sein mag. Derartige in der Regel mit Degradationen verbundenen Nutzungsbestrebungen führen, wie zahllose Untersuchungen zeigen, stets zu Folgen mit unvorhersehbaren Ereignissen in der Biodiversitätsstruktur.

Überlegungen zur Biodiversität enthalten mithin immer zugleich die berechtigten Vorstellungen zu ihrer Einschränkung durch menschliche Aktivitäten. Damit wird bewußt oder manchmal auch unbewußt die Frage nach Erhaltung, Wiederherstellung und gegebenenfalls einer Vergrößerung der Biodiversität gestellt (FJELDSA & LOVETT 1997, PETIT & USHER 1998, SCHWEIGER et al. 2007, WHEELER 1995 u. a.).

### 3. Biodiversität und Artenzahlen

Lebendige Mannigfaltigkeit drückt sich für den Interessierten zunächst sehr anschaulich in der Arten-Diversität aus, die sich mit einigem Aufwand in vielen Ökosystemen mehr oder weniger gründlich studieren läßt. Die geschätzten Artenzahlen schwanken zum Teil erheblich. Nach WIKIPEDIA (Wikipedia 2012: Artenvielfalt) sind u. a. weltweit rund 260 000 Gefäßpflanzen- und ungefähr 50 000 Wirbeltierarten beschrieben worden. Die meisten Tierarten gehören bekanntermaßen zur Gruppe der Gliederfüßer, unter denen die Insekten die größte systematische Einheit bilden, und zwar mit zur Zeit über 959 000 beschriebenen Arten (KLAUSNITZER 2003). Sicherlich gibt es bedeutend mehr Arten. Zahlreiche Arten verschwinden unerkannt durch Zerstörung

ihrer Lebensräume. Viele sind aber bislang noch nicht entdeckt worden, da die Erforschung der Lebensräume höchst ungleichmäßig vor sich gegangen ist. Der Bekanntheitsgrad vieler Tiergruppen, darunter der der Insekten, hat z. B. in Europa eine höhere Stufe erreicht als in vielen anderen Teilen der Welt. Es gibt Schätzwerte über die zu vermutende Artenzahl, die zwischen 2,5 und 10 Mio. liegt, wahrscheinlich liegt sie deutlich unter 10 Mio. Ob diese Schätzwerte der Realität entsprechen, bleibt freilich unklar. Mehrere Autoren äußern sich mehr oder weniger ausführlich hierzu: VÖLKL & BLICK (2004), WHEELER (1995) u. a. Es gibt auch andere Vorstellungen über die Artenzahlen der Insekten auf der Erde (GASTON 1991). Die Diskussionen darüber sind jedoch müßig, da sie ja keine konkreten Kenntnisse erbringen. Sicher ist aber, daß mit schwindenden Lebensräumen die Artenzahlen aller Organismen drastisch abnehmen.

Bleiben wir bei den **Insekten** unserer heimischen Fauna. Aus Deutschland sind bisher 33 473 Arten beschrieben worden (VÖLKL & BLICK 2004). Die Autoren beziehen sich damit auf die Angaben KLAUSNITZERS (2003) und weitere Mitteilungen, z. B. die Zahlen der Dipteren-Arten bei SCHUMANN et al. (1999) Von den nach KLAUSNITZER (2003) errechneten 33 473 Insektenarten entfallen zur Zeit 28 595, also über **85%**, auf die artenreichsten vier Insekten-Ordnungen: die Hymenoptera, Diptera, Coleoptera und Lepidoptera. Weitere Studien werden zu Erhöhungen der Zahlen führen, insbesondere bei den Hymenoptera und den Diptera, da bisher zweifellos noch viele Arten unentdeckt geblieben sind. Inwiefern auch immer diese Zahlen beeindruckend, muß man sich dabei zugleich vergegenwärtigen, daß die Arten nicht als in sich abgeschlossene Einheiten nebeneinander leben, sondern in ihren Lebensräumen, zum Teil wenigstens, in einer mehr oder weniger engen Verbindung zueinander stehen, sei es, daß sie einander als Konkurrenten begegnen, eine Räuber-Beute-Beziehung eingehen, daß mutualistische Verbindungen existieren usw.

Um Aussagen zur Biodiversität treffen zu können, mit denen auch ökologischen Fragestellungen nachgegangen werden kann, ist es freilich notwendig, zunächst Artenzahlen in einem abgrenzbaren Raum und zu einer gegebenen Zeitspanne anzugeben. Hier schon beginnen die Schwierigkeiten, sich vorzustellen, womit man es

eigentlich zu tun hat. Erstens ist es durchaus problematisch, wirklich vorhandene Artenzahlen zu erfassen, was denn auch zu der plausiblen Frage Anlaß gegeben hat, muß ich überhaupt sämtliche nachweisbaren Arten erfassen, genügen nicht z. B. die häufigsten oder die für einen Lebensraum charakteristischen? Sofort folgt die nächste Frage, ja welche sind das? Die Frage, so allgemein gestellt, ist kaum zu beantworten. Also bleibt das Bestreben, möglichst viele Arten mehrerer der ausgewählten systematischen oder ökologischen Ebenen so gründlich wie möglich kennen zu lernen und sie als ein Maß der Biodiversität zu nutzen. Außerdem ist es erforderlich, noch andere Biodiversitätsstrukturen zu erschließen, um Biodiversität verstehen zu lernen. Ein weiteres großes Problem der Erfassung von Artenmannigfaltigkeit besteht in der Tatsache, daß sich Artenstrukturen innerhalb ihrer Habitats ständig wandeln, sich damit auch die Zahlen verändern. „Die Norm ist der Wandel“ (NESTMANN 2002). Es ist also notwendig, nicht allein aus statischer Perspektive Artenübersichten zu ermitteln, so wichtig das ist, sondern sich auch in funktionelle Beziehungen im Lebensraum, so gut es geht, einen Einblick zu verschaffen, um Gefügeordnungen kennen zu lernen und Arten nicht nur als ökologische Elemente, sondern auch ihrer faktoriellen Bedeutung nachspüren zu können. Dazu gehören nicht zuletzt die Populationsbewegungen einzelner Arten in aufeinander folgenden Jahren. Für die Funktion von Lebensgemeinschaften auf eng begrenztem Raum dürften dabei Schwankungen der Individuendichte innerhalb der Populationen nicht ohne Bedeutung sein, die mit den Populationen anderer Arten in Wechselwirkung stehen bzw. allein durch Dichtezunahme zu Konkurrenten anderer Arten werden.

Zweifellos sind allgemeine Überlegungen zur Bedeutung von Biodiversität in unterschiedlichen Ländern, zu verschiedenen Zeiten und in unterschiedlichsten Biotopen wichtig (z. B. WILSON 1992), um nicht zu einseitigen Schlußfolgerungen über die ökologische Funktion von Biodiversität zu gelangen. Was es aber bedeutet, Biodiversität zu erfassen und dann aus ökologischer Perspektive zu bewerten, wird erst einigermaßen klar, wenn entsprechende Untersuchungen auf der Grundlage der Artenvielfalt im Zusammenhang mit Biozönosestudien in möglichst umfangreiche Kenntnisse der Ökosystemfunktionen münden.

## 4. Komplex Biodiversität

### 4. 1. Zur Insektenfauna

Konkret wird die Möglichkeit, Artenmannigfaltigkeit zu beurteilen, wenn nicht nur die Vielfalt der Arten eines bestimmten Gebietes erfaßt wird, sondern Untersuchungsergebnisse einer klar umrissenen Biotop- oder Ökosystemstruktur vorliegen. Dies ist im Untersuchungsgebiet des **Leutratal** bei Jena der Fall, in dem auf einer Fläche von ca. 1.8 ha zwischen 1971 und 1996 biozöologische Studien vorgenommen worden sind, die nicht nur der Ermittlung der Struktur, sondern auch der Sukzessionsforschung gedient haben. Zur Untersuchung kamen ausschließlich Flächen am Südhang von der Talsohle bis zur Hangkante einer ausgewählten Katena (Probeflächenglieder), in die Teile des Naturschutzgebietes „Leutral“ einbezogen wurden (HEINRICH et al. 1998). Die Untersuchungsflächen erstrecken sich von der Bachnähe bei ca. 200 m NN bis an die 300 m NN gelegene Hangkante des Muschelkalkgebietes. Die Vegetation bildet in Bachnähe ein Dauco-Arrhenatheretum, verläuft dann über ein frisches und ein typisches Onobrychido-Brometum bis zu einem als Teucricio-Seslerietum ausgebildeten Trockenrasen am Steilhang mit einer Hangneigung von ca. 35° (man vergleiche auch MÜLLER et al. 1978).

Die ermittelten Artenzahlen von Gefäßpflanzen und diejenigen einiger Insektenordnungen kommen in Tabelle 1 zur Darstellung. Am gründlichsten dürften die Pflanzenarten im weiteren Sinne erfaßt worden sein, während die Ermittlung der Tierarten, insbesondere mehrerer wirbelloser Gruppen, gänzlich fehlt oder aber zumindest nur fragmentarisch erfolgen konnte. Auch die Arthropoden sind nur zum Teil erfaßt worden. Dennoch übertrifft die ermittelte Artenzahl dieser Tiergruppe diejenige der Gefäßpflanzen um das Fünffache. Die nachgewiesenen Insektenarten ergeben mit 2425 ca. 82% der Gesamtzahl aller ermittelten Tierarten. Da die Hymenoptera überhaupt nicht und die Diptera nur teilweise berücksichtigt werden konnten, besteht sogar noch ein erhebliches Defizit der Anzahl der Insektenarten. Die wirklich vorhandene Artenzahl liegt damit sicherlich wesentlich über den in Tabelle 1 angegebenen Werten.

Wie reich die **Insektenfauna** allein an den Steilhängen der Kalktrockenrasen im Mittleren Saaletal ist, zeigen

**Tab. 1:** Die im Naturschutzgebiet „Leutratal“ ermittelten Artenzahlen bei Gefäßpflanzen und Insekten (aus: HEINRICH et. al. 1998). Vergleiche Text. Die Artenzahlen der Roten Listen Thüringens (RLTH) wurden z. T. der Publikation FRITZLARS et al. (2011) entnommen. \*) Aus Mangel an Angaben bei den Zweiflüglern konnten in der Spalte „Artenzahl (RLTH)“ nur die Chloropidae berücksichtigt werden.

Artengruppe	Artenzahl	Artenzahl (RLTH)
<b>Gefäßpflanzen</b>	563	43
<b>Insektenordnungen</b>		
Collembola (Springschwänze)	119	?
Ensifera, Caelifera (Heuschrecken)	27	14
Heteroptera (Wanzen)	118	14
Auchenorrhyncha (Zikaden)	157	37
Coleoptera (Käfer)	748	55
Lepidoptera (Schmetterlinge)	532	103
Diptera, Brachycera (Zweiflügler)	724	22 (nur Chloropidae)*

auch die Untersuchungen PERNERS (1995) an drei unterschiedlichen Standorten, an denen auf eng begrenzten Flächen von 1986-1988 Bodenfallen ausgebracht worden waren, außerdem führte er dort in zwei Jahren auch Kescherfänge durch. Bei diesen Untersuchungsflächen handelte es sich um das Seslerietum im Leutratal (MÜLLER et al. 1978), einen Bergrücken 30 km südlich von Jena im Saaletal (Gleitz) bei Rudolstadt 300–360 m über NN und um Flächen am Johannisberg bei Jena rechts-saalisch in 270–350 m über NN bei einer Hangneigung von 30–35°. Auch diese Probeflächen sind durch Muschelkalk geprägt (Tab. 2).

Die Tabellen zeigen ähnliche Werte für die Artenzahlen aus Bodenfallen aller drei Untersuchungsgebiete. Bei den ermittelten Artenzahlen ist zu bedenken, daß die Lepidoptera und Hymenoptera gänzlich fehlen. Beide Ordnungen hätten, wären sie berücksichtigt worden, zumindest bei den Kescherfängen die Artenzah-

len noch erheblich vergrößert. Die Kescherfangzahlen stimmen nur für die beiden Probeflächengebiete in der Nähe von Jena miteinander überein. Auf den Flächen im Untersuchungsgebiet am Gleitz dürften die von den beiden anderen Untersuchungsflächen deutlich abweichenden Sukzessionsvorgänge (Zunahme von Gehölzen in einem anderen Stadium als im Leutratal und am Johannisberg) für die geringeren Artenzahlen mit verantwortlich sein. Klare Hinweise für diese Annahme fehlen jedoch.

#### 4. 2. Dominante Arten, seltene Arten, Zeigerarten - Einfluß auf Ökosysteme

Niemals sind die Arten eines bestimmten Areals, eines Habitats, einer Biozönose in gleich großen Individuenzahlen vorhanden; einige wenige Arten sind in der Regel bedeutend individuenreicher als die übrigen, nämlich die Mehrzahl der Arten, die in abnehmender Individuenzahl für einzelne Biozönosen spezifische Dominanzstrukturen ergeben, wie vielfach gezeigt werden konnte (z. B. MÜLLER 1991, S. 257). Die **dominanten Arten** bestimmen durch ihre Häufigkeit die organismische Struktur, die selteneren Arten weisen je nach Häufigkeit auf die mehr oder weniger große Vielgliedrigkeit, die Artenmannigfaltigkeit der Ökosysteme hin; denn jede Art bildet eine ökologische Nische. Je größer die Artenzahl, um so mannigfaltiger die Nischenstruktur. Dafür bestimmend können z. B. die oftmals unterschiedlichen Nahrungssubstrate der Jugend- und der Imaginalstadien sein sowie Feuchtegrad und  $p_{H-}$  Wert der Böden, Strukturmannigfaltigkeit der Phytomasse, der diurnale und saisonale Temperaturgang im Lebensbereich der einzelnen Entwicklungsstadien.

**Tab. 2:** Arten (sp)- und Individuenzahlen (n) der auf Kalktrockenrasen im Mittleren Saaletal erbeuteten Insektengruppen nach PERNER (1995). Leu - Leutratal bei Jena; Joh - Johannisberg bei Jena; Gleitz - Bergrücken bei Rudolstadt-Schwarza; vergl. Text; Σ, Summenzeichen.

Insektengruppe	Bodenfallenfänge				Kescherfänge			
	Leu	Joh	Gleitz	Σ	Leu	Joh	Gleitz	Σ
Auchenorrhyncha, sp					74	69	48	101
Auchenorrhyncha, n					11770	4136	3599	19505
Coleoptera, sp	195	201	208	375	194	201	97	301
Coleoptera, n	2055	1951	4813	8819	6695	2243	1098	10036
Diptera, Brachycera, sp	110	95	113	200	200	203	144	309
Diptera, Brachycera, n	1818	1363	2607	5788	4876	3035	2794	10705
Saltatoria, sp	15	16	10	19	15	17	10	18
Saltatoria, n	1063	731	729	2523	2520	990	459	3969

Auch Konkurrenzbeziehungen können bei der Einnischung der Arten eine erhebliche Rolle spielen.

Zur Charakterisierung bestimmter Qualitäten der Ökosysteme gehören stets auch **Zeigerarten** (DUELLI et al. 1999, MÜLLER 1991), die oftmals außerordentlich individuenreich sein können, beispielsweise Halophyten und halophile Insekten auf salzhaltigen Böden. Es kann sich bei ihnen aber auch um weniger häufige, mitunter nur in einzelnen Individuen auftretende Arten handeln, wenn es solche sind, die Ressourcen, wie Blüten bestimmter, nur vereinzelt vorhandener Pflanzen nutzen. Sie gelten als Nahrungsspezialisten. Verschwinden die Nahrungsquellen für Spezialisten, z.B. bestimmte Pflanzenarten, verschwinden notgedrungen auch die Konsumenten. Nun ist es aber durchaus denkbar, daß gerade sie für bestimmte Regulierungsprozesse im Ökosystem mit verantwortlich sind, ihnen eine erhaltende Funktion bestimmter Strukturen, spezieller Pflanzenarten z. B. durch Bestäubung zukommen kann. Diese Funktion ist in vielen Fällen weder bei den dominanten noch den weniger häufigen oder gar seltenen Arten abzuschätzen. Viele Klein- oder Mikrohabitate in Ökosystemen stellen demzufolge fragile Elemente dar, die je nach Artenlage oft einem Wechsel unterworfen sind. Welche Bedeutung solch ein Wechsel für das Systemganze besitzt, ist in den meisten Fällen unbekannt. Er darf jedoch für die Funktionsfähigkeit eines Ökosystems nicht unterschätzt werden. Abgesehen von einem solchen Nischenwechsel, der stets mehrere rezedente Arten betreffen kann, kommt den **seltenen Arten** mitunter eine Funktion als Zeigerarten zu. Sie können aber auch signalisieren, daß sie den Rand ihres Verbreitungsgebietes angeben, oftmals bedingt durch abiotische Faktorenwirkungen, die größere Populationsdichten solcher Arten in Randlagen der Verbreitungsgebiete nicht zulassen.

#### 4. 3. Artenwechsel und Fluktuationen

Wir sind gewöhnt, Ökosysteme als bestehende Einheiten aufzufassen – einen See, einen Wald, Felsfluren usw. Eine solche Vorstellung hat eine gewisse Berechtigung, insbesondere wenn es sich um Endstufen der Entwicklung, sogenannte Klimax-, Schluß- oder Reifestadien handelt. Nur eine Degradation führt dann wieder zu erneuten Entwicklungsvorgängen. Solche Reifestadien können auch künstlich von Menschen-

hand geschaffen werden, wenn z. B. Graslandschaften einer ständigen Beweidung unterliegen, so daß eine Verbuschung nicht eintreten kann. Auch Immissionsgebiete in der Nähe von Industrieanlagen können solche künstlich geschaffene Reifestadien von Ökosystemen erzeugen. In jedem Fall aber ist ein mehr oder weniger ausgeprägter **Artenwechsel** im Gange, wie sich in den Grasland-Ökosystemen im Leutratl bei Jena am Dominantenwechsel von Zweiflüglern zeigen ließ.

Bei den Untersuchungen in den Jahren 1971–1974 und 1983–1985 konnte nicht nur ein jährlicher Wechsel in der Rangfolge der dominanten Arten festgestellt werden, sondern von Jahr zu Jahr ließ sich auch eine **Artenfluktuation** beobachten. Von 1971–1974 kamen in den einzelnen Untersuchungsflächen jeweils ca. 40% neuer Arten hinzu, die im Jahr zuvor nicht festgestellt worden waren. Eine ähnlich große Zahl verschwand. An der oberen Hangkante in Waldnähe, also am Grenzgebiet zwischen zwei verschiedenen Ökosystemen, dem Grasland und dem angrenzenden Wald, lag die Fluktuationsrate sogar noch höher, was verständlich wird, wenn man bedenkt, daß hier die Artengarnituren zweier unterschiedlicher Ökosysteme aufeinander stoßen. Außerdem ist die Graslandfläche im oberen Hangbereich des Leutratals besonderen Extremsituationen ausgesetzt (steile Hanglage, niedriger Pflanzenbewuchs, stärkerer Einfluß der wechselnden Witterung), die eine Artenfluktuation der untersuchten Insekten mit beeinflußt haben dürften (BÄHRMANN 1989).

Noch aussagekräftiger werden die Befunde zur Artenfluktuation, vergleicht man die Artenspektren zwischen größeren Zeitabständen wie in den miteinander verglichenen Untersuchungszeiträumen 1971–74 und 1983–85 im Leutratl. Von den Dominanten der Jahre 1971–1974 waren 1983–1985 noch ca. 50–54% vorhanden, 44–47% der 1983–1985 ermittelten dominanten Arten gab es als solche in den 1970er Jahren noch nicht. Im Bereich der Hangkante lag der Prozentsatz sogar wiederum noch darüber. Da die Probeentnahmen per Kescherfang stets nach gleichem Erfassungsmuster abliefen (Methode nach WITSACK 1975) und auch in der Regel zur gleichen Tageszeit durchgeführt worden waren, dürfte der methodische Fehler nicht allzu schwer ins Gewicht fallen, wenngleich er freilich nicht vernachlässigt werden darf. Dennoch dürfte die Artenfluk-

tuation, die Variabilität in der Artenzusammensetzung bemerkenswert und damit diesem Aspekt der Biodiversität eine entsprechende Bedeutung beizumessen sein. Interessant ist, daß auch REICHHOLF (2009) von einem ähnlich hohen Artenwechsel bei Faltern berichtet. Erhebliche Artenfluktuationen zumindest bei Insekten gehören demzufolge möglicherweise zur Grundfunktion von Ökosystemen und werfen ein interessantes Licht auf die aus Ökosystem-Modellen entnommenen Stabilitätsvorstellungen, Abstraktionen von der Wirklichkeit hochkomplexer Realität, die zweifellos Fehlurteile über Ökosystem-Funktionen begünstigen können. Denn was in der Vorstellung von Theoretikern vielfach als Stabilität in Ökosystemen angenommen worden ist, hat nach den hier geschilderten Fluktuationsbeobachtungen mit der Ökosystem-Wirklichkeit wenig zu tun.

Stabil sind lediglich die von komplexen Faktorenwirkungen recht unregelmäßigen Veränderungen. In dieser Richtung lassen sich auch die Untersuchungsergebnisse von DUELLI et al. (1999), SCHWEIGER et al. (2007), MELIS et al. (2006) u. a. deuten.

Damit stellt sich auch die Frage nach der **Populationsdynamik** in Ökosystemen, einem bemerkenswerten Teilaspekt von Biodiversität. Keine Population beharrt auf einer gegebenen Individuendichte. Die endogen festgelegte Populationsdynamik bedingt durch Geburten- und Sterberate innerhalb einer Population wird durch die exogenen Faktoren, den Umweltwiderstand in vielfältiger Weise modifiziert, was Überlebenskurven bei endogen bedingten unterschiedlichen Vermehrungsstrategien belegen. Zyklische Bestandsschwankungen kommen neben unregelmäßig oszillierenden Populationsstärken vor. Auch können insbesondere bei Insekten sogenannte Gradationen auftreten, bei Schädlingen in großer Zahl untersucht (z. B. MÜLLER 1991). Dichteabhängige Faktoren, beispielsweise Konkurrenz, Räuber und Parasiten wie auch dichteunabhängige Faktoren (Klima- und Witterungsfaktoren u. a.) bestimmen die Populationsstärken und sind Ursachen für eine stets schwankende Individuenzahl vieler Populationen, die zum Erlöschen oder zur großen Seltenheit einzelner Arten in den Ökosystemen führen können. So kann es geschehen, daß einzelne Arten über lange Zeit quasi verschwunden zu sein scheinen und sich erst nach Jahren wieder nachweisen lassen, was an Dipteren-Arten im Leutratral beobachtet werden konnte (BÄHRMANN

unveröffentlicht). Auch von STREIT (2007, S. 41) wird auf derartige Erscheinungen der Populationsdichteschwankungen aufmerksam gemacht. Ein extremes Beispiel findet sich bei den Zikaden. Normalerweise dauert die Entwicklung vom Ei bis zur Imago Wochen oder Monate. In Nordamerika gibt es Singzikaden, *Magicicada*-Arten, deren Larvalentwicklung 13 oder 17 Jahre dauert. Erst nach dieser langen Zeit schlüpfen die Imagines aus dem Boden, paaren sich, die Weibchen legen ihre Eier ab, und es vergehen wieder 13 oder 17 Jahre bis der Entwicklungszyklus abgeschlossen ist. Die Entwicklungsstrategie soll dafür sorgen, potentiellen Feinden zu entgehen, deren Entwicklungszyklus nicht in Zeitabläufen erfolgt, die Primzahlen darstellen. Somit ist auch die Populationsdynamik ein bedeutender Faktor für Biodiversität in Ökosystemen.

Biodiversität kommt aber auch noch in **weiteren Überlebensstrategien** der Populationen zum Ausdruck, die wie bei vielen Insektenarten besonders gut untersucht, höchst variable Entwicklungsabläufe zeigen.

Nicht nur jährliche Schwankungen der Artenzahlen und damit auch der Individuenzahlen gewähren einen Einblick in die relativen zeitlichen Differenzen des Umfanges an Biodiversität in einem Ökosystem. Mit dem wechselnden Umfang an Individuen und damit der **Biomasse** als einem variablen Faktor kommt es zu Schwankungen der funktionalen Beziehungen innerhalb des Systems. Von besonderer Bedeutung dürfte diese Tatsache auf der Produzentenebene sein. HEINRICH (1984) hat Biomasse-Werte in einem Onobrychido-Brometum in vier aufeinanderfolgenden Jahren bestimmt. Bei den Trockengewichtsbestimmungen traten Schwankungen ( $\text{g/m}^2$ ) von 28% um den Mittelwert auf. Dies bleibt wohl nicht ohne Auswirkung auf die Konsumentenebenen im Ökosystem.

#### **4. 4. Morphendiversität: Polymorphismus, Ökomorphismus und Dormanz**

Bei den Einnischungen der Populationen stößt man häufig auf eine erstaunliche Vielfalt, die in höchst differenzierten Reaktionsnormen bei vielen Insektenordnungen ihren Ausdruck findet (DANKS 1987, MÜLLER 1992). Unter **Reaktionsnorm** einer Population versteht man ihr Vermögen, wechselnde Umwelteinflüsse durch Anpassung zu nutzen. Dies geschieht entweder durch die Bereitstellung einer Palette von Genotypen, von

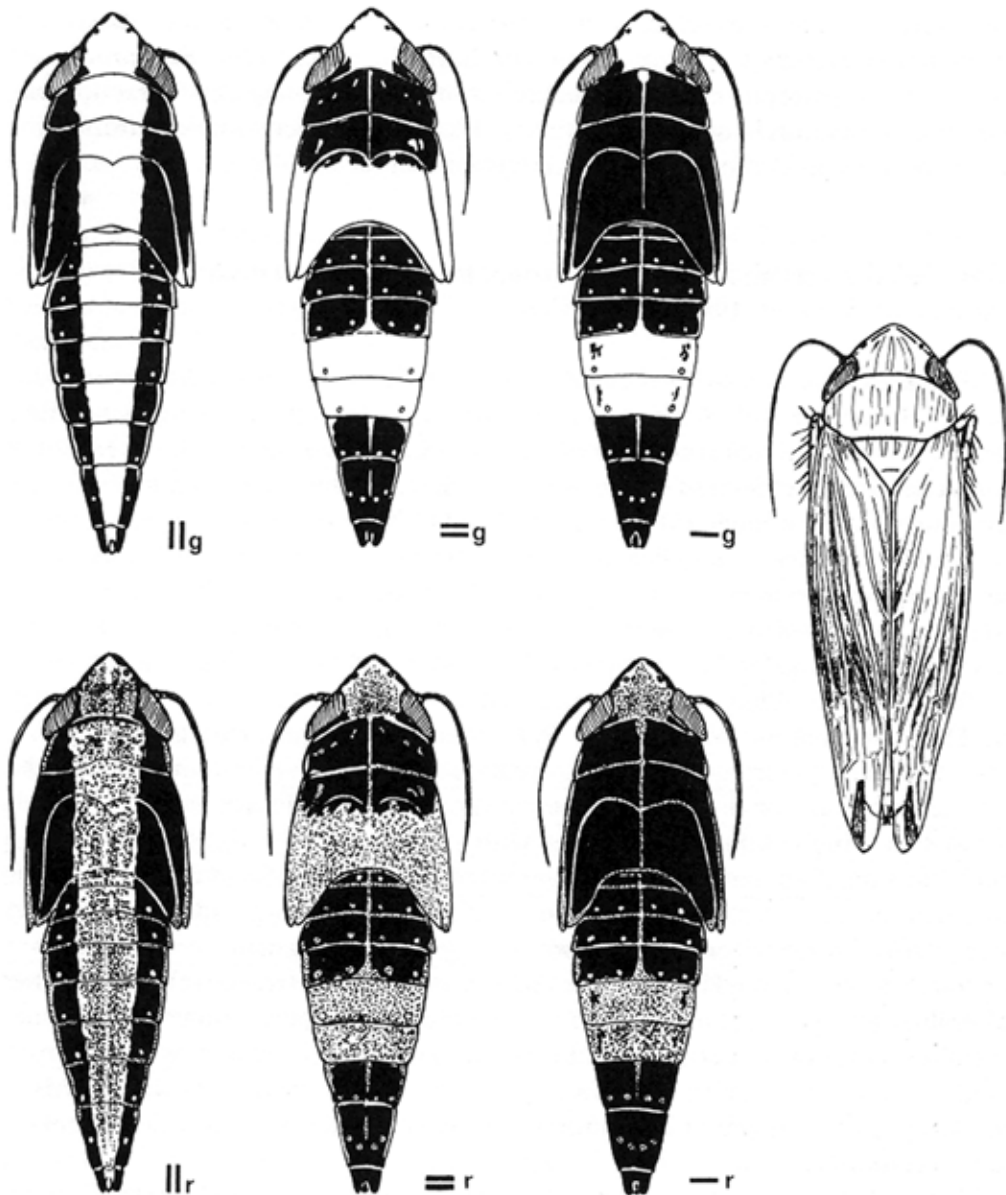


Abb. 1. Die sechs unterschiedlichen Larvenformen (5. Larvenstadium) von *Mocydia crocea*. In der oberen Reihe sind die gelben, in der unteren Reihe die roten Formen dargestellt, daneben rechts außen das uniforme adulte Stadium; ||g: zweistreifig, gelb; ||r: zweistreifig, rot; =g: zweibändig, gelb; =r: zweibändig, rot; -g: einbändig, gelb; -r: einbändig, rot. Nach MÜLLER (1987).

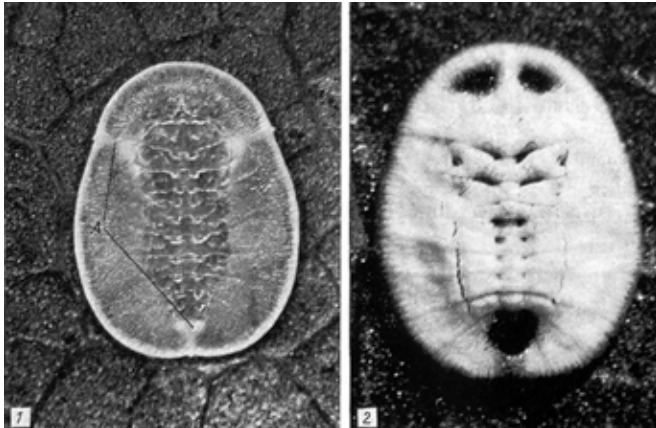


denen die jeweils geeigneten durch **Polymorphismus** die Existenz der Population ermöglichen oder durch die Bildung von **Ökomorphosen (Ökomorphismus)**. Dabei handelt es sich um **Modifikationen** auf Individualebene, durch die sich unterschiedliche Existenzmöglichkeiten für die Population ergeben. Beide Entwicklungsformen, Polymorphismus und Ökomorphismus führen zu einer mehr oder weniger großen **Morphendiversität** als Ausdruck von Biodiversität. Zahlreiche Beispiele für genetischen Polymorphismus gibt es z. B. in der Kastenbildung von Hautflüglern und Termiten, die zu Arbeitsteilung führt. In anderen Fällen zeigen die von einander abweichenden Morphen, daß Populationen in der Lage sind, auf variable Umwelteinflüsse oder auch gleichzeitig vorhandene unterschiedliche Ressourcen durch genetische Variabilität mit entsprechenden Anpassungsformen zu reagieren, wie Nutzung von unterschiedlichen Strahlungseffekten. Bewirkt wird diese Nutzungsmöglichkeit beispielsweise durch die Erzeugung verschiedener Farbformen bei einzelnen Insektenarten. Andere Umwelteinflüsse führen ebenfalls zu voneinander abweichenden Morphen, die in verschiedener Größe und Gestalt ihren Ausdruck finden können. Auch eine Diversität in der Entwicklungsdauer kann genetischen Polymorphismus bei Insekten belegen. Ein gut untersuchter Larvalpolymorphismus ist nach (MÜLLER 1992) von der Zikadenart *Mocystia crocea* bekannt (Abb. 1). Nach MÜLLER (1992) sind die sechs möglichen Morphen nebeneinander im Mesobrometum anzutreffen, wenn auch in verschiedener Häufigkeit. Mimetische Aspekte sind wohl für die ökologischen Ursachen der unterschiedlichen Morphenhäufigkeit verantwortlich. Die gelben „Längsstreifer“ können sich im „senkrecht orientierten Halmwald“ besser verbergen als die verhältnismäßig auffälligen quer gestreiften Larven. Sie werden offensichtlich den Freßfeinden geopfert, um eine Prägung auf die längs gestreiften Larven möglichst zu vermeiden. Hinzu kommt eine unterschiedliche Fertilität der aus den einzelnen Morphen hervorgehenden Imagines. Auch daraus ergibt sich eine relativ leicht erklärbare Überlebensstrategie der Art. Nahezu unübersehbar ist die Vielzahl derartiger Polymorphismen bei den Insekten.

Wie bekannt, tritt bei vielen Insektenarten in einem Entwicklungszustand oder auch in mehreren Entwicklungsstadien eine Entwicklungsverzögerung, mitunter

auch ein offener Entwicklungsstillstand ein, der die Art in die Lage versetzt, widrigen Umwelteinflüssen zu bestimmten Zeiten des Jahres zu entgehen, indem Larvenschlupf aus den Eiern mit großer zeitlicher Verzögerung erfolgt, relativ widerstandsfähige Puppen oder Puparien im Zustand der Ruhe beharren bis lebenswichtige Kälte- oder Dürreperioden vorüber sind. Danach erst erfolgt der Imaginalschlupf. Innerhalb einer Insektenart kann es nun zu einem breiten Spektrum solcher Ruhephasen kommen, die nach DANKS (1987, S. 179 ff) in unterschiedlichen Entwicklungsstadien bei einem Teil einer Population sogar jahrelang dauern können, während bei einem andern Teil derselben Art schon nach kurzer Zeit die Entwicklungsdauer abgeschlossen ist. Diese Differenzierungen in der Entwicklungsrhythmik können bei räumlicher Trennung der Populationen auch einen der Wege zur Speziation darstellen, was z. B. für einige Käferarten wahrscheinlich gemacht werden konnte (MÜLLER 1992).

In großer Vielfalt begegnen uns bei Insekten **Ökomorphosen** als **Gestaltdiversität**, die auf der Grundlage der Reaktionsnorm einer Art beruhen und durch wechselnde Wirkungen der Umweltfaktoren unterschiedliche Morphen auf der Individualebene hervorrufen. Die hierbei mögliche Morphendiversität kann in jedem Entwicklungsstadium einer Art auftreten. Bei der in Mitteleuropa im Normalfall bivoltinen Mottenschildlaus *Aleurochiton aceris* beispielsweise entsteht ein leicht gebautes Sommerpuparium, das sich auffällig vom stark chitinisierten Winterpuparium unterscheidet (Abb. 2). Die Entstehung beider Ökomorphosen wird durch unterschiedliche Tageslängen induziert. Aber auch der Faktor Nahrung kann über das Entstehen der einen oder der anderen Morphe entscheiden, und zwar in Verbindung mit unterschiedlicher Entwicklungsdauer. Weniger als 18 h Licht pro Tag und wüchsige Ahornblätter, die Nahrung der Larven von *A. aceris*, führen über Sommerpuparien zur Sommergeneration der Art, die nach 20–30 Tagen Gesamtentwicklungszeit schlüpft (Subitanform), während eine kürzere Tageslänge oder aber ausgereiftes Ahornlaub zur Latenzform führt, die erst nach Einschaltung einer **Dormanz**, einer Hemmung bzw. Unterbrechung der Ontogenese, in diesem Fall einer bei Kühle ablaufenden Ruhephase, schlüpft. Aber auch Intermediärformen zwischen beiden sind möglich (BÄHRMANN 1974). Auch ist von sehr



**Abb. 2.** Die beiden Puparialformen von *Aleurochiton aceris* (früher *A. complanatus*). 1: schwach chitiniertes Sommerpuparium mit dünner Wachsauflage und den durch die Cuticula hindurchschimmernden Atemkanälen (A); 2: das größere Winterpuparium mit starker Wachsauflage. Nach BÄHRMANN (2002).

verschiedenen Insektenarten bekannt, daß nicht das gesamte Spektrum des Tageslichtes, sondern nur einzelne Spektralbereiche die Entwicklungsgeschwindigkeit in Verbindung mit einer Ökomorphosenbildung beeinflussen und zur Latenz- oder Subitanformenbildung führen (BÄHRMANN 1978, DANKS 1987, MÜLLER 1964).

Die bei vielen Insektenarten durch einen Wechsel der Energieversorgung induzierte Ruhephase (**Dormanz**), besonders unter wechselnden jahreszeitlichen Bedingungen, hat nicht nur zu einem hohen Grad an Morphendiversität geführt, sondern auch die Entwicklung einer Vielzahl an Dormanz- oder Diapauseformen ausgelöst (DANKS 1987, MÜLLER 1992), die selbst in einer kleinen systematischen Insektengruppe wie den mitteleuropäischen Mottenschildläusen zu einer verblüffend großen Diversität beigetragen hat (BÄHRMANN 2002).

Bei unterschiedlichen Diapause-Entwicklungsgängen innerhalb einer Art kann es möglicherweise dann zu **Speziations**prozessen kommen, wenn durch die vorhandenen Unterschiede in der ontogenetischen Entwicklung Populationen quasi in getrennte Gruppierungen mit unterschiedlichen Imaginalperioden zerteilt werden und auf diese Weise genetische Isolationsvorgänge erfolgen, bekannt z. B. von Grillen, Netzflüglern, Blattwespen (DANKS 1987, S. 294 f). Kommen verhältnismäßig schnelle Veränderungen von Umweltparametern hinzu, werden getrennte Nischenbildungen erforderlich, die ebenfalls zur Artbildung beitragen. Solche Artbildungsprozesse können in relativ kurzen Zeitabschnitten auftreten (CARROLL 2000, THOMPSON 1998).

#### 4. 5. Artenmannigfaltigkeit in industrienahem Grasland

Eine bemerkenswerte Artenmannigfaltigkeit konnte durch jahrelange Freilandstudien in naturnahen Grasland-Ökosystemen des Mittleren Saaletales als Ausdruck von Nischen-Diversität ermittelt werden (BÄHRMANN 1989, MÜLLER 1978, MÜLLER et al. 1978). Wie groß aber ist die Arten-Diversität in unmittelbarer Nähe von Industrieanlagen?

Untersucht wurden Graslandflächen im Saaletal nördlich von Jena in der Umgebung eines Düngemittelwerkes bei Steudnitz, in den durch Immissionen von alkalihaltigen Stäuben (35g/m<sup>2</sup>/30Tage) (HEINRICH 1984) stark belasteten Flächen, in denen an Gefäßpflanzen einmal fast nur der Gemeine Salzschwaden (*Puccinellia distans*) bzw. die Gemeine Quecke (*Elytrigia repens*) zu existieren vermochten. Die für den Vergleich vorliegenden Insektengruppen sowie die Arachnida zeigen, daß trotz extremer Bedingungen im Immissionsgebiet die Artenzahlen in den verschiedenen Untersuchungsflächen zwar Differenzen aufweisen, sie dennoch bei den einzelnen Konsumentengruppen nicht generell voneinander abweichen. Zu besserer Bewertung werden die Untersuchungsergebnisse im Immissionsgebiet mit denen im naturnahen Leutratl-Grasland verglichen (Tab. 3).

Erstaunlich ist die große Zahl der Arthropoden-Arten in den mehr oder weniger extrem einartigen Graslandflächen des denaturierten Industriegebietes, wenn sie bei

**Tab. 3:** Die mit Kescher (Ke)- und Bodenfallenfängen (Bo) erzielten Arten (sp)- und Individuenzahlen (n) einiger Arthropoden-Gruppen 1971–1974 im Leutratal bei Jena (Leu) bzw. 1978–1982 im Immissionsgebiet Steudnitz (Steu). Der Quotient  $n/sp$  gibt die durchschnittliche Individuenzahl pro Art an (nach BÄHRMANN 1989).

Arthropoden-Gruppen	Leu: sp	Steu: sp	Leu: n	Steu: n
Auchenorrhyncha: Bo	-	-	-	-
Auchenorrhyncha: Ke	124	52	57416	67800
Auchenorrhyncha: n/sp Ke	463	1303	-	-
Diptera: Bo	129	207	1173	6933
Diptera: Ke	543	240	29599	36298
Diptera: n/sp Ke	54	151	-	-
Heteroptera: Bo	-	-	-	-
Heteroptera: Ke	81	30	27976	11639
Heteroptera: n/sp Ke	345	388	-	-
Arachnida: Bo	192	-	8079	-
Arachnida: Ke	141	47	8706	4567
Arachnida: n/sp Ke	62	97	-	-

den Kescherfängen auch nicht an diejenigen in den naturnahen Graslandflächen des Leutratales heranreicht. Bei den Zweiflüglern liegen genauere Untersuchungsergebnisse in den Quecken- und Salzschwadenrasen des Immissionsgebietes vor, zu denen noch folgendes nachgetragen werden soll. Innerhalb von vier Jahren (1979–1982), die Produktion des Düngemittelwerkes war damals noch in vollem Gange, wurden mit Hilfe zweier Sammelmethode (Kescher- und Bodenfallenfänge) im Salzschwadenrasen ca. 163, im Queckenrasen 227 Dipteren-Arten nachgewiesen (BÄHRMANN 1988), wobei zu bemerken ist, daß nur ein Teil der tatsächlich vorhandenen Zweiflügler bis zur Art bestimmt werden konnte. Es ließ sich mithin nachweisen, daß in den außerordentlich stark gestörten Grasland-Ökosystemen auf der Basis hauptsächlich einer Gefäßpflanzenart unter den Insekten Hunderte von Konsumentenarten, neben Herbivoren zum Teil auch Saprophage und Carnivore zu existieren vermochten, unter den Konsumenten demnach eine außerordentlich große Biodiversität anzutreffen war.

Charakteristisch sind die ermittelten Individuen/Arten-Quotienten. Sie zeigen, daß in gestörten Ökosystemen die durchschnittliche Individuenzahl/Artenzahl größer ist als in naturnahen, also weniger oder kaum gestörten Ökosystemen, was auf die in der Regel besonders individuenreichen dominanten Arten in gestörten Systemen zurückgeführt werden kann.

Vergleicht man die Artenzahlen einer Insektengruppe, hier der Zweiflügler, in beiden Grasland-Ökosystemen, dem naturnahen Leutratal und dem Immissionsgebiet bei Steudnitz und zusätzlich noch mit denjenigen eines feuchten Grasland-Biotopes, dem Naturschutzgebiet Apfelstädter Ried bei Arnstadt/Thüringen (Tab. 4) – wobei nur Bodenfallenfänge ausgewertet worden sind –, liegt der wesentliche Unterschied zwischen den Ergebnissen wiederum im  $n/sp$ -Quotienten.

Den vorgestellten Resultaten ist zu entnehmen, daß **Störungen** der Umwelt **nicht in jedem Falle zur Abnahme an Diversität** führen müssen. Man sollte die Situationen nur genau untersuchen, um Klarheit über die tatsächliche Artenmannigfaltigkeit auch in solchen Biotopen zu bekommen, von denen augenscheinlich bloß eine gering Artenvielfalt zu erwarten ist, ehe man ein Urteil über die Struktur eines solchen gestörten Ökosystems fällt. Ökosystemkomplexität und Artenmannigfaltigkeit gehören, was schon CANCELA DA FONSECA (1991) hervorhebt, nicht notwendigerweise zusammen. Daß trotz der Artenvielfalt auf den Konsumentenebenen solche Biozönosen dennoch in erheblichem Umfang gestört sind, ist auch der Dominanzstruktur der Konsumenten zu entnehmen. In unserem Falle sind es unterschiedliche Konsumenten-Typen der Zweiflügler. Ihre Ermittlung sagt damit schließlich auch einiges über die Biodiversität aus. Übrigens kann auch in naturnahen Ökosystemen wie z. B. in *Calluna*-Heiden bei geringer pflanzlicher Diversität diejenige der Arthropoden recht hoch sein (USHER 1992).

**Tab. 4:** Vergleichende Untersuchungsergebnisse bei Zweiflüglern nach Bodenfallenfängen im Leutratal bei Jena, dem Immissionsgebiet Steudnitz und dem Apfelstädter Ried bei Arnstadt; sp: Artenzahlen; n: Individuenzahlen;  $H'$ : Diversitätsindex nach SHANNON-WEAVER. Der Quotient  $n/sp$  ergibt die durchschnittliche Individuenzahl pro Art und ist bei einem vergleichsweise hohen  $H'$ -Wert relativ niedrig (nach BÄHRMANN 1987).

	Leutratal	Steudnitz	Apfelstädter Ried
sp	129	207	218
n	1173	6927	3678
$H'$	1,412	0,999	1,003
n/sp	9,09	33,49	16,87

#### 4. 6. Störungen – Wiederbesiedlung – Sukzession

Beeinträchtigungen unserer Landschaftsräume durch Fremdstoffeinwirkung führen trotz der oben geschilderten Beobachtungen bekanntermaßen zu Degradationen von Ökosystem-Strukturen, die sowohl die Produzenten- als auch die Konsumentenebenen betreffen. Damit ist im ganzen eine Abnahme an Biodiversität unvermeidlich. Diese ohne Zweifel bestehenden Tatsachen sagen aber noch nichts aus über Quantität und Qualität der Veränderungen und in welchem Umfang sie eventuell reparabel sind. Zahlreiche Studien liegen zum Thema Störung und Regeneration von Ökosystemen bereits aus der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts vor, z. B. BARRETT (1968, 1978), BULAN & BARRETT (1971), DODD et al. (1995) u. a. Im Leutratal wurde durch PETER et al. (1981) nach Begiftung ausgewählter Graslandflächen im Früh- und Spätsommer 1980 mit einem Fentoxen/Dichlorvos-Gemisch deren Wiederbesiedlung durch Arthropoden untersucht. Es stellte sich dabei heraus, daß die Arten mancher Gruppen schneller (Saltatoria-, Hymenoptera-, Coleoptera-Arten), die anderer systematischer Gruppen langsamer zurückkehren (die meisten Auchenorrhyncha, Heteroptera und Araneae). Zweiflügler und manche Zikadenarten zeigen unterschiedliche Wiederbesiedlungsgeschwindigkeiten. Auch dieses Beispiel der wechselnden Biodiversität weist auf eine nicht leicht zu fassende Variabilität der Vielfalt hin.

Wiederbesiedlung nach zuvor erfolgter Ökosystem-Degradation sind mit **Regeneration** und **Sekundärsukzession** verbunden, komplexen Prozessen, die nach Beendigung der Produktion im Düngemittelwerk Steudnitz (1989/1990) über einen Zeitraum von zehn Jahren (1990–1999) verfolgt werden konnten (BÄHRMANN 2000, HEINRICH et al. 2001, KÖHLER 2009, PERNER et al. 2003). In der unmittelbaren Umgebung des Emittenten wurden die Sukzessionsprozesse auf der Ebene der Produzenten wie auch mehrerer Konsumentengruppen verfolgt, und zwar in den stark gestörten Salzschwaden-, dem Queckenrasen und einer weniger stark, aber doch deutlich gestörten ruderalen Glatthaferwiesenfläche. Völlig verändert hat sich im Untersuchungszeitraum die mit Salzschwaden bestandene Graslandfläche. In den Queckenrasen sind im Verlaufe der Zeit hohe Anteile von Glatthafer eingedrungen. Verhältnismäßig geringe Strukturveränderungen gab es in der ruderalen

Glatthaferwiese. Nahm die Artenmannigfaltigkeit bei den Pflanzen auch überall zu, so doch insbesondere bei den zuvor besonders stark geschädigten Graslandflächen, die fast nur mit Salzschwaden bzw. Quecke bestanden waren. Konvergente Sukzessionentwicklungen waren nicht vorhanden. Ab Mitte der 1990er Jahre war eine zunehmende Heterogenität zu beobachten. Nischenpartitionierung könnte hierfür ausschlaggebend gewesen sein. Bei starker Störung dürfte die Regeneration vorwiegend durch allogene (abiotische) Parameter, bei weniger starker Störung durch autogene Prozeßabläufe gesteuert worden sein (HEINRICH et al. 2001).

Mit zunehmender Mannigfaltigkeit unter den Pflanzenarten im Verlauf der Regeneration und Sekundärsukzession nahm auch die Diversität der untersuchten Herbivoren-, aber nur diejenige von zwei untersuchten Carnivoren-Gruppen (räuberische Wanzen und Spinnentiere) zu. Mit steigender pflanzlicher Diversität zeigte die Konsumenten-Abundanz eine abnehmende Tendenz. Die Mannigfaltigkeit der Carnivoren wird offensichtlich durch die Herbivoren und die Detritivoren-Diversität bestimmt. Wahrscheinlich ist auch die steigende pflanzliche Strukturmannigfaltigkeit von Bedeutung für wachsende Diversität der Konsumenten. Auf jeden Fall sind für die Veränderungen der Biodiversität während der Sukzessionsprozesse mehrere Parameter verantwortlich (PERNER et al. 2003). Aus den detaillierten Untersuchungen der Veränderung in der Heuschreckenfauna während der Sukzession geht hervor, daß im Hinblick auf die Artengarnitur ein Jahrzehnt nach Produktionseinstellung im Umkreis des Düngemittelwerkes wieder regionale naturnahe Verhältnisse eingetreten sind (KÖHLER 2009). Unter den Zweiflüglern fanden sich während der Immissionsperiode mehrere ausgesprochen halophile Arten, die nach Einstellung der Düngemittelproduktion sehr schnell verschwanden. Schon nach wenigen Jahren waren die ehemals dominanten Halophilen nur noch einzeln oder gar nicht mehr vorhanden. Dafür traten im Verlauf der Sukzessionsprozesse andere Arten auf, so daß sich der Artenumfang nicht wesentlich veränderte, wohl aber die Dominanzstruktur, was zum Teil aus der zunehmenden Mannigfaltigkeit der Phytostruktur, insbesondere in den vormals stark geschädigten Grasland-Biotopen, aber auch durch die veränderte Bodenbeschaffenheit zu erklären sein dürfte (BÄHRMANN 2000).

#### 4. 7. Klimawandel, Ökosystem-Veränderungen und Biodiversität

Das Klima gehört zweifellos zu den entscheidenden abiotischen Faktorenkomplexen, die einen bestimmten Einfluß auf die ökologische Einnischung der Organismenarten ausüben. Änderungen des Klimas bleiben damit nicht ohne Auswirkung auf Struktur und Funktion von Ökosystemen (KORN et al. 2009, SPARKS & CAREY 1995). Schon geringe Veränderungen der Temperatur im Jahresgang dürften u. U. synchrone Zyklen destabilisieren, die sich über längere Zeiträume zwischen Populationsentwicklungen und Faktorengefügen im Ökosystem eingestellt haben, z. B. zwischen Pflanzenfressern und ihren Wirtspflanzen oder in der Temperatursummenbildung und der durch sie gesteuerten Abfolge von Entwicklungsstadien poikilothermer Tiere. WATT & MCFARLANE (2002) diskutieren dieses Problem am Beispiel des Frostspanners und seiner Wirtspflanzen. Experimentelle Untersuchungen haben ergeben, daß Witterungsfaktoren einen stärkeren Einfluß auf die Populationsentwicklung von *Musca domestica* ausüben als biotische Faktoren (GOULSON et al. 2005), eine im Hinblick auf Klimaränderungen interessante Erkenntnis, die sicherlich für viele Insektenarten von Belang sein dürfte. Eine im letzten halben Jahrhundert deutlich abgenommene Zahl der Tage mit Minimaltemperatur ( $< 0^\circ$ ), auch eine Abnahme der Zahl der Frosttage für weite Teile Deutschlands läßt sich belegen (BADECK et al. 2008). Dadurch ist eine Abnahme der **Kälte-limitierung** bei kältesensitiven Organismenarten zu erwarten, was nicht ohne Einfluß auf die Biodiversität bleiben dürfte. VOIGT et al. (2003) haben den Einfluß von **Klimafaktoren** auf **Ökosystemebene**, und zwar auf drei Trophie-Stufen untersucht. Die Produzenten sind dabei mit 254 Arten, die Primärkonsumenten (nur Arthropoden) mit 656 Arten und die Sekundärkonsumenten (Carnivoren) mit 385 Arten vertreten. Als Konsumenten wurden nur Arthropoden berücksichtigt. Es zeigte sich, daß das Klima die drei Trophiestufen in unterschiedlicher Weise beeinflusst. Die Anfälligkeit der Arten gegenüber klimatischen Einflüssen nimmt offensichtlich mit ansteigenden Trophie-Stufen zu. Klimatische Veränderungen können daher auch Destabilisierungen innerhalb der Artengemeinschaften, genauer der Trophie-Beziehungen zur Folge haben. Dies bedeutet, daß jeder **Klimawandel** die Ökosysteme in komplizierter Weise beeinflussen kann. Schwierig

dürfte es sein, den Grad der Beeinflussung im einzelnen unmittelbar erfassen zu wollen.

#### 4. 8. Biologische Invasionen

**Neophyten** sowie **Neozoen** sind neuerlich stets mehr oder weniger zahlreich zu beobachten, insbesondere wiederum durch Änderungen abiotischer Faktorenwirkungen, wie im Gefolge eines Klimawandels. Die Verbreitungsgebiete der Arten können sich demzufolge ändern, was bei solchen Insektenarten mehrfach nachgewiesen werden konnte, die aus Südost- oder auch aus Südwesteuropa in letzter Zeit nach Mitteleuropa eingewandert sind. Bei Insekten ist diese Erscheinung z. B. für Käfer-, Falter- und Zweiflüglerarten mehrfach belegt. Dabei kann es zur Verschiebung von Konkurrenzbeziehungen zwischen einzelnen Arten kommen (BADECK et al. 2008), ursprünglich vorhandene Arten werden in ihren Existenzbedingungen mitunter erheblich beeinträchtigt, die Artbestände sogar zum Erlöschen gebracht. Änderungen der Biodiversität sind damit freilich auf engste verbunden.

#### 4. 9. Biodiversität erfassen - beurteilen

Wenn von der Beurteilung der Biodiversität in Ökosystemen die Rede ist, wird darunter in der Regel die Deutung der **Artenmannigfaltigkeit** verstanden. Sie zu erfassen ist ein Problem. Mitunter wird gefragt, muß man tatsächlich sämtliche Arten – soweit sie nachzuweisen sind – überhaupt berücksichtigen? Zur Ökosystemstruktur (und -funktion) gehört freilich das Arteninventar der entsprechenden Lebensgemeinschaften. Will man auf die Berücksichtigung einzelner Arten verzichten, stellt sich sofort die Frage, welche das sein sollen, eine hoffnungslose Fragestellung.

Sicherlich gelingt der Artennachweis im Falle der Insektenfauna bei den meisten Ordnungen nicht allein mit Hilfe e i n e r Sammelmethode. Kaum lassen sich alle Arten jemals zählen, wenn auch z. B. mittels der Keschermethode bei hohen Stichprobenzahlen und mehrfachen Wiederholungen während der gesamten Vegetationsperiode die Möglichkeit besteht, für einzelne Ordnungen oder Lebensformtypen **Summenprozentkurven** zu bestimmen, die u. U. zeigen können, in welchem Umfang die vorhandenen Arten erfaßt wor-

den sind. Mehrjährige kontinuierliche Sammelergebnisse im Leutratal bei Jena zeigen, welche großen Unterschiede sich in den Artenzahlen bei verschiedenen Insekten- bzw. Arthropoden-Gruppen ergeben, wenn von ihnen die Summenprozentkurven gebildet werden. Diese Unterschiede werden zusätzlich durch die unterschiedlichen Ökosystem-Typen weiter modifiziert (MÜLLER et al. 1978). Auch die **Arealgröße** läßt sich ansatzweise durch die Artenzahl pro Aufnahme-flächen-größe ermitteln. Bestimmbar ist in diesem Zusammenhang das jeweilige **Minimalareal** pro Art.

Zweifellos ist es für die Beurteilung der Artenmannigfaltigkeit eines gut abgrenzbaren Gebietes, eines Habitats, einer Biozönose oder eben auch eines Ökosystems von hohem Wert, die Artengarnituren möglichst auf verschiedenen Konsumentenebenen angeben zu können und damit Einblicke in einen Ausschnitt der Biodiversität zu bekommen. Ein weiterer Schritt besteht darin, Dominanzstrukturen zu ermitteln und miteinander zu vergleichen. Auch Biodiversität sollte beim Vergleich mehrerer Untersuchungsgebiete oder ökologischer Strukturen möglichst in einer **Maßzahl**, einem **Index** zur Darstellung gelangen, und zwar mit dem Ziel, auch dadurch quantitative Vergleiche von ökologischen Strukturgegebenheiten bis hin zu Ökosystemen erhalten zu können.

Insbesondere in den 60er, 70er Jahren des vorigen Jahrhunderts, zu einer Zeit, in der der Erstellung von Ökosystem-Modellen ein besonderer Wert beigemessen wurde und man meinte, durch Modellbildung dem Ökosystem-Verständnis in schnellen Schritten nahe zu kommen, wurde versucht, neben Maßen für biotische Parameter auch geeignete Maße für die Biodiversität, sprich die Artenmannigfaltigkeit zu finden. In einer großen Zahl von Arbeiten wird darüber berichtet. Man vergleiche beispielsweise zusammenfassende Darstellungen bei KREBS (1978) und SOUTHWOOD (1978). Sicherlich findet man mit geeigneten Parametern, die für Artenvielfalt in einzelnen Habitaten oder untersuchten Ökosystemen bzw. dem, was man dafür hält, u. U. interessante Werte z. B. für die Relation der Individuendichte einzelner Arten oder Artengruppen, die mit denen anderer Flächen verglichen werden können. Immer sind es Individuenzahlen und Artenzahlen, die in diese Maße eingehen. In der Regel gibt es, wie schon

gesagt, wenige individuenreiche Arten und eine mehr oder weniger große Anzahl individuenarmer Arten auf einer untersuchten Fläche. Mehrere Möglichkeiten sind vorhanden, dafür entsprechende Maßzahlen zu erhalten. Eine solche Maßzahl stellt der **Diversitätsindex** dar. Unterschiedliche Indices waren und sind auch heute noch im Gebrauch. Aus der Vielzahl der Indices seien einige als Beispiele nachfolgend angeführt. Es gibt solche, die lediglich die Dominanzstruktur einer Artengruppe charakterisieren, wie der **Berger-Parker-Index**

$$d = N_{\max}/N_T$$

( $N_{\max}$ : Gesamtindividuenzahl;  $N_T$ : Art mit höchster Individuenzahl)

oder der **Simpson-Index**, der die Wahrscheinlichkeit angibt, mit der ein zweites Individuum einer Organismengemeinschaft zur selben Art gehört wie das erste.

$$D = 1/\sum (p_i)^2$$

( $p_i$ : relativer Anteil der Art i).

Mit dem oft gebrauchten **Shannon-Weaver-Index**

$$H = -\sum p_i \log p_i$$

( $p_i$ : relativer Anteil der Art i)

läßt sich das Maß der relativen Gleichverteilung der Individuen auf die aufgefundenen Arten darstellen. Auf jeden Fall erhält man einen Zahlenwert, der insbesondere im Vergleich aus ökologischer Perspektive etwas aussagt und dessen Bedeutung dabei erwogen werden muß. Liegt für eine Tiergruppe in einen Biotop nur ein Befund vor, muß der Aussagewert zunächst offen bleiben. Doch worin besteht ein einmaliger Befund? Zunächst aus einer Momentaufnahme. Erst Wiederholungen, deren erforderliche Anzahl von einer Reihe vor allem abiotischer Faktoren abhängig ist, vergrößern den Wert der Indices. Liegen mehrere der erwünschten Maßzahlen vor, bleiben die Einsichten in ökologische Zusammenhänge ohne ökologische Kenntnis der Arten immer noch wesentlich begrenzt. Weder Ursachen für Dominanzverhältnisse noch Aussagen zur Populationsbewegung der Arten werden mit dem Index erfaßt. Auch bleibt selbstverständlich der Wert der Zeigerarten im Ökosystem verborgen. Um Unausgeglichheiten bei der Stichprobenzahl in ihrer Wirkung zu minimieren, lassen sich weitere Berechnungen durchfüh-

ren, nämlich **Äquitätsermittlungen**, die jedoch die aufgeworfenen Probleme nicht wesentlich zu mildern vermögen. Mit anderen Worten ist die Bedeutung der Mannigfaltigkeit auf Artniveau oder in der Beurteilung der vorhandenen Lebensformen in einem bestimmten Areal mit den ermittelten Maßzahlen keineswegs zufriedenstellend zu klären, selbst wenn sich die Untersuchungsergebnisse nicht nur auf mathematisch-statistischen Berechnungen gründen, sondern Verknüpfungen mit Dominanzspektren und den für die untersuchten Areale als typisch erkannten Arten hergestellt werden. Man erhält aber Richtwerte und Zielstellungen für weitere Studien.

## 5. Diskussion

Sicherlich kann man mit dem Begriff der Biodiversität nicht ganz so abenteuerlich umgehen wie mit den eingangs erwähnten Begriffen Ökologie, Umwelt und den aus ihnen abgeleiteten Begriffserweiterungen. Dennoch, beim Begriff Biodiversität sind es die oft zu beobachtenden fatalen Einschränkungen seiner Bedeutung, die den Begriffsinhalt schrumpfen lassen und Fehlteile begünstigen.

Gewiß spielt die Artenmannigfaltigkeit als Begriffsinhalt der Biodiversität eine wichtige Rolle, und sicherlich verändert sich Artenmannigfaltigkeit als vielbeschriebene Form der Biodiversität überall, wo menschliche Manipulationen am Werke sind, und das ist praktisch überall auf der Erde so. Sicherlich ist das auch ein Grund für den häufigen Gebrauch des Biodiversitätsbegriffes in diesem Zusammenhang. Am auffälligsten ist die Verringerung der Artenbestände in der zunehmenden Abnahme naturnaher Biotope. Daran ändert auch die mögliche Zunahme der Artenmannigfaltigkeit in **Großstädten** (REICHHOLF 2009) wenig. Zumal sich die Minimalareale für die dort vorhandenen Arten schnell ändern und Existenzgrenzen für einzelne Arten leicht unterschritten werden können. Welche Gefahren von anthropogen hervorgerufenen Biotop-Veränderungen ausgehen können wird beispielsweise an den Situationsbeschreibungen **thüringischer Biotope** deutlich (WESTHUS & VAN HENGEL (1995). Dort konnten 88 Biotop-Typen beschrieben werden. Von ihnen sind nicht weniger als 88% gefährdet. Was das für Einbußen an Habitat-, Struktur- und Arten-Diversität bedeutet, ist

nicht abzusehen, zumal es ausgeschlossen ist, sämtliche Mikrohabitats, die Nischenqualitäten im einzelnen auch nur annähernd zu erfassen, ganz zu schweigen von den Artenbeständen in den verschiedenen Biotoptypen. Auch dann, wenn man nur an die Dominanten und Zeigerarten unter den Insekten denkt, für deren Existenz in vielen Fällen wechselnde Nischenbindungen in den vorhandenen Habitaten erforderlich wären, die aber durch Biotop-Schädigungen mit der Zeit verhängnisvoll geschrumpft sind oder ganz fehlen.

Viele Insekten werden sich bei vorhandenem **Poly-morphismus** allerdings noch behaupten können, selbst wenn sie bei abnehmenden Nischenbindungen in einzelnen Genotypen zu überleben nicht mehr im Stande sind. Ihre genetische Plastizität ist ein oft zu gering geachteter Bereich der Biodiversität. Zu ihm kommt außerdem noch die den genetischen Polymorphismus überlagernde Ausbildung von intraspezifischen unterschiedlich gestalteten **Phänotypen**. Sie können durch wechselnde Tageslängen, Temperaturunterschiede, Nahrungsvielfalt, aber auch innerartliche Konkurrenz, z. B. durch den Gedrängefaktor hervorgerufen werden, wofür es bei Blattläusen auffällige Beispiele gibt. Je vielfältiger sich intraspezifische genetische Variabilität durch Ressourcenreichtum hat entwickeln können, um so vorteilhafter ist es für die jeweilige Art, widrigen Umwelteinflüssen zu trotzen. Bei genügend hoher Vitalität können sich ja auch dann noch einzelne Mutanten einer Art erhalten, wenn andere auf Grund der Ressourcen-Schrumpfung nicht mehr zu existieren vermögen, wofür z. B. MÜLLER (1992) zahlreiche Beispiele liefert. Hinzu kommen vielfach mehrere intraspezifische **Dormanzformen**, die die Überlebenschancen einer Art vergrößern helfen. Dies alles nützt bei Verlust an Lebensräumen nichts, wenn es sich bei den Arten um Biotopspezialisten handelt, die auf eng begrenzte spezifische Ressourcen in ihren Lebensräumen angewiesen sind, wie spezielle Nahrungsquellen sowie spezifische abiotische Faktorenwirkungen im Jahresgang oder auch mutualistische Beziehungen, die bei Veränderungen der Biotope verloren gehen können.

Sicherlich sind **Schutzbestrebungen** erforderlich und vielfach auch nützlich. Im großen und ganzen ähneln sie jedoch oftmals der Arbeit des Sisyphus mit seinem Stein. Bedenklich werden Schutzmaßnahmen vor allem

immer dann, wenn oft aus gut gemeintem Grund in Ökosystemstrukturen und -funktionen eingegriffen wird, denn – wie könnte es anders sein – wir manipulieren Ökosysteme. d. h. hochkomplexe Systeme, gewiß ohne auch nur entfernt eine Vorstellung von ihren tatsächlichen Funktionen zu haben. Dadurch müssen zum Teil wenigstens chaotische Störungen ausgelöst werden, die sich in unvorhersehbaren Denaturierungen äußern.

Kehren wir nochmals zur Artenmannigfaltigkeit zurück. Eine Frage verdient jedenfalls noch erwähnt zu werden, nämlich **wozu** überhaupt die **Artenvielfalt** da ist. Eine vordergründige Antwort gibt es nicht. Vielleicht ist die Frage überhaupt falsch gestellt. Was steckt hinter der Artenvielfalt? Gewiß sind „Arten ... nicht einfach ein bunter Haufen ...“ (REICHHOLF 2009, S. 79). Die Vorstellungen ELTONS (1958) über die „Gestalt“ von Nahrungsketten haben bei HUTCHINSON (1959) die Vorstellungen reifen lassen, daß zur Aufrechterhaltung von Nahrungsbeziehungen komplexe Verknüpfungen größere Chancen bieten als einfache. Dies aber bedeutet, je mehr Arten, um so häufiger Verknüpfungen innerhalb und wohl auch zwischen den weit verzweigten Nahrungsketten, Nahrungsnetzen, die die lebendige Vielfalt repräsentieren. Je dichter derartige Verbindungen, um so sicherer aber auch der Fortbestand des Nahrungskettengefüges. Je größer diese Form der Diversität, um so größer wird auch die Zahl der Nahrungsspezialisten werden. Die Komplexität der Ressourcenabhängigkeit steigt, zumal im Verlauf der Evolution durch innerartlichen genetischen Polymorphismus in den Nischenbeziehungen voneinander abweichende Mutanten entstanden sind und einen Speziationsprozeß befördern, was autökologische Untersuchungsbefunde an Insekten nahe legen (MÜLLER 1992). Daß solche Artbildungsprozesse verhältnismäßig schnell von statten gehen könnten, machen THOMPSON (1998) und CARROLL (2000) wahrscheinlich.

Durch zunehmenden Umfang an Biodiversität lassen sich auch Nischenverluste unter Umständen ausgleichen, vorteilhaft für die gesamte Biozönose wie auch das Ökosystem. Daß die Entfaltung von Komplexität im Kontext der ökologischen Nischenbildung an Grenzen stößt, die auf der Beschaffenheit der Strukturdiversität, Konkurrenzbeziehungen sowie abiotischer Faktorenwirkung beruht, läßt sich wohl nicht bestreiten. Ebenso unbestritten aber ist auch die Tatsache, daß die

Biotopvielfalt und die in den Lebensgemeinschaften wie auch den Biotopen nie stagnierenden Faktorenwirkungen unter natürlichen Bedingungen einen ständigen Energiefluß befördern, der nicht allein zur Erhaltung, sondern zugleich zur Mehrung von Biodiversität beiträgt. Fluktuationen ändern an diesem Grundprinzip nichts, auch wenn **Arteninvasionen** von einem zum anderen Ökosystem stattfinden, die Störwirkungen mit sich bringen, aber auch neue organismische Beziehungen aufbauen können. Entscheidend sind dabei die trophischen Beziehungen zwischen Invasoren und angestammten Arten, das Alter und damit die auf den Nahrungsketten beruhenden Funktionen im Einwanderungsgebiet und sicherlich auch die vorherrschende Länge der vorhandenen Nahrungsketten (PIMM 1989). Anzunehmen ist also, daß sich unter Einwanderern immer auch Arten befinden, die neue Nischenstrukturen aufbauen und damit vorteilhaft auf das für sie neue Ökosystem wirken.

Mit diesen Argumenten für eine Entwicklung von Artenvielfalt sind sicherlich nur wenige Aspekte angedeutet, die keine vollständige Erklärung des Begriffs der Biodiversität erlauben. Die Komplexität des Lebendigen dürfte sich, wie so oft, auch hier einer auch nur halbwegs einleuchtenden Erklärung im wesentlichen entziehen. Wir sind auf die Erkennbarkeit von Streiflichtern angewiesen.

Noch stärker umdunkelt ist das Problem der **Funktion von Artenvielfalt**. Freilich weiß man von vielen Arten, welche Rolle sie in den Nahrungsketten oder in mutualistischen Beziehungen spielen, auch welchen Beitrag einige von ihnen bei der Erschließung von Lebensräumen leisten. Damit aber wird immer nur ein kleiner Anteil des Artenbestandes einer Biozönose beleuchtet. Die meisten Arten bleiben dabei unberücksichtigt, und welche Rolle sie im Systemganzen spielen, wissen wir nicht. Zumal viele nur mit geringer Individuendichte bzw. Biomasse in Erscheinung treten. Sie sind einfach da, haben eine Lebensstätte gefunden, die sie ohne wirksame Konkurrenz einnehmen. Auf viele Pflanzensaftsauger wie z. B. mehrere Mottenschildlausarten unserer Fauna wird wohl diese Tatsache zutreffen (BÄHRMANN 2002). Ihre Rolle bei funktionellen Beziehungen dürfte gering sein, solange sie nicht zu Massenvermehrungen neigen. Es sind latente Funktionsträger.



Absichtlich ist bei dieser Diskussion der Begriff der **Stabilität** weitgehend vermieden worden. In den Jahrzehnten des vorigen Jahrhunderts, in denen das sogenannte Ökosystem-Konzept weniger unter Ökologen als vielmehr unter Theoretikern und Statistikern mit großer Intensität erstellt und untersucht wurde, spielte die Vorstellung von Stabilität und Instabilität des Ganzen eine nicht geringe Rolle. Die Vorstellung von Stabilität verband sich häufig mit der Annahme der Bewahrung von Funktionsbeziehungen, wie man sie glaubte, erkannt zu haben. Doch, wie schon einmal zitiert, „die Norm ist der Wandel“ (NESTMANN 2002, S. 16). Und hier liegen für die Erhaltung von Biodiversität in ihrer Ganzheit viele Unbekannte, die schwer zu erhellen sind. Freilich können massive Störungen als solche erkannt und daraus unmittelbare Folgen für Ökosystem-Funktionen abgeleitet werden. Aber gewagte Prognosen für weitere Entwicklungsvorgänge, selbst bei verschiedenen angenommenen Möglichkeiten, sog. Szenarien, können noch so geschickt ausgedacht sein, die Komplexität der Entwicklung ist meist nur sehr oberflächlich abzusehen, wie das in den Störversuchen (s. o.) beschrieben worden ist. In einigen Fällen allerdings kann herbeigeführte sogenannte Stabilität in der Tat erhalten werden, nämlich in hochgradig anthropogenen Ökosystemen. Die über Jahre hinweg nahezu unveränderte Struktur der schwer belasteten Ökosysteme im Immissionsgebiet Steudnitz bei Jena, in denen fast nur Quecke (*Elyt-rigia repens*) und Salzschwaden (*Puccinellia distans*) das Erscheinungsbild der Vegetation bestimmten, führten zu artenreichen Konsumentengruppen bei **künstlicher Stabilität**, solange die Emissionen wirksam waren. Nach Einstellung der Produktion konnte dann auch von Stabilität der Ökosysteme keine Rede mehr sein. Flora und Fauna änderten sich drastisch, und die folgende Sukzession entbehrte aller Merkmale der zuvor erzwungenen anthropogenen „Stabilität“.

Wenn man Biodiversität in möglichst naturnahen Ökosystemen schützen will, muß die Frage erlaubt sein, was unter Biodiversität verstanden sein soll und wie ernst der Vorsatz der Schutzbestrebungen gemeint ist. Umweltschutz im weiteren oder engeren Sinne ist immer ein Filterprozeß, immer sind gewollt oder nicht gewollt mehr oder weniger eigennützige Bestrebungen am Werke, die eine bestimmte (oftmals einseitige?) Zielstellung verfolgen. Das hängt nicht etwa unbedingt

mit Planspielen, sondern mit der Umweltwahrnehmung der Akteure zusammen. Umwelt ist eben nicht gleich Umwelt. Man kann einen Wald schützen wollen, indem man die Bewirtschaftung einengt. Was daraus folgt ist fraglich. Man kann in einem großen Waldgebiet Wildkatzen oder Luchse schützen wollen und wird auf die dafür erforderlichen Belange ein besonderes Augenmerk legen. Man kann einen Wald zum Totalreservat erklären, ein oft sicherlich gut gemeintes Vorhaben. Die Waldfläche ist freilich mehr oder minder massiven Einflüssen von außen ausgesetzt. Die Wirkung dieser Einflüsse wird man von vornherein über größere Zeiträume kaum abzusehen in der Lage sein.

Daß Klimaänderungen die Biodiversität beeinflussen, steht ebenfalls außer Zweifel. Beispiele dafür gibt es wie oben erwähnt viele. Ob aber ein sogenannter **Treibhauseffekt** hierbei wirksam ist, wie vielfach behauptet wird, müßte noch genauer begründet werden und darf vorerst zumindest in Frage gestellt werden, selbst wenn man von der wiederum oberflächlichen Begriffserklärung einmal absieht. Wer tarnt sich bei umweltpolitischen Diskussionen nicht alles mit diesem Begriff. Und was dahinter steckt, müßten tatsächlich in erster Linie Fachleute ohne Vorurteile zu ermitteln versuchen, wie von THÜHNE (2008) eindrucksvoll erörtert wird. Wie in sämtlichen Belangen der Thematik kann auch hier nur eine sachliche Diskussion weiterführen.

#### Dank

Herrn Dr. H. Meyer, Kiel, danke ich herzlich für die Mithilfe bei der Literaturbeschaffung.

#### Literatur

- BADECK, F.-W., S. POMPE, I. KÜHN & A. GLAUER (2008): Wetterextreme und Artenvielfalt. – Naturschutz und Landschaftsplanung **40**: 343–345.
- BÄHRMANN, R. (1974): Anatomisch-morphologische und ökologische Untersuchungen an den Intermediärformen von *Aleurochiton complanatus* (BAERENSPRUNG) (Homoptera, Aleyrodina) unter besonderer Berücksichtigung der Dormanz. – Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere **101**: 269–293.
- (1978): Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen an den Ökomorphosen (Subitan- und Latenzpuparien) von *Aleurochiton complanatus* (BAERENSPRUNG) (Homoptera, Aleyrodina). – Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere **105**: 474–485.

- (1987): Untersuchungen der Dipterenfauna in natur- und industri-  
nahen Rasenökosystemen Thüringens (DDR) mittels Bodenfallen.  
– Deutsche entomologische Zeitschrift, Neue Folge **34**: 85–105.
- (1988): Über den Einfluß von Luftverunreinigungen auf Öko-  
systeme XIV. Ökofaunistische Untersuchungen an Zweiflüglern  
(Diptera, Brachycera) industrienahe *Agropyron-* und *Puccinellia-*  
Rasen. – Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Öko-  
logie und Geographie der Tiere **115**: 49–68.
- (1989): Zur Stabilität der Arthropodenfauna in natur- und industri-  
nahen Rasenökosystemen. – Zoologische Jahrbücher, Abteilung  
für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere **116**: 255–275.
- (2000): Betriebsstilllegung eines Düngemittelwerkes und Faunen-  
veränderung am Beispiel der Zweiflügler (Diptera, Brachycera).  
– Thüringer Faunistische Abhandlungen **VII**: 267–285.
- (2002): Die Mottenschildläuse: Aleyrodina. – Die Neue Brehm-  
bücherei Nr. 664. 1. Aufl., 240 S.
- BARRETT, G. W. (1968): The effect of an acute insecticide stress on a  
semi-enclosed grassland ecosystem. – *Ecology* **49**: 1019–1035.
- (1978): Stress effects on natural ecosystems. – *The Ohio Journal  
of Science* **1978**: 160–162.
- BOERO, F. (2010): The Study of Species in the Era of Biodiversity: A  
Tale of Stupidity. – *Diversity* **2**: 115–126.
- BÜCHS, W. (2003): Biodiversity and agri-environmental indicators  
– general scopes and skills with special reference to the habitat  
level. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **98**: 35–78.
- BULAN, C. A. & G. W. BARRETT (1971): The effects of two acute stress-  
es on the arthropod components of an experimental grassland eco-  
system. – *Ecology* **52**: 597–605.
- CANCELA DA FONSECA, J. P. (1991): Ecological diversity and ecological  
systems complexity: local or global approach? – *Revue d'Écologie  
et de Biologie du Sol* **28**: 51–66.
- CARROLL R. L. (2000): Towards a new evolutionary synthesis. – *Trends  
in Ecology and Evolution (TREE)* **15**: 27–32.
- DANKS, H. V. (1987): Insect Dormancy: An Ecological Perspective. –  
*Biological Survey of Canada Monograph series No. 1*: IX+439.
- DODD, M., J. SILVERTOWN, K. MCCONWAY, J. POTTS & M. CRAWLEY  
(1995): Community stability: a 60-year record of trends and out-  
breaks in the occurrence of species in the Park Grass Experiment.  
– *Journal of Ecology* **83**: 277–285.
- DUELLI, P., M. K. OBRIST & D. R. SCHMATZ (1999): Biodiversity evaluation  
in agricultural landscapes: aboveground insects. – *Agriculture  
and Ecosystems Environment* **74**: 33–64.
- ELTON, C. S. (1958): The ecology of invasions by animals and plants.  
– London. pp. 159.
- FIELDSÁ, J. & J. C. LOVETT (1997): Biodiversity and environmental sta-  
bility. – *Biodiversity and Conservation* **6**: 315–323.
- FRI TZLAR, F., A. NÖLLERT & W. WESTHUS (Hrsg.) (2011): Rote Listen  
der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten, Pflanzengesellschaften  
und Biotope Thüringens. – *Naturschutzreport* **26**: 1–544.
- GASTON, K. J. (1991): The Magnitude of Global Insect Species Rich-  
ness. – *Conservation Biology* **5**: 283–296.
- GOULSON, D., L. C. DERWENT, M. E. HANLEY, D. DUNN & ST. R.  
ABOLINS (2005): Predicting calyptrate fly populations from the  
weather, and probable consequences of climate change. – *Journal  
of applied Ecology* **42**: 795–804.
- HEINRICH, W. (1984): Über den Einfluß von Luftverunreinigungen auf  
Ökosysteme. III. Beobachtungen im Immissionsgebiet eines Dün-  
gemittelwerkes. – *Wissenschaftliche Zeitschrift der Friedrich-  
Schiller-Universität Jena, Mathematisch-Naturwissenschaftliche  
Reihe* **33**: 251–290.
- HEINRICH, W., J. PERNER & R. MARSTALLER (2001): Regeneration and  
secondary succession – a 10 year study of permanent plots in  
a polluted area near a former fertilizer factory. – *Zeitschrift für  
Ökologie und Naturschutz* **9**: 237–253.
- HEINRICH, W., R. MARSTALLER, R. BÄHRMANN, J. PERNER & G. SCHÄL-  
LER (1998): Das Naturschutzgebiet „Leutral“ bei Jena – Struk-  
tur- und Sukzessionsforschung in Grasland-Ökosystemen. – *Nat-  
urschutzreport* **14**: 1–423.
- HUTCHINSON, G. E. (1959): Homage to Santa Rosalia or why are there  
so many kinds of animals? – *The American Naturalist* **XCIII**:  
145–159.
- KLAUSNITZER, B. (2003) (Hrsg.): *Entomofauna Germanica* **6**: 1–343.
- KÖHLER, G. (2009): Heuschrecken (Saltatoria) und Ohrwürmer (Derm-  
aptera) im Immissionsgebiet des Düngemittelwerkes Steudnitz/  
Thüringen – eine Langzeitstudie (1978–2001). – *Mauritiana* **20**:  
601–646.
- KORN, H., R. SCHLIEP & J. STADLER (Hrsg.) (2009): Biodiversität und  
Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland IV – Ergebnisse  
und Dokumentation des 4. Workshops an der Internationalen  
Naturschutzakademie des Bundesamtes für Naturschutz, Insel Vilm  
14.–17.10.2007. – *BfN – Schriften* **246**: 1–72.
- KREBS, C. J. (1978): *Ecology. The Experimental Analysis of Distribu-  
tion and Abundance*. – New York, Hagerstown, San Francisco,  
London. pp. 678.
- MELIS, C., A. BUSET, P. A. AARRESTAD, O. HANSEN, E. L. MEISING-  
SET, R. ANDERSEN, A. MOKSNES & E. ROSKRAFT (2006): Impact of  
red deer *Cervus elaphus* grazing on bilberry *Vaccinium myrtillus*  
and composition of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assem-  
blage. – *Biodiversity and Conservation* **15**: 2049–2059.
- MÜLLER, H. J. (1964): Über die Wirkung verschiedener Spektralberei-  
che bei der photoperiodischen Induktion der Saisonformen von  
*Euscelis plebejus* FALL. (Homoptera, Jassidae). – *Zoologische  
Jahrbücher, Abteilung für allgemeine Zoologie und Physiologie  
der Tiere* **70**: 411–426.
- (1978): Strukturanalyse der Zikadenfauna (Homopt. Auchen.) ein-  
er Rasenkatena Thüringens (Leutral bei Jena). – *Zoologische  
Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie  
der Tiere* **105**: 258–334.
- (1987): Über die Vitalität der Larvenformen der Jasside *Mocydia  
crocea* (H.-S.) (Homopt. Auch.) und ihre systematische Bedeu-  
tung. – *Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Öko-  
logie und Geographie der Tiere* **114**: 105–129.
- (1991) (Hrsg.): *Ökologie* – 2. Aufl. Jena. 415 S.
- (1992): *Dormanz bei Arthropoden*. – Gustav Fischer, Jena, Stutt-  
gart, New York. 289 S.
- MÜLLER, H. J., R. BÄHRMANN, W. HEINRICH, R. MARSTALLER, G.  
SCHÄLLER & W. WITSACK (1978): Zur Strukturanalyse der epigä-  
ischen Arthropodenfauna einer Rasen-Katena durch Kescherfänge.  
– *Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Ökologie  
und Geographie der Tiere* **105**: 131–184.
- NESTMANN, L. (2002): Zur Ökologie des Menschen. Menschen als Ak-  
tivist, Opfer und Verantwortliche in den Ökosystemen der Erde  
– Gießen. 262 S.
- PERNER, J. (1995): Zur Artenmannigfaltigkeit der Arthropodenfauna von  
Kalktrockenrasen. – *Beiträge zur Ökologie* **1**: 21–66.
- PERNER, J., W. VOIGT, R. BÄHRMANN, W. HEINRICH, R. MARSTALLER,  
B. FABIAN, K. GREGOR, D. LICHTER, F. W. SANDER & H. T. JONES  
(2003): Responses of arthropods to plant diversity: changes after  
pollution cessation. – *Ecography* **26**: 788–800.
- PETER, H.-U., G. KÖHLER & A. STRAKA (1981): Zur Regeneration  
gestörter Ökosysteme – die Wiederbesiedlung begifteter Rasen-  
flächen durch Arthropoden. – *Wissenschaftliche Zeitschrift der  
Friedrich-Schiller-Universität Jena, Mathematisch-Naturwissen-  
schaftliche Reihe* **30**: 645–660.
- PETTIT, S. & M. B. USHER (1998): Biodiversity in agricultural land-  
scapes: the ground beetle communities of woody uncultivated  
habitats. – *Biodiversity and Conservation* **7**: 1549–1561.
- PIMM, ST. L. (1989): Theories of Predicting Success and Impact of Intro-  
duced Species. – In: DRAKE, J. A., H. A. MOONEY, F. DI CASTRI,  
R. H. GROVES, F. J. KRUGER, M. REJMANEK & M. WILLIAMSON  
(eds.): *Biological Invasions. A Global Perspective*. *Scope* **37**:  
351–367.

- REICHHOLF, J. H. (2009): Ende der Artenvielfalt? Gefährdung und Ver-  
nichtung von Biodiversität. – Frankfurt/M. 224 S.
- SCHUMANN, H., R. BÄHRMANN & A. STARK (Hrsg.) (1999): Checkliste  
der Dipteren Deutschlands. – *Studia dipterologica Supplement* 2:  
1–354.
- SCHWEIGER, O., M. MUSCHE, D. BAILEY, R. BILLETER, T. DIEKÖTTER,  
F. HENDRICKX, F. HERZOG, J. LIIRA, J.-P. MAELFAIT, M. SPEEL-  
MANS & F. DZIOCK (2007): Functional richness of local hoverfly  
communities (Diptera, Syrphidae) in response to land use across  
temperate Europe. – *Oikos* 116: 461–472.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1978): *Ecological Methods with particular refer-  
ence to the study of Insect Populations.* – 2<sup>nd</sup> Ed. London, New  
York. pp. 524.
- SPARKS T. H. & P. D. CAREY (1995): The response of species to cli-  
mate over two centuries: an analysis of the Marsham phenological  
record 1736–1947. – *Journal of Ecology* 83: 321–329.
- SPEIGHT, M. C. D. (2005): An “expert system” approach to development  
of decision tools for use in maintenance of invertebrate biodiver-  
sity in forests. – *Environmental Encounters* 57: 133–141.
- STREIT, B. (2007): Was ist Biodiversität? – München. 125 S.
- THOMPSON, J. N. (1998): Rapid evolution as an ecological process. –  
*Trends in Ecology and Evolution (TREE)* 13: 329–332.
- THÜHNE, W. (2008): Zum Bild von der Erde als „Treibhaus“ Mythos,  
Fantasie oder Realität? – *Burgen und Schlösser* 2: 83–118.
- TÜRKAY, M. (2001): Was ist Biodiversität? – *Kleine Senckenberg-Reihe*  
41: 1–4.
- USHER, M. B. (1992): Management and diversity of arthropods in *Cal-  
luna* heathland. – *Biodiversity and Conservation* 1: 63–79.
- VOIGT, W., J. PERNER, A. DAVIS, T. EGGERS, J. SCHUMACHER, R. BÄHR-  
MANN, B. FABIAN, W. HEINRICH, G. KÖHLER, D. LICHTER, R.  
MARSTALLER & F. W. SANDER (2003): Trophic levels are differ-  
entially sensitive to climate. – *Ecology* 84: 2444–2453.
- VÖLKL, W. & TH. BLICK (2004): Die quantitative Erfassung der rezen-  
ten Fauna von Deutschland – Eine Dokumentation auf der Basis  
der Auswertung von publizierten Artenlisten und Faunen im Jahr  
2004. Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz.  
Bonn. 72 S.
- WATT, A. D. & A. M. MCFARLANE (2002): Will climate change have a  
different impact on different trophic levels? Phenological devel-  
opment of winter moth *Operophtera brumata* and its host plants.  
– *Ecological Entomology* 27: 254–256.
- WESTHUS, W. & U. VAN HENGEL (1995): Biotope in Thüringen - Sit-  
uation, Gefährdung und Schutz. – *Naturschutzreport* 9: 1–255.
- WHEELER, O. D. (1995): Systematics, the scientific basis for inventories  
of biodiversity. – *Biodiversity and Conservation* 4: 476–489.
- WIKIPEDIA (2012): Artenvielfalt – [http://de.wikipedia.org/w/index.php?  
title=Artenvielfalt&oldid=104878081](http://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Artenvielfalt&oldid=104878081).
- WIKIPEDIA (2012): Biodiversität. – [http://de.wikipedia.org/w/index.php  
?title=Biodiversität&oldid=104286120](http://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Biodiversität&oldid=104286120)
- WILSON, O. E. (1992): Ende der biologischen Vielfalt? Der Verlust an  
Arten, Genen und Lebensräumen und die Chancen für eine Um-  
kehr. – Springer, Heidelberg, Berlin, New York. 557 S.
- WITSACK, W. (1975): Eine quantitative Keschermethode zur Erfassung  
der epigäischen Arthropoden-Fauna. – *Entomologische Nachrichten*  
8: 123–128.

### **Anschrift des Autors:**

Prof. em. Dr. Rudolf Bährmann  
Käulchensweg 38  
51105 Köln  
e-mail: r.baehrmann@t-online.de

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Veröffentlichungen des Naturkundemuseums Erfurt \(in Folge VERNATE\)](#)

Jahr/Year: 2012

Band/Volume: [31](#)

Autor(en)/Author(s): Bährmann Rudolf

Artikel/Article: [Biodiversität - aus der Sicht eines Entomologen 517-535](#)