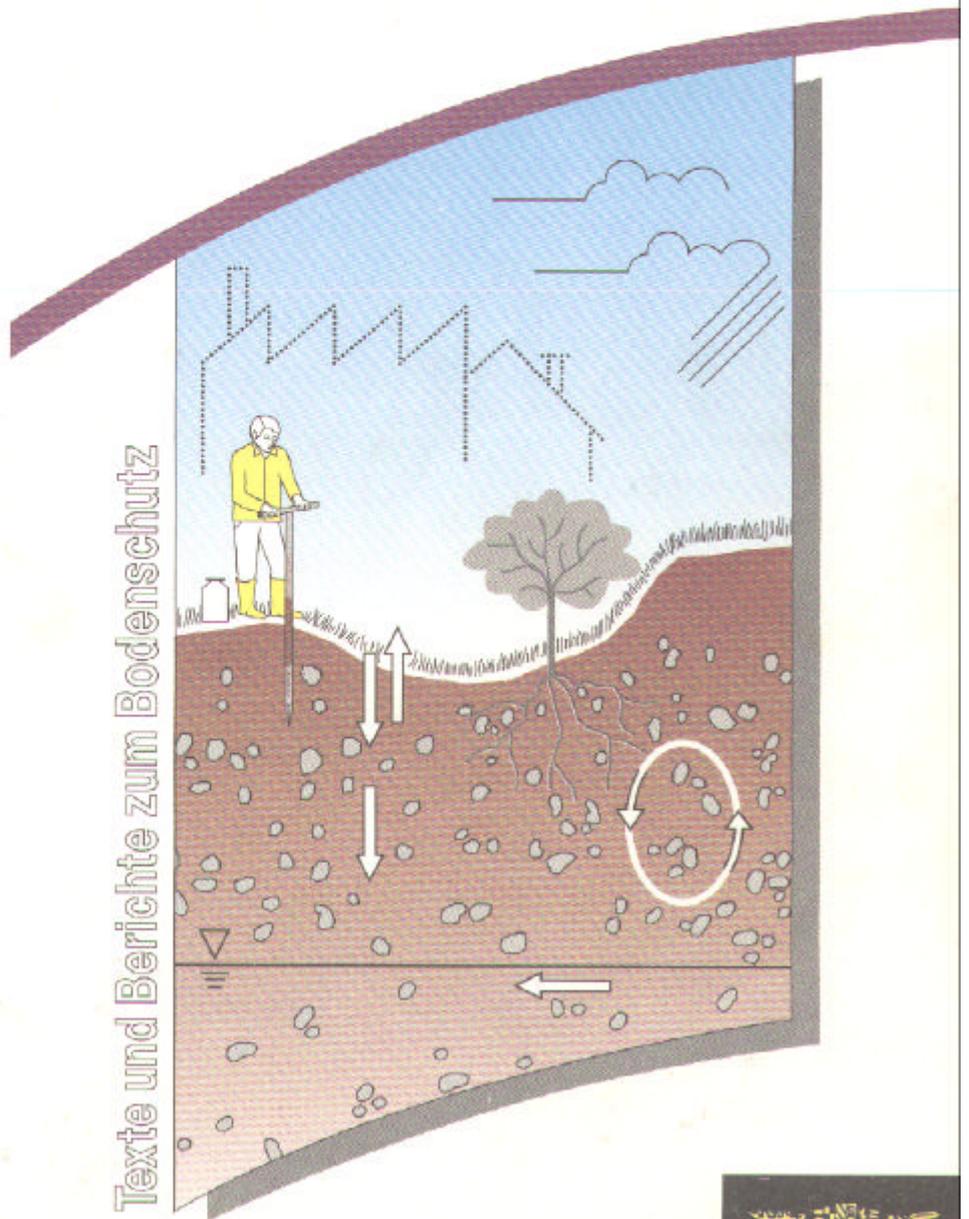


Handbuch Boden

Boden als Lebensraum für Bodenorganismen
bodenbiologische Standortklassifikation
- Literaturstudie -

Texte und Berichte zum Bodenschutz



BODEN
ABFALL
ALTASTEN



MINISTERIUM
FÜR UMWELT
UND VERKEHR

Bodenschutzfachinformation im WWW

IMPRESSUM

Herausgeber: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Verfasser: Oekotoxikologie Flörsheim
Dr. J. Römbke, Dr. B. Förster, Dipl.-Biol. F. Horak

Staatliches Museum für Naturkunde, Karlsruhe
Prof. Dr. L. Beck, Dr. A. Ruf, Dr. Rosciczewski,
Dipl.-Biol. M. Scheurig & Dr. S. Woas

IFAB Institut für angewandte Bodenbiologie, Osnabrück
Dr. H.-C. Fründ

Redaktion: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Abteilung 5 – Boden, Abfall, Altlasten
Referat 51 – Bodenschutz
V. Schweikle

Karlsruhe 1997

**Bei diesem Ausdruck handelt es sich um eine Adobe Acrobat Druckvorlage.
Abweichungen im Layout vom Original sind rein technisch bedingt.
Der Ausdruck sowie Veröffentlichungen sind - auch auszugsweise - nur für ei-
gene Zwecke und unter Quellenangabe des Herausgebers gestattet.**

Boden als Lebensraum für Bodenorganismen bodenbiologische Standortklassifikation

- Literaturstudie -

*Im Auftrag des Landes Baden-Württemberg,
vertreten durch die Landesanstalt für Umweltschutz
Baden-Württemberg, Karlsruhe*

Von

*J. Römbke¹, L. Beck², B. Förster¹, H-C. Fründ³,
F. Horak¹, A. Ruf², C. Rosciczweski², M. Scheurig² & S. Woas²*

¹ *ECT Oekotoxikologie GmbH, Flörsheim*

² *Staatliches Museum für Naturkunde, Karlsruhe*

³ *IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Osnabrück*

Juni 1996

1. Zusammenfassung

Im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, vertreten durch die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU Karlsruhe), wurde eine Literaturrecherche zum Thema Bodenfauna und Umwelt durchgeführt. Das Ziel dieser Studie ist, Informationen darüber zusammenzutragen, ob und auf welche Weise das Vorkommen und die Aktivität der Bodenorganismen (Mikroflora und Invertebraten) von pedologischen und biologischen Standortfaktoren abhängt. Dazu wurden insgesamt ca. 7000 wissenschaftliche Veröffentlichungen in eine Literaturliste aufgenommen und mit Hilfe eines festgelegten Katalogs von Begriffen (Tiergruppen, Meßparameter, Standortfaktoren) verschlagwortet.

Aufbauend auf dieser Literaturliste wird die Rolle und Bedeutung der Bodenorganismen für terrestrische Ökosysteme zusammenfassend dargestellt (Kap. 3). Insbesondere wird der Aufbau (= Struktur) und die naturhaushaltliche Leistung (= Funktion) von Bodenbiozöten - speziell Mitteleuropas - beschrieben. Zunächst wird dazu eine kurze Übersicht über die Mikroflora (Bakterien und Pilze) gegeben, da die Interaktion zwischen Mikroflora und Bodenfauna eines der wichtigsten Elemente im bodenbiologischen Geschehen darstellt. Aus der großen Zahl bodenlebender Organismen werden dann einige Tiergruppen genauer vorgestellt, die aufgrund ihrer hohen Wertigkeit für das gesamte Ökosystem (z.B. Regenwürmer) sowie als Repräsentanten verschiedener trophischer Ebenen (saprophag: Enchytraeiden, Lumbriciden, Isopoden, Oribatiden, Diplopoden; zoophag: Gamasinen, Chilopoden, Carabiden; polyphag: Formiciden) und raum-zeitlicher Skalen ausgewählt werden.

Bei den Standortfaktoren wird zwischen natürlichen und anthropogenen Faktoren unterschieden (Kap. 4). Bei ersteren handelt es sich primär um Bodenkennwerte wie Bodentyp, Bodenfeuchte, pH-Wert sowie um klimatische Faktoren und die Vegetation. Unter anthropogenen Faktoren werden neben Schadstoffen (Schwermetalle, Pestizide usw.) jede Form der Bodenbeeinflussung (z.B. Verdichtung oder Kahlschlag) verstanden. Die Reaktion der Organismen auf diese Faktoren wird mittels verschiedener Meßparameter (Kap. 5; Abundanz, Biomasse, Reproduktion, Verhalten, Einfluß auf die Dekomposition usw.) erfaßt.

Ein Ziel der Studie ist, zwischen den genannten Faktoren (bzw. Faktorenkomplexen) und der qualitativen wie quantitativen Zusammensetzung der Bodenbiozöten Zusammenhänge aus den verschlagworteten Arbeiten abzuleiten, die eine Kennzeichnung des Zustands einer gegebenen Fläche anhand ihrer Bodenorganismen erlauben. Dazu werden beispielhaft die Einflüsse der verschiedenen bodenphysikalischen, bodenchemischen und anthropogenen Faktoren auf die genannten zehn Organismengruppen detailliert dargestellt (Kap. 6). Dabei wird klar, daß es eine einfache Korrelation zwischen Vegetationseinheiten und Bodenbiozöten nicht gibt, sondern daß eine Vielzahl von Faktoren (speziell die Bodenfeuchte, der pH-Wert, die Humusform sowie das Klima) bzw. Faktorenkomplexen das Vorkommen der Organismen beeinflussen.

Nur sehr wenige Arten (bzw. bei der Mikroflora Funktionseinheiten) können als direkte Indikatoren für bestimmte Standortverhältnisse dienen, während die meisten ein eher indifferentes Verhalten zeigen, auf komplexe Faktorengemische reagieren oder ihre Ansprüche für eine Aussage nicht genügend bekannt sind. Für eine Standortklassifikation sind daher ganze Biozöten (z.B. Zersetzer-

gesellschaften) besser geeignet, da deren Zusammensetzung bzw. die Dominanzverhältnisse innerhalb einer Gruppe (und evtl. zwischen verschiedenen funktionellen Einheiten) den Zustand eines Standorts gut widerspiegeln. Leider fehlen für eine solche semiquantitative Analyse bei einem großen Teil der Literatur verwertbare Angaben zur Abundanz und Dominanz der Organismen einerseits und den Standortfaktoren andererseits. Zum Abschluß von Band 1 wird der gegenwärtige Stand der Methoden zur Erfassung von Struktur und Funktion der Bodenbiozönose dokumentiert (Kap. 7). Dazu werden neben den näher diskutierten Organismengruppen auch ökosystemare und bodenkundliche Parameter vorgestellt.

In Band 2 werden die aus der Literatur bekannten Arbeiten (z.B. VOLZ, GRAEFE, SINNIGE et al.) zur Schaffung tiersoziologischer Einheiten und deren Systematisierung vorgestellt und beurteilt (Kap. 8). Auf dieser Grundlage sowie eigenen Überlegungen ist es möglich, ein allgemeines Verfahren zur Nutzung von Bodenorganismen für die Klassifikation und Beurteilung von Standorten vorzuschlagen (Kap. 9). Das erarbeitete vierstufige Konzept beruht im Kern auf einem Vergleich zwischen standortspezifischer Zönose mit derjenigen, die real an dem Standort gefunden wird. Anhand des Beispiels "Stadtwald Ettlingen", einem Moderbuchenwald im Nordschwarzwald, wird dieses Konzept für fünf Organismengruppen präzisiert. Die Prognose über die zu erwartende Besiedlung wird mit früher erhobenen Daten verglichen (BECK et al. 1988). Daraus geht hervor, daß der "Stadtwald Ettlingen" als eine weitgehend naturnahe Fläche ohne Hinweise auf eine Belastungssituation anzusehen ist.

Zur ausführlicheren Beantwortung der Frage, ob das entwickelte Konzept direkt in Baden-Württemberg verwertbar ist, wird eine praktische Validierung durchgeführt. Für jede der behandelten Organismengruppen mit Ausnahme der Ameisen und der Mikroflora (Datenlage und Variabilität erlauben deren Anwendung gegenwärtig nicht) wird die zu erwartende Besiedlung an 11 Dauerbeobachtungsflächen der LfU Baden-Württemberg sowie 4 eigenen Waldstandorten prognostiziert und mit dem realen Vorkommen der Organismen verglichen (Kap. 10 und 11). Die differenzierten Ergebnisse dieses Vergleichs dienen sowohl der Beurteilung der Standorte in Hinsicht auf eine mögliche Belastungssituation als auch der Beurteilung der verschiedenen Tiergruppen für deren Einsatz im Rahmen einer bodenbiologischen Standortklassifizierung (Kap. 12). So lassen sich z.B. zwei der 15 Standorte eindeutig und zwei weitere wahrscheinlich als auffällig charakterisieren. Des Weiteren werden bodenkundliche, klimatische und biogeographische Kriterien für die Definition einer überschaubaren Zahl von Standorttypen zur Klassifizierung der Wälder Baden-Württembergs gegeben. Außerdem werden Probleme bei der Anwendung der bodenbiologischen Standortklassifizierung diskutiert, die in ähnlicher Weise für die meisten anderen Verfahren der angewandten Ökologie ebenso gelten.

Ziel eines solchen Ansatzes ist es also einerseits, durch eine begrenzte Anzahl von bodenbiologischen Probenahmen einen Standort so zu beurteilen, daß eine Entscheidung über seinen Belastungszustand und evtl. das weitere Vorgehen, bevorzugt in Form von Handlungsanweisungen (z.B. gezielte chemische Analytik, Sanierungsmaßnahmen etc.), möglich wird (Screening-Ansatz). Andererseits können nur durch ein solches biologisches Verfahren die ökologischen Auswirkungen von Belastungen auf die Struktur und Funktion des Bodenökosystem eines Standorts beurteilt werden. Besonders zu betonen sind dabei die Praktikabilität des Verfahrens sowie die Transparenz der Schlußfolgerungen, wodurch seine Anwendung im Rahmen des behördlichen Bodenschutzes in Analogie zu heute akzeptierten Verfahren der Vegetationskunde oder chemischen Rückstandsanalytik möglich wird. Die Beurteilung der im Entwurf des Bundesbodenschutzgesetzes

aufgeführten "Lebensraumfunktion für Bodenorganismen" dürfte auf diese Weise effizient möglich sein. Die Struktur des vorgeschlagenen Konzepts zur bodenbiologischen Standortklassifizierung orientiert sich an international anerkannten Verfahren der ökologischen bzw. ökotoxikologischen Risikoabschätzung.

In Band 3 wird abschließend die gesamte aufgenommene Literatur dokumentiert (Kap. 14 -18). Dabei können die für jede interessierende Kombination von Organismengruppe und Standortfaktor relevanten Arbeiten gezielt über detaillierte Listen herausgezogen werden. Das Literaturverzeichnis steht einschließlich der verwendeten Schlagwörter für eine weitergehende Auswertung bzw. Aktualisierung auf elektronischen Datenträgern zur Verfügung.

English Summary

In this report theoretical and practical aspects of a soil biological site classification system are outlined. For this purpose, more than 7000 references, organised in a newly developed data bank, were evaluated. Main objective of this literature review was whether and to which extent the occurrence and activity of soil organisms (microflora and animals) depend on various abiotic and biotic site properties. In detail, the following issues are discussed:

- Structure and function of the soil organism cenosis in general. Based on this evaluation, enchytraeids, lumbricids, isopods, oribatids, diplopods, gamasines, chilopods, carabids, formicids were selected for further study (Chapter 3).
- Site properties were pedological (e.g. pH), biological (e.g. food) and anthropogenic (e.g. chemicals) factors. The reaction of the organisms to these factors were measured using different parameters (e.g. abundance, diversity etc) (Chapter 4 + 5).
- The biology, ecology and ecotoxicology of each of the selected organism groups are described in detail (incl. a data appendix) (Chapter 6).
- Some practical approaches described in the literature, developed for individual organism groups or the whole cenosis, are discussed (Chapter 8) and conclusions are drawn for our own classification system (Chapter 9). Especially valuable seems to be the use of qualitative parameters like the species composition.
- Data from 15 forest sites located all over Baden-Württemberg (11 from the LfU and 4 from the SMNK; Chapter 10)) were used to validate our approach. The expected cenosis (separately for each organism group except ants and microflora) for each site was compared to those species which were actually found at these sites (Chapter 11).
- The results of this comparison were used to evaluate the 15 sites (in two cases striking and in two other cases doubtful differences were found) and to assess the suitability of the various organism groups for the purpose of biological site classification. To study one group of organisms is not sufficient since different life styles, exposure situations, trophic interactions and scales should be covered. Furthermore, suggestions for the definition of site types (= ecotopes) are given (Chapter 12).
- In an appendix, a coded list of references is given which allows the reader to easily access papers covering special topics (e.g. the combination "earthworm" and "pH").

Summarising our findings, we conclude that the soil biological site classification system, which is in agreement with internationally accepted risk assessment procedures, is well suited to fulfill two aims: Screening of potentially contaminated sites and evaluation of the biological condition of a given site. Thus this approach should be used routinely used since botanical or chemical methods cannot evaluate the state of the soil ecosystem.

Inhaltsverzeichnis

1. ZUSAMMENFASSUNG	3
ENGLISH SUMMARY	6
2. EINFÜHRUNG	12
<i>Danksagung</i>	13
3. VORSTELLUNG DER BODENBIOZÖNOSE (J. RÖMBKE, L. BECK)	14
3.1 KLASSEKATION ANHAND TAXONOMISCHER KRITERIEN	14
3.2 KLASSEKATION ANHAND FUNKTIONELLER (= ÖKOLOGISCHER) KRITERIEN	16
3.3 BEDEUTUNG DER BODENORGANISMEN	18
3.3.1 <i>Einführung</i>	18
3.3.2 <i>Funktionen der Bodenmikroflora</i>	20
3.3.3 <i>Überblick über den Dekompositionsprozeß</i>	20
3.3.4 <i>Funktion der Bodenfauna</i>	23
3.3.5 <i>Beispiel: Oligochaeta</i>	23
4. AUFLISTUNG MÖGLICHER STANDORTFAKTOREN (J. RÖMBKE)	27
4.1 GENERELLE EINFLUßGRÖßEN	27
4.1.1 <i>Klima</i>	27
4.1.2 <i>Geographischer Bereich</i>	27
4.2 NATÜRLICHE STANDORTFAKTOREN.....	28
4.2.1 <i>Bodenphysikalische Faktoren</i>	28
4.2.2 <i>Bodenchemische Faktoren</i>	29
4.2.3 <i>Biologische Faktoren</i>	31
4.3 ANTHROPOGENE STANDORTFAKTOREN	32
4.3.1 <i>Chemikalien</i>	32
4.3.2 <i>Andere Stressoren</i>	34
5. MESSGRÖßEN ZUR BESCHREIBUNG VON BODENBIOZÖNOSEN (J. RÖMBKE)	35
5.1 ERFASSUNGSEBENEN	35
5.2 MESSPARAMETER	36
5.2.1 <i>Strukturparameter</i>	36
5.2.2 <i>Funktionsparameter</i>	37
5.3 ABGELEITETE PARAMETER	39
6. BODENORGANISMEN UND STANDORTFAKTOREN	42
6.1 ÜBERSICHT: RELEVANTE FAKTOREN BZW. ORGANISMENGRUPPEN	42
6.2 MIKROFLORA (B. FÖRSTER)	42
6.2.1 <i>Bodenphysikalische Faktoren</i>	43
6.2.2 <i>Bodenchemische Faktoren</i>	44
6.2.3 <i>Biologische Faktoren</i>	45
6.2.4 <i>Anthropogene chemische Faktoren</i>	46
6.2.5 <i>Andere anthropogene Faktoren</i>	47
6.2.6 <i>Zusammenfassung</i>	47
6.3 ENCHYTRAEIDAE (J. RÖMBKE)	48

6.3.1 Bodenphysikalische Faktoren.....	50
6.3.2 Bodenchemische Faktoren.....	51
6.3.3 Biologische Faktoren.....	53
6.3.4 Anthropogene chemische Faktoren.....	56
6.3.5 Andere anthropogene Faktoren.....	58
6.3.6 Zusammenfassung.....	58
6.4 LUMBRICIDAE (J. RÖMBKE).....	59
6.4.1 Bodenphysikalische Faktoren.....	62
6.4.2 Bodenchemische Faktoren.....	63
6.4.3 Biologische Faktoren.....	64
6.4.4 Anthropogen chemische Faktoren.....	66
6.4.5 Andere anthropogene Faktoren.....	69
6.4.6 Zusammenfassung.....	69
6.5 ORIBATIDA (L. BECK, F. HORAK, S. WOAS).....	71
6.5.1 Bodenphysikalische Faktoren.....	73
6.5.2 Bodenchemische Faktoren.....	75
6.5.3 Biologische Faktoren.....	78
6.5.4 Anthropogene chemische Faktoren.....	82
6.5.5 Andere anthropogene Faktoren.....	83
6.5.6 Zusammenfassung.....	83
6.6 GAMASINA (A. RUF).....	84
6.6.1 Bodenphysikalische Faktoren.....	88
6.6.2 Bodenchemische Faktoren.....	92
6.6.3 Biologische Faktoren.....	93
6.6.4 Anthropogene chemische Faktoren.....	95
6.6.5 Andere anthropogene Faktoren.....	97
6.6.6 Zusammenfassung.....	98
6.7 CHILOPODA (H-C. FRÜND).....	101
6.7.1 Bodenphysikalische Faktoren.....	104
6.7.2 Bodenchemische Faktoren.....	106
6.7.3 Biologische Faktoren.....	107
6.7.4 Anthropogene chemische Faktoren.....	109
6.7.5 Andere anthropogene Faktoren.....	109
6.8 DIPLOPODA UND ISOPODA (H-C. FRÜND).....	110
6.8.1 Bodenphysikalische Faktoren.....	112
6.8.2 Bodenchemische Faktoren.....	114
6.8.3 Biologische Faktoren.....	115
6.8.4 Anthropogene chemische Faktoren.....	116
6.8.5 Andere anthropogene Faktoren.....	117
6.8.6 Schlußbemerkungen.....	117
6.9 CARABIDAE (M. SCHEURIG).....	118
6.9.1 Bodenphysikalische Faktoren.....	119
6.9.2 Bodenchemische Faktoren.....	126
6.9.3 Biologische Faktoren.....	126
6.9.4 Anthropogene chemische Faktoren.....	129
6.9.5 Andere anthropogene Faktoren.....	133
6.9.6 Zusammenfassung.....	137
6.10 FORMICOIDEA (C. ROSCICZWESKI).....	139
6.10.1 Bodenphysikalische Faktoren.....	139

6.10.2 Bodenchemische Faktoren.....	141
6.10.3 Biologische Faktoren.....	141
6.10.4 Anthropogene chemische Faktoren.....	147
6.10.5 Andere anthropogene Faktoren.....	149
6.10.6 Zusammenfassung.....	149
7. KURZE DARSTELLUNG BODENBIOLOGISCHER METHODEN.....	151
7.1 MIKROORGANISMEN.....	151
7.1.1 Einleitung.....	151
7.1.2 Probenahme, Aufbereitung und Lagerung.....	151
7.1.3 Methodenbeschreibung.....	152
7.2 BODENFAUNA.....	155
7.2.1 Einleitung.....	155
7.2.2 Entnahme von Proben aus dem Freiland.....	155
7.2.3 Freilandmethoden.....	156
7.2.4 Laboraustreibungsmethoden.....	157
7.2.5 Methoden zur Erfassung der Enchytraeen.....	158
7.2.6 Methoden zur Erfassung der Regenwürmer.....	159
7.2.7 Methoden zur Erfassung der Milben.....	160
7.2.8 Methoden zur Erfassung der Chilopoden, Diplopoden und Isopoden.....	161
7.2.9 Methoden zur Erfassung der Carabiden.....	162
7.2.10 Methoden zur Erfassung der Ameisen.....	162
7.3 ÖKOSYSTEMARE FUNKTIONEN.....	163
7.4 BODENKUNDLICHE PARAMETER.....	164
8. KLASSIFIKATION VON BODENBIOZÖNOSEN (J. RÖMBKE, B. FÖRSTER).....	166
8.1 ENFÜHRUNG.....	166
8.2 KLASSIFIKATION VON STANDORTEN MIT MIKROBIOLOGISCHEN PARAMETERN.....	166
8.3 KLASSIFIKATION VON STANDORTEN MIT ZOOLOGISCHEN PARAMETERN.....	168
8.3.1 Vorbemerkung.....	168
8.3.2 Erste Ansätze auf der Ebene einzelner Tiergruppen.....	170
8.3.3 Pedozoologische Standortslehre (VOLZ).....	172
8.3.4 Zersetzergesellschaften (GRAEFE).....	175
8.3.5 Ecotopes/Ecological species group (SINNIGE et al.).....	177
8.3.6 "Ecological Profiles" (BRIONES et al.).....	178
8.4 SCHEMATISCHE ZUSAMMENFASSUNG DER LITERATURDISKUSSION.....	180
8.5 PRAKTISCHE ANWENDUNGEN VON KLASSIFIKATIONSANSÄTZEN.....	181

9. EMPFEHLUNGEN FÜR MAßNAHMEN	184
9.1 GLIEDERUNG VON STANDORTTYPEN	184
9.2 BEISPIEL EINER BODENBIOLOGISCHEN KLASSIFIZIERUNG	186
9.2.1 Mikroflora	187
9.2.2 Oribatiden	188
9.2.3 Enchytraeen	190
9.2.4 Lumbriciden	191
9.2.5 Carabiden	191
9.2.6 Schlußfolgerung	191
9.3 ANWENDUNGSVORSCHLÄGE	193
9.3.1 Erfassung struktureller und funktioneller Parameter	193
9.3.2 Beurteilung und Bewertung eines Stressoreinflusses	194
9.4 ALLGEMEINE VORGEHENSWEISE FÜR DIE NUTZUNG DER BODENBIOLOGISCHEN KLASSIFIKATION	195
10 EINFÜHRUNG IN DIE KONKRETE VALIDIERUNG DER BODENBIOLOGISCHEN STANDORTKLASSIFIZIERUNG AUF DER BASIS VON DATEN DER LFU KARLSRUHE	197
10.1 ZIEL DER VALIDIERUNG	197
10.2 AUSWAHL DER VERWENDETEN TIERGRUPPEN	197
10.2.1 Praktikabilität	198
10.2.2 Aussagekraft	198
10.3 BESCHREIBUNG DER STANDORTE	199
11. EINZELDARSTELLUNGEN	214
11.1 OLIGOCHAETA (J. RÖMBKE).....	214
11.1.1 Enchytraeidae	216
11.1.2 Lumbricidae	229
11.1.3 Zusammenfassung	239
11.2 ORIBATIDA (L. BECK, F. HORAK, S. WOAS)	240
11.2.1 Einleitung	240
11.2.2 Kennzeichnung und Gliederung von Standorten mittels Parametern der Oribatiden-Zönosen	242
11.2.3 Zusammenfassende Beurteilung der Standorte bzw. Zönosen und ihrer Belastungssituation (Sollwerte und Abweichungen)	252
11.3 GAMASINA (A. RUF).....	256
11.4 CHILOPODEN, DIPLOPODEN UND ISOPODEN (H-C. FRÜND)	267
11.5 CARABIDEN (M. SCHEURIG)	298
11.5.1. Einleitung	298
11.5.2. Charakterisierung standortspezifischer Artenspektren	299
11.5.3. Indikation von Belastungseinflüssen	308
11.5.4 Verifizierung der Zönosen	310
11.5.5 Fazit	318
11.5.6 Zusammenfassung	318

12. FAZIT DER VALIDIERUNG	322
12.1 VORGEHENSWEISE	322
12.2 BODENTIERKLASSIFIZIERUNG.....	324
12.3 STANDORTKLASSIFIZIERUNG.....	326
12.4 FESTLEGUNG VON STANDORTTYPEN	329
12.5 AUSBLICK.....	331
13. ZITIERTER LITERATUR	334
14. ANHANG	364
TAB. A.1.1 MIKROBIELLE BIOMASSE DER STREUSCHICHT UND DES BODENS VERSCHIEDENER TERRESTRISCHER ÖKOSYSTEME	365
TAB. A.1.2 EFFEKTE VON AGROCHEMIKALIEN AUF DIE BODENMIKROFLORA UNTER FREILAND- UND LABORBEDINGUNGEN	367
TAB. A.1.3 EFFEKTE VON "SAUREM REGEN" UND KALKUNG AUF DIE BODENMIKROFLORA UNTER FREILAND- UND LABORBEDINGUNGEN	368
TAB. A.1.4 EFFEKTE VON BODENFAUNA AUF DIE MIKROFLORA.....	369
TAB. A.1.5 EFFEKTE VON SCHWERMETALLEN AUF DIE BODENMIKROFLORA UNTER FREILAND- UND LABORBEDINGUNGEN	369
TAB. A.1.6 EINFLUß DER BODENFEUCHTE AUF DIE MIKROFLORA UNTER FREILAND- UND LABORBEDINGUNGEN	370
TAB. A.2.1 ENCHYTRAEEN DER STREUSCHICHT UND DES BODENS VERSCHIEDENER TERRESTRISCHER ÖKOSYSTEME	371
TAB. A.2.2 ENCHYTRAEEN IN LABORTESTS.....	373
TAB. A.2.3 ENCHYTRAEEN IN FREILANDUNTERSUCHUNGEN.....	374
TAB. A.2.4 ENCHYTRAEEN DER STREUSCHICHT UND DES BODENS VERSCHIEDENER TERRESTRISCHER ÖKOSYSTEME (ANGABEN IN MG/KG BZW. MCU/M ²).....	375
TAB. A.3.1 LUMBRICIDEN DER STREUSCHICHT UND DES BODENS VERSCHIEDENER TERRESTRISCHER ÖKOSYSTEME	376
TAB. A.3.2 BEVORZUGTE TEMPERATUREN UND BODENWASSERGEHALTE VON LUMBRICIDEN	376
TAB. A.3.3 EINFLUß VON PESTIZIDEN UND SCHWERMETALLEN AUF LUMBRICIDEN IM LABOR.....	377
TAB. A.3.4 EINFLUß VON PESTIZIDEN AUF LUMBRICIDEN IM FREILAND	378
ANHANGSTABELLEN DER ABIOTISCHEN, BIOTISCHEN UND ANTHROPOGENEN EINFLUßFAKTOREN AUF LAUFKÄFER ZU KAPITEL 6.9 CARABIDEN.	379
TAB. A.5 ORIBATIDEN DER STREUSCHICHT UND DES BODENS VERSCHIEDENER TERRESTRISCHER ÖKOSYSTEME	384
TAB. A.6.1 : ABUNDANZEN UND ARTENZAHLEN VON GAMASINEN IN VERSCHIEDENEN ÖKOSYSTEMEN	389
TAB. A.6.2 : ABUNDANZEN UND ARTENZAHLEN VON GAMASINEN IN WÄLDERN	392
INDEXVERZEICHNIS	394
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	397
TABELLENVERZEICHNIS	399

2. Einführung

Mit der Pflanzensoziologie besitzt die Botanik ein ausgereiftes System, um verschiedene Flächen anhand ihrer Vegetation zu charakterisieren und ihre ökologischen Verhältnisse recht genau anzusprechen. Im Gegensatz dazu wurde die Bodenbiologie bisher kaum für die Beurteilung von Standorten genutzt, obwohl in einigen zoologischen Arbeiten bereits seit Anfang der Sechziger Jahre eine Typisierung terrestrischer Ökosysteme mittels ihrer Besiedlung versucht wird (VOLZ 1962). Diese frühen Ansätze stellten die Leistung der Bodenfauna insgesamt in den Mittelpunkt der Analyse, aufgegliedert in trophische Großgruppen wie Primärzersetzer, Sekundärzersetzer und Zoophage. Mit diesen Methoden lassen sich verschiedene Standorttypen, z.B. ein Moderbuchwald im Vergleich zu einem Auwald (BECK 1993), gut charakterisieren, doch die Differenzierungsmöglichkeiten sind vergleichsweise beschränkt. Da jedoch eine Vielzahl der Bodentierarten schwer bestimmbar waren und die Funktion der Bodenorganismen für die Bodenentwicklung und -erhaltung als gering eingeschätzt wurde (ZACHARIAE 1964), konnten sich Klassifizierungssysteme auf bodenbiologischer Basis nicht durchsetzen.

Heute gilt als gesichert, daß es zwischen dem botanischen und dem zoologischen bzw. mikrobiologischen Artenspektrum eines Standorts keine einfache Korrelation gibt. Dies heißt zugleich, daß die das Vorkommen der Pflanzen determinierenden Faktoren (z.B. Klima, Bodeneigenschaften) nicht im gleichen Maße das Vorkommen und die Aktivität von Mikroorganismen und Tieren bestimmen. Dabei wird die Besiedlung eines Standorts mit diesen Organismen nicht von völlig anderen Faktoren, sondern eher durch eine andere Wertigkeit des einzelnen Faktors bzw. ein anderes Zusammenspiel ganzer Faktorenkomplexe bedingt. Neben der Vielzahl der möglichen Einflußfaktoren erschwert die strukturelle Vielfalt (d.h. sehr große Zahl von Arten) sowie die erheblichen Lücken in der Kenntnis ihrer Umweltansprüche (speziell bei der Mesofauna) die Erarbeitung solcher Klassifikationssysteme.

Dennoch gibt es vielversprechende Ansätze, diese Defizite abzubauen. Sie beziehen sich notwendigerweise zuerst auf einzelne Tiergruppen (etwa Oligochaeten oder Spinnen); im Sinne der klassischen Systematik also auf Klassen oder Ordnungen. Diese Gruppen entsprechen, bezogen auf die Artenzahl in einem bestimmten Lebensraum, oft der Gesamtheit der Höheren Pflanzen, die für die vegetationskundliche Klassifikation benutzt werden. Insgesamt übertrifft dabei die Anzahl der Arten der Bodenfauna diejenige der Mikroflora und noch mehr diejenige der grünen Pflanzen um ein Vielfaches; Biomasse und Umsatz der Bodenfauna nehmen dagegen, einer allgemeinen Faustregel entsprechend, beim Übergang von einer Trophiestufe zur nächsthöheren etwa um den Faktor 10 ab.

In den letzten zehn bis zwanzig Jahren erhöhte sich die Beachtung des Mediums Bodens zunehmend auch außerhalb wissenschaftlicher Expertenzirkel. Der Anstieg des Interesses ist primär auf die Gefährdung der menschlichen Nutzung von Böden, insbesondere in der Landwirtschaft, zurückzuführen. Im Zuge der Diskussion dieser Gefährdung - Stichworte: Saurer Regen, Erosion, Verdichtung, Pestizide - wurde deutlich, daß schon die natürlichen Vorgänge (z.B. die Rolle der Bodenorganismen bei der Dekomposition von organischem Material) im Boden wenig bekannt waren. In Deutschland war eine Folgerung aus dieser Erkenntnis die Förderung langfristig angelegter Freilandprojekte, in denen das Studium von Bodenökosystemen intensiviert und deren

Reaktion auf anthropogene Belastungen untersucht wurden (SCHEELE & VERFONDERN 1988). Viele neue Tierarten wurden beschrieben, und die Bedeutung der Bodenorganismen, insbesondere die Interaktion Mikroflora - Bodenfauna für den Erhalt der Bodenfunktionen wurde aufgrund der neuen Erkenntnisse deutlich höher bewertet (DUNGER 1983).

Folgerichtig wird in neuerer Zeit wieder versucht, eine Klassifizierung von Standorttypen aufgrund des Vorkommens und der Verteilung von Bodenorganismen durchzuführen (FABER 1991, GHABBOUR 1991, GRAEFE 1992). Ein bodenbiologisches Klassifikationssystem hätte gegenüber rein beschreibenden Systemen wie denen aus der Pflanzensoziologie oder der Bodenkunde den großen Vorteil, daß neben Strukturparametern (z.B. Artenzahl) wichtige Funktionsparameter (z.B. Streuabbau) des Naturhaushaltausschnittes "Boden" integrativ erfaßt werden können. Dabei ist zu bedenken, daß jede Standorttypisierung regional bezogen und validiert sein muß.

Die Auseinandersetzung mit der Bodenfauna im Zusammenhang mit Umweltproblemen erfordert sowohl den Struktur- wie den Funktionsaspekt: Der strukturelle Ansatz ist notwendig zur differenzierten Beschreibung ihres Zustands einschließlich der möglichst frühzeitigen Erkennung von Veränderungen dieses Zustands (Bioindikation bzw. Biomonitoring). Der funktionelle Ansatz erlaubt dagegen die tiefergehende Beurteilung einer eventuellen Störung des Bodenökosystems eines Standorts, speziell der Nachhaltigkeit ihrer Auswirkungen. Langfristig muß es das Ziel eines bodenbiologischen Klassifikationssystems sein, Veränderungen der Funktion eines Bodenökosystems möglichst frühzeitig und eindeutig zu erfassen, wozu diese Studie einen Beitrag liefern soll. Dabei muß betont werden, daß ein solches System Grundlagen nur für die Beurteilung einer anthropogenen Belastung nach naturwissenschaftlichen Kriterien liefern kann. In eine Bewertung gegen jedoch zusätzliche, z.B. ökonomische, politische oder ästhetische, Aspekte ein.

Danksagung

An dieser Stelle soll allen Personen, die am Zustandekommen der Literaturliste, z.B. durch die Zurverfügungstellung ihrer Daten, beteiligt waren, unser herzlicher Dank ausgesprochen werden. Besonders möchten wir uns bei Herrn Hans-Joachim Schallnaß von der Fa. ECT Oekotoxikologie GmbH für seine umfangreiche Hilfe und Unterstützung bei der elektronischen Datenverarbeitung bedanken. Für wertvolle Hinweise und die kritische Diskussion möchten wir uns bei Dr. Thomas Knacker (ECT Oekotoxikologie GmbH) bedanken.

3. Vorstellung der Bodenbiozönose (J. Römbke, L. Beck)

3.1 Klassifikation anhand taxonomischer Kriterien

In Anlehnung an die gängige taxonomische Literatur (z.B. DUNGER 1983) wurden für diese Studie die folgenden Bodenorganismen berücksichtigt (Tab. 1). Dabei ist zu beachten, daß die jeweiligen Gruppen nicht der gleichen taxonomischen Ebene angehören. Vor allem von der Mikro- und Mesofauna, teils auch von der Makrofauna, mitteleuropäischer Böden sind noch nicht alle Arten beschrieben. Eine Problem stellt zudem die Mikroflora dar, wo - neben grundsätzlichen Schwierigkeiten bei der Anwendung des Artkonzeptes - aufgrund der äußerst aufwendigen Determination (besonders bei Bakterien) in den meisten ökologischen Arbeiten eher physiologische Gruppen statt Arten betrachtet werden.

Tab. 1: Taxonomische Klassifikation der wichtigsten Gruppen der Bodenorganismen (nach DUNGER 1983); jeweils lateinische und deutsche Bezeichnung

Mikroflora:	Bacteria (Bakterien)
	Fungi (Pilze)
Tiere:	Protozoa (Einzeller):
	Mastigophora (Geißeltierchen, Flagellaten)
	Rhizopoda (Wurzelfüßer, Rhizopoden)
	Ciliata (Wimperntierchen, Ciliaten)
	Nemathelminth (Schlauchwürmer):
	Rotatoria (Rädertiere)
	Nematoda (Fadenwürmer)
	Mollusca (Weichtiere):
	Gastropoda (Schnecken)
	Tardigrada (Bärtierchen)
	Annelida (Ringelwürmer):
	Enchytraeidae (Borstenvürmer)
	Lumbricidae (Regenwürmer)
	Arthropoda (Gliedertiere):
	Arachnida (Spinnentiere):
	Acarina (Milben)
	Opiliona (Weberknechte)
	Aranea (Spinnen)
	Crustacea (Krebstiere):
	Isopoda (Asseln)
	Myriapoda (Vielfüßer):
	Chilopoda (Hundertfüßer)
	Diplopoda (Doppelfüßer)
	Pauropoda (Wenigfüßer)
	Symphyla (Zwergfüßer)

Tab. 1 (Forts.): Taxonomische Klassifikation der wichtigsten Gruppen der Bodenorganismen (nach DUNGER 1983); jeweils lateinische und deutsche Bezeichnung

Tiere:	Agterygota (Urinsekten): Collembola (Springschwänze) Protura (Beintaster) Diplura (Doppelschwänze) Insecta (Insekten): Dermaptera (Ohrwürmer) Orthoptera (Geradflügler) Hemiptera (Schnabelkerfe) Coleoptera (Käfer) Hymenoptera (Hautflügler) Lepidoptera (Schmetterlinge) Diptera (Zweiflügler) Vertebrata (Wirbeltiere): Mammalia (Säugetiere)
--------	--

Im Rahmen dieser Studie werden neben der Mikroflora (auf Gruppenebene) Enchytraeidae (Borstenvürmer), Lumbricidae (Regenwürmer), Oribatei (Hornmilben), Gamasina (Raubmilben), Isopoda (Asseln), Chilopoda (Hundertfüßer), Diplopoda (Doppelfüßer), Carabidae (Laufkäfer) und Formicidae (Ameisen) bis zur Artebene betrachtet. Von den bodenbiologisch relevanten Organismengruppen (zumindest Mitteleuropas) fehlen demnach nur die Protozoen (z.B. FOISSNER 1994) und die Collembolen (z.B. BECK et al. 1988). Außerdem wäre auch eine feinere Differenzierung der Mikroflora (z.B. Bearbeitung der Rhizobien (MAYER & WILKE 1995)) wünschenswert.

Die enorme taxonomische Diversität der Bodenfauna wird am Beispiel zweier Moderbuchenwälder im Schwarzwald und Solling veranschaulicht (Tab. 2). Beide Standorte zeichnen sich durch einen niedrigen pH-Wert des Bodens und eine geringe Pflanzenvielfalt aus, so daß vor Beginn der Untersuchungen eine vergleichsweise niedrige Artenzahl erwartet wurde. Die Tabelle belegt, wie artenreich (mehr als 1000 Arten!) dagegen das Edaphon, vor allem einige Gruppen der Meso- und Makrofauna, selbst an einfach strukturierten Standorten ist.

Tab. 2: Artenzahlen der wichtigsten Gruppen von Bodenorganismen in zwei Moderbuchenwäldern im Schwarzwald und im Solling (BECK 1983, ELLENBERG et al. 1986); n.e. = nicht erfasst; * = methodisch unvollständig erfasst

Organismengruppe	Artenzahl	
	Schwarzwald	Solling
<u>Mesofauna</u>		
Fadenwürmer	86	n. e.
Milben	225	> 18*
Springschwänze	47	> 11*
Enchytraeen	13	11
<u>Makrofauna</u>		
Regenwürmer	4	4
Schnecken	9	4
Spinnen	117	93
Asseln	1	1
Doppelfüßer	13	> 1*
Hundertfüßer	6	7
Käfer und Larven	> 130	> 156
Fliegen und Larven	15 Familien	270
Übrige Insekten	> 70	n. e.

3.2 Klassifikation anhand funktioneller (= ökologischer) Kriterien

Die große Vielfalt der Bodenorganismen kann nach verschiedenen funktionalen Kriterien klassifiziert werden. Die einfachste Möglichkeit dürfte die Einteilung anhand ihrer Körperlänge (in Mikro-, Meso-, Makro- und Megafauna) sein, wobei sich die Größenklassen grob an den bodenkundlichen Korngrößengruppen des Feinbodens orientieren. Parallel dazu gibt die Abbildung 1 die Zuordnung der Gruppen zu verschiedenen Ernährungstypen wieder:

- Mikrophytophag (Fraß von Mikroorganismen; mi in Abb. 1);
- Makrosaprophag (Fraß großer, wenig zersetzter Pflanzenstreu; ma in Abb. 1);
- Saprophag (Fraß toter organischer Substanz inkl. Mikroflora; ma + mi in Abb. 1);
- Makrophytophag (d.h. Fraß lebender höherer Pflanzen; partiell ma in Abb. 1);
- Rhizophag (Fraß an (lebenden) Wurzeln; partiell ma in Abb. 1);
- Zoophag (Fraß an lebender tierischer Substanz; zo in Abb. 1);
- Nekrophag (Fraß an toter tierischer Substanz; zo in Abb. 1).

Eine solche Einteilung nach Ernährungstypen ließe sich noch erheblich feiner darstellen. Dies ist jedoch wenig sinnvoll, da sich ein Großteil der Bodentiere nicht streng einer genannten trophi-

schen Kategorie zuordnen läßt. Durch die häufig zu beobachtende Polyphagie, d.h. das opportunistische Fressen dessen, was sich anbietet, entsteht das weitverzweigte und vielfach redundante Nahrungsnetz der Bodenbiozönose (BECK 1993). Außerdem wird zumindest bei den saprophagen Tieren mit der verwertbaren Nahrung ein erheblicher Anteil an Mineralteilchen u.ä. mit aufgenommen. Parallel zu dieser Einteilung können die Bodentiere nach der Bedeutung des Fraßes für den Dekompositionsprozeß mindestens drei trophischen Ebenen bzw. Trophiestufen zugeordnet werden:

- Primärzersetzer, d.h. Organismen mit der Fähigkeit zur Spaltung von Strukturpolysacchariden wie Cellulose, Lignin etc. mittels körpereigenen oder von Symbionten stammenden Carbohydrasen;
- Sekundärzersetzer, d.h. solchen, die auf die Vorzersetzung des pflanzlichen Bestandabfalls angewiesen sind;
- Räuber und Aasfresser, zusammengefasst als Zoophage, d.h. Arten, die tierische Substanz fressen.

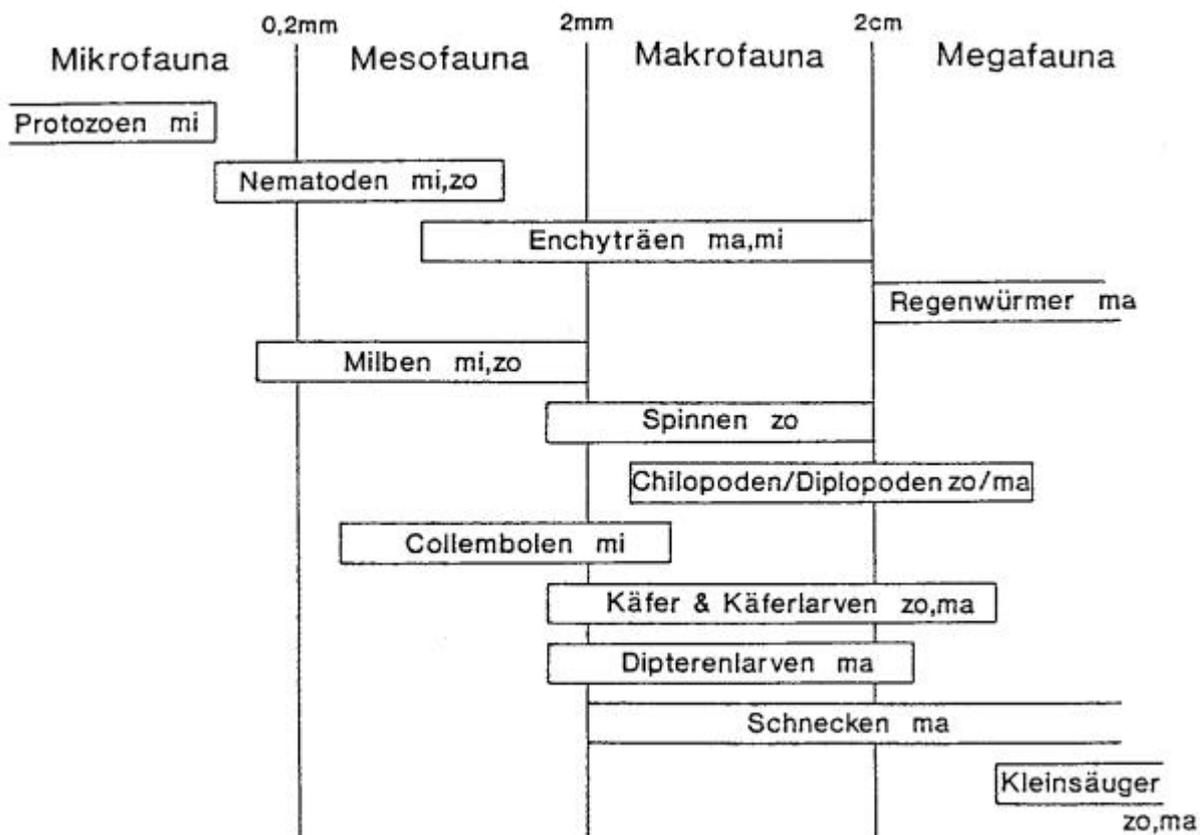


Abb. 1: Größenklassen der Bodenfauna und ihre Zuordnung zu trophischen Gruppen (vgl. S. 10; BECK 1993)

In einer Ausweitung bzw. Kombination der bisher vorgestellten Klassifikationsansätze schlägt BELOTTI (1993) das Konzept der Lebensformtypen vor, wobei der Aufenthaltsort im Bodenprofil (Humusaufgabe oder Mineralboden), die Körpergröße (Mikro-, Meso- oder

Makrofauna) sowie die Ernährungsweise (sapro-/mikrophytophag, rhizo- oder zoophag) als Kriterien verwendet werden. Zwischen Tieren mit saprophager bzw. mikrophytophager Ernährungsweise wird dabei nicht unterschieden, weil viele Arten entweder gleichzeitig oder zu verschiedenen Jahreszeiten sowohl Streu als auch Mikroorganismen fressen. Insgesamt ergeben sich dadurch 16 Gruppen (teils Familien-, teils Ordnungsniveau), wobei die Gruppe der "Makrofauna der Humusaufgabe und des Mineralbodens" (= tiefgrabende Regenwürmer wie *Lumbricus terrestris*) besonders hervorgehoben wird.

Praktisch entspricht dieser Vorschlag älteren Vorstellungen von der Definition funktioneller Artengruppen (= Gilden; HAWKINS & MACMAHON 1989), in denen jeweils taxonomisch nicht unbedingt verwandte Arten anhand eines Kriteriums (z.B. gleiche Ernährungsweise) zusammengefaßt werden (z.B. alle mikrophytophagen Bewohner der Streuaufgabe). Diese Einteilung ist sowohl feiner aufschlüsselbar (z.B. Nutzer des Bakterienaufwuchses, Pilzhyphenfresser etc.) als auch, durch Hinzufügung weiterer Kriterien (z.B. das Mikrohabitat), zu "Ligen" zusammenfaßbar. Solche Ligen sollen für die funktionelle Klassifikation von Bodenorganismen, gerade hinsichtlich ihrer Rolle beim Streuabbau, besser geeignet sein als Gilden (FABER 1991). Das Hauptproblem des gesamten Ansatzes ist das unzureichende, in nächster Zukunft kaum erheblich ausweitbare Wissen über die Biologie vieler Arten. Die Kenntnis der Eigenschaften und Ansprüche einer Tierart, z.B. ihre Nahrungspräferenz, erlaubt keine Prognose auf eine Species, da sich selbst nah verwandte Arten hinsichtlich Ernährung, Aufenthaltsort etc. erheblich unterscheiden können.

Die im Rahmen dieser Studie genauer betrachteten Gruppen repräsentieren bestimmte, unter mitteleuropäischen Bedingungen für die Funktion eines Bodenökosystems wichtige ökologische Rollen: Die Oribatiden und Borstenwürmer gehören zu den saprophagen Sekundärzersettern, während es sich bei den Regenwürmern, Isopoden und Diplopoden um Primärzersetzer handelt, die allein aufgrund ihrer Größe sowie Biomasse in den allermeisten Böden nicht zu vernachlässigen sind. Die Gamasinen, Chilopoden und Laufkäfer repräsentieren schließlich die Gruppe der Zoophagen. Die polyphagen Ameisen sind keiner Ernährungsgruppe eindeutig zuordbar. Die herausragende Stellung der Mikroflora in allen Stoff- und Energiekreisläufen des Bodens und ihre enge Interaktion mit der Bodenfauna machen ihre detaillierte Darstellung im Rahmen dieser Studie notwendig.

3.3 Bedeutung der Bodenorganismen

3.3.1 Einführung

Schon der Artenreichtum der Bodenbiozönose läßt vermuten, daß diese Organismen eine erhebliche Rolle im Boden spielen. Die Frage nach der Bedeutung der Bodenfauna mit ihrer enormen Artenvielfalt wurde daher von REICHLE (1977) kurz so beantwortet: "If soil animals were not important, they would not have persisted during the evolutionary development of ecosystems". Diese Einschätzung wird im Folgenden belegt.

Bei Zugrundelegung der Individuenzahlen der verschiedenen Gruppen der Bodenorganismen dominieren natürlich Bakterien, Pilze sowie die Mikrofauna, insbesondere Protozoen, während die

Makrofauna nicht ins Gewicht fällt. In Hinsicht auf die Bedeutung der Biozönose für den Stoff- und Energiekreislauf eines Ökosystems ist der Parameter Abundanz (Individuenzahl pro Fläche) wegen der enormen Größenunterschiede der einzelnen Individuen offenbar weniger geeignet. Einen besseren Eindruck von der funktionellen Bedeutung der einzelnen Gruppen erhält man über die Biomasse, doch eine angemessene Einschätzung ist erst durch die Verwendung energetischer Parameter möglich. Insbesondere trifft dies auf den Energieverbrauch zu, d.h. denjenigen Anteil der mit der Nahrung aufgenommenen Energiemenge, der veratmet wird und der grob über die Biomasse einer Tiergruppe abgeschätzt werden kann.

Bei grundsätzlich gleicher Wertung dieser Parameter ist das methodische Vorgehen bei der Mikroflora genau umgekehrt: hier wird die Biomasse als funktionell wichtige Größe indirekt über deren Atmungsleistung erfasst, wobei mittels einer selektiven Hemmung zwischen Pilzen und Bakterien differenziert werden kann (ANDERSON & DOMSCH 1978). Nicht erfasst werden dagegen Organismen im Ruhestadium (z.B. Sporen).

Die Bodenbiozönose (= Edaphon), d.h. die Gesamtheit der lebenden Organismen (Fauna plus Mikroflora) eines Bodens, stellt nach ihrer Biomasse nur einen sehr kleinen Anteil der gesamten Bodensubstanz. In einem mitteleuropäischen Mull-Laubwald z.B. entfallen 95 % der Gewichtsanteile auf den Mineralboden (Abb. 2). Von den restlichen 5 % verteilen sich etwa 4 % auf tote organische Substanz wie Streu, 0,5 % auf lebende Wurzeln und nur 0,5 % auf das Edaphon. 75 % des Edaphons wiederum entfallen auf Bakterien bzw. Pilze und die übrigen 25 % verteilen sich zu etwa gleichen Teilen auf Regenwürmer und alle anderen Bodentiere (DUNGER 1983).

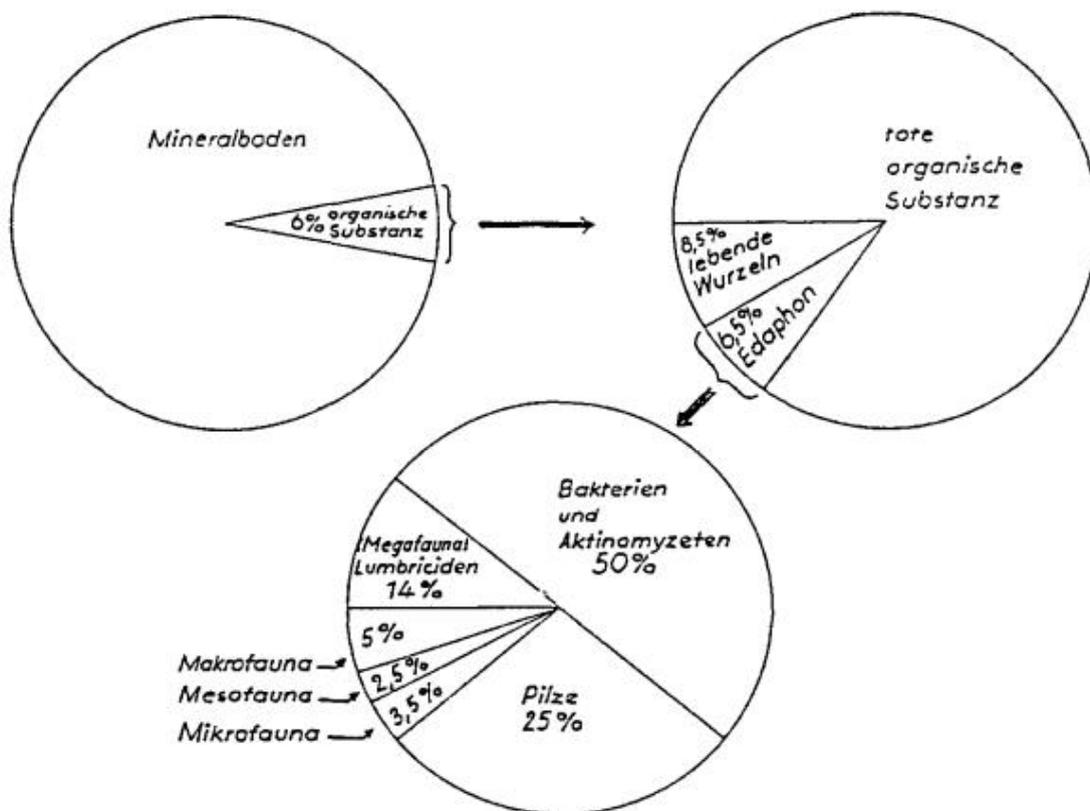


Abb. 2: Gewichtsverteilung der Bodenlebewesen im oberen, belebten Bodenhorizont eines Laubmischwaldes mit Mullhumus (aus DUNGER 1983)

3.3.2 Funktionen der Bodenmikroflora

Die Bodenentstehung (Pedogenese) ist ohne den Einfluß von Bodenmikroben nicht zu verstehen. Im Einzelnen haben diese Organismen die folgenden Funktionen in mitteleuropäischen Bodenökosystemen:

- Abbau des pflanzlichen Bestandesabfalls;
- Beteiligung an der Huminstoffbildung;
- Stabilisierung von Bodenaggregaten durch Schleimstoffe;
- Mineralisierung organischer Stoffe und Freisetzen von Nährstoffen;
- Förderung chemischer Verwitterung;
- Förderung des Pflanzenwachstums durch Wirkstoffe;
- Umwandlung organischer Stickstoff-Verbindungen;
- Bindung und Freisetzung von Luftstickstoff;
- Oxidation und Reduktion von Verbindungen zahlreicher Elemente wie Schwefel, Mangan, Stickstoff und Kohlenstoff;
- Abbau von Bioziden.

Die einzelnen Funktionen werden in fast allen Fällen von spezialisierten Organismengruppen erfüllt. Unter ökosystemaren wie auch methodischen Gesichtspunkten ist der Abbau des pflanzlichen Bestandesabfalls besonders hervorzuheben, da diese Funktion für das gesamte System von höchster Bedeutung und zudem durch Verfahren wie die Netzbeutel-Methode für Untersuchungen im Freiland zugänglich ist (SWIFT et al. 1979).

3.3.3 Überblick über den Dekompositionsprozeß

Die von den grünen Pflanzen in einem Ökosystem erzeugte Biomasse (= Netto-Primärproduktion) wird entweder durch Tiere gefressen (Abweidung) oder gelangt nach dem Absterben direkt oder indirekt (d.h. über Konsumenten-Nahrungsketten) als Detritus auf bzw. in den Boden. Bei einer Bergwiese z.B. werden bis zu 37 % der Nettoprimärproduktion durch Schafe abgeweidet und 63 % als Bestandesabfall abgebaut (DUNGER 1983). In Wäldern kann der Bestandesabfall (vor allem Laubfall) bis zu 95 % betragen (ELLENBERG et al. 1986). Der wichtigste bodenbiologische Prozeß ist daher der Abbau des pflanzlichen Bestandesabfalls, da hierdurch die Rückführung der Nährstoffe zu den Primärproduzenten gewährleistet wird (KURCEVA 1964, BECK 1993). Die Rolle der Bodenorganismen, speziell die Interaktion von Mikroben und Fauna wird anhand der Abbildung 4, in der die obersten Bodenhorizonte eines Waldbodens dargestellt sind, deutlich.

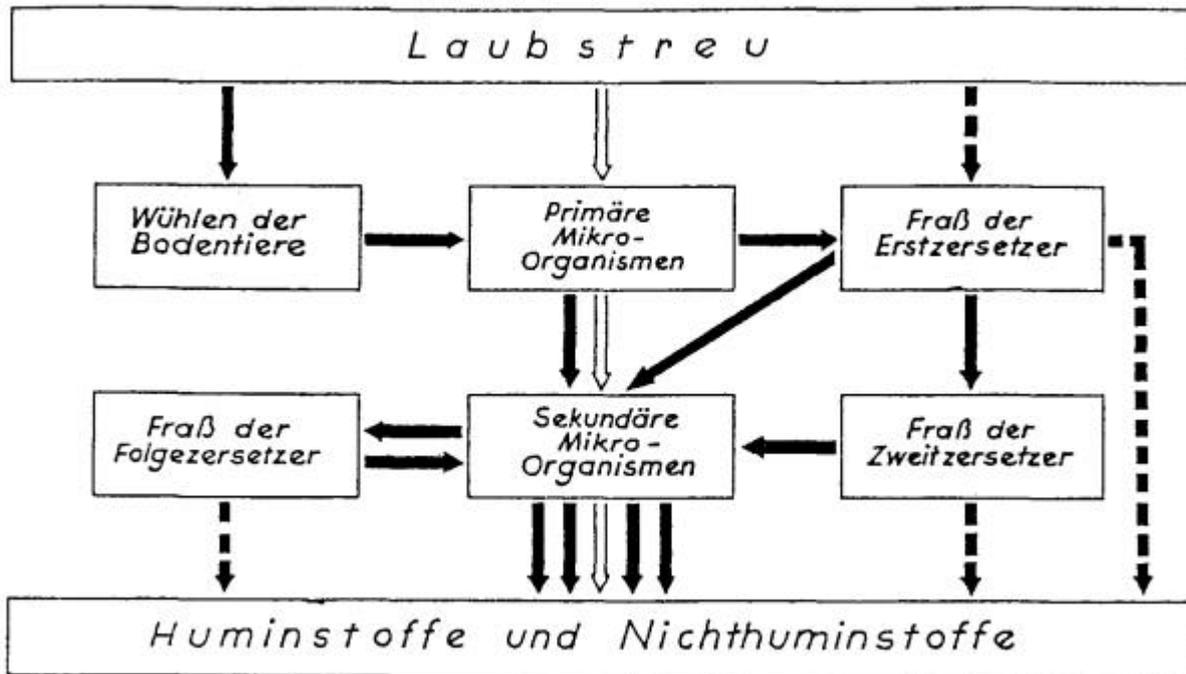


Abb. 3: Schematische Darstellung des Stoffflusses im Bereich der Zersetzer im Ökosystem Boden (aus BECK 1993)

Die umrandeten Kästchen in Abbildung 3 stellen den Bestand an Biomasse der einzelnen Organismengruppen bzw. den Vorrat an toter organischer Substanz dar. Die Pfeile geben den Stofffluß zwischen den einzelnen Beständen an, die Pfeilstärke verdeutlicht die Menge. Die gestrichelte Linie umgrenzt den Bereich der Bodentiere, die untereinander in einem eigenen Nahrungsnetz verbunden sind. Die wesentliche Stoff- und Energiezufuhr kommt vom pflanzlichen Bestandesabfall, teilweise erst nach Aufbereitung durch die saprophage Mikroflora. Abgegeben wird die verbleibende organische Substanz an den Humus oder an die mineralisierende Mikroflora (BECK 1983).

Mehr als 90 % aller Bodenorganismen leben in den obersten Bodenhorizonten, d.h. im O-Horizont (organische Auflage pflanzlichen Bestandesabfalls) sowie dem mit humosen und organischen Stoffen durchsetzten Ah-Horizont (oberster Mineralbodenhorizont). Der Abbau des pflanzlichen Bestandesabfalls beginnt abiotisch mit der Auswaschung leichtlöslicher Stoffe. Alle weiteren Schritte werden durch die Interaktion von Mikroorganismen und Bodenfauna dominiert. Nach intensiver Durchfeuchtung der unzersetzten Streu (Oi-Horizont) beginnen die Tiere, die primär von pflanzlichem Bestandesabfall leben (Regenwürmer, Enchytraeen, Springschwänze, Hornmilben, Schneken, Fliegenlarven) mit der mechanischen Zerkleinerung des Materials. Dabei werden nur 7 - 15 % direkt veratmet, während der Rest, teils enzymatisch aufgespalten und mikrobiell besiedelt, als Faeces abgegeben wird.

Die enzymatische Verarbeitung des pflanzlichen Materials, d.h. die Aufspaltung der Makromoleküle mittels hydrolytischer Exoenzyme, vorwiegend durch Mikroorganismen (sowohl im Darm von Tieren als in der freien Streu), wird als Primärzersetzung bezeichnet. Damit wird die Nahrungsgrundlage für die Sekundärzersetzer (insbesondere aus der Mesofauna) in dem Of-Horizont geschaffen, da mechanisch zerkleinerte Pflanzenteile und der Kot der Primärzersetzer intensiv von Mikroorganismen besiedelt sind. Im Of-Horizont erfolgt die Nutzung und damit Veränderung des

organischen Materials so oft, bis es weitgehend in niedermolekulare Substanzen (z.B. monomere Glukose, aromatische Verbindungen) zerlegt ist. Diese können im wesentlichen auf drei Arten weiterverarbeitet werden:

- Inkorporation in saprophagen Organismen mit anschließender Verbrennung zu CO_2 , H_2O oder anderen Stoffwechselprodukten;
- Mineralisierung vor allem durch Bakterien zu CO_2 , H_2O oder Ammoniak sowie Freisetzung von Metallionen aus ihren organischen Verbindungen;
- Neubildung von hochmolekularen Humusstoffen wie Humin- oder Fulvosäuren; langfristig werden auch diese Stoffe - sehr langsam - mineralisiert.



Abb. 4: Zum Abbau von Laubstreu in einem Waldboden durch tierische Zersetzergruppen. (aus EISENBEIS & WICHARD 1985, verändert nach ZACHARIAE 1965)

L = Streuhorizont, F = Fermentationshorizont, H = Humushorizont mit mineralischen Anteilen; die Buchstaben a bis k beschreiben die Kotlosungen verschiedener Bodenfaunagruppen:

a: Blätter mit Losung von Springschwänzen und Milben; b: Kotmassen kleiner Zweiflüglerlarven; c: Losungen und Kotröhre von Enchytraeen; d: Losungsbällen von Doppelfüßern; e: Losungen von Regenwürmern und Enchytraeen; f: Blattstapel mit Kot von Milben; h: Eingänge zu den Röhren von *Lumbricus terrestris* (Regenwurm); mit frischen Kotmassen am Röhreneingang; j, k: Kotmassen von Regenwürmern und Enchytraeen, z.T. bereits verdichtet oder durch Bohrgänge von Enchytraeen verändert.

Die Huminstoffe und zersetzte Reste pflanzlichen und tierischen Materials sammeln sich im Oh-Horizont. Durch Auswaschung und Verlagerung infolge von Niederschlägen und durch die bodenwühlende Tätigkeit insbesondere von Regenwürmern gelangt dieses Material weiter in den Ah-Horizont und wird dort intensiv mit mineralischem Material durchmischt. Auch in diesen tieferen Horizonten leben entsprechend spezialisierte Tiere wie z.B. Regenwürmer der Gattungen *Octolasion* oder *Aporrectodea*, die aufgrund des geringen Energiegehalts dieser Nahrung große Mengen an Boden fressen müssen. Der Dekompositionsprozeß wird somit nicht nur durch abiotische Faktoren (z.B. Niederschlag) sondern vor allem durch den Fraßdruck der gesamten Bodenfauna gesteuert (SWIFT et al. 1979, BECK 1993).

3.3.4 Funktion der Bodenfauna

Der geringe Biomasseanteil, die schlechte Nahrungsausnutzung (Bodentiere nutzen durchschnittlich nur 10 - 20 %, in Ausnahmefällen bis zu 50 % der aufgenommenen Energie) und die Feststellung, daß die Fauna in den meisten bisher untersuchten Ökosystemen nur mit 1 - 10 % der Energiefreisetzung (der Rest kommt von der Mikroflora) beteiligt ist, führten früher zu einer Unterschätzung der Bodentiere. Bei fast allen Untersuchungen werden zudem die energetisch wichtigen Protozoen aufgrund ihrer schwierigen Erfassung und Bearbeitung vernachlässigt (FOISSNER 1987). Ihre Leistung wird allerdings in der Regel zusammen mit derjenigen der Mikroflora gemessen. Generell galt demnach die - falsche - Regel, daß Bodentiere nur schmückendes Beiwerk im Dekompositionsprozeß darstellen.

Als Alternative zur rein energetischen Bilanzierung begründete MACFADYEN (1963) die heute weitgehend akzeptierte Hypothese der Steuerungsfunktion der Bodenfauna für den Abbau der organischen Substanz durch Mikroorganismen. Diese Hypothese wird durch folgende Beobachtungen gestützt:

- Das für Mikroben relevante Substrat wird durch Bodentiere ständig verändert; z.B. transportieren Regenwürmer und andere Tiere der Makrofauna nährstoffreiche organische Substanz in tiefere Bodenhorizonte.
- Bodentiere zerkleinern die Streu, so daß die für mikrobielle Angriffe zur Verfügung stehende Fläche stark vergrößert wird (Pelletierungseffekt).
- Mikro- und Mesofauna (z.B. Collembolen) ernähren sich selektiv von bestimmten Mikroorganismen und sorgen so dafür, daß diese in einer optimalen Wachstumsphase bleiben. So konnte z.B. für einen Moderbuchenwald im Schwarzwald gezeigt werden, daß durch die Fraßaktivität der Mesofauna Pilze auf die schwer zersetz bare
- Buchenstreu angewiesen sind, da keine leicht verwertbare, abgestorbene Mikробiomasse zur Verfügung steht (BECK et al. 1988).
- Durch die Aktivität von Tieren können Hemmwirkungen auf Mikroben (Bacteriostasis) aufgehoben werden, z.B. bei Ekto- oder Endosymbiosen.

3.3.5 Beispiel: Oligochaeta

Am Beispiel von Regenwürmern und Enchytraeen in Waldökosystemen wird die funktionelle Bedeutung von Bodentieren ausführlicher dargestellt. Tabelle 3 zeigt den Anteil der beiden Tiergrup-

pen an der Gesamtatmung der Bodenfauna. Ihr hoher Anteil verdeutlicht, daß sie zu den bedeutendsten Bodentiergruppen zu zählen sind. Anhand der Tabellen 3 und 4 wird deutlich, daß Regenwürmer hauptsächlich in Böden mit der Humusform Mull verbreitet sind. Enchytraeen dagegen können, mit jeweils unterschiedlichem Artenspektrum, Moder- wie Mullböden in hoher Zahl besiedeln. In letzteren sind sie aber nicht konkurrenzstark genug, um bei Präsenz vieler Regenwürmer eine die Zönose beherrschende Stellung einzunehmen.

Tab. 3: Anteil der Enchytraeen und Regenwürmer an der Gesamtatmung der Bodenfauna (ohne Protozoen und Nematoden) an Laubwaldstandorten in Prozent der gesamten tierischen Atmung (nach verschiedenen Autoren).

Standort	Enchytraeen [%]	Regenwürmer [%]	Rest [%]	Gesamt [kJ/ m ² *y]
<u>Moderbuchenwälder</u>				
Solling	39,9	4,8*	55,4	840*
Ettlingen	63,5	3,4	33,0	581
<u>Mullbuchenwälder</u>				
Göttingen	26,2	45,6	28,4	655
Wytham Woods	16,3	46,0	37,6	526+
<u>Mullmischwälder</u>				
Kiesdorfer Wald	24,1	59,3	16,5	381
Andersby	13,9	50,4	35,6	452

* - korrigiert wegen Verwendung unwahrscheinlicher Umrechnungsfaktoren;

+ - geschätzt, da nur Gesamtatmung (incl. Mikroflora) bekannt.

Eine weitere Möglichkeit, die Bedeutung der Enchytraeen und der Regenwürmer für das Gesamtsystem und speziell den Streuabbau einzuschätzen, ist eine energetische Abschätzung (RÖMBKE 1991a), z.B. die Angabe ihres Respirations- bzw. Konsumtionsanteils am Energieeintrag (Streufall pro Jahr; Tabelle 4).

Tab. 4: Größe des von Enchytraeen und Regenwürmern genutzten Anteils am Gesamteintrag der Streu in Prozent des Energiewerts. Ench.= Enchytraeen, Regw.= Regenwürmer, S= Summe, R = Respiration; K = Konsumtion.

Standort	Humustyp	Enchytraeen		Regenwürmer		Summe	
		R	K	R	K	R	K
Solling	Moder	2,7*	12,1	0,3*	2,3*	3,0	14,4
Ettlingen	Moder	3,4	8,1	0,2	1,6	3,6	9,7
Göttingen	Mull	1,4	7,7	2,4	53,3	3,8	61,0

* - Korrigiert wegen Verwendung unwahrscheinlicher Umrechnungsfaktoren

Während der Konsumtionsanteil der Enchytraeen in den bisher untersuchten Buchenwäldern bei rund 9 ± 2 % liegt, schwankt der Anteil der Regenwürmer je nach Bodentyp erheblich. Enchytraeen können höhere Anteile, wahrscheinlich aufgrund ihrer geringen Körpergröße, kaum stellen. Dennoch erreichen von den anderen Mesofaunagruppen in Mitteleuropa nur Dipterenlarven bei Massenaufreten solche Fraßleistungen. Bei den Respirationsangaben ist interessant, daß die Summe der Anteile beider Tiergruppen (3,0 - 3,8 %) jeweils ähnlich ist. Unter Berücksichtigung der dominanten Stellung der Regenwürmer und Enchytraeen innerhalb der Bodentierzönose von Wäldern gemäßiger Breiten bedeutet dies, daß insgesamt etwa 5 - 7 % des Streueintrags durch Bodentiere veratmet werden, während die übrigen Anteile der Konsumtion (Faeces, Gewebe etc.) im Ökosystem verbleiben. Bei Betrachtung anderer Makrohabitate zeigt sich, daß trotz großer absoluter Unterschiede der Anteil der Enchytraeen an der Bodenatmung mit 0,3 - 5,2 % ähnlich ist (DIDDEN 1993). Mit einem Anteil von ca. 2 % ist der direkte Beitrag der Enchytraeen zwar klein, doch nicht vernachlässigbar. In der Energiebilanz liegt aber nicht die alleinige Bedeutung dieser Tiere; ebenso wichtig sind die Wechselwirkungen mit ihrer biotischen und abiotischen Umwelt.

So ernähren sich Regenwürmer bevorzugt von abgestorbenen organischen Stoffen (Fallaub, abgestorbene Pflanzenwurzeln, gut zersetzter Dung). Die unverdauten Reste der Regenwurmahrung dienen zur Verfestigung der Gänge bzw. werden als Kotkrümel an der Bodenoberfläche abgelagert. Anhand der Kotkrümelmenge läßt sich die umgelagerte Bodenmenge der Regenwürmer abschätzen: Auf älteren ungestörten, regenwurmreichen Weideflächen kann die Schicht der Regenwurmlosung, wie schon DARWIN (1881) feststellte, bis zu 15 cm mächtig sein. Durch die Fraßtätigkeit der Regenwürmer werden organische und mineralische Substanz im Darm so eng miteinander verkittet, daß dadurch feste organo-mineralische Verbindungen (Ton-Humus-Komplexe) entstehen. Die Stabilität der Böden wird durch die Bildung dieser Aggregate deutlich erhöht. Die Regenwurmgänge haben entscheidenden Einfluß auf den Wasser- und Gashaushalt im Boden. Sie erhöhen das Ausmaß der Wasserinfiltrationsraten und wirken so der Verschlammungsgefahr der Böden entgegen.

Es wird heute allgemein anerkannt, daß Regenwürmer zur Verbesserung des Bodens bzw. der Bodenfruchtbarkeit und damit auch zur Ertragssteigerung beitragen können. In den Niederlanden wurden verschiedene Regenwurmartensorten in die bis dahin regenwurmfreien Polderböden eingesetzt. Bereits nach 10 Jahren konnten HOOGERKAMP et al. (1983) auf Parzellen mit Regenwürmern feststellen, daß sich durch die wühlende Tätigkeit der Tiere die Infiltrationskapazität, die Belüftung des Bodens und das C/N - Verhältnis so entscheidend verbessert hatten, daß das Wurzelwachstum und damit zusammenhängend die Grasproduktion auf den Poldern sich um 3,4 - 21,5 % erhöht hatten. Ähnliche Beobachtungen machte VAN RHEE (1977) in 12 von 36 Polder-Obstanlagen. In den 'Regenwurmparzellen' bedingte das bessere Wurzelwachstum nach 3 - 9 Jahren eine Steigerung des Fruchtertrags von 5,6 - 14,2 %. Spektakuläre Mehrerträge wurden auch durch europäische Regenwurmartensorten auf neuseeländischen Weiden erzielt, da diese besser als die endemischen Würmer an Graslandstandorte angepaßt sind (STOCKDILL 1982).

Die Nahrung der Enchytraeen besteht zum einen aus wenig bis stark zersetzten Pflanzenresten, zum anderen jedoch aus Mikroorganismen. Aufgrund einer intensiven Literaturrecherche kommt DIDDEN (1993) zu dem Schluß, daß ungefähr 80 % der Enchytraeiden als Mikroben-Fresser und der Rest als saprophag einzustufen sind. Mittels Netzbeutelversuchen konnte STANDEN (1978) feststellen, daß die Abbaugeschwindigkeit von Heideheu sich bei Anwesenheit von Enchytraeen der Art *C. sphagnetorum* erhöhte. Diese Förderung erwies sich als stark klimaabhängig (im Winter

war sie kaum nachweisbar). Eine durch diese Förderung verbesserte Nährstoffverfügbarkeit und damit verstärktes Pflanzenwachstum ist schwer quantifizierbar. Durch die Fraßtätigkeit von Enchytraeen kommt es zur Ausbildung einer feinkörnigen Krümelstruktur, deren Stabilität höher ist als die von unbearbeitetem Boden, der Aufbau von Ton-Humus-Komplexen unterbleibt jedoch nach ZACHARIAE (1965).

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die Bodenorganismen entscheidende Funktionen im Naturhaushalt des Bodens ausüben. Ihre Leistungen für die bodenbildenden Prozesse sind in der Literatur inzwischen unbestritten. Je nach Standort und Bodeneigenschaften lassen sich aber starke Unterschiede in der Bedeutung der einzelnen Gruppen sowie innerhalb einer Artengruppe feststellen, die für die Beurteilung von Standorten genutzt werden können.

4. Auflistung möglicher Standortfaktoren (J. Römbke)

4.1 Generelle Einflußgrößen

Unter generellen Einflußgrößen verstehen wir solche Faktoren oder Faktorenkomplexe, die allgemein den mitteleuropäischen und speziell den südwestdeutschen Raum und damit den Rahmen kennzeichnen, innerhalb dessen sich die verschiedenen Standorte und ihre Lebensgemeinschaften entfalten und differenzieren. Es handelt sich dabei vor allem um den geographischen Lagebezug und das Klima.

4.1.1 Klima

Als Klima werden die Witterungsverhältnisse einer Gegend in ihrem durchschnittlichen jahreszeitlichen Verlauf bezeichnet. Seine wichtigsten Teilfaktoren in bezug auf Bodenökosysteme sind Lufttemperatur und Niederschläge (Menge und Verteilung). In Abhängigkeit von der geographischen Breite, der Höhe über dem Meeresspiegel und der Entfernung vom Meer lassen sich verschiedene Großklimata abgrenzen. Da das speziell interessierende Untersuchungsgebiet Baden-Württemberg bzw. Mitteleuropa in seiner Gesamtheit weitgehend der kontinental-gemäßigten Zone zuzurechnen ist, entfallen Vergleiche zwischen verschiedenen Klimazonen in dieser Studie. Die Auswirkungen des Klimas auf Bodenorganismen werden im Kapitel 4.2.1 anhand der relevanten Faktoren Bodenfeuchte bzw. -temperatur dargestellt.

4.1.2 Geographischer Bereich

Geographisch wurden primär Arbeiten aus Mitteleuropa einschließlich der Britischen Inseln sowie Skandinaviens berücksichtigt. Der Grund für diese Beschränkung ist das Problem der Übertragbarkeit beobachteter Beziehungen auf die konkreten Bedingungen Baden-Württembergs. Darüber hinaus wurden in nennenswerten Umfang Informationen aus angrenzenden Regionen - östliches Mitteleuropa, Süd- und Westeuropa - eingearbeitet. In begründeten Fällen wurden aber auch Untersuchungen aus anderen Erdteilen herangezogen, wenn in ihnen allgemein gültige Abhängigkeiten dargestellt wurden. Baden-Württemberg liegt im Kreuzungsbereich verschiedener Gradienten der Faunenverbreitung:

- von Süden her dringen mediterrane Arten im Oberrheingraben bis zum Taunus vor;
- boreo-montane Arten kommen im Hochschwarzwald und in angrenzenden Tälern vor;
- im östlichen Landesteil wurden speziell auf Trockenrasen pannonische Arten nachgewiesen;
- am Westrand von Schwarzwald und Odenwald gibt es Arten mit atlantischem Verbreitungsschwerpunkt.

Da eine direkte Abhängigkeit zwischen der geographischen Lage eines Versuchsstandorts und dem Vorkommen bzw. der Aktivität von Bodenorganismen unwahrscheinlich ist bzw. nur in Ausnahmefällen zu beobachten sein wird, wird dieser Punkt in den folgenden Kapiteln nicht weiter diskutiert. Statt dessen werden die für die Eigenschaften eines Standorts relevanten Faktoren differenziert behandelt.

4.2 Natürliche Standortfaktoren

Im folgenden werden diejenigen Bodenfaktoren kurz charakterisiert, von denen angenommen wird, daß sie allein oder in Kombination das Vorkommen von Bodenorganismen beeinflussen können (Definitionen nach SCHÄFER & TISCHLER 1983). Alle in diesem Kapitel aufgeführten Faktoren wurden bei der Verschlagwortung der Literatur aufgenommen, auch wenn ein Teil von ihnen (vgl. auch Kap. 6.1) für eine quantitative Auswertung ungeeignet ist.

4.2.1 Bodenphysikalische Faktoren

Bodentyp

Böden gleichen Entwicklungszustandes mit übereinstimmenden Merkmalen, vor allem ähnlichen Horizonten. International werden sie nach verschiedenen Ansätzen klassifiziert: In den USA werden nach der An- bzw. Abwesenheit definierter diagnostischer Horizonte 10 Ordnungen unterschieden. In Deutschland ist dagegen ein kombiniertes System verbreitet, das sich nach dem Wasserfaktor, den Horizontkombinationen und deren spezifischen Eigenschaften richtet. Aufgrund dieser Unterschiede und wegen seines summarischen Charakters ist dieser Faktor für Korrelationsanalysen mit biologischen Parametern ungeeignet.

Bodenart

Hierunter wird die Korngrößenverteilung eines Bodens verstanden; d.h. das Verhältnis verschieden großer mineralischer Teilchen. Sie wird als prozentualer Anteil von Sand-, Schluff- und Tonteilchen angegeben. Während in der Bodenkunde sehr detaillierte Klassifikationssysteme üblich sind, wird in bodenbiologischen Arbeiten oft nur zwischen diesen drei Großgruppen (Sand, Schluff und Ton) unterschieden. Auf dieser groben Ebene scheint die Verbreitung von Bodenorganismen von der Korngrößenverteilung beeinflusst zu sein, so daß die genauere Untersuchung des Einflusses dieses Faktors sinnvoll ist (FRIEBE 1990).

Humusform

Ausprägung der Gesamtheit der abgestorbenen organischen Substanz im Boden, die je nach den Zersetzungsbedingungen des Standorts verschieden ist. Primär wird in Mitteleuropa zwischen drei Formen sowie diversen Übergangsstufen unterschieden, deren Entstehung von Bodeneigenschaften, Klima und der biologischen Aktivität determiniert wird:

- Mull: auf nährstoffreichen, biotisch aktiven, meist basenreichen Böden; keine Anreicherung an der Bodenoberfläche, sondern tiefgründige Durchmischung von Humus und Mineralboden im Ah-Horizont.
- Moder: gegenüber dem Mineralboden deutlich abgegrenzte und sich nur langsam zersetzende, meist saure Schicht aus Streu und Kotkrümeln;
- Rohhumus: unvollkommen zersetztes Rotteprodukt auf sauren, podsolierten Böden; im Wald meist als ein zusammenhängender, durch Pilze verfilzter Auflagehori-

zont ausgebildet.

Für die differenzierte Klassifikation von Waldstandorten ist dieser Faktor gut geeignet, wobei zu beachten ist, daß die Humusform meist mit dem pH-Wert korreliert ist.

Bodenfeuchte:

Wassergehalt des Bodens (angebbbar in Prozent des Trocken- bzw. Frischgewichts) oder aktuelle Feuchte (angebbbar als Saugspannung (MPa)). Statt dieser oft variablen Werte ist der prozentuale Anteil an der maximalen Wasserkapazität zur Charakterisierung besser geeignet. Darunter wird die maximale Haftwassermenge verstanden, die gegen die Schwerkraft festgehalten werden kann. Wird natürlich gelagerter Boden verwendet, spricht man auch von Feldkapazität (FK). Die Höhe dieses Wertes hängt von der Bodenart, dem Bodengefüge, dem Gehalt und der Zusammensetzung der organischen Substanz und der Art der adsorbierten Kationen ab. Der Zusammenhang zwischen dem Wassergehalt und der Wasserspannung (Stärke der Saugkraft, mit der das Wasser vom Boden festgehalten wird) wird in für jeden Bodentyp spezifischen Wasserspannungskurven (= pF-Kurven) wiedergegeben. Für viele Bodenorganismen stellt ein pF-Wert von 4,2 (= Permanenter Welkepunkt (PWP)) die Grenze dar, bis zu dem sie Wasser aus dem Boden aufnehmen können. Da so nur ein Teil des im Porengefüge des Bodens vorhandenen Wassers für Pflanzen wie Tiere verfügbar ist, sollte der Wassergehalt eines Standorts besser auf diesen Anteil bezogen werden. Obwohl diese Bedingung in den meisten bodenbiologischen Arbeiten nicht erfüllt ist, hat die Bodenfeuchte dennoch eine so hohe Bedeutung für die Verbreitung von Bodenorganismen, daß die Bearbeitung dieses Faktors trotz der methodischen Einschränkungen notwendig ist.

Bodentemperatur:

Die Temperatur des Bodens ist vertikal sowohl absolut als auch hinsichtlich der Schwankungsbreite gegliedert: an der Bodenoberfläche variieren die Temperaturen in Abhängigkeit vom Klima stark, während sie im Unterboden im Jahresverlauf weitgehend abgepuffert sind. Diese durch Schneelagen noch zusätzlich verstärkte Abpufferung führt dazu, daß in Mitteleuropa Frostereignisse im Boden relativ selten sind. Bei Temperaturangaben ist zu beachten, daß diese meist nur als singuläre Werte (Temperatur zum Zeitpunkt der Probennahme, jährlicher Mittelwert o.ä.) vorliegen, während biologisch Temperaturverläufe mit Schwankungsbreite und Extremwerten wesentlich wichtiger sind. Da sich die Temperatur auf Bodenorganismen wahrscheinlich primär indirekt über die Bodenfeuchte auswirkt, werden diese Faktoren im Rahmen der vorliegenden Studie meist gemeinsam diskutiert.

4.2.2 Bodenchemische Faktoren

Boden-pH-Wert:

Wasserstoffionen-Konzentration in der Bodenlösung, die den Säuregrad des Bodens ausdrückt. Ein Überwiegen von H⁺-Ionen führt zu einer sauren, ein Überwiegen der OH⁻-Ionen zu einer basischen Reaktion. Der pH-Wert wird als der negative dekadische Logarithmus der H⁺-Ionen-Konzentration angegeben. Die Messung kann in verschiedenen Aufschwemmungen (Wasser oder KCl- bzw. CaCl₂-Lösungen) erfolgen, was zu unterschiedlichen Werten führt. Leider wird in der Literatur oft nicht angegeben, welche Methode jeweils benutzt wurde. Trotz dieses Problems ist

der pH-Wert für die Charakterisierung eines Standorts von so großer Bedeutung (z.B. für den Ablauf des Dekompositionsprozesses), daß seine Korrelation mit Verbreitungsangaben unbedingt zu verfolgen ist.

C- und N-Gehalt

Bei diesem Faktor müssen zwei Angaben unterschieden werden:

- Zum einen der Anteil der beiden für alle biologischen Vorgänge äußerst wichtigen Elemente Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) an der Gesamtmenge des Bodens (angegeben in Prozent des Gewichts);
- Zum anderen das Mengen-Verhältnis zwischen beiden Elementen; je kleiner das C/N-Verhältnis von organischem Material (z.B. Streu), desto mehr wird es als Nahrung für Bodenorganismen interessant, da die Stickstoffverfügbarkeit oft den begrenzenden Faktor für das Wachstum von Organismen darstellt.

Trotz der hohen Wertigkeit dieses Faktors für die Bodenbiozönose, insbesondere in Hinsicht auf die Nährstoffversorgung, wird er, wohl aufgrund des relativ hohen Analyseaufwands, parallel zu bodenbiologischen Untersuchungen selten erhoben. Daher liegen für eine Korrelationsanalyse zu wenige Daten in der Literatur vor.

Elementgehalt

Angabe des mengenmäßigen Anteils bestimmter Elemente in der Streu oder im Boden eines Standorts; speziell sind darunter Bioelemente (Nährstoffe) wie Calcium, Magnesium, Phosphor oder Schwefel und ihre Verbindungen von Interesse. Für diesen Faktor gilt die für das C/N-Verhältnis gemachte Anmerkung, wobei jedoch der Zusammenhang zwischen der Konzentration eines bestimmten Elements und der Versorgungssituation der Bodenbiozönose weniger offensichtlich ist.

Salzgehalt

Im Rahmen der vorliegenden Studie relativ unwichtiger Faktor, der den Anteil der natürlich vorkommenden Salze im Boden beschreibt. Mit wenigen Ausnahmen im Binnenland (z.B. Salzwiesen, salzhaltige Abwässer) wirkt er sich dominant nur im Küstenbereich aus.

Kationenaustauschkapazität

Gesamtheit der austauschbaren Kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} , H^+) im Boden; primär denen, die an kleinen Bodenpartikeln sorbiert sind. Sie wird in Milliäquivalent pro 100 g Substrat ausgedrückt. Die Austauschkapazität ist ein Maß für die Nährstoffversorgung, insbesondere für Pflanzen. Sie schwankt sehr stark in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung des Bodens, insbesondere der Zusammensetzung des Tonanteils (Tonmineralanalyse), sowie von Menge und Art des organischen Anteils. Aufgrund dieser großen Variabilität ist die Interpretation der KAK-Werte sehr schwierig.

4.2.3 Biologische Faktoren

Der Begriff "biologisch" wird hier sehr weit gefaßt: so gehören im folgenden auch die meist über Pflanzengesellschaften definierten Makrohabitate dazu. Gemeinsam ist ihnen, daß sie deutlich schlechter als physikalische oder chemische Faktoren quantifizierbar sind.

Vegetation

Definiert als Zusammensetzung der Pflanzengesellschaft eines Standorts, wobei in die Beschreibung neben der Auflistung der vorkommenden Arten ihre Zugehörigkeit zu einem bestimmten Horizont (z.B. Kraut-, Baumschicht) und ihr Deckungsgrad, d.h. der jeweilige Mengenanteil einzelner Arten, eingehen. Pflanzensoziologisch lassen sich bestimmte, in ihrer Zusammensetzung und Ausprägung typische Gesellschaften definieren (z.B. Luzulo-Fagetum als Bezeichnung für einen artenarmen Sauerhumus-Buchenwald). Da nachgewiesen werden konnte, daß die Bodeneigenschaften und weniger die Vegetation die Verbreitung von Bodenorganismen bestimmen, wird dieser Faktor nicht weiter bearbeitet.

Makrohabitate bzw. Biotope

Darunter werden die primär über ihre Pflanzengesellschaften definierten wichtigsten Ökosystemtypen Mitteleuropas wie folgt getrennt erfasst.

Wälder:

- Unterteilt nach Laub-, Misch- bzw. Nadelwäldern sowie nach der vorherrschenden Baumart und, teilweise, Humusform;

Wiesen:

- Alle natürlichen wie anthropogen angelegten Grasflächen wie z.B. Weiden, Trockenrasen oder Steppen;

Landwirtschaftliche Flächen:

- Alle Standorte mit Bodenbearbeitung; primär Äcker (oft mit Angabeder Hauptanbaufucht), aber auch Gärten oder Weinberge;

Besondere Standorte:

- Alle sonst schwer einzuordnenden, weitgehend natürlichen Standorte wie z.B. Moore oder Höhlen;

Ruderalflächen:

- Alle anthropogen beeinflussten Flächen ohne direkten landwirtschaftlichen Bezug, d.h. zum Beispiel urbane Standorte, Deponien oder Halden (auch rekultiviert);

Uferbereiche:

- Alle stark durch Wasser bestimmte Flächen; neben - selten - marin beeinflussten Standorten sind es vor allem Auwälder oder Überschwemmungsflächen.

Trotz methodischer Probleme (z.B. Detailliertheit der Klassifikation der Habitate, Übertragbarkeit auf andere geographische oder klimatische Räume) wird aus praktischen Gründen (Übersichtlichkeit, Anwendbarkeit) dieser Faktor für eine Grobaufteilung der Literaturangaben beibehalten.

Untersuchungs-Strata

Bei der Verschlagwortung der Literatur wurde vermerkt, in welchem (vertikalen) Stratum eines Ökosystems (Vegetation, Streu, Boden oder Tiefboden) die jeweilige Untersuchung angesiedelt war. Diese Einteilung war aber nur in speziellen Fällen hilfreich (z.B. der Unterscheidung von epigäischen und pflanzenbewohnenden Laufkäfern), so daß auf ihre weitere Bearbeitung verzichtet wird.

Nahrung/Nährstoffe

Ein für alle Organismen äußerst wichtiger Faktor, der allerdings aufgrund der großen Heterogenität der Nahrungsansprüche der im oder auf dem Boden lebenden Arten kaum näher zu definieren ist. Neben der Menge der für die Mikroflora direkt verwertbaren Nährelemente (siehe Bioelemente im Kap. 4.2.2) kann es sich dabei auch um die Verfügbarkeit von Beutetieren für einen Räuber handeln. In der vorliegenden Studie wird unter diesem Faktor oft die energetische Qualität des Bestandesabfalls (Streu) als Nahrung für saprophage Organismen verstanden. Aufgrund der großen Heterogenität bei gleichzeitig wenigen Daten wird dieser Faktor in der detaillierten Analyse nur exemplarisch behandelt.

Interaktion:

Gesamtheit der biotischen Interaktionen zwischen Individuen bzw. Populationen von Mikroorganismen, Tieren und Pflanzen eines Standorts (z.B. Konkurrenz, Prädation etc.). Obwohl zumindest die Gesamtheit dieser Beziehungen das Vorkommen und die Aktivität von Organismen im Boden stark beeinflussen, ist ihre Beschreibung im Rahmen dieser Studie in den meisten Fällen nur grob qualitativ möglich.

4.3 Anthropogene Standortfaktoren

4.3.1 Chemikalien

Bei den Chemikalien kann man hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften sowie ihrer Anwendung die folgenden vier Gruppen unterscheiden:

Schwermetalle:

Eigentlich chemische Bezeichnung für metallische Elemente mit einer höheren Dichte als $4,5 \text{ g/cm}^3$; teils essentiell für wichtige physiologische Funktionen. Im ökotoxikologischen Sinn Bezeichnung für wenige, auch natürlich in vielen Böden vorkommende Metalle (insbesondere Cadmium,

Kupfer, Blei, Zink und Quecksilber), die durch menschliche Aktivität verstärkt in die Umwelt gelangen bzw. in bestimmten Umweltkompartimenten angereichert werden (z.B. im Oberboden von Äckern nach Klärschlammausbringung). Im Gegensatz zu organischen Chemikalien wie den meisten Pestiziden sind sie nicht abbaubar. Trotz dieser hohen Wertigkeit für viele anthropogen beeinflusste Standorte Mitteleuropas ist ihre Bearbeitung im Rahmen dieser Studie nur auf grobem Niveau möglich, da für die meisten Schwermetalle zu wenige Arbeiten über ihre Wirkung bzw. Bioverfügbarkeit vorliegen.

Pestizide:

Chemisch sehr unterschiedliche Gruppe von meist künstlich hergestellten Substanzen, die normalerweise hinsichtlich Menge sowie Anwendungszeitpunkt und -fläche gezielt und mit einem bestimmten Bekämpfungszweck ausgebracht werden. In der Realität können aufgrund von unsachgemäßer Anwendung (Applikation zu hoch oder zum falschen Zeitpunkt) bzw. Abschwemmung oder Abdrift lokal stark erhöhte Konzentrationen vorkommen. Bei der Zulassung von Pestiziden werden in Deutschland bzw. der EG u.a. die Nebenwirkungen der Substanz auf Bodenorganismen (Mikroflora, Regenwürmer, Laufkäfer) berücksichtigt. Unter Einbeziehung dieser Laborversuche ist trotz der großen Anzahl verschiedener Pestizide und ihrer jeweiligen Bioverfügbarkeit eine qualitative Einschätzung möglich.

Umweltchemikalien

Analog zum deutschen Chemikaliengesetz werden darunter alle anthropogen hergestellten Substanzen verstanden, deren Vermarktung nicht durch ein eigenes Gesetz (wie z.B. Pestizide, Arzneimittel etc.) geregelt wird. In der EG wird ihre Zahl auf ca. 100.000 geschätzt, wobei für mehr als 95 % keine Angaben über ihre möglichen ökotoxikologischen Auswirkungen vorliegen. Alle neuen (d.h. seit Inkrafttreten des Chemikaliengesetzes 1982) und - bei begründetem Verdacht - alten Umweltchemikalien müssen ab einer bestimmten Herstellungsmenge hinsichtlich der Effekte auf Regenwürmer und Pflanzen getestet werden. Eine detaillierte Bearbeitung des Einflusses von Umweltchemikalien ist wegen der extrem hohen Heterogenität dieses Faktors bei gleichzeitig sehr wenigen Daten nicht möglich.

Luftschadstoffe

Im Rahmen dieser Studie werden damit verschiedene Massenschadstoffe gemeint, denen nur gemeinsam ist, daß sie über den Luftweg transportiert werden. Dabei handelt es sich meist um "Sauren Regen", d.h. vor allem Schwefeldioxid sowie verschiedene Stickstoffverbindungen; seltener auch um Flugasche. Diese Stoffe haben im allgemeinen eine geringe akute Toxizität und wirken statt dessen indirekt, z.B. über Veränderungen des pH-Werts oder der Nährstoffversorgung. Daher werden sie primär als Teil der entsprechenden Bodenparameter und nicht als eigenständiger Faktor diskutiert.

Kalkung/Düngung

Im allgemeinen Einbringung von Pflanzennährstoffen (Ca, N, P oder K als mineralischem Kunstdünger) oder von organischen, nährstoffreichen Material (z.B. Gülle oder Kompost) in den Boden, um den Ernteertrag der Kulturpflanzen zu erhöhen. Eine zunehmende Verbreitung in nicht-landwirtschaftlichen Biotopen hat die Kalkung gefunden, womit versucht wird, die Auswirkungen von Bodenversauerungen (vor allem durch Luftschadstoffeintrag) auch in Waldböden zu neutralisieren und die Wälder zu düngen. Trotz der großen Bandbreite der unter diesem Oberbegriff zusammengefaßten Einflüsse ist auf sehr grobem Niveau eine qualitative Darstellung der Auswirkungen auf die Bodenbiozönose möglich.

4.3.2 Andere Stressoren

Den meisten der im Folgenden aufgeführten Faktoren ist gemeinsam, daß sie im weitesten Sinn der Landwirtschaft zuzurechnen sind.

Bodenbearbeitung:

Die bekannteste Bearbeitungsmaßnahme dürfte das Pflügen von Ackerflächen sein; eine für die Bodenorganismen drastische Beeinträchtigung ihres Lebensraums, bei dem die obersten 10 - 30 cm des Bodens mehr oder weniger regelmäßig umgewendet werden (Pflughorizont). Dabei gelangen Tiefenformen an die Oberfläche bzw. umgekehrt und werden dort jeweils für sie ungünstigen Bedingungen exponiert. Außer Pflügen und ähnlichen, meist weniger beeinträchtigenden Maßnahmen wie z.B. Gubbern oder Eggen führen die fehlende Bodenbedeckung und geringer Nährstoffeintrag zu einer weiteren Verschlechterung der Lebensbedingungen an solchen Standorten. Unter den Begriff "Stressoren" fallen mittelbar auch alle Baumaßnahmen (Bodenversiegelung). Da dann von einer Bodenbiozönose kaum mehr gesprochen werden kann, wird diese Maßnahme in der Studie nicht gesondert ausgewiesen.

Bodenverdichtung:

Teils parallel zu landwirtschaftlichen Maßnahmen, teils im Zusammenhang mit anderen anthropogenen Aktivitäten (z.B. Verkehr) kommt es zu einer Verdichtung des Bodengefüges; d.h. zu einem Rückgang des Porenanteils von Böden. Neben der direkten Beeinträchtigung des Lebensraums (z.B. schlechtere Eingrabbmöglichkeiten) wirken sich dann verschlechtertes Wasserhaltungsvermögen und geringe Durchlüftung negativ auf die Bodenorganismen aus. Die Anzahl der Daten zu diesem Faktor ist gering.

Kahlschlag/Mahd:

In der Forstwirtschaft bedeutet Kahlschlag das Fällen von Bäumen auf größeren, zusammenhängenden Flächen. Er führt zu einer radikalen Änderung vieler Faktoren, die für die Bodenbiozönose von hoher Bedeutung sind; außerdem besteht erhöhte Erosionsgefahr. Ähnliche, aufgrund der häufigen Wiederholung und der damit auf diesen Flächen ohnehin geringen Besiedlung weniger auffallende Effekte hat die Ernte auf Ackerflächen. In anderen Biotopen, z.B. Wiesen, ist die Entfernung der Pflanzenschicht (Mahd) weniger drastisch und hat damit für die Bodenorganismen meist geringere Auswirkungen. Die Zahl der unter mitteleuropäischen Bedingungen durchgeführten Untersuchungen ist so klein, daß eine detaillierte Auswertung auf dem Niveau einzelner Tiergruppen oder gar Arten kaum möglich ist.

5. Meßgrößen zur Beschreibung von Bodenbiozönosen (J. Römbke)

5.1 Erfassungsebenen

Der Begriff "Erfassungsebene" hat eine technische und eine inhaltliche Bedeutung. Die technische Seite betrifft die Zuordnung der vorliegenden Literaturdaten zu einer von drei Untersuchungsebenen: der Labor-, der Halbfreiland- und der Freilandebene (Tab. 5). So wird z.B. bei der Untersuchung von Umweltchemikalien und Pflanzenschutzmitteln ausgehend von Labortests über Halbfreiland- bis zu Freilandstudien fortgeschritten (z.B. KIMBALL & LEVIN 1985, CAIRNS 1989, BOLLER et al. 1989). Während Laborversuche und Freilandstudien im allgemeinen gut voneinander abgrenzbar sind, besteht hinsichtlich von Halbfreilandverfahren ein erheblicher Definitionsbedarf. So können darunter sowohl "Mikrokosmen" (Erlenmeyerkolben mit wenigen Gramm Boden) als auch "Mesokosmen" von einigen Hundert Quadratmetern Größe (mehr oder weniger dicht abgegrenzte Bereiche eines Felds) verstanden werden.

Die inhaltliche Seite betrifft die biologische Organisationsebene, wobei unter weitgehender Auslassung der suborganismischen Ebenen (z.B. Moleküle, Zellen, Organe) die Ebene des Individuums, der Population und des Ökosystems im Mittelpunkt des Interesses stehen. Klar ist dabei, daß die Struktur bzw. Funktion eines Ökosystems das primäre Ziel ökotoxikologischer Untersuchungen darstellt, auch wenn wegen der großen Komplexität realer Ökosysteme praktische Untersuchungen häufig auf niedrigerere, methodisch einfacher zu handhabende Ebenen beschränkt werden müssen. Hinzu kommt, daß wegen des stochastischen Charakters vieler ökosystemarer Beziehungen eine detaillierte Prognose oder auch nur Beschreibung der Eigenschaften eines Ökosystems grundsätzlich nur bis zu einem gewissen Grad möglich ist (MATHEs et al. 1991). In grober Analogie lassen sich diesen drei biologischen Organisationsebenen (Individuum, Population, Ökosystem) die oben genannten Untersuchungsebenen Labor, Halbfreiland und Freiland zuordnen (Tab. 5).

Tab. 5: Erfassungsebenen unterschiedlicher Komplexität

Teststufen	Stufen biologischer Organisation
Labor	Individuum, Population
Halbfreiland	Population, Biozönose
Freiland	Population, Biozönose, Ökosystem

5.2 Meßparameter

Unter diesem Begriff werden sowohl quantitativ als auch qualitativ erfaßbare Parameter verstanden. In der Literatur werden als häufigste Meßparameter, wie auch in den nächsten Teilkapiteln der vorliegenden Studie, insbesondere Artenzahl, relative Anzahl (Dominanz), Abundanz, Biomasse sowie energetische Werte vorgeschlagen (DUNGER 1978).

5.2.1 Strukturparameter

Abundanz:

Anzahl von Organismen (= Individuendichte) in bezug auf eine Flächeneinheit (meist 1 m^2 , seltener ha), pro Volumeneinheit (z.B. Bodenkern eines Bodenstechers) oder pro Gewichtseinheit (z.B. 100 g Trockengewicht; oft in mikrobiologischen Untersuchungen). Dabei wird in der Regel von einigen repräsentativen Teilproben auf die Besatzdichte insgesamt geschlossen. Die Angabe der Flächeneinheit erfolgt meist unabhängig von der Probenahmetiefe.

Biomasse:

Das Gewicht der zu einem bestimmten Zeitpunkt vorhandenen Lebewesen je Flächen-, Volumen- oder Gewichtseinheit (angebar als Frisch- oder Trockengewicht (FG bzw. TG)). In der Regel wird die Biomasse durch die Multiplikation von Abundanzwerten mit dem durchschnittlichen Frisch (FG)- oder Trockengewicht (TG) eines Individuums (getrennt nach Art, Alters- oder Größenklasse) geschätzt. Da die Direktwägung vieler Mitglieder einer Bodenbiozönose praktisch undurchführbar ist (Ausnahme: Regenwürmer), beruhen nahezu alle Biomasseangaben in der Literatur auf solchen Abschätzungen. Zusätzlich können aufgrund empirischer Beziehungen energetische Parameter wie die Respiration mit Hilfe von Biomassedaten abgeschätzt werden (PHILLIPSON et al. 1978). Für die Beschreibung einer Bodenbiozönose ist die Biomasse weitaus besser geeignet als die Abundanz, da die Anzahl wenig über die Bedeutung der betreffenden Organismen aussagt.

Reproduktion:

Fortpflanzung, gemessen als Vermehrungsrate eines Individuums (Fekundität) oder einer Population (Natalität). Je nach betrachteter Art kann diese sehr verschieden ablaufen, wobei die einzelnen Teilschritte (z.B. Eizahl, Schlüpfertag, Teilungsrage) unterschiedlich gut quantifizierbar sind. Es ist daher am besten, die Reproduktion als "Reproduktionserfolg", d.h. als Anzahl der Nachkommen, die sich in der nächsten Generation (potentiell) fortpflanzen können, zu bestimmen (Netto-Reproduktionsrate R_0).

Populationsdynamik:

Alle Veränderungen der Strukturelemente (speziell von Abundanz und Biomasse; seltener auch Reproduktion, Wanderungsverhalten etc.) einer Population im Zeitverlauf.

Vertikalverteilung:

Abundanz oder Biomasse von Organismen bzw. Organismengruppen eines Ökosystems bezogen auf einzelne Schichten oder Bodenhorizonte; oft tagesperiodisch oder jahreszeitlich oszillierend. Die Horizonte können bodenkundlich definiert sein (z.B. Ol-, Of-, Ah-Horizont) oder werden, insbesondere bei landwirtschaftlich genutzten Böden, eher nach Praktikabilitätsgesichtspunkten festgelegt (z.B. 0-5 cm, 5-10 cm).

Artenzahl:

Die Anzahl der an einem Standort vorkommenden taxonomischen Einheiten (bei Pflanzen und Tieren: die Art; bei Mikroorganismen: physiologische Gruppe) wird, soweit möglich, bestimmt. Der Mangel an spezialisierten Taxonomen wie auch das Defizit an taxonomischer Grundlagenforschung führen oft dazu, daß Bodenorganismen nicht auf der Artebene, sondern nur als Familien oder gar Ordnungen erfaßt werden. Auch heute können in Mitteleuropa noch neue Arten von Bodentieren beschrieben werden. Die Artenzahl bzw. das Arteninventar (= Artenspektrum) ist in Hinblick auf die Artenvielfalt eine wichtige Größe. Biotope mit vielseitigen Lebensbedingungen weisen Artenreichtum auf, während einseitige Bedingungen Artenarmut bewirken (biozönotisches Grundprinzip nach THIENEMANN).

Dominanzspektrum:

Angabe der relativen Menge (z.B. Abundanz, Biomasse) einer Art pro Flächen- oder Raumeinheit im Vergleich zu den übrigen Arten eines Standorts. Oft werden die jeweiligen Prozentangaben klassifiziert (z.B. eudominant, dominant, rezedent, subrezedent). Daneben kann die Dominanz in Form einer Dominanz-Rang-Kurve (Anordnung der Arten anhand ihrer Dominanzanteile) angegeben werden. In diesem Zusammenhang ist zu betonen, daß die weitergehende Verrechnung zu Dominanzindizes u.ä. aufgrund ihrer schwierigen Interpretation von uns nicht für sinnvoll gehalten wird (vgl. Kap. 5.3). In der Pflanzensoziologie wird die Dominanz durch den Deckungsgrad ausgedrückt.

5.2.2 Funktionsparameter

Wie bereits bei der Vorstellung des Strukturparameters Biomasse erwähnt, dient dieser häufig als Ausgangsgröße zur Berechnung von Funktionsparametern (Konsumtion oder Respiration) auf der Grundlage von für jede Organismengruppe spezifischen empirischen Beziehungen.

Konsumtion:

Bei Tieren die Aufnahme von organischer Substanz als Nahrung, gemessen als Konsumtionsrate (Trockenmasse oder Energie pro Zeiteinheit). Für viele Arten der Bodenbiozönose, speziell der Mikro- und Mesofauna, ist die experimentelle Bestimmung (sowohl der Nahrung selbst als auch die unter natürlichen Bedingungen auftretende Umsatzrate) sehr schwierig.

Respiration:

Hier als externer Gasaustausch bei Mikroorganismen und Tieren zur Aufrechterhaltung aller Lebensfunktionen verstanden. Die Respiration wird meist direkt über die Aufnahme von Sauerstoff bzw. die Abgabe von Kohlendioxid (z.B. Warburg, IRGA) bestimmt. Sie ist der wichtigste - nicht zuletzt wegen ihrer relativ einfachen Messung - energetische Parameter.

Energiebilanz:

Die Energiebilanz (= Energiehaushalt), meist berechnet mit Hilfe von Konsumtion und Respiration, bezeichnet sowohl auf der Ebene von Individuen als auf der von Populationen, Arten oder funktionell definierten Gruppen das Verhältnis von aufgenommener Energie und assimilierter bzw. abgegebener Energie. Für die Bestimmung des energetischen Umsatzes der Bodenorganismen muß außer der Messung der Respiration (Atmung = R) und der Konsumtion (Fraßmenge = C) noch die Produktion (Wachstum + Reproduktion = P) oder die Assimilation ($A = P + R$) bzw. die Exkretion (FU) erfaßt werden. Bei Tieren sieht die Energiebilanz mathematisch so aus:

$$C = A + FU$$

$$A = P + R$$

Wie bereits erwähnt wird der energetische Umsatz meist indirekt mit Hilfe empirischer Kenngrößen bestimmt, die aus der gruppenspezifischen Korrelation zwischen Biomasse und Energieumsatz abgeleitet werden. Zum Vergleich des Umsatzes von Populationen verschiedener Standorte werden entweder die direkt gemessenen Parameter oder die daraus abgeleiteten Größen wie Assimilationseffizienz (Verhältnis P/A in %) verwendet. Schließlich dient die Kenntnis dieser Parameter dazu, Energieflüsse im gesamten Ökosystem, z.B. das Verhältnis zwischen dem Energieeintrag in den Boden durch den Streufall und der Abbauleistung der Bodenbiozönose, abzuschätzen.

Enzymaktivität

Bei Mikroorganismen stellt die Menge von Exo- und Endoenzymen einen wichtigen Parameter zur Beschreibung ihrer Aktivität und damit ihrer funktionellen Wertigkeit dar. Dies betrifft insbesondere die für den Streuabbau wichtigen Enzyme wie Carbohydrasen oder speziell Cellulasen, aber auch solche des Energiestoffwechsels wie z.B. Dehydrogenasen. Die Messung der Enzymmenge erfolgt meist chromatographisch direkt an Boden- bzw. Streuproben. Die Untersuchung der Enzymausstattung von Tieren ist dagegen methodisch aufwendiger und gibt eher qualitative Hinweise (z.B. ob es sich bei der betreffenden Art um einen Primär- oder Sekundärzersetzer handeln kann).

Streuabbau

Zerfall bzw. Dekomposition organischen Materials, speziell des Bestandesabfalls (Blätter, Zweige, Wurzeln etc.) durch abiotische Prozesse (z.B. Auswaschung leichtlöslicher Moleküle) und durch die Tätigkeit von Mikroorganismen und Tieren. Der Streuabbau kann grob in drei Teile unterteilt werden, die aber nicht als strikt voneinander unabhängig angesehen werden dürfen:

- die Initialphase, in der neben mikrobieller Besiedlung abiotische Auswaschungsvorgänge dominieren;

- die mechanische Zerkleinerung durch Bodenorganismen, gekoppelt mit biochemischen Abbau durch die enzymatische Aktivität der Mikroorganismen im Boden oder im Darm von Primärzersettern;
- die Mineralisierung durch Mikroben zu kleinen Molekülen (CO₂, Wasser, etc.).

Unter den spezifischen Bedingungen eines Standorts (Klima, Boden, Organismen) ist der Verlauf des Streuabbaus weitgehend festgelegt und kann daher als hochintegrierender Meßparameter für das gesamte Ökosystem genutzt werden. Eine einfache Methode ist die Messung der Massenabnahme, z.B. von Laub in Netzbeuteln. Komplexere Angaben beinhalten die Bestimmung des C/N-Verhältnisses sowie die Konzentration biologisch wichtiger Elemente (z.B. Calcium, Schwefel) im Verlauf des Abbaus.

Verhalten

Im Rahmen dieser Studie die Gesamtheit aller Verhaltensäußerungen eines Organismus. Darüber hinaus werden spezielle Aktivitätsparameter verwendet; z.B. die Auszählung von Regenwurmröhren pro Flächeneinheit als Maß für die Grabaktivität. Dieser meist schwer zu quantifizierende Faktor kann wertvolle Hinweise auf die sublethale bzw. chronische Belastung einer Population geben, z.B. beim Auftreten von Flucht- oder Abwendereaktionen.

5.3 Abgeleitete Parameter

Im Gegensatz zu den oben definierten Meßparametern gibt es eine Gruppe von Kennzahlen, die auf der Basis gemessener oder abgeschätzter Werte berechnet werden.

Ökologische Indizes:

In der Literatur existiert eine Vielzahl von Indizes (z.B. Diversitätsindex nach SHANNON-WIENER, Äquität), mit denen die Mannigfaltigkeit (Diversität) eines Standorts hinsichtlich seiner Artenzahl und deren relativen Häufigkeit quantifiziert werden soll. Traditionell wurde die Qualität eines Standorts um so positiver gesehen, je höher die Diversität war. Heute werden sie deutlich kritischer gesehen: So bezeichnen FRÜND et al. (1994) sie als "unnütz und zur Standortbewertung in der Regel ungeeignet, da so die Primärdaten eher verschleiert würden". Daher gehen neuere Überlegungen davon aus, daß je nach Standorteigenschaften eine optimale Anzahl von Arten vorkommen kann (z.B. "ecological fullness" (PHILLIPSON et al. 1976)). Nur der Vergleich der Zahl von real gefundenen Arten mit der nach den Standorteigenschaften zu erwartenden Artenzahl kann als Grundlage zur Beurteilung einer "Streßsituation" benutzt werden, da mehrfach höhere Diversitätsindexwerte bei geringem bis mittlerem "Streß" gefunden wurden. Andere Indices sind Ähnlichkeitskoeffizienten (z.B. der Jaccard- oder der Renkonenindex), die die Ähnlichkeit zweier Organismengemeinschaften auf der Basis des paarweisen Vergleichs der Artenbestände und ihrer Dominanzanteile beschreiben. Diese meist einfachen Vergleichswerte sind in der ökologischen Forschung weit verbreitet, doch ihre Nutzung in ökotoxikologischen Studien ist selten.

Testkennwerte

Je nach der Komplexität eines ökotoxikologischen Tests unterscheidet man akute und chronische Kennwerte. In Akuttests wird die Konzentration bestimmt, bei der ein definierter Teil der Testorganismen (z.B. 50 %) durch einen Streßfaktor beeinträchtigt wird (z.B. abstirbt; LC_{50}). In chronischen Tests wird diejenige Konzentration gesucht, bei der gerade keine Beeinträchtigung der Testorganismen, z.B. der Reproduktion, mehr auftritt: die sogenannte No-Observed-Effect-Concentration (NOEC) (im Fall einer definierten geringen Wirkung: der EC_x -Wert). Für die Berechnung dieser Werte gibt es eine Vielzahl statistischer Verfahren.

Sukzession

Ablösung einer Organismengemeinschaft durch eine andere, hervorgerufen durch Klima, Nahrung, Bodeneigenschaften oder die Lebenstätigkeit der Organismen selbst. Ein Beispiel für eine im Rahmen dieser Studie sehr wichtige Sukzessionsfolge ist der Prozeß des Streuabbaus, speziell in Wäldern, an dem je nach Beschaffenheit des Substrats und des Klimas sehr verschiedene Organismengruppen beteiligt sind. Wichtig ist dabei der unterschiedliche Zeitrahmen solcher Prozesse: während bei einzelnen Prozessen eines Ökosystems, z.B. dem Streuabbau, die Abfolge bestimmter Organismen innerhalb einiger Monate ablaufen kann, erfordert die Sukzession eines Waldökosystems Jahrzehnte.

Bioindikation

Anzeige der biotischen oder anthropogenen Bedingungen eines Standorts (z.B. Feuchte, Lichtverhältnisse, Schadstoffbelastung) durch das Vorkommen bzw. Fehlen bestimmter Arten. Man unterscheidet zwischen Reaktionsindikatoren, bei denen Anzahl, Biomasse oder der Dominanzanteil als Meßparameter verwandt werden, und Akkumulationsindikatoren, bei denen die Anreicherung einer Substanz im Körpergewebe gemessen wird. Als Reaktionsindikatoren für Standorteigenschaften kommen entweder einzelne Arten mit einer geringen ökologischen Reaktionsbreite oder Biozönosen, d.h. die relativen Anteile sämtlicher Arten einer Gruppe, in Frage. Besonders wichtig sind Indikatorarten für die Beurteilung von Belastungen der Umwelt durch menschliche Einflüsse (Monitorarten). Der Vorteil der Bioindikation gegenüber chemischen oder bodenkundlichen Verfahren liegt in der räumlichen und zeitlichen Integration der Auswirkungen der Standortfaktoren, wodurch ein umfassenderes Bild der Standortsituation gegeben ist.

Bei der Anwendung der Bioindikation werden folgende Begriffe unterschieden:

Charakterarten / charakteristische Artenkombinationen:

- Dies sind Arten oder Gruppen von Arten, die an einem Standort in einer Vielzahl von Proben vorkommen und ganz oder vorzugsweise zusammen mit einer bestimmten Pflanzenassoziation oder einem bestimmten Biotoptyp auftreten. Das Fehlen von sonst für bestimmte Biotope charakteristischen Artenkombinationen oder Charakterarten kann daher darauf hinweisen, daß Strukturveränderungen im Biotop stattgefunden haben.

Schlüsselarten:

- Darunter werden Arten verstanden, die in einer Biozönose eine wichtige Funktion haben. Einige Regenwurmartarten sind wichtige Schlüsselarten für die Zoozönose vieler Böden, deren Fehlen eine dauerhafte Belastungssituation am Standort andeutet.

Differentialarten:

- Begriff für die sich in ihrem Vorkommen in einem bestimmten Gebiet fast oder ganz sich gegenseitig ausschließender Arten. Sie dienen zur Unterscheidung und Kennzeichnung von nahe verwandten Lebensgemeinschaften.

Lebensformen:

- Bezeichnung von Organisationstypen von Organismen, die an bestimmte Bedingungen ihrer Umgebung durch gleiche Struktur-, Entwicklungs-, Lebensweise- oder Verhaltens-eigenarten angepaßt sind. Lebensformen lassen sich nach verschiedenen Gesichtspunkten klassifizieren, z.B. nach den Ansprüchen gegenüber dem Substrat, Wasser oder Ernährung (FABER 1991). Bei den Bodenorganismen unterscheidet man z.B. bei fast allen Gruppen Tiefen- und Oberflächenformen, die sich in ihrer Ernährungsweise unterscheiden und typische Ausbildungen oder Reduktionen bezüglich ihrer morphologischen Merkmale aufweisen (BELOTTI 1993). Die Angabe über Lebensformen gibt zusätzliche Hinweise zum Standorttyp. So sind z.B. die Tiefenformen der Bodentiere im Gegensatz zu Oberflächenbewohnern recht 'konservativ' (DUNGER 1982); d.h. alte Nutzungsstrukturen können trotz neuer Anpflanzungen noch viele Jahre später am Arteninventar der Bodenorganismen rekonstruiert werden.

6. Bodenorganismen und Standortfaktoren

6.1 Übersicht: Relevante Faktoren bzw. Organismengruppen

Die Ansprüche der einzelnen Arten und Gruppen von Bodenorganismen an ihre Umwelt sind sehr unterschiedlich. Entsprechend unterschiedlich ist auch die Gewichtung der einzelnen Umweltfaktoren für jede Gruppe in der Literatur. So ist beispielsweise der Faktor "pH-Wert" für die Einschätzung des Vorkommens von Regenwürmern von großer Bedeutung, während für Carabiden oder Spinnen andere Faktoren wie das Mikroklima eine wichtigere Rolle spielen und Angaben zum pH-Wert in diesen Studien daher oft fehlen.

Aus der Vielzahl der formal möglichen Beziehungen zwischen Standortfaktoren und Organismen wurden die wichtigsten Faktorenkombinationen ausgewählt: bodenphysikalische, bodenchemische, biologische, anthropogene chemische sowie andere anthropogene Faktoren. Diese Auswahl erfolgte auf der Grundlage ihrer Bearbeitungshäufigkeit (vgl. Tabellen Kap. 16) sowie nach kritischer Abschätzung ihrer Bedeutung.

Diese fünf Kombinationen werden für die Enchytraeen, Lumbriciden, Oribatiden, Gamasinen, Isopoden, Chilopoden, Diplopoden, Carabiden und Ameisen auf Artebene und für die Mikroorganismen weitgehend summarisch betrachtet (zur Auswahl der Organismengruppen vgl. Kap. 3.2). Als Parameter wurden für Tiere und Mikroorganismen Abundanz, Biomasse und "Art" (= Artenzahl bzw. -zusammensetzung) sowie, als Summenparameter für die funktionelle Bedeutung der Bodenorganismen, die Beteiligung am Streuabbau ausgewählt.

Im Rahmen dieses Kapitels werden nur die wichtigsten Literaturzitate einzeln aufgeführt, während die meisten - auch quantitativen - Angaben einen Extrakt aus einer sehr großen Zahl von Einzelarbeiten darstellen (vgl. Band 3), deren Wiedergabe den Rahmen dieser Studie sprengen würde. Im Kapitel 17 werden zusätzlich sämtliche erfaßten Arbeiten, geordnet nach allen Bodenorganismengruppen (= 49) bzw. allen in der Literaturliste verwendeten natürlichen wie anthropogenen Faktoren (= 20), aufgeführt. Dabei ist zu beachten, daß kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben wird. Auch ist der Erfassungsgrad der Literatur je nach Tiergruppe unterschiedlich hoch.

6.2 Mikroflora (B. Förster)

Der mit Abstand größte Anteil der Biomasse sowie die größte Anzahl an Organismen im Boden wird von der Bodenmikroflora gestellt. In den Mineralböden Mitteleuropas kann die mikrobielle Biomasse (mikrobieller Kohlenstoff) Werte von weit über 100 g/m^2 erreichen und die Populationsdichte pro Gramm Boden kann bei bis zu 10^8 Mikroorganismen liegen. Noch höhere Werte für Biomasse und Keimzahl werden in den organischen Auflagehorizonten wie der Streuschicht angetroffen. Dabei muß von einer großen Artenvielfalt ausgegangen werden; exakte Zahlen sind jedoch kaum bekannt. Noch weniger bekannt sind die ökologischen Zusammenhänge zwischen den einzelnen Species sowie ihre jeweilige Funktion im Ökosystem. Eine entscheidende Bedeutung der Mikroflora für das terrestrische Ökosystem liegt jedoch zweifellos im Abbau komplexer organischer Substanzen und in der damit verbundenen Freisetzung pflanzenverfügbarer Nährstoffe. Dieser Dekompositionsprozeß, in dem neben der Mikroflora auch die Bodenfauna eine wichtige Rolle

spielt, ist eine der zentralen Funktionen in den Stoffkreisläufen terrestrischer Ökosysteme (vergl. Kapitel 3.3).

Die beiden wichtigsten Organismengruppen der Bodenmikroflora sind die Bakterien und die Pilze. Unter den Bodenbakterien finden sich Stäbchen, Kokken, Spirochaeten, coryneforme Bakterien, Actinomyceten, gleitende Bakterien, Cyanobakterien, phototrophe Bakterien, Myxobakterien, Mycoplasmen, Rickettsien und Archaeobakterien; zur Gruppe der Bodenpilze gehören Oomyceten, Hyphochytriomyceten, Trichomyceten, Chytridiomyceten, Zygomyceten, Ascomyceten, Basidiomyceten und imperfecte Pilze (SCHINNER et al. 1993).

Im Folgenden wird die Bedeutung einiger wichtiger natürlicher und anthropogener Faktoren für die Bodenmikroflora dargestellt. Dabei werden die Faktoren hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Gesamtheit der mikrobiellen Biomasse diskutiert. Hierbei muß jedoch berücksichtigt werden, daß die isolierte Betrachtung der Wirkung einzelner Faktoren nur bedingt möglich ist. In der Regel stehen verschiedene Einflußgrößen in kausaler Beziehung zueinander und bilden einen Faktorenkomplex, dessen Wirkung nicht eindeutig einem Faktor zugeordnet werden kann. So hat etwa der Boden-pH Einfluß auf die Humusform, woraus sich wiederum Konsequenzen für die Nahrungssituation der Mikroflora ergeben. In Fällen wo dies möglich ist, wird auf eventuell bestehende Unterschiede zwischen den Organismengruppen Bakterien und Pilze bzw. auf Besonderheiten einzelner physiologischer Gruppen oder Gattungen hingewiesen. Die Berücksichtigung der Bodenmikroorganismen sowie der für diese Organismen relevanten Faktoren erscheint im Rahmen dieser Studie sinnvoll, da Beeinträchtigungen der Mikroflora Auswirkungen auf die Bodenfauna haben können und umgekehrt. Dies ist besonders bei bakteriovoren und fungivoren Tieren, etwa bei Enchytraeen, Milben, Collembolen und anderen Vertretern der Mesofauna, der Fall.

Die in den folgenden Kapiteln aufgeführten qualitativen und quantitativen Angaben zur Leistung und Größe der mikrobiellen Biomasse sowie die Beurteilung der Wirkung von Einflußgrößen auf die Bodenmikroflora sind das Ergebnis einer umfangreichen Literaturlauswertung. Dabei wurde deutlich, daß die jeweils ausgewählten Fragestellungen sowie die Versuchsbedingungen und Herangehensweisen zur Lösung der Probleme ausgesprochen heterogen sind. Die Breite der methodischen Möglichkeiten zur Untersuchung der verschiedenen Fragestellungen hat zur Folge, daß die Auswertung in erster Linie qualitativ erfolgte. Nur ein sehr geringer Teil der Literaturdaten war für einen direkten quantitativen Vergleich und damit für die übersichtliche Darstellung in einer Tabelle geeignet. Diese geringe Zahl von Literaturdaten macht zudem deutlich, daß die Klassifizierung eines Standortes über die Quantifizierung seiner Bodenmikroflora anhand der derzeit verfügbaren Daten nur mit Einschränkung möglich ist.

6.2.1 Bodenphysikalische Faktoren

Die Mehrzahl der Bodenmikroorganismen lebt auf der Partikeloberfläche sowie im Porenraum des Bodens. Die Korngrößenverteilung und stoffliche Zusammensetzung der Bodenaggregate beeinflussen daher die Größe und die Eigenschaften der mikrobiell besiedelbaren Oberfläche der Bodenpartikel. Von besonderer Bedeutung sind hierbei die Ton-Humus-Komplexe (PAUL & CLARK 1989). Sie bilden die bevorzugten Adsorptionsorte für Bodenbakterien. Der Ton-Gehalt sowie die Menge an organischer Substanz des Bodens sind gewöhnlich mit dem Gehalt an mikrobieller Biomasse positiv korreliert, sofern nicht der Einfluß anderer Faktoren (z.B. pH) überwiegt (Anhang Tab. A.1.1). Bei Böden mit sehr hohen organischen Gehalten ($C_{org} > 4\%$) geht die lineare Bezie-

hung zur mikrobiellen Biomasse verloren. Darüber hinaus hat die Bodenart über die Wasserhaltekapazität und die Durchlüftung des Bodens indirekten Einfluß auf die Lebensbedingungen der Mikroflora.

Mikroorganismen sind aufgrund ihrer physiologischen Eigenschaften in besonderem Maße vom Wassergehalt des Bodens abhängig (Anhang Tab. A.1.2). Ausreichende Bodenfeuchte ist Voraussetzung für mikrobielles Wachstum (FREYTAG et al. 1987). Die für Mikroorganismen optimale Bodenfeuchte kann allgemein mit einem Wasserpotential von -0.05 MPa angenommen werden. Bei Trockenheit kommt die Stoffwechseltätigkeit weitgehend zum Erliegen. Dennoch können Mikroorganismen unter diesen Bedingungen vielfach für lange Zeit überleben (DOMSCH 1992). Die mikrobielle Stoffwechselaktivität nimmt auch bei wassergesättigtem Boden ab. Ein Grund dafür ist die verringerte Sauerstoff (O_2) Versorgung der aeroben Mikroorganismen. Das Bodenwasser wirkt nicht nur direkt über die Wasserverfügbarkeit auf die Organismen, sondern beeinflusst die Mikroflora auch indirekt über die Veränderung der Bodenbelüftung, die Art und Menge der wasserlöslichen Substanzen (z.B. Nährstoffe, Schadstoffe), den osmotischen Druck sowie den pH der Bodenlösung. Während Wechsel zwischen Trockenheit und Wiederbefeuchtung im Laborversuch zur Abnahme der mikrobiellen Biomasse führten, ist dies im Freiland in Substraten mit häufig wechselnden Wassergehalten nicht der Fall (VAN GESTEL et al. 1993). Hier ist die Mikroflora offenbar an einen raschen Wechsel zwischen Ruhezustand und stoffwechselaktivem Zustand angepaßt. Allgemein gelten Pilze als weniger empfindlich gegenüber geringen Wassergehalten als Bakterien.

Die im Jahresverlauf in den oberen Bodenschichten variierende Bodentemperatur hat in erster Linie Einfluß auf die Stoffwechselleistung der Mikroflora, während der Biomassegehalt offenbar nur wenig betroffen ist (SALONIUS 1989). Abgesehen von speziellen Mikroorganismen, die an Standorten mit extremer Temperatur oftmals die einzigen Organismen überhaupt darstellen, kann die Mehrzahl der Mikroorganismen-Gesellschaften mitteleuropäischer Böden als mesophil bezeichnet werden. Mikroflora-Zönosen der kühl-gemäßigten Zone haben ihr Temperaturoptimum für Substrat-Umsetzungen bei $25 - 26,5^\circ\text{C}$ mit einer unteren und oberen Temperaturgrenze von durchschnittlich 4°C und $>35^\circ\text{C}$ (DOMSCH 1992). Der Einfluß der Bodentemperatur unter Freilandbedingungen ist jedoch nicht ohne weiteres isoliert zu quantifizieren, da er häufig in Verbindung mit anderen Einflußfaktoren auftritt. In mitteleuropäischen Böden ist mit der Zunahme der Bodentemperatur in der Regel eine Abnahme des Bodenwassergehaltes zu beobachten, während hohe Bodenfeuchte zumeist in der kalten Jahreszeit auftritt. Beim Vergleich unterschiedlicher klimatischer Regionen deutet sich jedoch eine kausale Beziehung zwischen der mittleren Jahrestemperatur und dem Gehalt an mikrobieller Biomasse im Boden an (INSAM 1990).

6.2.2 Bodenchemische Faktoren

Das offene System Boden befindet sich in einem Fließgleichgewicht, das nur erhalten werden kann, wenn dem System kontinuierlich Energie und Stoffe zugeführt werden. In natürlichen Systemen geschieht dies im wesentlichen durch die Zufuhr von Bestandesabfall (Streu, Wurzeln), der den Mikroorganismen zur Energiegewinnung und zum Aufbau von eigener Biomasse dient (BECK et al. 1988). Die Größe der mikrobiellen Biomasse im Boden wird wesentlich durch das Nährstoffangebot, speziell die Verfügbarkeit von Kohlenstoff, determiniert. Positive Korrelationen zwischen der mikrobiellen Biomasse und dem organischen Gehalt, dem Gesamtstickstoff sowie dem biologisch verfügbaren Phosphor des Bodens wurden daher mehrfach beobachtet (Anhang Tab. A.1.1).

Im Gegensatz zu aquatischen Systemen sind im Boden die Nährstoffe unregelmäßig verteilt, wodurch ein sehr heterogenes Besiedlungsmuster entsteht.

Die Wasserstoffionen-Konzentration des Bodens ist eine entscheidende Größe für die Bodenmikroflora. Eine Vielzahl von mikrobiellen Enzymen ist pH-abhängig. Dabei ist zu beachten, daß der in der Bodenlösung gemessene pH deutlich von den pH-Verhältnissen am Mikrostandort abweichen kann. Die Ursache dafür liegt u.a. in der Absorption von Ionen an Tonminerale und Humuspartikel begründet. Dieses Phänomen zeigt sich u.a. bei der mikrobiellen Umwandlung von NH_4^+ zu NO_3^- (Nitrifikation). Unter Laborbedingungen findet dieser Prozeß bei einem pH < 6 nicht statt, während unter Freilandbedingungen die Nitrifikation z.B. in sauren Waldböden mit einem pH von 4 beobachtet wurde (PAUL & CLARK 1989).

Grundsätzlich kann gesagt werden, daß Bodenmikroorganismen ihr Optimum in der Nähe des neutralen Bereichs haben. Dabei treten die weniger säuretoleranten Bakterien und Aktinomyceten bevorzugt in neutralen bis leicht basischen Böden auf, während viele Pilze auch bei pH < 4 noch gut gedeihen. So dominieren beispielsweise in Böden saurer Buchenwälder die Pilze, während Bakterien in basischen Böden über 50 % der mikrobiellen Biomasse bilden können. Der Einfluß des pH auf die mikrobielle Biomasse wurde auch experimentell mehrfach untersucht. Dabei kann die Anhebung des pH-Werts, z.B. durch Aufkalken des Bodens, sowohl eine Zunahme (ZELLES et al. 1990) als auch eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse (WOLTERS 1991) bewirken.

6.2.3 Biologische Faktoren

Die mikrobielle Biomasse des Bodens unterliegt zahlreichen biologischen Einflüssen. Von großer Bedeutung für die Land- und Forstwirtschaft sind Symbiosen zwischen Pflanzen und Mikroorganismen. Hier sind besonders die Mycorrhizapilze sowie die symbiontischen, N-fixierenden Bakterien der Gattungen *Rhizobium* oder *Streptomyces* zu nennen. Aufgrund nährstoffreicher Wurzelabscheidungen höherer Pflanzen ist der Boden der Rhizosphäre jedoch auch für nicht-symbiontische Mikroorganismen sehr attraktiv und weist daher i.d.R. einen deutlich höheren Gehalt an mikrobieller Biomasse auf als wurzelfreier Boden (TESAROVA & REPOVA 1984, WALTON & ANDERSON 1990).

Die Vegetation eines Standortes hat starken Einfluß auf die mikrobielle Biomasse. Während Wiesenstandorte durch eine große unterirdische Pflanzenbiomasse (Wurzeln) ausgezeichnet sind, liefert in Wäldern die Laub- oder Nadelstreu die wichtigste Nahrungsgrundlage für die Mikroflora. Der mikrobielle Abbau des Streumaterials ist abhängig von den chemischen Eigenschaften des Substrates (C/N-Verhältnis, Phenol- und Ligningehalt) und wird durch die Aktivität der Bodenfauna entscheidend beeinflusst (KNACKER et al. 1994). Interaktionen zwischen der Bodenmikroflora und der Bodenfauna sind von herausragender Bedeutung für den Streuabbau (Anhang Tab. A.1.3). Auf die spezielle Problematik der symbiontischen Mikroorganismen im Verdauungstrakt zahlreicher Bodentiere soll an dieser Stelle nicht näher eingegangen werden. Die Bodenfauna beeinflusst die Biomasse und die physiologische Aktivität der Bodenmikroflora im wesentlichen über folgende Wege:

- Abweiden von Pilzhyphen und Bakterien;
- Substratzerkleinerung (Pelletierung) durch Detritusfresser;
- Eintrag und Verbreitung von Mikroorganismen;
- Freisetzung von Nährstoffen, z.B. Stickstoffverbindungen.

Mikroorganismen bilden für viele Bodentiere eine wichtige Nahrungsquelle. Hier sind besonders die Vertreter der Mesofauna zu nennen, wie etwa Collembolen (Springschwänze) oder Enchyträen (Borstwürmer). Auch bei der Futterwahl von Regenwürmern, z.B. *Lumbricus terrestris*, wird offenbar mikrobiell stark besiedeltes Substrat gegenüber mikrobenarmen Material bevorzugt (FÖRSTER 1994).

6.2.4 Anthropogene chemische Faktoren

Der Boden wirkt als Senke für eine Vielzahl von Umweltchemikalien. Die Bodenmikroflora kommt somit in Kontakt mit einer großen Zahl von Schadstoffen, die auf die Biomasse, das Artenspektrum sowie auf die physiologischen Eigenschaften der Mikroorganismen direkt oder indirekt Einfluß nehmen können. An erster Stelle sind hier die Agrochemikalien zu nennen (Anhang Tab. A.1.4). Sie gelangen direkt oder mit den Ernterückständen in den Boden. Bei allen Wirkungen von Schadstoffen auf die Bodenmikroflora muß grundsätzlich zwischen direkten und indirekten Effekten unterschieden werden. Je nach Wirkstoff und Dosis sind sowohl Hemmwirkungen als auch Stimulierungen möglich. WELP et al. (1991) unterscheiden mono-, bi-, tri- und polymodale Dosis-Wirkungs-Beziehungen. Da die Bodenmikroflora aufgrund ihrer hohen Stoffwechselleistung und Reproduktion in der Lage ist, relativ schnell auf chemische Faktoren zu reagieren, sind Effekte auf Summenparameter wie Biomasse, Bodenatmung oder Enzymaktivität häufig nur für einen relativ kurzen Zeitraum nachweisbar. Daher kann bei den durch Schadstoffe induzierten Effekten häufig ein unterschiedlicher zeitlicher Verlauf beobachtet werden, dessen Dynamik von der jeweiligen Reaktion der Mikroflora auf den Wirkstoff abhängt. Die Wirkung eines Stoffes kann sich zeitweise sowohl in einer Hemmung als auch in der Förderung bestimmter Parameter äußern. Auch wenn nach Anwendung eines Mittels der Ausgangswert wieder erreicht wird, ist zu berücksichtigen, daß über Summenparameter eine mögliche Verschiebung der Artenzusammensetzung innerhalb der mikrobiellen Population nicht erfaßt werden kann. Dies gilt besonders, wenn die Funktion einer ausgefallenen Spezies von einer anderen Spezies übernommen wird ("funktionelle Redundanz"). Eine Adaptation der Mikroorganismen-Population an das eingesetzte Pflanzenschutzmittel äußert sich u. a. in gesteigerten Abbauraten der Substanz nach mehrfacher Anwendung sowie in der Ausbildung von Resistenzen gegenüber dem eingesetzten Wirkstoff.

Eine weitere wichtige Schadstoffgruppe bilden die Schwermetalle, die z.B. über die Ausbringung von Klärschlamm oder über die Luft (z.B. Abgase des Kraftfahrzeugverkehrs, Müllverbrennungsanlagen) das Ökosystem als Immission erreichen. Es konnte mehrfach nachgewiesen werden, daß Schwermetalle zur Abnahme der mikrobiellen Stoffwechselleistung und Biomasse im Boden führten (Anhang Tab. A.1.5).

Zu den Massenschadstoffen, die über den Luftweg als Deposition auch in die natürliche Umwelt gelangen, gehören das Schwefeldioxyd (SO_2) und die Stickoxyde (NO_x). SO_2 wirkt dabei in erster Linie durch die Absenkung des pH im Boden auf die Bodenmikroflora (Anhang Tab. A.1.6). Die Stickstoffverbindungen können einen Düngungseffekt bei den Pflanzen bewirken und so indirekt auf die Bodenmikroflora Einfluß nehmen.

Die Ausbringung von organischen oder mineralischen Düngern hat einen erheblichen Einfluß auf die Bodenmikroflora. Unter natürlichen Bedingungen stellt der verfügbare Kohlenstoff im Boden einen limitierenden Faktor für die Stoffwechselaktivität und das Biomassewachstum der Mikroflora dar, während in den organischen Auflagen des Bodens, z.B. in der Buchenlaubstreu, Stickstoff und

Phosphor für eine optimale Stoffwechsellistung der Mikroorganismen fehlen. Die Zufuhr von leicht mineralisierbarem Substrat führt daher i.d.R. zur Anregung des mikrobiellen Metabolismus und zur Zunahme der mikrobiellen Biomasse. Für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse mit Hilfe der Substrat-induzierten Atmung macht man sich diese Eigenschaft der Mikroorganismen zunutze (ANDERSON & DOMSCH 1978). Versuche auf Agrarflächen haben gezeigt, daß der mit dem Dünger ausgebrachte Stickstoff in erheblichen Mengen in die mikrobielle Biomasse inkorporiert wurde (LINDLOFF 1993). Grundsätzlich wird dabei beobachtet, daß mit kleiner werdendem C/N-Verhältnis des Substrates die mikrobielle Dekomposition zunimmt.

Übereinstimmend wurde mehrfach die Zunahme der mikrobiellen Biomasse saurer Standorte (z.B. Podsol-Böden) infolge von Kalkungsmaßnahmen belegt (Anhang Tab. A.1.6). Hierbei kommt es offenbar zu einer deutlichen Verschiebung im Verhältnis von Bakterien zu Pilzen durch die Förderung der Bakterien.

6.2.5 Andere anthropogene Faktoren

Die Änderung der Nutzungsform eines Standortes führt zur Veränderung der mikrobiellen Gesellschaft. Zu solchen Maßnahmen zählen z.B. Brachlegung von Ackerflächen (ZINKERNAGEL & GISL 1985), Aufforstung von Wiesen, Kahlschlag von Wäldern und Bebauung bzw. Versiegelung von Flächen. Der Nutzungswechsel bewirkt i.d.R. eine Veränderung von Faktoren, insbesondere der Bodentemperatur und -feuchte und der Nahrungszufuhr.

Verschiedene Maßnahmen der Bodenbearbeitung auf Ackerflächen beeinflussen die Bodenmikroflora. Durch Pflügen wird Boden an die Oberfläche gebracht und damit ein Teil der Mikroorganismen ungünstigen Bedingungen (UV-Strahlung, Austrocknung, Temperaturschwankungen) exponiert. Infolge des Unterpflügens von organischem Material, z.B. Stroh, nimmt die mikrobielle Biomasse im Boden in der Regel zu (OCIO et al. 1991). Einen erheblichen Einfluß auf die Bodenmikroflora hat der Faktor Bodenverdichtung. Hohe Bodendichte, u.a. hervorgerufen durch Befahren mit schweren Fahrzeugen oder auch durch Viehtritt, führt zur Verringerung des Porenraumes im Boden. Dadurch wird vor allem der Gasaustausch stark behindert und die aerobe Mikroflora beeinträchtigt.

6.2.6 Zusammenfassung

Die Bodenmikroflora ist aufgrund ihrer ubiquitären Verbreitung, ihrer großen Biomasse und ihrer vielfältigen physiologischen Aktivitäten eine bedeutende biologische Größe in terrestrischen Ökosystemen und hat entscheidenden Einfluß auf die natürlichen Stoffkreisläufe. Zu den wichtigsten Faktoren, die den Biomassegehalt, das Artenspektrum und die Aktivität der Mikroflora im Boden determinieren, zählen die Menge und stoffliche Zusammensetzung der organischen Substanz sowie der Wassergehalt des Bodens. Die Ausprägung dieser Bodeneigenschaften ist u.a. abhängig von den geologischen Voraussetzungen, z.B. dem Ausgangsgestein der Bodenbildung, sowie vom Klima und von der Vegetation. Veränderungen einer dieser Voraussetzungen, z.B. das Entfernen der Vegetation, führt zu Veränderungen von einer Vielzahl von Faktoren, die für die Bodenmikroflora von Bedeutung sind (u.a. Substratzufuhr, Wasser- und Temperaturhaushalt).

Umgekehrt hat auch die Bodenmikroflora Einfluß auf verschiedene Bodeneigenschaften. Die Bodenstruktur wird durch Mikroorganismen günstig beeinflusst (Lebendverbauung). Die Vegetation ist von pflanzenverfügbaren Nährstoffen im Boden abhängig, die infolge der mikrobiellen Mineralisierung bereitgestellt werden. Beeinträchtigungen der Biomasse oder Leistung der Mikroben können daher zu Änderungen der Bodenqualität führen.

Zur Wirkung von Umweltchemikalien und Pestiziden auf die Bodenmikroorganismen kann keine allgemeine Aussage getroffen werden. Die Bodenmikroflora reagiert auf eine Vielzahl von Schadstoffen mit sehr unterschiedlichen Reaktionsmustern. Diese sind abhängig von den spezifischen Eigenschaften des jeweiligen Stoffes, seiner Konzentration im betrachteten Kompartiment (Bioverfügbarkeit) sowie seinem primären Wirkort. So kann ein Wirkstoff zwar für Mikroorganismen direkt unschädlich sein. Aufgrund seiner möglicherweise toxischen Wirkung auf wichtige Bodentiere, z.B. auf Regenwürmer, können jedoch indirekte Effekte bei der Bodenmikroflora auftreten, etwa infolge des verringerten Eintrags von organischem Material durch die reduzierte Aktivität der Würmer.

6.3 Enchytraeidae (J. Römcke)

In Europa waren bis 1959 bereits 112 Enchytraeenarten beschrieben worden, die sich auf 16 Gattungen verteilten. Doch werden auch heute noch neue Arten beschrieben, so daß die Gesamtzahl in Mitteleuropa eher bei 200 - 300 liegen dürfte. Ungeachtet von Artunterschieden gehören sie in ihrer Gesamtheit als Saprophage bzw. Mikrophytophage zur Mesofauna der Streuauflage und des Mineralbodens.

Einen allgemeinen Überblick über Abundanz und Biomasse der Enchytraeen in verschiedenen Biotopen Mitteleuropas gibt Tabelle 6 (Einzeldaten: Anhang Tab. A.2.1 – Tab. A.2.4). Dabei wurde Südkandinavien sowie Großbritannien eingeschlossen, da ansonsten die Datenlage zu unbefriedigend wäre (pro Biotop $n \approx 10 - 30$). Wenn man extrem anthropogen beeinflusste Standorte wie Klärschlamm oder Äcker ausschließt, so liegt die durchschnittliche Anzahl dieser Würmer in einem Bereich zwischen 20.000 und 60.000 Ind/m². Auffallend ist die große Schwankungsbreite aller Angaben: so kann die Abundanz unabhängig vom Biotop zwischen wenigen tausend und ca. 150.000 Individuen variieren. Gewisse Tendenzen sind aber erkennbar: an sauren Standorten liegt die Zahl oft, aber nicht immer, höher als auf basischen Flächen. Die hohe Schwankungsbreite innerhalb der Biotopgruppen ist - ebenso wie bei den Regenwürmern - in der Regel abhängig von diversen Standortfaktoren. Auch anthropogene Eingriffe führen meist zu einer Änderung der Besatzdichte, z.B. bei Umwandlung naturnaher Standorte in Ackerland oder bei Düngung mit Kalk bzw. Mineralsalzen.

Bei Zugrundelegung der Biomassedaten liegen die bisher untersuchten Standorte im Bereich zwischen 0,4 - 1,2 g TG/m², wobei die Schwankungsbreite innerhalb jedes Biotoptyps erheblich ist. Im Vergleich zu anderen Gruppen der Mesofauna ist die Artenzahl der Enchytraeen relativ klein: je nach Standort 1 - 30. Mit Ausnahme von basischen Laubwaldstandorten, die in ihrer Faktorenkombination offenbar besonders viele Mikrohabitate bereitstellen, kann die Artenzahl oft bis auf ca. 3 zurückgehen.

Die Zahlen der Tabelle 6 legen nahe, daß es keine eindeutigen, für eine Standorttypisierung nutzbaren quantitativen Beziehungen zwischen der Gesamtabundanz, der Biomasse oder der Arten-

zahl der Enchytraeen auf der einen Seite und bestimmten Makrohabitaten auf der anderen Seite gibt. Zu ähnlichen Aussagen kommt auch DIDDEN (1993), der am Beispiel des pH-Werts sowie klimatischer Faktoren vergeblich versuchte, Korrelationen zwischen diesen Faktoren und speziell der Abundanz der Würmer aufzuzeigen. Angaben zur durchschnittlichen Dichte der Würmer sind demnach nur für eine Groborientierung verwendbar und dies auch nur, wenn methodische Mindestanforderungen (z.B. mehrere Probennahmen während eines Jahreszyklus) beachtet werden.

Tab. 6: Schwankungsbreite der Enchytraeen-Besiedlung (Abundanz und Biomasse) verschiedener Biotope Mitteleuropas; die Angaben basieren auf den Jahresmittelwerten der Anhang-Tabellen A2.1 - A2.4

Biotope [Ind./m² (* 10³)]	Mittel ± Standardabw.	Minimum	Maximum
Moore	45,5 ± 47,4	3	142
Wiesen (pH < 5,5)	41,4 ± 20,2	31	74
Wiesen (pH > 5,5)	20,6 ± 12,6	5	24
Nadelwälder (Moder)	51,0 ± 47,6	10	134
Nadelwälder (Rohhumus)	53,5 ± 55,3	4	134
Laubwälder (Mull)	17,3 ± 9,7	6	39
Laubwälder (Moder)	60,9 ± 56,1	5	146
Ruderalflächen	25,2 ± 21,2	6	56
Ackerflächen	10,5 ± 7,2	2	30
Klärschlamm	2390	?	?
Biotope [g TG /m²]	Mittelwert ± Standardabw.	Minimum	Maximum
Moore	0,94 ± 1,00	0,09	2,38
Wiesen (pH < 5,5)	0,84 ± 0,51	0,53	1,76
Wiesen (pH > 5,5)	0,59 ± 0,27	0,34	0,97
Nadelwälder (Moder)	1,13 ± 0,53	0,50	1,94
Nadelwälder (Rohhumus)	0,82 ± 1,25	0,17	2,69
Laubwälder (Mull)	0,59 ± 0,47	0,23	1,60
Laubwälder (Moder)	0,95 ± 0,62	0,40	1,64
Ruderalflächen	0,47 ± 0,39	0,13	0,90
Ackerflächen	0,37 ± 0,21	0,11	0,64
Klärschlamm	~206,8	?	?
Biotope [Artenzahl]	Mittelwert ± Standardabw.	Minimum	Maximum
Moore	9,1 ± 7,3	1	23
Wiesen (pH < 5,5)	8,3 ± 8,8	4	28
Wiesen (pH > 5,5)	10,7 ± 8,2	3	24
Nadelwälder (Moder)	9,5 ± 6,9	2	19
Nadelwälder (Rohhumus)	4,3 ± 0,6	1	14
Laubwälder (Mull)	25,7 ± 7,4	18	36
Laubwälder (Moder)	16,1 ± 9,2	7	27
Ruderalflächen	8,0 ± 3,9	2	13
Ackerflächen	9,1 ± 7,7	3	22
Klärschlamm	2	1	3

Daher wird in den folgenden Teilkapiteln speziell die Artebene betrachtet, wo es deutliche Unterschiede hinsichtlich der ökologischen Ansprüche gibt. Es bleibt allerdings festzuhalten,

daß Enchytraeen in sehr verschiedenen Biotopen Mitteleuropas hohe Abundanz- und Biomassezahlen erreichen können. Zugleich ist ihre Artenzahl oftmals hoch genug, um für indikative Zwecke genutzt zu werden; andererseits ist sie aber nicht so hoch, daß ihre Handhabung unmöglich wird.

In den folgenden Teilkapiteln werden die bei der Literaturrecherche gewonnenen Erkenntnisse über den Einfluß verschiedener abiotischer wie biotischer auf Enchytraeenzönosen Mitteleuropas diskutiert. Dabei wird weitgehend auf die Angabe von Einzeldaten verzichtet. Diese sind den Tabellen Tab. A.2.1 – Tab. A.2.4 im Anhang zu entnehmen.

6.3.1 Bodenphysikalische Faktoren

Hinsichtlich des Einflusses von Bodenart bzw. Bodentyp auf das Vorkommen von Enchytraeen liegen bisher kaum Untersuchungen vor. Aufgrund der Angaben in Anhang Tab. A.2.1 lassen sich keine Präferenzen für bestimmte Böden ableiten, wobei ein eventueller Einfluß aller Wahrscheinlichkeit nach stark von Faktoren wie der Bodenfeuchte oder der Nahrungsversorgung überlagert wurde.

Da die Enchytraeen eine wasserdurchlässige Haut, aber keine speziellen Schutzmechanismen gegen Austrocknung besitzen, ist ihre Abundanz generell positiv mit der Bodenfeuchte korreliert. Dabei ist zu beachten, daß selbst an trockenen Standorten feuchte Mikrohabitate existieren können, in denen Enchytraeiden geeignete Lebensbedingungen finden. Von diesen Stellen aus können sie die Umgebung besiedeln, wenn entsprechende Feuchtwerte erreicht werden (DIDDEN 1993). Einige Arten scheinen physiologische Anpassungsmechanismen sowohl für extrem nasse (z.B. *Marionia riparia*, *Cognettia glandulosa*) als auch für relativ trockene (*Enchytraeus buchholzi*, *Fridericia galba*) Böden entwickelt zu haben. Auch innerhalb einer Species scheint es solche Anpassungserscheinungen zu geben: bei der in Mittel- und Nordeuropa sehr häufigen Art *Cognettia sphagnetorum* gibt es Hinweise auf spezielle Mechanismen bei verschiedenen Populationen, denn diese Art kommt sowohl an Gewässerrändern wie in trockenen Sandböden vor (GRÖNGRÖFT & MIEHLICH 1983).

HEALY (1980) unterschied in Irland bezüglich des Standortfaktors Bodenfeuchte 5 Gruppen von Enchytraeen, die hohe Individuendichten bei einem bestimmten Wassergehalt im Boden aufweisen (Tab. 7). Diese Ergebnisse zeigen, daß der Wassergehalt ein wichtiger limitierender Faktor für einige Arten sein kann. Nur die Artengruppe "E. buchholzi" ist in allen 11 untersuchten Böden beobachtet worden. Im Gegensatz zu dieser differenzierten Aufteilung fand GRAEFE (1992) bei 50 % (15 von 30) der von ihm in Deutschland untersuchten Arten (weitgehend identisch mit dem irischen Artenspektrum) eine Vorliebe für mittelfeuchte Böden ohne deutliche Nässe- oder Trockenheitsperioden. Immerhin zeigten 10 Arten keine ausgesprochene Feuchtepräferenz, während nur *Cernovitoviella atrata* und *Cognettia glandulosa* als Bewohner sehr feuchter Böden bezeichnet wurden.

Generell steht fest, daß der Einfluß der Bodenfeuchte auf das Vorkommen der Enchytraeen von weiteren Faktoren wie dem Gehalt an organischer Substanz im Boden oder dem Temperaturverlauf abhängt. Ähnlich komplex ist die Reaktion der Enchytraeen gegenüber Tempera-

turschwankungen, wobei für die meisten Arten Mitteleuropas der Präferenzbereich (definiert als die Temperaturen, bei denen die Reproduktion nicht beeinträchtigt ist) zwischen ca. 5 und 28 °C liegt (im Extremfall bei der Artengruppe *E. buchholzi* von 0,5 - 37 °C). Aufgrund dieser großen Bandbreite scheint die Temperatur ein eher indirekt über die Bodenfeuchte wirkender Faktor zu sein. MELLIN (1988) verdeutlicht anhand von Laborversuchen die Interaktion von Bodenfeuchte und Bodentemperatur bei *Mesenchytraeus glandulosus*. Sie erwies sich bei Temperaturen zwischen 0 und 5°C deutlich toleranter gegenüber Trockenheit und sehr hoher Bodenfeuchte als bei Temperaturen zwischen 10 und 15°C.

Tab. 7: Hauptsächliches Vorkommen von Enchytraeenarten in Böden mit einem bestimmten Wassergehalt in % des Bodenfrischgewichtes (HEALY 1980)

Meist in sehr nassen bis feuchten Böden	Eher in trockenen Böden
<u>Wassergehalt > 80 %</u>	<u>Wassergehalt 20-50 %</u>
<i>Mesenchytraeus sanguineus</i>	<i>Achaeta bohemica</i>
<i>Achaeta aberrans</i>	<i>Enchytronia parva</i>
<i>Marionina riparia</i>	<i>Fridericia galba</i>
<i>Cernosvitoviella atrata</i>	<i>Fridericia bisetosa</i>
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	<i>Fridericia connata</i>
<u>Wassergehalt 70 - 80 %</u>	<i>Fridericia hegemon</i>
<i>Cognettia glandulosa</i>	<i>Fridericia paroniana</i>
<i>Fridericia perrieri</i>	<i>Marionina communis</i>
<i>Marionina clavata</i>	<u>Wassergehalt < 20 %</u>
<u>Wassergehalt 50 - 70 %</u>	<i>Buchholzia fallax</i>
<i>Cognettia cognettii</i>	<i>Enchytraeus buchholzi</i>
<i>Achaeta affinis</i>	<i>Fridericia bulbosa</i>
<i>Henlea perpusilla</i>	<i>Henlea ventriculosa</i>
<i>Marionina argentea</i>	
<i>Fridericia aurita</i>	
<i>Fridericia sylvatica</i>	

6.3.2 Bodenchemische Faktoren

Der pH-Wert im Boden ist einer der wichtigsten Standortfaktoren für die Abundanz und das Vorkommen von Enchytraeen, weil die weichhäutigen Tiere im engen Kontakt zum Bodenwasser leben und daher den osmotischen Veränderungen und den damit verbundenen Veränderungen im pH des Bodenwassers besonders stark ausgesetzt sind. So konnte z.B. ABRAHAMSEN (1972) bei der Untersuchung unterschiedlich saurer Nadelwaldböden nachweisen, daß die durchschnittliche Artenzahl pro Standort von 4 (bei pH 3,9) über 11 (bei pH 4,6) auf 21 (bei pH 6,4) ansteigt. Eine ähnlich hohe Korrelation zwischen dem pH-Wert des Bodens und der Abundanz der Enchytraeen

besteht dagegen nicht (DIDDEN 1993): sehr hohe Populationsdichten können in sauren wie in neutralen Böden gefunden werden.

HEALY (1980) unterteilt die Enchytraeen in die Gruppen der 'säuretoleranten Arten' und in "neutral-basentoleranten Arten" (Tabelle 8). Nur bei wenigen Arten bestimmt der pH-Wert absolut über ihre An- oder Abwesenheit an einem Standort. Er beeinflusst jedoch im hohen Maß die Abundanz und die Dominanzverhältnisse der Enchytraeen im Boden. Nur zwei Arten kommen in der Untersuchung von HEALY in höheren Dichten unterhalb von pH 3,5 vor, darunter *Cognettia sphagnetorum*. Bei weiterer Versauerung (pH 2) wird jedoch auch diese Art geschädigt. Bei pH > 8,0 wurden noch 5 Arten beobachtet. Allgemein werden die höchsten Artenzahlen im leicht sauren bis neutralen Bereich gefunden.

GRAEFE (1992) unterteilte aufgrund eigener Untersuchungen 30 Arten (weitgehend die gleichen wie bei HEALY) in verschiedene Klassen. Dabei fand er ebenfalls nur wenige Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt im stark sauren Bereich liegt. Immerhin 10 Arten werden seinen Angaben zufolge in ihrem Vorkommen durch einen niedrigen pH-Wert limitiert. Insgesamt scheinen Enchytraeen trotz ihrer hohen Populationsdichte in Böden mit Moder oder Rohhumus eine Präferenz für schwach-saure Bereiche (bei allerdings breiten Toleranzzonen) zu haben. Prädatoren- bzw. Konkurrenzdruck sorgen dafür, daß die Enchytraeen dort selten sehr hohe Populationsdichten erreichen können. Andererseits bleibt festzuhalten, daß entgegen landläufigen Vorstellungen über diese sehr homogen erscheinende Tiergruppe die einzelnen Arten sehr unterschiedliche pH-Ansprüche haben (DIDDEN 1993).

Faktoren wie die Kationenaustauschkapazität oder der Gehalt an bestimmten Elementen im Boden wurden im Zusammenhang mit Enchytraeenuntersuchungen zu selten bestimmt, um fundierte Aussagen über ihren möglichen Einfluß machen zu können. Darüber hinaus ist zu erwarten, daß dominante Faktoren wie die Bodenfeuchte oder der pH-Wert andere Einflüsse stark überlagern. Zu erwähnen ist aber, daß HEUNGENS (1980) in Kalkungsexperimenten mit *Cognettia sphagnetorum* nicht den pH-Wert, sondern die veränderte Leitfähigkeit der Bodenlösung für die beobachteten Effekte verantwortlich machte.

Tab. 8: Einteilung von Enchytraeenarten nach der artspezifischen Säuretoleranz (HEALY 1980, verändert)

Säuretolerante Arten	Neutral-basentolerante Arten
<u>immer bei pH < 5,5:</u>	<u>immer bei pH > 5,0:</u>
<i>Achaeta aberrans</i>	<i>Fridericia aurita</i>
<i>Mesenchytraeus sanguineus</i>	<i>Fridericia bulbosa</i>
<i>Marionina clavata</i>	<i>Marionina communis</i>
<u>vorwiegend bei pH < 5,5:</u>	<u>immer bei pH > 6,0:</u>
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	<i>Fridericia connata</i>
<i>Cognettia cognettii</i>	<i>Marionina riparia</i>
<i>Achaeta affinis</i>	<u>potentiell auch bei pH > 8,0:</u>
<u>potentiell auch bei pH < 3,5:</u>	<i>Achaeta bohemica</i>
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	<i>Buchholzia fallax</i>
<i>Marionina clavata</i>	<i>Enchytraeus buchholzi</i>
<u>limitiert von hohem pH:</u>	<i>Fridericia aurita</i>
<i>Cognettia glandulosa</i>	<i>Henlea ventriculosa</i>
<i>Marionina clavata</i>	<u>limitiert von niedrigem pH:</u>
<i>Mesenchytraeus sanguineus</i>	<i>Buchholzia fallax</i>
<i>Marionina communis</i>	<i>Henlea ventriculosa</i>
<i>Enchytronia parva</i>	<i>Fridericia aurita</i>

6.3.3 Biologische Faktoren

Der Standortfaktor Nahrung ist eng mit der Horizontbindung der Enchytraeen und damit der Humusform bzw. dem pH-Wert verknüpft (Tabelle 9; vgl. Kap. 6.3.2). In der unzersetzten Streu und im Fermentationshorizont leben vorwiegend Bestandesabfallfresser (Saprophage und Primärzer-setzer) sowie Arten, die Pilzhyphen und Bakterienrasen abweiden. In den tieferen Horizonten ernähren sich die Enchytraeen eher von vorzersetztem Substrat bzw. Kotpartikeln der Makrofauna (saprophage Sekundärzer-setzer) und nehmen dabei auch Mineralbodenteilchen auf. Insgesamt scheinen Enchytraeen im Durchschnitt verschiedener Ökosysteme zu ca. 80 % mikrophytophag (Bakterien- und Pilzfresser) und zu 20 % saprophag zu sein (DIDDEN 1993; vgl. Kap. 3.3.5). Die Regulation der Aktivität der Mikroflora durch Enchytraeen konnte inzwischen, z.B. in Mikrokos-mosstudien, eindeutig belegt werden (FÖRSTER et al. 1995).

Für die Bestandesabfallfresser ist der mikrobiell verursachte Zersetzungsgrad eines Blattes äußerst wichtig, die Fraßtätigkeit nimmt bei vielen Arten mit dem Zersetzungsgrad zu. Eine Aus-nahme diesbezüglich macht *Buchholzia fallax*, die sich offensichtlich auf die Verarbeitung frischer Pflanzenteile spezialisiert hat. Auch für einige großkörperige Species wie *Mesenchytraeus glandulosus* konnte nachgewiesen werden, daß sie unzersetztes Laub fressen (MELLIN 1988). Laub

mit einem kleinen Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis (C/N) wird von den Bestandesabfallfressern zwar bevorzugt, jedoch sind keine eindeutigen Korrelationen zwischen C/N-Verhältnis und Nahrungspräferenz erkennbar.

Tab. 9: Einteilung häufiger mitteleuropäischer Enchytraeenarten nach ihrer Horizont- und Nahrungspräferenz (GRAEFE 1992; vgl. auch BELOTTI 1993);

OI/Of	Mo
<i>Mesenchytraeus glandulosus</i> A/B/S	<i>Achaeta brevivasa</i> P
<i>Cognettia cognettii</i> A	<i>Achaeta camerani</i> P
<i>Cognettia sphagnetorum</i> A	<i>Cernosvitoviella atrata</i> S
<i>Fridericia striata</i> A	<i>Fridericia bulbosa</i> S
<i>Fridericia galba</i> A	<i>Fridericia paroniana</i> S
<i>Achaeta danica</i> A	
<i>Achaeta affinoides</i> A	Mi
<i>Achaeta aberrans</i> P	<i>Achaeta bohémica</i> S
<i>Marionina cambrensis</i> P	<i>Fridericia bisetosa</i> S
<i>Marionina clavata</i> P	<i>Fridericia bulboides</i> S
	<i>Fridericia connata</i> S
Sw	<i>Enchytraeus norvegicus</i> B
<i>Stercutus niveus</i> B	<i>Enchytronia parva</i> B

OI / Of:	Bewohner des OI- und des Of-Horizonts
Mo:	Bewohner des Oh-Horizonts, besonders in Moder- und Rohhumusprofilen
Mi:	Bewohner von Mineralböden, speziell in Mullprofilen
Sw:	Wechsler zwischen Streuauflage im Winter und Mineralboden im Sommer
A:	Fraß an Bestandesabfall
B:	Bakterienrasenweider
P:	Pilzhyphenweider
S:	Substratfresser

Die Vegetation hat nur insofern einen Effekt auf den Enchytraeenbesatz, wie sie die Bodeneigenschaften und die Nahrungsqualität beeinflusst. Positive Korrelationen wurden in Nordengland zwischen dem Vorkommen einiger Enchytraeenarten, z.B. der Gattung *Fridericia*, und dem Auftreten bestimmter Wiesenpflanzen gefunden (STANDEN 1980). Der Grund dafür könnte am ehesten in einer parallelen Anpassung von Pflanzen und Würmern an basische Böden liegen. Vordergründig haben die mit der pflanzensoziologischen Assoziation verbundenen bodenkundlichen Standortfaktoren (z.B. höhere Bodenfeuchte durch Krautbestand) einen größeren Einfluß auf die Verteilung der Enchytraeenarten und deren Abundanz als der Vegetationstyp (ABRAHAMSEN 1972).

Ähnlich wie die Regenwürmer lassen sich auch die Enchytraeen nach Lebensformen unterscheiden, die durch ihr überwiegendes Vorkommen innerhalb des Vertikalprofils des Bodens charakterisiert sind (GRAEFE 1992). Die Bewohner der unzersetzten Streu (OI-Horizont) und des Fermentationshorizonts (Of) sind hier zusammengefaßt worden, um die Einteilung für eine zukünftige Standortcharakterisierung praktikabler zu machen (Tabelle 9). So kombinierte RÖMBKE

(1989) z.B. Daten zur Vertikalverteilung mit dem Dominanzanteil einzelner Arten und arbeitete Charakterarten für die Vertikalverteilung im Moderbuchenwald heraus. Im Kalkbuchenwald besiedeln dagegen hauptsächlich die verschiedenen *Fridericia*-Arten den Streuhorizont, während *Cernovitoviella atrata* und einige *Achaeta*-Arten in den tieferen Horizonten häufiger vorkommen (MELLIN 1988).

OI-Horizont:

- *Mesenchytraeus glandulosus*, *Cognettia sphagnetorum*, *Stercutus niveus*

Of-Horizont:

- *Cognettia sphagnetorum*, *Mesenchytraeus glandulosus*, *Marionina clavata*

Ah-Horizont:

- *Cognettia sphagnetorum*, *Mesenchytraeus glandulosus*, *Marionina cambrensis*, *Marionina clavata*

Entgegen dieser Klassifikation anhand von Bodenhorizonten bzw. Nahrungsansprüchen ist es nicht möglich, deutliche Bindungen einzelner Arten an bestimmte Makrohabitate zu finden. Dies wird durch die Beobachtung unterstrichen, daß in Mitteleuropa die gleichen Arten in vollständig verschiedenen Habitaten gefunden werden (Tab. 10). Auf der Ebene der einzelnen Art lassen sich demnach nur sehr grobe Zuordnungen machen, die kaum über eine Unterscheidung von Waldarten zu denen "gestörter" Flächen hinausgeht. Zu den ersteren gehören z.B. *Cognettia sphagnetorum*, *Marionina clavata*, *Mesenchytraeus glandulosus* oder *Stercutus niveus*, während letztere durch *Buchholzia appendiculata*, *Enchytraeus buchholzi* oder *Henlea ventriculosa* dominiert werden. Diese Unterteilung ist so grob, daß sie teilweise noch auf der Gattungsebene funktioniert, wobei die artenreichen Gattungen *Fridericia* und *Achaeta* in beiden Gruppen vorkommen können. Zusammenfassend ist festzuhalten, daß aussagekräftige Standortcharakterisierungen nur über Artengruppen (Zoozönosen), nicht aber über einzelne Arten machbar sind, da deren Standortansprüche entweder nicht bekannt oder aber zu unspezifisch für eindeutige Zuordnungen sind. Wie schon mehrfach erwähnt, ist in Mitteleuropa das Vorkommen vieler Enchytraeenarten tendenziell negativ mit dem von Regenwürmern korreliert. Andererseits suchen manche Spezies (z.B. *Stercutus niveus*) gezielt Regenwurmgänge auf, wahrscheinlich wegen der dortigen Akkumulation an leicht verfügbarer Nahrung (DOZSA-FARKAS 1978).

Tab. 10: Vorkommen einiger häufiger Enchytraeenarten Mitteleuropas in verschiedenen Makrohabitaten

Arten	Makrohabitat
<i>Buchholzia appendiculata</i>	Wiese, Mischwald, Laubwald, Ruderalflächen
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	Moor, Wiese, Nadelwald, Laubwald
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	Acker, Wiese, Ruderalfläche
<i>Fridericia bisetosa</i>	Laubwald, Wiese, Acker, Ruderalfläche
<i>Fridericia galba</i>	Laubwald, Wiese, Ruderalfläche
<i>Marionina clavata</i>	Moor, Laubwald, Nadelwald
<i>Mesenchytraeus glandulosus</i>	Laubwald, Nadelwald

6.3.4 Anthropogene chemische Faktoren

Enchytraeen werden seit einigen Jahren in weitgehend standardisierten Labortests untersucht (Anhang Tab. A.2.2), wobei wegen ihrer leichten Züchtung und Handhabbarkeit Arten der Gattung *Enchytraeus* (z.B. *E. albidus*, *E. buchholzi*, *E. crypticus*) bevorzugt werden. Dabei ist die Testung in Wasser (RÖMBKE & KNACKER 1989) und Agar (WESTHEIDE & BETHGE-BEILFUSS 1991) zwar einfacher, doch für das terrestrische Medium sind Tests in Bodensubstrat aufgrund der realistischen Expositionssituation vorzuziehen (RÖMBKE 1991b). Daher befindet sich gegenwärtig ein Bodenreproduktionstest mit Arten der Gattung *Enchytraeus* im Stadium internationaler Standardisierung (RÖMBKE 1996; dort auch weitere Angaben über Enchytraeentests). Aufgrund ihrer geringen Größe ist die Testung von Enchytraeen auch in terrestrischen Modellökosystemen (Mikrokosmen) möglich, wo sie für mindestens ein Jahr gehalten werden können, ohne daß sich Artenzusammensetzung oder Populationsdynamik stark vom Freiland-Entnahmeort unterscheiden (RÖMBKE et al. 1994a).

Schwermetalle können die Populationsdichte und die Artenzahl von Enchytraeen deutlich beeinflussen, doch ist die Zahl entsprechender Untersuchungen noch sehr klein. In Freilandstudien gelten einerseits *C. sphagnetorum* und *Fridericia* sp. (Schweden; BENGTTSSON & RUNDGREN 1982), andererseits *E. norvegicus* bzw. *Achaeta* sp. (Niederlande; RÖMBKE. pers. Mittl.) als relativ unempfindlich gegenüber Zink und Kupfer, da diese im Gegensatz zu anderen Arten noch in der Nähe einer Messing- bzw. Zink-schmelze vorkommen. Diese Ergebnisse stimmen mit Labortests überein, bei denen Effekte wie z.B. ein Anstieg der Fragmentationsrate bei *C. sphagnetorum* (z.B. von Kupfer, Blei, Zink oder Cadmium) meist erst bei Konzentrationen von einigen hundert Milligramm pro Kilogramm auftraten (z.B. NOTENBOOM & POSTHUMA 1994; SJÖGREN et al. 1995).

Die Wirkung von Pestiziden auf Enchytraeen wurden deutlich seltener untersucht als bei Regenwürmern. Meist wurden negative Effekte der - heute oft nicht mehr durch die Biologische Bundesanstalt zugelassenen - Pestizide auf die Populationsdichte im Freiland bzw. eine konzentrationsabhängige Mortalität im Labor festgestellt (Anhang Tab. A.2.2 und Tab. A.2.3). Besonders gut dokumentiert hinsichtlich der Artspezifität, der Dauer der Beeinträchtigung sowie des Ausmaßes sekundärer Effekte sind die Wirkungen zweier Pestizide (PCP und 2,4,5-T) auf die Enchytraeenzönose eines Moderbuchenwalds (BECK et al. 1988). Nematizide (Aldicarb und Dazomet) verursachen signifikante Reduktionen in der Enchytraeendichte. POPOVICI et al. (1977) wiesen z.B. für das Herbizid Atrazin nach, daß der Grad des Populationsrückganges mit der Konzentration des applizierten Wirkstoffs korrelierte. Auch Insektizide wie Lindan- und Parathion-Präparate sowie Fungizide (z.B. Kupfersulfat) zeigen deutliche Effekte auf die Besatzdichte von Enchytraeen, wobei die Wirkung in Sandböden größer ist als in Lehmböden. Keine signifikanten Wirkungen zeigen Carbofuran und DDT. Aufgrund ihres hohen organischen Anteils und damit meist geringerer Bioverfügbarkeit sind die Effekte in Labortests mit Kunsterde geringer als in Tests mit Freilandböden. Auffallend ist dabei, daß bei Enchytraeen letale und subletale (z.B. auf die Biomasseentwicklung) Wirkungen bei den meisten Substanzen nur um einen Faktor von 2 - 3 auseinanderliegen, während dieser Faktor bei vielen anderen Tierarten größer als 100 sein kann.

Umweltchemikalien wurden bisher kaum getestet, wobei die Ergebnisse stark substanzspezifisch sind. Negative Effekte treten durch Kohlenwasserstoffe wie Hydrauliköl (PIRHONEN & HUHTA 1984) und selbst bei hochflüchtigen Stoffen wie Chloroform auf (FUNKE & FRANK 1991). Kochsalz wirkt toxisch auf Enchytraeen, jedoch weniger stark als Ammoniumnitrat. Untersuchungen

über die Auswirkungen von Radioisotopen auf Enchytraeen liegen aus Rußland vor, wo in Freilandversuchen keine Effekte (Abundanz, Dominanzspektrum) von Strontium bzw. Plutonium gefunden werden konnten (Anhang Tab. A.2.3).

Die Anwendung anorganischer Düngemittel (z.B. **NitratPhosphatKali**-Dünger) führt - über die Veränderung des pH-Wertes und die damit verbundenen geänderten chemischen und osmotischen Verhältnissen im Bodenwasser bzw. über die direkte toxische Wirkung - zu besonders drastischen Abnahmen in der Abundanz, der Biomasse und der Aktivitätsdichte von Enchytraeenpopulationen (Anhang Tab. A.2.3). Die Reduktionen in der Populationsdichte können mehr als 80 % betragen, die Wirkungsdauer ist relativ lang. Noch 5 Jahre nach einer Düngung mit kohlensaurem Kalk bzw. NPK-Dünger wurden negative Wirkungen beobachtet. Allerdings ist die Reaktion der Würmer auf Stickstoffdüngungen in Abhängigkeit von ausgebrachter Menge und lokalen Bodeneigenschaften sehr komplex (LOHM et al. 1977). Trotz des großen Einflusses standorttypischer Faktoren kann ab einer Menge von ca. 100 kg/ha von einer Beeinträchtigung der Enchytraeen ausgegangen werden.

Bei Düngung von Ackerböden mit organischem Material (Mist) beobachteten SAUERLANDT & MARZUSCH-TRAPPMANN (1959) eine deutliche Förderung der Enchytraeen, deren Besatzdichte sich im Durchschnitt um 50 % erhöhte. Die gleichen Effekte werden bei Zugabe von Klärschlamm auf Ackerflächen beobachtet, sofern sein Gehalt an Schwermetallen nicht als limitierender Faktor wirkt. An Standorten, an denen durch anthropogene Maßnahmen große Mengen organischen Materials bei ausreichender Feuchte und Temperatur gelagert werden (z.B. Kompost, Klärschlamm) kann es zu Massenvermehrungen einzelner Arten kommen (speziell aus der Gattung *Enchytraeus* wie z.B. *E. albidus*, *E. buchholzi*, *E. bigeminus* oder *E. variatus*, seltener auch *Lumbricillus lineatus*; z.B. BOUGUENEC & GIANI 1989). Die dort erreichten Dichten liegen mit mehr als 1 Million Tieren pro m² um ein Vielfaches höher als es unter natürlichen Bedingungen möglich wäre.

Luftschadstoffe wie Schwefeldioxid oder Stickstoffverbindungen haben in den in Mitteleuropa in den letzten Jahren festgestellten Konzentrationen keine oder nur sehr geringe Wirkungen auf Enchytraeen. Dagegen kann es indirekt, d.h. durch Veränderung der Bodeneigenschaften, durchaus zu feststellbaren Auswirkungen kommen; z.B. nach Absenkung des pH-Werts durch SO₂. Im Zusammenhang mit der Untersuchung des "Sauren Regens", vor allem in Skandinavien, konnten u.a. Verschiebungen im Dominanzspektrum nachgewiesen werden (ABRAHAMSEN et al. 1978). Generell kann davon ausgegangen werden, daß jede Veränderung des pH-Werts - egal in welche Richtung - zu einer Beeinflussung des Dominanzspektrums der Enchytraeen führen wird. Dieses Reaktionsmuster (negativer Effekt bei Kalkung; positiver Effekt bei leichter Ansäuerung, nicht aber bei Ansäuerung bis zu pH-Werten unter 3 hinaus) beruhen hauptsächlich auf Untersuchungen in sauren Nadelwäldern (meist Skandinaviens), wo die acidophile Art *Cognettia sphagnetorum* bis zu 99 % der gesamten Zönose ausmachen kann (z.B. BAATH et al. 1980, FUNKE et al. 1989, HUHTA 1984, HECK & RÖMBKE 1990). Ein starker Rückgang dieser Art nach Kalkung kann meist nicht von weniger azidophilen Arten kompensiert werden, da durch den Anstieg des pH-Werts das Vorkommen von Regenwürmern stark gefördert wird.

6.3.5 Andere anthropogene Faktoren

Über die Beeinflussung mechanischer Maßnahmen im Freiland auf die Enchytraeen gibt es bisher wenig Untersuchungen (Anhang Tab. A.2.4). Einige generelle Informationen werden von KASPR-ZAK (1982) gegeben, der auf der Grundlage weniger Literaturstellen annimmt, daß kurz nach einer landwirtschaftlichen Bearbeitungsmaßnahme die Populationsdichte der Enchytraeen abnimmt, auf lange Sicht diese Maßnahme jedoch förderlich auf die Abundanz wirken kann. KING & HUTCHINSON (1984) wiesen nach, daß in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität durch Schafe die Enchytraeenzahl zurückgeht, wobei die kausale Beziehung nicht geklärt ist.

In den meisten Fällen wirkt sich eine Bodenverdichtung, d.h. eine Verringerung des Porenvolumens, negativ auf Enchytraeen aus. Diese kleinen Organismen können sich kaum durch den Boden graben oder fressen, so daß ihr Beitrag zur Permeabilität und Bodenstruktur zwar meßbar, aber nicht allzu groß ist (im Darm einer Population von *Enchytraeus buchholzi* transportierte Menge in einem Ackerboden: ca. 0,001 - 0,01 % des gesamten Oberbodenvolumens (DIDDEN 1993)). Beim Vergleich einer Enchytraeenpopulation unter einem Trampelpfad mit denen nahegelegener Waldflächen konnte DOZSA-FARKAS (1987) zeigen, daß die häufige Begehung nicht nur zu einem Abundanzrückgang, sondern auch zu einer Veränderung des Dominanzspektrums führte. Andere Autoren, z.B. LARINK et al. (1994), berichten dagegen, daß die durch eine Fahrspur ausgelöste Verdichtung zu einer ausgeglicheneren Feuchteverteilung führte, was sich sekundär wiederum positiv auf die Abundanz der Enchytraeen auswirkte.

Der Einfluß von Veränderungen der Vegetation wurde bisher selten untersucht. Beispielhaft kann hier die Untersuchung von LUNDKVIST (1983) genannt werden, in der die Reaktion der Enchytraeen (fast nur *Cognettia sphagnetorum*) auf den Kahlschlag eines Kiefernwaldes beschrieben wird: Demnach kommt es, wohl aufgrund des großen Eintrags von organischem Material als Nahrung, zu einem erheblichen, lang andauernden Anstieg der Populationsdichte. Mehrere Jahre nach dem Kahlschlag sank die Abundanz dagegen deutlich unter das Niveau einer unbeeinflussten Kontrollfläche. Dieses Reaktionsmuster, das primär von der Nahrungsversorgung determiniert wird, kann in umgekehrter zeitlicher Abfolge auch bei anderen Stressoren wie z.B. nach der Applikation von Chemikalien beobachtet werden (BECK et al. 1988). Mulchen und ähnliche, relativ schonende Eingriffe führen dagegen nicht zu sicherbaren Veränderungen der Enchytraeenzönose (SCHÄFER & CAMPINO 1982).

6.3.6 Zusammenfassung

Enchytraeen spielen eine wichtige Rolle in fast allen mitteleuropäischen Böden, z.B. bei der Interaktion mit der Bodenmikroflora im Rahmen des Dekompositionsprozesses. Nach ihrer Abundanz und Biomasse sind sie, vor allem an Standorten mit leicht bis stark sauren Böden, eine der wichtigsten Bodentiergruppen. Trotz ihrer schwierigen taxonomischen Bearbeitung führt ihre hohe Wertigkeit zu einer zunehmend häufigeren Nutzung dieser Organismen in ökologischen bzw. öko-toxikologischen Untersuchungen. Dabei ist hilfreich, daß die Zahl der Enchytraeenarten eines Standorts im Vergleich zu den Mesoarthropoda meist niedrig ist.

Das Vorkommen und die Verteilung der Enchytraeen wird primär von der Bodenfeuchte, dem pH-Wert, dem Nahrungsangebot (z.B. Humusform der Streuauflage) sowie der Konkurrenzsituation

(z.B. mit Regenwürmern) determiniert. Dabei sind quantitative Beziehungen nur sehr grob feststellbar: je nach den lokalen Faktorenkombinationen kann z.B. ihre Zahl in Raum und Zeit sehr stark schwanken. Um zu aussagekräftigen Werten zu gelangen, ist ein erheblicher methodischer und zeitlicher Aufwand notwendig. Literaturangaben sind dabei nur wenig hilfreich, da die Zahlen aufgrund verschiedener Extraktionsverfahren und Probenahmeraster häufig kaum vergleichbar sind.

Ungeachtet dieser Schwierigkeiten lassen sich artspezifische Präferenzen für die wichtigsten Umweltfaktoren vieler mitteleuropäischer Enchytraeenspecies angeben. Diese spiegeln sich in der artlichen Zusammensetzung der Zönosen wieder, die standortspezifisch definierbar sind. Eine Zuordnung zu vegetationskundlichen Assoziationen ist dabei nicht möglich. Gegenwärtig ist nicht entscheidbar, ob sich charakteristische Enchytraeen-Zönosen auf Gattungsebene oder nach funktionellen Kriterien auf der Grundlage des Vorkommens in bestimmten Böden bzw. bestimmten Nahrungspräferenzen definieren lassen.

Enchytraeen reagieren auf anthropogene Belastungsfaktoren artspezifisch sehr empfindlich, was zunehmend sowohl in Labortests wie auch in Freilandstudien genutzt wird (in jüngster Vergangenheit auch in Mikrokosmosverfahren). Unter den Chemikalien haben viele Pestizide (besonders Insektizide und Fungizide) direkt negative Auswirkungen, während Herbizide eher indirekt über Beeinflussung der Nahrungsversorgung auf die Würmer wirken. Ebenso sind eindeutige Reaktionen auf so unterschiedliche Streßfaktoren wie Umweltchemikalien, Bodenbearbeitungsmaßnahmen oder Kahlschläge belegt, wobei es häufig nach Beendigung der Einwirkung zu Überschußreaktionen der Enchytraeenzönose kommt.

6.4 Lumbricidae (J. Römbke)

Von GRAFF (1953) werden für Deutschland 23 Regenwurm-Arten als regelmässig vorkommend angegeben. Zusätzlich werden 12 Arten als selten oder eingeschleppt erwähnt. An einem Standort werden durchschnittlich 2 - 9 Spezies weitgehend unabhängig von der jeweiligen geographischen Region gefunden (LEE 1995). Für eine Standortcharakterisierung ist sehr bedeutsam, daß Regenwürmer in Böden in verschiedenen 'Lebensformen' vertreten sind (LEE 1985, BOUCHÉ 1977). In der Literatur haben sich folgende Namen für die drei Hauptgruppen, die sich anhand ihrer Ernährungsweise weiter differenziert werden können, durchgesetzt (Tabelle 11):

Streuhorizontbewohner (= epigäisch):

- Keine Gänge im Boden, teilweise sogar an Bäumen lebend; fressen Streuteile und/oder die daran lebende Mikroflora; stark gefärbt, oft als Tarntracht; sehr starke Muskulatur für schnelle Bewegungen; nicht tiefgrabend;

Vertikalbohrer, Tiefgräber (= anözisch):

- Graben vertikale Gänge (bis 3 m tief) mit Öffnung zur Oberfläche; nehmen Blätter an der Oberfläche auf und fressen sie tief im Boden; zumindest dorsal stark, meist rot pigmentiert; starke Grabmuskulatur;

Mineralhorizontbewohner (= endogäisch):

- Leben in horizontalen Gängen im Boden, fressen Erde und nutzen deren organischen Gehalt; nicht pigmentiert; schwache Grabmuskulatur.

Tab. 11: Lebensformen häufiger mitteleuropäischer Regenwurmart (DUNGER 1983)

Streuschichtbewohner	Tiefgräber	Mineralschichtbewohner
<i>Lumbricus rubellus</i>	<i>Lumbricus terrestris</i>	<i>Aporrectodea caliginosa</i>
<i>Lumbricus castaneus</i>	<i>Aporrectodea longa</i>	<i>Aporrectodea rosea</i>
<i>Lumbricus festivus</i>	<i>Lumbricus polyphemus</i>	<i>Aporrectodea chlorotica</i>
<i>Dendrobaena rubida</i>	<i>Dendrobaena platyura</i>	<i>Aporrectodea icterica</i>
<i>Dendrobaena octaedra</i>		<i>Aporrectodea oculata</i>
<i>Dendrobaena illyrica</i>		<i>Octolasion lacteum</i>
<i>Dendrobaena attemsi</i>		<i>Octolasion cyaneum</i>
<i>Eisenia fetida</i>		

Bei der Verwendung dieser Begriffe ist zu beachten, daß die gleiche Art je nach Alter zu verschiedenen 'Lebensformen' angehören kann: während z.B. juvenile *Lumbricus rubellus* im Streuhorizont leben, sind ältere, große Individuen eher als Tiefgräber anzusprechen. BOUCHE (1977) ordnete daher die wichtigsten mittel- bzw. westeuropäischen Regenwurm-Arten anhand eines Dreiecks ein, dessen Spitzen jeweils einer der drei Hauptgruppen und dessen Seiten dem kontinuierlichen Übergang zwischen diesen entsprechen. Zugleich kann man diese Gruppen in einem r- und K-Kontinuum einordnen (KÜHLE 1986). Jede Spezies deckt dabei einen relativ weiten Bereich ab, wie am Beispiel der häufigsten mitteleuropäischen Arten gezeigt werden kann (vgl. Tab. 12). Es ist gegenwärtig nicht klar, ob diese Angaben als Basis für die Berechnung eines "Reife-Index" genutzt werden könnten (vgl. Kap. 6.6.6). Andererseits haben alle aufgeführten Lumbricidenarten nach dem Ende der Eiszeit Nord-Europa wieder besiedelt bzw. haben sich infolge der Kolonisierung anderer Kontinente so weit ausgebreitet, daß sie in ihrer Gesamtheit als "r-selektierte" Spezies eingeordnet werden können.

Tab. 12: Einordnung mitteleuropäischer Regenwurmarten in einen r-K-Kontinuum (verändert nach KÜHLE 1986)

Spezies	r-Selektion	K-Selektion
<i>Allolobophora chlorotica</i>		XXXXXXXXXX
<i>Aporrectodea caliginosa</i>		XXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX
<i>Aporrectodea longa</i>		XXXXXXXXXXXX
<i>Aporrectodea rosea</i>		XXXXXXXXXXXXXX
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	XXXXXXXXXXXX	
<i>Eisenia fetida</i>	XXXXXXXXXX	
<i>Eiseniella tetraeda</i>	XXXXXX	
<i>Lumbricus castaneus</i>	XXXXXXXXXX	
<i>Lumbricus rubellus</i>	XXXXXXX	
<i>Lumbricus terrestris</i>		XXXXXXXXXXXXXXXXXXXX

Populationsdichte und Biomasse der Regenwürmer in Mitteleuropa schwanken in einem weiten Bereich (ca. Faktor 10). Nach bisherigem Kenntnisstand scheinen nur Obstgärten (Minimum-Maximum dabei eine Ausnahme zu machen (Faktor ca. 4). Auf den ersten Blick wird bei den Mittelwerten nur deutlich, daß saure Standorte (speziell Moderwälder) weniger besiedelt sind als andere. Auffallend war bei der Zusammenstellung der Tabelle 13, daß - entgegen der großen Zahl von Arbeiten über Regenwürmer - relativ wenige verwertbare Daten vorliegen; d.h. die Vergleichbarkeit der Werte war wegen der großen methodischen Unterschiede (z.B. nur Formolaustreibung versus Kombination von Austreibung und Handauslese; Einbeziehung des Darminhalts bei der Biomassebestimmung oder nicht) schlecht.

Der Kenntnisstand über Regenwürmer wurde, da diese in den gemäßigten Breiten die wichtigste Bodentiergruppe darstellen, in den letzten Jahren mehrfach publiziert: Biologie (LEE 1985), Ökologie (SATCHELL 1983a), Ökotoxikologie (GREIG-SMITH et al. 1992), so daß sich die Literatursammenstellung (vgl. Band 3) auf neuere Arbeiten beschränkt.

Tab. 13: Schwankungsbreite der Lumbriciden-Besiedlung (Abundanz und Biomasse) verschiedener Biotope Mitteleuropas; die Angaben basieren auf den Jahresmittelwerten der Anhang-Tabelle A3.1 (SATCHELL 1983a, LEE 1985)

Biotope	Mittelwert	Maximum	Minimum	Individuen / m²
Nadelwälder (Moder)	?	14	167	
Laubwälder (Mull)	101,5	28	220	
Laubwälder (Moder)	25,2	4	90	
Weiden	?	94	646	
Obstgärten	?	218	848	
Ackerflächen	?	6	453	

Biotope	Mittelwert	Maximum	Minimum	g TG / m²
Nadelwälder (Moder)	?	< 1	5,6	
Laubwälder (Mull)	2,9	0,9	12,1	
Laubwälder (Moder)	1,2	0,2	4,1	
Weiden	?	3,5	32,0	
Obstgärten	?	12,0	38,1	
Ackerflächen	?	0,5	15,2	

6.4.1 Bodenphysikalische Faktoren

Direkte Einflüsse der Bodenart auf Regenwürmer werden normalerweise stark von Faktoren wie der Bodenfeuchte überlagert, die wiederum von den Eigenschaften des betreffenden Bodens abhängen. So führt z.B. die positive Korrelation zwischen Sandanteil und schnellen Feuchtwechsels (inkl. Austrocknen) zu relativ niedrigen Abundanzzahlen von Lumbriciden in sandigen Böden. Auch eine positive Korrelation zwischen dem Tongehalt in den obersten 60 cm schwedischer Böden und dem Vorkommen mineralschichtbewohnender Arten wurde von NORDSTRÖM & RUNDGREN (1974) weniger auf den Ton selber, sondern eher auf das davon abhängige Feuchteregime oder die ebenfalls unterschiedliche Kationenaustauschkapazität zurückgeführt. Andererseits konnte MADGE (1969) in Laborversuchen zeigen, daß zumindest einige Arten unabhängig von der Feuchte bestimmte Korngrößen bevorzugen, andere dagegen strikt meiden. Generell ist daher nur festzuhalten, daß alle Regenwürmer Böden mit sehr ungünstigen Feuchteverhältnissen wie z.B. reine Sande oder Tone nicht besiedeln, wobei die Scharfkantigkeit der groben Sandkörner sowie das häufige Sauerstoffdefizit in Tonböden ebenfalls eine Rolle spielen werden.

Je nach Humustyp ist das Vorkommen von Regenwürmern sehr unterschiedlich. Für diese Unterschiede sind verschiedene Faktoren verantwortlich, unter denen primär der pH-Wert, das C/N-Verhältnis, die Menge an mikrobieller Biomasse (insbesondere das Fehlen von Pilzmatten im Mull bei gleichzeitig hoher Bakteriendichte) und die Konkurrenz mit verschiedenen Mesofaunagruppen zu nennen sind. Während die Korrelation mit den beiden extremen Humusausprägungen (Mull bzw. Moder) meist nicht schwierig ist, bereitet diese bei den vielen Zwischenstufen wegen des

Fehlens eindeutiger Merkmale Probleme. Die enge Interaktion zwischen bodenphysikalischen (speziell geomorphologischen) Faktoren, Humusform und der Zusammensetzung der Regenwurmzönose wurde von PONGE & DELHAYE (1995) am Beispiel französischer Buchenwälder untersucht.

Regenwürmer sind gegen Trockenheit (ca. < 20 % Bodenfeuchte) sehr empfindlich, in regelmäßig austrocknenden Böden sind sie daher nur spärlich oder gar nicht vertreten (Anhang Tab. A3.2). Dabei ist experimentell kaum unterscheidbar, ob die Temperatur- oder die Feuchte der das Vorkommen entscheidende Faktor ist. Sicher ist nur, daß die Präferenzen jeweils artspezifisch verschieden sind (LEE 1985, DAUGBJERG 1988), wobei die verbreitetste Art *Aporrectodea caliginosa* die Species mit der größten Trockenheitstoleranz sein dürfte. Der für die Aktivitätsphasen optimale Temperaturbereich für Arten des Waldes, des Grünlandes und der Kulturböden liegt bei 10 - 15 °C. Erreichen die Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnisse des Substrates die für die verschiedenen Regenwurmartenspezifische Grenzwerte (ca. < 5°C), ziehen sich die Tiere in tiefere Bodenbereiche zurück oder rollen sich zusammen (Sommerruhe oder -starre bzw. Winterruhe). Einige Arten (z.B. *Eisenia fetida* und *Dendrodrilus subrubicunda*), die vorwiegend im Kompost vorkommen, entwickeln sich besser bei höheren Temperaturen zwischen 20 - 25 °C. Unter 10°C pflanzen sich diese Species nicht mehr fort.

Nach Untersuchungen von GRAEFE (1992) und eigenen Erfahrungen zeigen unter den häufigeren Regenwurmartensarten Mitteleuropas nur *Aporrectodea limicola* und, weniger, *Allolobophora chlorotica* und *Octolasion cyaneum* bzw. *O. tyrtaeum*, eine klare Präferenz für sehr nasse Böden, während alle anderen Arten bezüglich des Faktors Bodenfeuchte nicht feiner zu klassifizieren sind; insbesondere, weil sie verschiedene Mechanismen (z.B. unempfindliche Kokonstadien, Ruhestadien) entwickelt haben, um ungünstige Verhältnisse zu überstehen. Nur eine Art, *Eiseniella tetraedra*, lebt amphibisch am Rande von Flüssen, Bächen oder stehenden Gewässern. Anhaltende Überschwemmungen oder Überflutungen im Boden überdauern jedoch auch andere Arten.

6.4.2 Bodenchemische Faktoren

Für die Verbreitung der Regenwürmer hat der pH-Wert ausschlaggebende Bedeutung. Das Optimum der meisten Arten liegt im neutralen bis leicht basischen Bereich. Die Verbreitung einiger häufiger Streuhorizontbewohner in Wäldern zeigt, daß diese in Böden unterhalb pH 5,5 immer seltener werden; nur wenige Arten kommen bei sehr niedrigem pH vor (*Dendrodrilus rubida*, *Dendrobaena octaedra*). So kann die "Schlüsselart" *Lumbricus terrestris* zwar noch in Böden mit einem pH-Wert von 3 überleben, vermehrt sich dort aber nicht mehr (JUDD & MASON 1995). Andere Arten des Streuhorizonts, z.B. *Lumbricus rubellus*, besiedeln dagegen fast alle Böden. SATCHELL (1955) unterschied säuretolerante, säureintolerante und Arten ohne ausgeprägte Präferenz (Tabelle 14). Bei einer ähnlichen Untersuchung auf schwedischen Wiesenflächen konnte allerdings nur für die Arten *Dendrobaena octaedra*, *Eiseniella tetraedra* und *Octolasion tyrtaeum* eine negative Korrelation mit dem pH-Wert gefunden werden; d.h. praktisch alle untersuchten Spezies akzeptierten den pH-Bereich (4,5 - 6,5) der Versuchsflächen (LOFS-HOLMIN 1986). Auch die Vorliebe der genannten drei Arten war nicht eindeutig mit dem pH zu korrelieren, da die sauersten Standorte auch zugleich die feuchtesten waren. Die Widersprüche zwischen den Befunden verschiedener Autoren bei der pH-Präferenz mitteleuropäischer Lumbricidenarten (Übersicht bei LOFS-HOLMIN 1986) lassen sich wie folgt erklären:

- verschiedene Klasseneinteilung je nach pH-Spektrum der Versuchsflächen;
- nicht beachteter oder erfaßbarer Einfluß anderer Faktoren;
- die Ausbildung unterschiedlich adaptierter Populationen der gleichen Art.

Tab. 14: Einteilung von Regenwurmarten nach der artspezifischen Säuretoleranz (aus SATCHELL 1955)

Säuretolerante Arten	Arten mit breitem Toleranzspektrum	Säureintolerante Arten
<i>Bimastos eiseni</i>	<i>Lumbricus rubellus</i>	<i>Aporrectodea nocturna</i>
<i>Dendrobaena octaedra</i>	<i>Lumbricus terrestris</i>	<i>Aporrectodea caliginosa</i>
<i>Dendrodrilus rubida</i>	<i>Lumbricus castaneus</i>	<i>Aporrectodea chlorotica</i>
	<i>Dendrobaena subrubicunda</i>	<i>Aporrectodea longa</i>
	<i>Octolasion cyaneum</i>	<i>Aporrectodea rosea</i>

Der Einfluß des C/N-Verhältnisses des Bodens bzw. der Streuauflage auf Regenwürmer wurde bisher wenig direkt untersucht, doch lassen sich Präferenzen aus einem Vergleich des Vorkommens bestimmter Arten mit dem jeweiligen C/N-Wert erkennen. So konnte z.B. BOUCHE (1972) die in Frankreich vorkommenden Arten in "eubiotische" (C/N-Optimum < 13; meist Vertikalbohrer und Mineralschichtbewohner) und "mesobiotische" Formen (C/N-Optimum > 13; meist Streuschichtbewohner) unterscheiden. Interessant ist in diesem Zusammenhang, daß das Minimum bei fast allen Arten sehr ähnlich ist (C/N \approx 7 - 9), während das Maximum meist zwischen 20 und 30 liegt und nur bei den sehr weitverbreiteten Spezies *Aporrectodea caliginosa* und *Lumbricus terrestris* bis fast 50 geht. Bei diesen beiden Arten konnte in Mikrokosmosversuchen nachgewiesen werden, daß sie durch Mikrobenfraß den Stickstoffhaushalt eines Bodens (z.B. Erhöhung des extrahierbaren Anteils) beeinflussen können (BOHLEN & EDWARDS 1995).

6.4.3 Biologische Faktoren

Die Ernährungsweise einzelner Arten ist eng an ihre Lebensform gekoppelt (LEE 1985):

- Die Mineralbodenbewohner sind mehr oder weniger geophag; d.h. sie bevorzugen abgestorbene Pflanzenwurzeln und weitgehend angerottete organische Substanz. Wichtig ist für sie auch der Anteil an lebenden Mikroorganismen. *Aporrectodea caliginosa* erwies sich als intensiver Verzehrter von Bodenalgeln. *Aporrectodea rosea* kann z.B. aktiv zwischen mineralischen und organischen Bodenbestandteilen unterscheiden.
- Von den Streubewohnern (Detritivore) bevorzugen *Lumbricus rubellus* und *Lumbricus castaneus* meist Fallaub, *Dendrobaena*-Arten sind häufiger in zersetztem Holz anzutreffen. Andere Arten sind auf Kompost spezialisiert (*Eisenia fetida*).

- Die anözisch lebenden Regenwürmer bevorzugen allgemein stickstoffreiche, gerbstoffarme Blätter mit engem Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis wie Linde, Esche und Bergahorn. Gerbstoffreichere Blätter von Rotbuche und verschiedenen Eichenarten werden erst im späteren Rottestadium angenommen.

Die unterschiedliche Ernährungsweise der Regenwürmer führt (in Verbindung mit abiotischen Standortfaktoren) zu einer differenzierten Besiedlung an verschiedenen Standorten. So lassen sich z.B. bei mitteleuropäischen Wäldern grundsätzlich zwei Hauptstandorttypen unterscheiden (BORNEBUSCH 1930, SATCHELL 1983b):

Mull

- Standorte mit den Arten *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea caliginosa* und *Aporrectodea rosea*; oft zusätzlich noch *Aporrectodea longa* und *Octolasion cyaneum*, d.h. meist große Mineralhorizontbewohner und Tiefgräber;

Moder

- Standorte mit den Arten *Dendrodrilus rubida*, *Dendrobaena octaedra* und *Lumbricus rubellus*; zusätzlich noch *Lumbricus eiseni*, d.h. meist kleine, rote Streuhorizontbewohner.

Dieser Unterschied läßt sich auch anhand von Strukturparametern quantifizieren (Tab. 15), wobei sich beide Bereiche so weit überschneiden können, daß im Einzelfall allein auf Grund dieser Werte eine eindeutige Unterscheidung von Standorten nicht möglich ist.

So wie sich in Wäldern bestimmte Lumbricidenzönosen für Mull- bzw. Moderstandorte definieren lassen, gibt es ähnliche Beispiele auch für andere Biotope (Acker-, Grün-, Gartenland etc.). Die Habitatbindung von Arten kann dabei zwar sehr eng sein, darf aber keinesfalls mit einer "engen Bindung an eine vegetationskundliche Einheit" gleichgesetzt werden (PHILLIPSON et al. 1976). Arten wie *Lumbricus rubellus* und *Dendrodrilus rubida* werden z.B. auch in Böden gefunden, die - unabhängig von der Vegetation - ein erhöhtes Nährstoffangebot aufweisen. *Aporrectodea chlorotica* kommt als feuchtigkeitsliebende Art sowohl in Acker- und Grünland als auch im Laubwald oder Garten vor. Die Vegetation hat somit auf zwei Wegen Einfluß auf die Zusammensetzung der Bodenfauna: sie schützt den Boden vor direkter Sonneneinstrahlung und dient als unterschiedlich "attraktive" Nahrungsquelle. Dabei wird die Art und die Zersetzungsgeschwindigkeit des organischen Abfalls durch Bodenfaktoren (pH-Wert u.a.) beeinflusst, was wiederum auf die Zusammensetzung der Bodenfauna ("Zersetzer-gesellschaften" nach GRAEFE 1992) zurückwirkt.

Tab. 15: Abundanz und Biomasse von Regenwürmern in europäischen Buchenwäldern. Angegeben sind Durchschnittswerte (in Klammern die Minima und Maxima) von 28 Moder- bzw. 26 Mullstandorten (nach SATCHELL 1983b, verändert)

	Moderwälder (pH < 5,5)	Mullwälder (pH > 5,5)
Abundanz (Ind/m²)	25,2 (4 - 90)	101,5 (28 - 220)
Biomasse (g/m² FW)	7,3 (1,1 - 25,6)	29,1 (5,9 - 75,6)
Artenzahl	3,1 (1 - 8)	4,9 (1 - 10)

Regenwürmer verändern und gestalten ihren Lebensraum stark. Ihre Tätigkeit schafft Voraussetzungen für die Existenz anderer Organismengruppen, die mit ihnen vergesellschaftet leben. So steuern sie durch selektiven Fraß, z.B. die Bevorzugung von cellulosezersetzenden im Vergleich zu ligninabbauenden Pilzen, den Abbau organischen Materials sowie die Verbreitung pathogener Mikroorganismen (MOODY et al. 1995). Außerdem befinden sich z.B. in unmittelbarer Nähe der Wurmgänge (= 1 % des Bodenvolumens) 42 % der aeroben Stickstoff fixierenden, nicht-symbiontischen Bodenmikroorganismen. Einige Strahlenpilze, die in Darminhalt und Losungshäufchen vorkommen, sind außerdem Antagonisten von sporenbildenden Bakterien im Boden, d.h. sie hemmen deren Entwicklung (BIERI & CUENDET 1989).

Die Anwesenheit von tiefgrabenden, anözischen Arten wie z.B. *Lumbricus terrestris* beschleunigt mikrobielle Umsetzungsprozesse. Es entsteht die Humusform Mull mit einer artenreichen Zersetzer-gesellschaft (SCHÄFER & SCHAUERMANN 1990). Auch beim Abbau von Kuhfladen auf Weiden können Regenwürmer wie die anözische Spezies *Aporrectodea longa* direkt oder indirekt für bis zu 50 % des Abbaus verantwortlich sein (HOLTER 1979). Aufgrund der wichtigen Stellung der anözischen Arten in verschiedenen Ökosystemen werden diese daher zu Recht als 'Schlüsselarten' bezeichnet. In der Literatur ist es inzwischen unbestritten, daß eine Schädigung der Regenwürmer einen nachhaltigen Einfluß auf die Geschwindigkeit und den Verlauf wichtiger Bodenfunktionen hat.

6.4.4 Anthropogen chemische Faktoren

Die Auswirkungen von Chemikalien auf Regenwürmer sind unterschiedlich gut untersucht. Während direkte Effekte von Schwermetallen und vor allem von Pflanzenschutzmitteln auf Regenwürmer durch Laborversuche relativ gut bekannt sind (z.B. HEIMBACH 1985), gibt es nur sehr wenige Daten über die Vielzahl anderer, anthropogen verbreiteter Substanzen (Umweltchemikalien). Diese unterschiedliche Datenlage wird durch verschiedene gesetzliche Auflagen verursacht, wobei in mehr als 95 % aller Tests nur die akute Wirkung (Mortalität) geprüft wird. Die Ergebnisse dieser Tests sind nur schwer auf reale Freilandverhältnisse zu übertragen, da in ihnen der Kompostwurm *Eisenia fetida* in einer Kunsterde mit sehr hohem organischen Anteil verwendet wird (OECD 1984). Neuere Testentwicklungen beziehen dagegen subletale Parameter wie die Reproduktion ein und nutzen auch zunehmend Freiland-relevante Arten wie *Lumbricus terrestris*, *Lumbricus rubellus* oder *Aporrectodea longa* (z.B. MATHER & CHRISTENSEN 1994). In der Anhang Tabelle A3.3 sind beispielhaft einige Ergebnisse solcher Tests dargestellt, wobei kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben wird, da dies den Rahmen der vorliegenden Studie sprengen würde. Aktuelle Übersichten über den Einfluß von Chemikalien auf Regenwürmer sind EDWARDS & BOHLEN (1992) sowie HÖGGER (1994) zu entnehmen.

Unter den älteren Pflanzenschutzmitteln (vor ca. 1980) sind viele Stoffe, die wie die chlorierten Kohlenwasserstoffe (Lindan, Dieldrin etc.) sowohl akut toxisch für Bodenorganismen wie auch persistent sind. Solche Substanzen wie z.B. Carbofuran können in Regenwürmern soweit angereichert werden, daß Prädatoren wie Bussarde durch den Fraß der Tiere gefährdet sind (DIETRICH et al. 1995). Außerdem kann der Effekt mehrerer Stoffe ausgeprägter sein als es die Untersuchung getrennter Applikationen erwarten läßt wie z.B. im Fall von Carbofuran und Atrazin (LARDIER & SCHIAVON 1989). Toxische Wirkungen von Pestiziden (z.B. des Fungizids Benomyl) können bei Regenwürmern so stark sein, daß sich dies wiederum negativ auf die Ertragslage in der Landwirt-

schaft auswirkt (z.B. in Apfelplantagen (KENNEL 1990) oder bei der Heuernte (STOCKDILL 1982, HOOGERKAMP 1987)). Aufgrund den in den letzten Jahren erlassenen Zulassungsanforderungen (z.B. ROTHERT et al. 1990) werden neu entwickelte Stoffe im allgemeinen schneller abgebaut, ihre Aufwandmenge und akute Toxizität sind oft geringer. Generell gilt dennoch, daß auf Ackerflächen wenige Regenwurmart in oft niedriger Abundanz vorkommen, wobei der Einfluß der Pestizide und derjenige anderer landwirtschaftlicher Maßnahmen kaum zu trennen sind (BAUCH-HENSS 1981). Bei diesen allgemeinen Angaben ist zu beachten, daß chemisch nah verwandte Stoffe sehr unterschiedliche biologische Effekte auslösen können und daß umgekehrt auch nah verwandte Arten sehr unterschiedliche Reaktionen auf die gleiche Chemikalie zeigen können (BAUER 1991).

Neben den akuten, direkten Auswirkungen dieser Stoffe ist die Möglichkeit indirekter Effekte zu berücksichtigen. So wirken z.B. die meisten Herbizide im allgemeinen in den empfohlenen Aufwandmengen nicht toxisch auf Regenwürmer, so daß sie im Laborversuch als "ungefährlich" eingeschätzt werden. Im Freiland sorgen sie für eine kurzfristige Verbesserung des Nahrungsangebots für Bodenorganismen durch abgestorbene Pflanzenteile, langfristig führen sie jedoch zu Nahrungsmangel und dadurch zu einem Rückgang bestimmter Arten. Hinsichtlich der beobachteten Effekte wurden daher neben Beeinträchtigungen der Abundanz und Biomasse auch Veränderungen des Artenspektrums beobachtet. In Hinsicht auf diese Auswirkungen ähnelt der Herbizideinsatz Verhältnissen wie man sie in kränkelnden Waldbeständen vorfindet (z.B. CODERRE et al. 1995). Auch die kurzfristige Erhöhung der Menge abgestorbenen Pflanzenmaterials nach Mähen führt zu einem Anstieg der Regenwurmbiomasse (TODD et al. 1992).

Schwermetalle gelangen vor allem durch die Ausbringung von Klärschlämmen (inzwischen durch die Klärschlammverordnung eingeschränkt) sowie durch Verkehrsemissionen (Blei, Cadmium) in den Boden. Weitere, punktförmige Quellen sind Industrie und Bergbau. Im allgemeinen zeigen diese Stoffe eine geringe akute Toxizität, doch können sie in meist recht hohen Konzentrationen subletale Effekte wie die Beeinträchtigung von Reproduktionsvorgängen bewirken. Problematisch ist ihre Bioakkumulation, die je nach Metall, Organismus, organischen Gehalt des Bodens und weiteren bodenkundlichen Parametern sowie der Dauer der Exposition z.B. bei Regenwürmern bis ca. zum Faktor 10 gehen kann (z.B. FLEKENSTEIN & GRAFF 1982). Bei Verkehrsemissionen ist die Entfernung vom Straßenrand mit dem Metallgehalt von Regenwürmern signifikant korreliert, wobei die Werte in Abhängigkeit von Bodentyp und Lebensform-Typus der Tiere schwanken können (GISH & CHRISTENSEN 1973).

Aufgrund dieser Erfahrungen werden die Lumbriciden auch an anderen Standorten (z.B. Kleingärten) für das Biomonitoring von Schwermetallen herangezogen (z.B. WEIGMANN 1991, KRATZ 1994a). Bei Monitoringuntersuchungen an einer Vielzahl schwermetall-belasteter Flächen in Frankreich konnte dabei zum ersten Mal gezeigt werden, daß diese Substanzen (z.B. bei Cadmium-Konzentrationen > 3,3 mg/kg) für das Fehlen der Gattung *Scherotheca* an vielen Orten verantwortlich ist (ABDUL RIDA & BOUCHE 1995). Diese Daten (einschließlich Erkenntnissen zur Besiedlung mit vielen weiteren Organismengruppen, insbesondere von Flechten und Pilzen, sowie dem Streuabbau) dienen als Parameter für die Naturnähe bzw. den Belastungsgrad von Böden; nicht nur in Bezug auf ihren Schwermetallgehalt sondern auch für die Entwicklung von Toleranzmechanismen. Diese Erkenntnisse können z.B. für die Festlegung von Randzonen um Verkehrswege oder Industriestandorten genutzt werden, in denen bestimmte Nutzungen verboten werden oder wo Sanierungsmaßnahmen einzuleiten sind.

Auswirkungen anderer Chemikalien auf Lumbriciden wurden mit Ausnahme einiger Kohlenwasserstoffe (z.B. Industrieölen) kaum untersucht, wobei selten akute Effekte, häufig aber subletale Beeinträchtigungen beobachtet werden. Insbesondere Kochsalz ist ein starkes Gift für die meisten Regenwurmarten. Es gibt nur wenige Species (z.B. *Aporrectodea longa*), die eine kurzfristige Befeuchtung mit Seewasser ertragen, während normalerweise ein starker Rückgang der Tiere nach Überflutung zu beobachten ist (z.B. PEARCE 1982). Ebenso führt die Abwasserberieselung - teils durch Überstauung, teils durch die im Abwasser enthaltenen Schadstoffe - zu einer deutlichen Verarmung der Regenwurmzönose (KRATZ & THIELEMANN 1994).

Die Auswirkungen radioaktiver Isotope ähneln sehr denen von anderen toxischen Chemikalien: So konnten z.B. nach dem Tschernobyl-Unfall akute Effekte auf Regenwürmer in Abhängigkeit von der Entfernung zur Reaktorrüine mit anschließender, artspezifischer Erholung (inklusive einer "Überschußreaktion") beobachtet werden (KRIVOLUTSKY 1987). In Laborversuchen mit dem Kompostwurm *Eisenia fetida* erwiesen sich Jungtiere als empfindlicher als Adulti, wobei aber in jedem Fall sehr hohe Dosen zur Effektauslösung notwendig waren (SUZUKI & EGAMI 1983).

Organischer oder mineralischer Dünger kann Regenwürmer stark beeinflussen (Anhang Tab. A.3.4) Unabhängig von der Art der Düngung und dem untersuchten Makrohabitat werden die Tiere in praktisch allen Versuchen beeinträchtigt, wobei die Auswirkungen mineralischer Stoffe eher negativ, bei organischen Zugaben eher positiv sind. Verschiedene Autoren stellten z.B. bei Zugabe von Viehdung eine Zunahme der Regenwurmpopulationen aller auf Grünland und Ackerland vorkommenden Arten fest, insbesondere bei *Lumbricus rubellus* und *Dendrodrilus rubida rubida*. Dies konnte auch in Untersuchungen auf mit Klärschlamm gedüngten Flächen beobachtet werden.

Durch Kalkung saurer Waldböden vom Rohhumus oder Modertyp wird der pH-Wert des Bodens in Richtung des Neutralpunkts verschoben. Bereits nach kurzer Zeit wandern Regenwürmer auf diese vorher "wurmlosen" Flächen ein (meist aus Reliktzonen wie Baumstubben etc.) und werden bei der Zerkleinerung und der Aufbereitung der Streu aktiv. Schon nach wenigen Monaten nimmt die Streuauflage aufgrund dieser Tätigkeit mull-ähnliche Eigenschaften an. Dieser Effekt tritt natürlich nur dann ausgeprägt auf, wenn der Boden des Standorts vor der Kalkung so sauer war, daß keine oder nur wenige Regenwürmer vorkommen. Im umgekehrten Fall, wie z.B. bei einer Wiese in Irland mit einem pH-Wert von 5,8 - 6,3, ist dagegen kein Kalkungseffekt zu beobachten.

Der Einfluß von über den Luftpfad eingetragenen Schadstoffen wurde bisher selten untersucht. Bekannt ist aber, daß polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe oder Chlorphenole (z.B. HCB) von Regenwürmern wie *Lumbricus rubellus* akkumuliert werden können, wobei die Anreicherungsfaktoren selten höher als 10 liegen (VAN BRUMMELEN et al. 1996). Zumindest bei den PAH's und *Lumbricus rubellus* besteht dabei kein Zusammenhang zwischen Anreicherung und dem Octanol-Wasser-Koeffizienten ($\log P_{ow}$) des jeweiligen Stoffes. Nur bei Substanzen mit sehr hohem $\log P_{ow}$ sowie in Böden mit einem hohen Anteil organischen Materials soll dabei die Aufnahme über die Nahrung eine quantitativ bedeutende Rolle spielen (BELFROID et al. 1995). Dies gilt auch für Dioxine, die trotz ihrer potentiell hohen Toxizität im Boden keine Wirkung auf die Tiere zeigen (sehr niedrige Bioverfügbarkeit!), aber angereichert werden (VAN STRAALLEN et al. 1994).

6.4.5 Andere anthropogene Faktoren

Bodenbearbeitungsmaßnahmen wie Pflügen, Eggen oder Bewässerung haben einen großen Einfluß auf die Abundanz und Biomasse der Regenwürmer. Diese werden besonders dann dezimiert, wenn dem Pflügen im Spätherbst rasch scharfer Frost folgt. Im allgemeinen fördert aber eine intensive Bodenlockerung die Mineralbodenformen. Bei Anbau von Kulturen ohne vorheriges Pflügen (Direkteinsaat) erhöht sich die Besatzdichte von Tiefgräbern wie *Lumbricus terrestris*. Weitere Maßnahmen, die Regenwürmer in ihrer Abundanz, Biomasse oder Artenzusammensetzung beeinflussen können, sind das Unterpflügen von Zwischenkulturen, das Entfernen von Bestandesabfall sowie Durchführung von Kahlschlägen oder anderen forstlichen Maßnahmen (z.B. GEMESI et al. 1995), da damit Nahrungsversorgung und -zusammensetzung verändert werden. Nach EDWARDS (1983) hat die Verfügbarkeit organischen Materials (d.h. Nahrung) den größten Einfluß auf das Vorkommen von Regenwürmern in Ackerflächen; vorausgesetzt, es werden keine toxischen Pestizide ausgebracht.

Bodenverdichtung hat unabhängig von betrachtetem Makrohabitat sowie der jeweiligen Ursache einen negativen Einfluß auf die Besiedlung und Artenzusammensetzung der Regenwurmzönose. Besonders beeinträchtigend sind der Einsatz schwerer Maschinen in Ackerbau und Forstwirtschaft, aber auch die Beweidung bei intensiver Viehhaltung oder häufiges Begehen reichen für einen Rückgang der Zahl der Tiere aus (BOSTRÖM 1986, PIEARCE 1984). Besonders oberflächennah lebende Arten werden betroffen, da diesen weitgehend die für das Eingraben notwendige Muskulatur fehlt, während endogäische Spezies weniger betroffen sind (LARINK et al. 1994). Infolge der Bodenverdichtung kommt es häufig zu weiteren Beeinträchtigungen wie schlechter Nahrungsversorgung oder niedriger Bodenfeuchte, die ihrerseits den Rückgang der Tiere fördern.

6.4.6 Zusammenfassung

Regenwürmer sind nach ihrer Biomasse und der Rolle, die sie im Boden spielen (z.B. durch ihre Grabtätigkeit), die wichtigste Tiergruppe des Edaphons in mitteleuropäischen Böden. In Deutschland ist ihre Artenzahl, wahrscheinlich als Folge der Eiszeiten, so niedrig, daß ihre taxonomische Bearbeitung im Vergleich zu allen anderen Bodenorganismen sehr einfach ist (alle einheimischen Arten gehören zur Familie Lumbricidae). Zudem ist auch die methodische Erfassung zwar arbeitsaufwendig, aber nicht schwierig. Nicht zuletzt ist die über diese Tiere zur Verfügung stehende Literatur, von der nur ein Ausschnitt im Band 3 dokumentiert werden konnte, äußerst umfangreich.

Einige typische Regenwurmartenspezies können als 'Bioindikatoren' oder 'Zeigerarten' aufgrund ihrer engen Ansprüche an bodenkundliche Faktoren fungieren:

Nährstoffarm:	einige <i>Aporrectodea</i> -Arten
Nährstoffreich:	<i>Dendrodrilus rubida</i> , <i>Lumbricus rubellus</i>
Feucht:	<i>Eiseniella tetraedra</i> (limnisch), <i>Aporrectodea limicola</i> , <i>Allolobophora chlorotica</i> , <i>Octolasion lacteum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Säuretolerant	<i>Dendrodrilus rubida</i> , <i>Dendrobaena octaedra</i>
Säureintolerant:	einige <i>Aporrectodea</i> -Arten

Neben dieser Bindung an bestimmte abiotische Bodenfaktoren gibt es zusätzlich Arten, die sehr spezialisierte Ansprüche an das Vorkommen bestimmter Biotopelemente haben. Sie lassen sich nur schwer in eine bodenbiologische Klassifizierung einfügen. So besiedelt z.B. *Eisenia fetida* hauptsächlich Kompost und *Lumbricus eiseni* ist mit Vorliebe an Buchen- und Eichenstubben zu finden, wobei Kompost und Stubben bestimmte Qualitäten aufzuweisen haben (z.B. Alter der Stubben, Zusammensetzung des Kompostes, mikroklimatische Bedingungen). Darüber hinaus muß bei diesen Arten, die derart voneinander isolierte Biotoptypen besiedeln, die relativ langsame Ausbreitungsgeschwindigkeit mit in Betracht gezogen werden. Für verschiedene Regenwurmarten liegt sie bei 3 bis zu 15 m/Jahr, d.h. nicht jedes Biotop, das die Voraussetzung für die Besiedlung der typischen Arten erfüllt, wird von ihnen besetzt werden können.

Die Auswirkungen von natürlichen Standortfaktoren auf die Verbreitung von Regenwürmern zusammenfassend, läßt sich feststellen, daß die Ansprüche, die diese Tiere an ihre Umgebung stellen, in vielen verschiedenen Vegetationseinheiten erfüllt werden. Das Vorkommen der Regenwürmer läßt sich also nur dann erklären, wenn zusätzlich zur Vegetation wichtige Boden-Faktoren wie pH-Wert, Nahrungsverfügbarkeit und Feuchteverhältnisse mit zur Standortbeschreibung hinzugezogen werden. In Abhängigkeit von diesen Faktoren lassen sich bestimmte Regenwurm-Zönosen definieren, die sich je nach verwendetem statistischen Verfahren und Standortverhältnissen unterscheiden können. So fanden z.B. PHILLIPSON et al. (1976) bzw. NORDSTRÖM & RUNDGREN (1973) erhebliche Unterschiede in den von ihnen definierten Regenwurmzönosen, was nicht zuletzt daran liegen dürfte, daß die Umweltbedingungen (insbesondere der pH-Bereich) an den jeweiligen Untersuchungsflächen (England bzw. Schweden) sehr unterschiedlich waren. Letztere definierten z.B. vier Assoziationen Skandinaviens wie folgt:

1. *Dendrobaena octaedra*, *Dendrodrilus rubida*, *Lumbricus rubellus*:
wenige Arten, meist Streuschichtbewohner, niedrige Biomasse, sehr niedrige bis hohe Abundanz; typisch für Nadelwälder bzw. saure Böden
2. *Dendrobaena octaedra*, *Lumbricus rubellus*, *Aporrectodea caliginosa*:
variable Artenzahl und Lebensform, niedrige Biomasse bei sehr unterschiedlicher Abundanz; typisch für Waldstandorte
3. *Aporrectodea rosea*, *Aporrectodea caliginosa*, *Lumbricus terrestris*:
mesit viele Arten mit Schwerpunkt bei Tiefgräbern bzw. Mineralschichtbewohnern, hohe bzw. sehr hohe Abundanz und Biomasse; typisch für Mullwälder und Wiesen
4. *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea longa*:
wenige Arten des Mineralbodens, sehr niedrige Abundanz und Biomasse; typisch für sandige Heidestandorte.

Die Auswirkungen von anthropogenen Belastungsfaktoren auf Regenwürmer wurden vielfach untersucht. So war für ca. ein Jahrzehnt der "Akute Regenwurmtest" der OECD das einzige Verfahren, mit dem im Labor die Toxizität von Pflanzenschutzmitteln und Umweltchemikalien auf Bodentiere eingeschätzt werden konnte (OECD 1984). Noch häufiger wurden die Würmer im Freiland als Reaktions- bzw. Akkumulationsindikatoren eingesetzt. Außer bei den direkten Effekten von Chemikalien (einschließlich Radioisotopen) haben sie sich besonders bei der Beurteilung von landwirtschaftlichen Maßnahmen (z.B. Düngung, Verdichtung) bewährt.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß eine bodenbiologische Standortklassifizierung ohne die Einbeziehung der Regenwürmer nicht sinnvoll ist. Sowohl ihre wichtige ökologische Rolle wie auch die differenzierte Reaktion gegenüber einer Vielzahl von Belastungsfaktoren sprechen für die

Untersuchung der Lumbriciden. Zudem ist der dafür notwendige Aufwand aufgrund der relativ einfachen Bearbeitung und der guten Literatursituation im Vergleich zu anderen Bodenorganismen niedrig. Weitere Forschung ist besonders bei der Definition der verschiedenen Regenwurmzönosen notwendig, denn die regional beobachteten Unterschiede sind noch nicht befriedigend erklärt.

6.5 Oribatida (L. Beck, F. Horak, S. Woas)

Die Milben-Unterordnung der Oribatiden mit den verbreiteten deutschen Namen Hornmilben, Moosmilben oder Käfermilben zeichnet sich durch Artenvielfalt und hohe Besiedlungsdichte in Streu und Oberboden sowie diverser Mikrohabitate wie Baumrinde, Moos- u. Flechtenaufwuchs der unterschiedlichsten terrestrischen (Wiesen, Wälder) und limnischer (Uferzonen, Röhrichte) Ökosysteme aus. Weltweit waren bis 1986 etwa 6.500 Oribatidenarten beschrieben. Teilweise noch umstritten ist ihre Einordnung in rund 700 Gattungen und 140 Familien. Für Mitteleuropa sind etwa 800 - 1000 Arten nachgewiesen.

Beträchtliche Unterschiede ergeben sich bei der Körpergröße und dem Lebendgewicht einzelner Oribatidenarten. So messen die überwiegend in tieferen Bodenschichten anzutreffenden Vertreter der Familie Brachychthoniidae nur 0,14 bis 0,16 Millimeter, während "Oberflächenformen" wie Damaeiden oder Neoliodiden knapp 2 Millimeter groß werden können. Die Schwankungsbreite für das Lebendgewicht beginnt bei 0,5 bis 1,0 Mikrogramm für die Art *Oppiella minus* und erreicht mit über 700 Mikrogramm für *Damaeus onustus* einen Maximalwert.

"Aus einer guten Handvoll Moos oder Humus (kann man) manchmal mehr als 1000 Oribatiden aussammeln", vermerkt bereits WILLMANN (1931). Angaben über die Besiedlungsdichte (Abundanz) werden heute in der Regel in Individuen/m² angegeben, während in älteren Arbeiten insbesondere aus dem nord- und osteuropäischen Raum auch Individuenzahlen bezogen auf ein Bodenvolumen von 0,5 bzw. einem Liter anzutreffen sind. In Tabelle 16 sind die Schwankungsbreiten der Oribatiden-Besiedlung und die Artenzahlen für die wesentlichen Biotopgruppen dargestellt, wie sie von unterschiedlichen Autoren etwa seit 1950 angegeben wurden (vgl. insbes. WALLWORK 1983, ELLENBERG et al. 1986).

Die sich aus der gewählten tabellarischen Darstellung ergebende ansteigende Tendenz der Besiedlungsdichte mit den niedrigsten Werten bei Ackerflächen bis hin zu den hohen Abundanzen der Nadelwaldböden darf indes nicht dazu verleiten, eine direkte Verknüpfung mit der Vegetationsform als alleinigem oder bestimmenden Faktor vorzunehmen. So kommt hier vor allem die Zunahme der Mächtigkeit der Streu- und Humusaufgabe als Hauptaufenthaltort der Oribatiden zur Geltung. Außerdem hängen die drastischen Schwankungen in der Besiedlungsdichte der Oribatiden von diversen abiotischen und biotischen Standortfaktoren wie Feuchte, Humusgehalt, pH-Wert, Bodenbedeckung, aber auch anthropogenen Eingriffen, wie Bodenbearbeitung, Mahd, Kahl-schlag oder Düngung, ab. Die vergleichsweise umfangreiche Oribatiden-Literatur enthält allerdings zahlreiche Artenlisten mit Abundanzangaben, die auf dem Niveau einer "faunistisch-botanischen" oder Standort-geographischen Zuordnung stehenbleiben.

Tab. 16: Durchschnittliche Abundanz und Artenzahl der Oribatiden verschiedener Makrohabitate Mitteleuropas (nach verschiedenen Autoren)

Biotop	Individuen /m² (* 10³)	Arten
Ackerflächen	20 ± 10	20
Wiesen	25 ± 15	30
Moor	45 ± 20	50
Laubwälder	56 ± 20	70
Mischwälder	123 ± 50	80
Fichten- / Tannenwälder	212 ± 100	40
Kiefernwälder	425 ± 200	60

Die aus Tabelle 16 ersichtliche hohe Schwankungsbreite der Oribatidenbesiedelung einer jeweiligen Biotopgruppe wird außerdem nicht unerheblich durch die angewandte Fangmethodik beeinflusst. In der Regel wird ein Berlese-Tullgren-Apparat eingesetzt (vgl. Kap. 7.2.7), dessen Effizienz von einer Vielzahl von Faktoren wie z.B. der Dauer des Durchtrochnungsvorgangs abhängt. Sofern die jeweiligen Autoren hierüber überhaupt Angaben machen, schwanken diese in einem Bereich von 5 - 14 Tagen.

Die absolute Besiedlungsdichte oder Abundanz der Oribatidenarten pro Standort ist allerdings noch keine zuverlässige Kenngröße für die Beschreibung seines ökologischen Zustandes. Vielmehr muß die Dominanzstruktur und die Diversität des am Standort angetroffenen Artenspektrums betrachtet werden. KARPINNEN (1958) fand in einem durch natürliche Sukzession entstandenen nassen Espengehölz vom Oxalis-Myrtillus-Typ beispielsweise 2.546 Oribatiden/Liter. Für einen frisch-feuchten, durchforsteten Fichtenwald gibt er eine nahezu gleichhohe Besiedlungsdichte von 2.679 Oribatiden/Liter an. Die Dominanzverhältnisse der nachfolgenden Tabelle 17 zeigen nun ein deutlich unterschiedliches, differenziertes Bild der beiden Standorte. Während sich die Gruppenabundanz von jeweils rd. 2.600 Oribatiden/Liter auf den beiden Standorten im Espengehölz auf nur 19 vorkommende Arten verteilt mit der hervorstechenden Art *Oppia neerlandica* (62%), zeigt sich im Fichtenforst eine gleichmäßigere, hochdiverse Dominanzstruktur, die von insgesamt 57 Arten gebildet wird.

Tab. 17: Arten- und Dominanzspektrum der Oribatiden eines Espengehölzes und eines Fichtenwaldes in Finnland nach KARPINEN (1958):

ESPE	FICHTE
Dominante Arten	
1. <i>Oppia neerlandica</i> 62 %	1. <i>Suctobelba subcornigera</i> 18%
2. <i>Autogneta trögardhi</i> 17%	2. <i>Tectocephus velatus</i> 13%
3. <i>Suctobelba subcornigera</i> 5%	3. <i>Oppia neerlandica</i> 11%
	4. <i>Nothrus silvestris</i> 10%
	5. <i>Oppia subpectinata</i> 6%
Subdominante Arten	
4. <i>Eulohmannia ribagai</i> 3%	6. <i>Tropacarus carinatus</i> 5%
5. <i>Chamobates schützi</i> 3%	7. <i>Autogneta trögardhi</i> 3%
5. <i>Chamobates schützi</i>	8. <i>Achipteria punctata</i> 3%
6. <i>Brachychthonius scalaris</i>	9. <i>Chamobates schützi</i> 3%
	10. <i>Scheloribates confundatus</i> 3%
	11. <i>Eremaeus hepaticus</i> 2%
	12. <i>Carabodes subarcticus</i> 2%
	13. <i>Scheloribates latipes</i> 2%
	14. <i>Suctobelba intermedia</i> 2%
< rezedente Arten	
13 weitere Arten	43 weitere Arten
Summe aller Dominanzklassen	
19	57

6.5.1 Bodenphysikalische Faktoren

Die Bodenfeuchte ist als zentraler bodenphysikalischer Faktor allgemein anerkannt. Viele Oribatidenarten treten nur bei bestimmten Feuchtigkeitsverhältnissen auf. Die Bedeutung der Bodenfeuchte besteht allerdings nur zu einem kleinen Teil in ihrem direkt physikalisch-mechanisch limitierenden Einfluß auf die Oribatiden. Vielmehr müssen komplexe Wechselwirkungen überwiegend chemisch-stoffwechselphysiologischer Natur angenommen werden. Zum Beispiel wird die aus Mikroorganismen wie Bakterien und Pilzen bestehende Hauptnahrung der Oribatiden entscheidend vom Feuchtigkeitsmilieu beeinflusst. Die Feuchtigkeitsverhältnisse werden ihrerseits im wesentlichen von der Verdunstung in Abhängigkeit von der Temperatur, der Beschattung der Bodenoberfläche sowie der Korngröße und dem Porenvolumen des Bodens bestimmt. Während sich ein Sandboden bei einem Wassergehalt von 20 Vol.% bereits naß anfühlt, kann ein Schluffboden gerade eben als feucht und ein Tonboden noch als trocken angesprochen werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). Daraus folgt, daß die alleinige Angabe des experimentell bestimmten Wassergehalts in Gewichts- oder Volumenprozenten keine befriedigende Zuordnung der Oribatiden hinsichtlich ihres Feuchtigkeitsanspruchs bzw. ihrer Trockentoleranz gestattet. STRENZKE (1952) definiert deshalb drei Feuchtigkeitsklassen für von Oribatiden bewohnte Bodensubstrate:

1. einen "Oligotyp" (die das Substrat umfassende Hand wird nicht feucht);
2. einen "Mesotyp" (Hand wird feucht, kein Wasser in tropfbarer Form auspressbar) und
3. einen "Polytyp" (Wasser läßt sich in tropfbarer Form auspressen).

Außerdem macht er einen Berechnungsvorschlag für einen "relativen Präsenzwert", wodurch einzelne Oribatidenarten diesen drei "Intensitätsbereichen" zugeordnet werden können (Tab. 18). Eine Art mit dem relativen Präsenzwert von 100 in der Feuchtigkeitsklasse "Polytyp", einem Präsenzwert von "0" in "oligotypischem" Substrat und einem Präsenzwert <50 im "Mesotyp" gilt dann als streng mit nassem Substrat korreliert oder "polystenohygr". *Allogalumna tenuiclavus* und *Trimalaconothrus foveolatus* z.B. können somit als Nässezeigerarten eingestuft werden, während *Phauloppia lucorum* für trockene Substrate typisch ist. Trotz des vom Autor selbst eingeräumten "provisorischen Charakters" v. a. hinsichtlich der Feinabstufung der Intensitätsbereiche haben sich bis heute zahlreiche Arbeiten auf den von STRENZKE (1952) entwickelten Klassifizierungsvorschlag mit gutem Erfolg gestützt. Im Prinzip läßt sich diese Methodik in analoger Weise auf weitere ökologisch bedeutsame Milieufaktoren wie pH-Wert, Humusgehalt usw. anwenden.

Nur in vergleichsweise wenigen Arbeiten werden die Bodenart bzw. der Bodentyp als Einflußgröße auf die Oribatidenbesiedelung berücksichtigt. Dies hängt im wesentlichen damit zusammen, daß der eigentliche Lebensraum der Oribatiden aus den organogenen Streu- und Vermoderungsschichten des Auflagehumus sowie dem obersten humosen Bodenhorizont gebildet wird. Tiefere Bodenbereiche mit ihrem von der Bodenart (Korngröße) bestimmten Feinlückensystem werden nur von wenigen Oribatidenarten wie *Oppiella minus*, einigen *Brachychthoniiden* und *Suctobelben* sowie von *Rhysotritia minima* regelmäßig aufgesucht.

RIHA (1951) vergleicht die Oribatidenbesiedelung zweier Standorte in einem pflanzensoziologisch identischen Buchenwald, der innerhalb von nur 30 Metern auf zwei bodentypisch unterschiedlichen Entwicklungsreihen von Kalkstein stockt. Die Autorin findet eine wesentlich ärmere Individuendichte im "Kalksteinbraunlehm" (heute als *Terra fusca* definiert) gegenüber einer *Rendsina*. Die Mehrzahl der gemeinsam in beiden Bodentypen vorkommenden Arten zeigt zudem eine andere Vertikalverteilung.

Tab. 18: Verteilung einiger Oribatiden auf die Feuchtigkeitsklassen (relative Präsenzwerte) nach STRENZKE (1952)

	Oligo- typus	Meso- typus	Poly- typus		Oligo- typus	Meso- typus	Poly- typus
pst) <i>Allogalumna tenuiclavus</i>	.	.	100	<i>Nothrus silvestris</i>	16	100	68
<i>Trimalaconothrus foreolatus</i>	.	.	100	<i>Suctobelba subcornigera</i>	17	100	69
<i>Limnozetes ciliatus</i>	.	25	100	<i>Hypothoniella pallidula</i>	17	100	57
<i>Puncatoribates sellnicki</i>	.	25	100	<i>Hypothoniulus rufulus</i>	24	100	95
<i>Nanhermannia comitalis</i>	.	44	100	<i>Galumna obrius</i>	25	100	62
<i>Astegistes pilosus</i>	.	44	100	<i>Pelops occultus</i>	30	100	30
peu) <i>Malacothonrus egregius</i>	.	93	100	<i>Oppia subpectinata</i>	33	100	83
<i>Platynothonrus peltifer</i>	8	50	100	<i>Oppia corrugata</i>	31	100	72
<i>Steganacarus striculus</i>	10	75	100	<i>Suctobelba sarekensis</i>	33	100	45
<i>Achipteria punctata</i>	14	27	100	<i>Scheloribates laevigatus</i>	34	100	68
<i>Nanhermannia nana</i>	20	48	100	<i>Oribella paolii</i>	43	100	20
<i>Phthiracarus globosus</i>	25	69	100	<i>Oppia ornata</i>	52	100	60
<i>Fuscozetes fuscipes</i>	26	74	100	<i>Achipteria coleoptrata</i>	52	100	32
<i>Phthiracarus testudineus</i>	30	97	100	<i>Liebstadia similis</i>	57	100	59
<i>Suctobelba falcata</i>	33	50	100	<i>Melanozetes mollicomus</i>	60	100	27
<i>Suctobelba forsslundi</i>	39	100	100	<i>Chamobates schülzi</i>	64	100	72
<i>Chamobates cuspidatus</i>	43	91	100	<i>Metabelba pulverulenta</i>	81	100	38
meu) <i>Brachychothonius hystericinus</i>	.	100	95	<i>Oppia quadricarinata</i>	81	100	86
<i>Scheloribates confundatus</i>	.	100	79	<i>Achipteria italica</i>	87	100	53
<i>Ceratozetes mediocris</i>	.	100	75	<i>Oribatula tibialis</i>	87	100	20
<i>Pseudotrilia ardua</i>	.	100	71	<i>Suctobelba trigona</i>	88	100	48
<i>Galumna lanceatus</i>	.	100	53	<i>Ceratozetes gracilis</i>	90	100	21
<i>Scheloribates latipes</i>	11	100	89	<i>Chamobates pusillus</i>	57	100	.
<i>Puncatoribates punctum</i>	12	100	12	oeu) <i>Tectocepheus velatus</i>	100	90	64
<i>Nanhermannia elegantula</i>	13	100	48	<i>Carabodes labyrinthicus</i>	100	29	26
<i>Oribella lanceolata</i>	15	100	41	<i>Zygoribatula exilis</i>	100	10	3
<i>Gustavia fusifer</i>	16	100	68	ost) <i>Phauloppia lucorum</i>	100	3	.

6.5.2 Bodenchemische Faktoren

Als zweiter Standortfaktor von zentraler Bedeutung gilt der pH-Wert. Dem Säuregehalt des Bodens kann trotz der Vermutung verschiedener Autoren keine eindeutige direkte Beeinflussung der Oribatidenfauna zuerkannt werden (DUNGER 1983). Die in experimentell erzeugten Säuregradienten (pH 6 - 2) teilweise hochsignifikanten Abundanzzunahmen für *Tectocepheus velatus* (11 fach) und *Brachychothonius zelawaiensis* (40 fach), wie sie von HAGVAR & AMUNDSEN (1981) gefunden wurden, müssen eher dahingehend interpretiert werden, daß der bequem meßbare pH-Wert als "Summenparameter" für eine ganze Reihe nicht direkt und exakt bestimmbarer Wirkungszusammenhänge dient. Die eigentliche Ursache für die Abundanzzunahme der Oribatiden bei extrem niedrigen pH-Werten muß eher im Ausfall von Nahrungskonkurrenten und räuberischen Organismen, die sich von Oribatiden ernähren, gesucht werden.

Unter Berücksichtigung des eben gesagten können rd. 40 Oribatidenarten in strengeren Sinn als "säuretolerant" bzw. "acidophil" bezeichnet werden. Demgegenüber bevorzugen nur sieben bis zehn Arten alkalisches Substrat. Bedeutsam ist aber immer die Kombination des Säurefaktors mit anderen Faktoren, wie Bodenfeuchte, Humusgehalt usw. Die o.g. Art *B. zelawaiensis* beispielsweise

se beansprucht neben niedrigen pH-Werten gleichzeitig ein Lebensraum-Optimum mit hohem Humusgehalt bzw. Rohhumus und mittlerer, nicht allzusehr schwankender Bodenfeuchte.

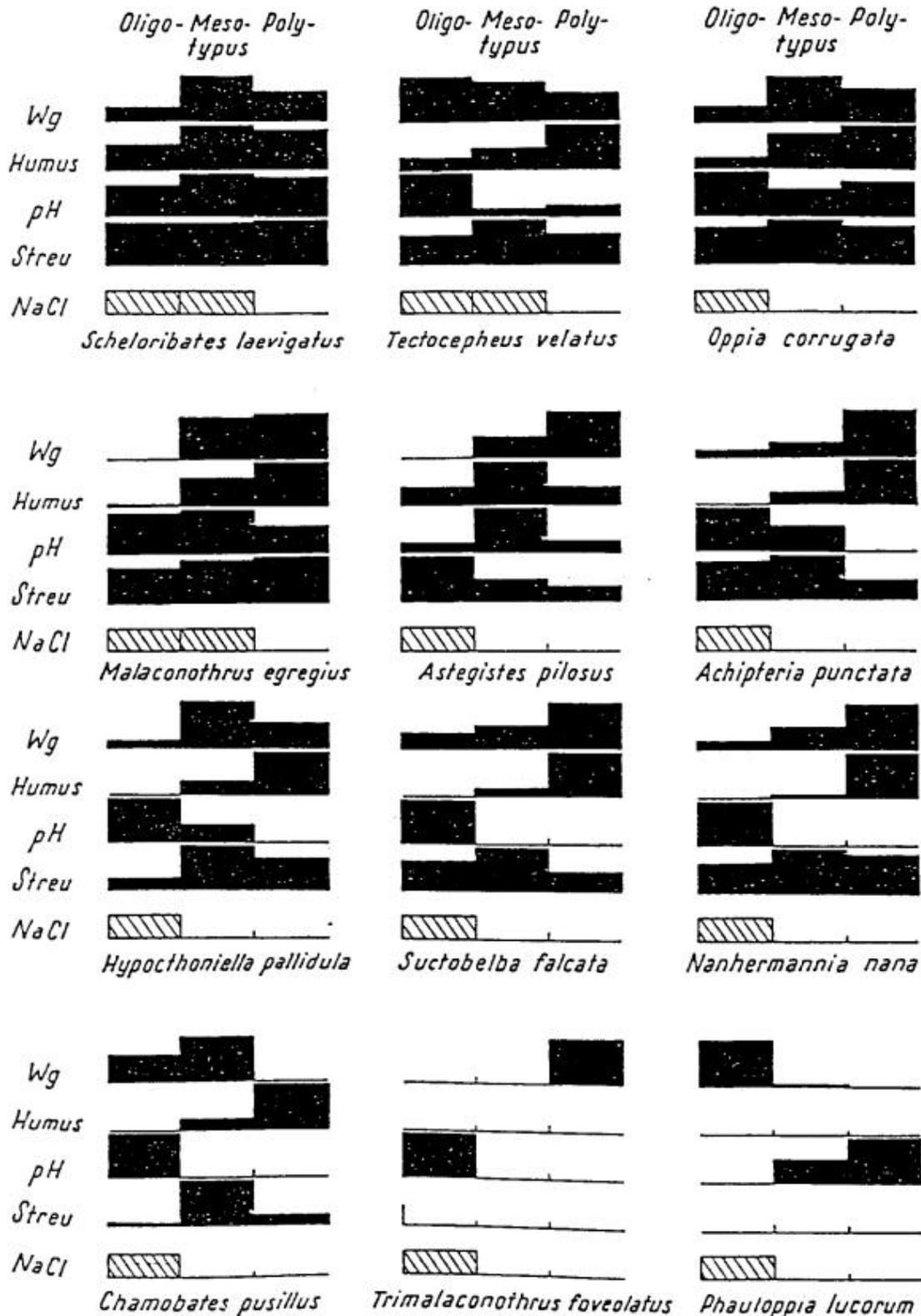
Neben dem pH-Wert liegen für den Salzfaktor eine ganze Reihe von Bearbeitungen vor. Küsten-nahe Salzböden aber auch entsprechend geogen beeinflusste Salzstandorte des Binnenlandes sind durch ganz bestimmte Oribatidengemeinschaften charakterisiert. Als "halophil" werden *Ameronothrus schneideri*, *Hermannia subglabra*, *Punctoribates quadrivertex*, *P. hexagonus*, *Trichoribates incisellus* und *Peloptulus phaenotus* angesehen (SCHUSTER 1959, WEIGMANN 1973).

In einem "Plastizitätsdiagramm" unternimmt STRENZKE (1952) den Versuch, die ökologischen Ansprüche von 12 ausgewählte Oribatidenarten gegenüber insgesamt 5 Faktoren im Zusammenhang darzustellen (Abb. 5). In der obersten Reihe stehen drei relativ "euriplastische" Oribatidenarten, d.h. sie zeigen keine auffälligen Reaktionen gegenüber den "edaphischen Faktoren", sieht man einmal davon ab, daß zumindest *Tectocepheus velatus* eine Vorliebe für niedrigere pH-Werte bei gleichzeitig höherem Humusgehalt zeigt. Als deutlich "sensibler" stellt sich *Chamobates pusillus* dar. Substrate mit höherem Feuchtegrad, niedrigem Humusgehalt und höherem pH-Wert werden gemieden; gleichzeitig muß eine leicht bemooste, nicht allzu mächtige Streuschicht vorliegen. Mit *Trimalacanothrus foveolatus* und *Phauloppia lucorum* werden zwei Arten für jeweils extrem gegensätzliche Feuchtigkeitsansprüche (vgl. Kap. 6.5.1) und gleichzeitig divergierenden pH-Ansprüchen vorgestellt.

Erst im Zuge von neueren vergleichenden Untersuchungen zur Waldschadensforschung und Kompensationskalkung tauchen standardmäßig Angaben für das C/N-Verhältnis bzw. die Basensättigung auf. Mit dieser präziseren Erhebung bodenchemischer Daten geht allerdings eine "Vernachlässigung" der bodenzoologischen Erhebung einher. Oribatiden werden oftmals nur noch als Gruppe (Unterordnung) abgehandelt, weshalb gegenwärtig praktisch keine fundierten Aussagen für eventuelle Charakterarten oder Artengemeinschaften abgeleitet werden können, die das sprunghaft gestiegene bodenchemische Analytik-Niveau für die Kationen/Anionen-Verhältnisse in der Bodenlösung widerspiegeln würden.

Abb. 5: Plastizität von 12 Oribatidenarten

Die Höhe der schwarzen Säulen gibt die Verhältniszahlen für die 3 Trophiestufen der 4 untersuchten edaphischen Faktoren wieder (Wg = Wassergehalt, Humusgehalt; pH = Azidität und Streubedeckung des Substrats; 0,5 cm im Diagramm = Verhältniszahl 100). Das ökologische Verhältnis der Arten gegenüber dem Salzfaktor (NaCl) wird durch schraffierte Säulen schematisch dargestellt, da Verhältniszahlen wegen der geringen Zahl der Proben nicht berechnet wurden (STRENZKE 1952)



6.5.3 Biologische Faktoren

Auf der Grundlage von Nahrungswahlexperimenten und Darminhaltsuntersuchungen, die seit Anfang der 60iger Jahre vermehrt durchgeführt wurden, können die Oribatiden hinsichtlich ihrer Ernährungsbiologie in drei Hauptgruppen und einige Spezialisten eingeteilt werden. (SCHUSTER 1956, SCHUSTER 1960, LUXTON 1972). Als "makrophytophag/xylophag" werden insbesondere Oribatidenarten der Familiengruppe Phthiracaroida eingestuft, wobei v.a. LUXTON (1972) betont, daß die verholzten Strukturelemente des Bestandesabfalls eines primären Zersetzungsangriffs durch Pilze bedürfen, bevor sie insgesamt als Nahrung akzeptiert werden.

Im strengeren Sinne "mikrophytophag" gelten Vertreter aus den Familiengruppen Damaeidea, Oppioidea und Eremaeidea. Sie weiden Pilz- und Bakterienrasen von den Streuoberflächen ab, sind aber auch vom Bau ihrer Mundwerkzeuge her kaum in der Lage, Strukturmaterial zu zerkleinern. Ihre nicht unbedeutende Funktion besteht gleichwohl darin, die Mikroflora zu kontrollieren und anzuregen.

Die große Mehrheit der Oribatidenarten wird als "panphytophag" eingestuft, d.h. sie verzehren und verarbeiten mechanisch zerkleinertes und mikrobiell infiziertes pflanzliches Material als Sekundärzersetzer. Für einige Oribatidenarten, z.B. *Galumna formicarius* bzw. *Schelorbitates laevigatus* ist eine mehr oder weniger obligatorisch "koprophage" Nahrungspräferenz nachgewiesen. Sie nehmen also Kotballen anderer Bodentiere insbesondere von Primärzsetzern auf, die noch bis zu 93% an weiter aufschließbarer "Nahrung" enthalten.

Als ernährungsbiologische Ausnahmen können die beobachteten Fälle von Zoophagie und Necrophagie bezeichnet werden. Für *Pergalumna omniphagus* ist der "räuberische Verzehr" von Nematoden nachgewiesen (ROCKETT & WOODRING 1966). Unter "Hungerbedingungen", d.h. unter Ermanglung pilzlicher oder bakterieller Nahrungsquellen fressen Vertreter der Familien Schelorbitidae bzw. Belbidae auch an Bodentierleichen wie z.B. von Collembolen (LUXTON 1972).

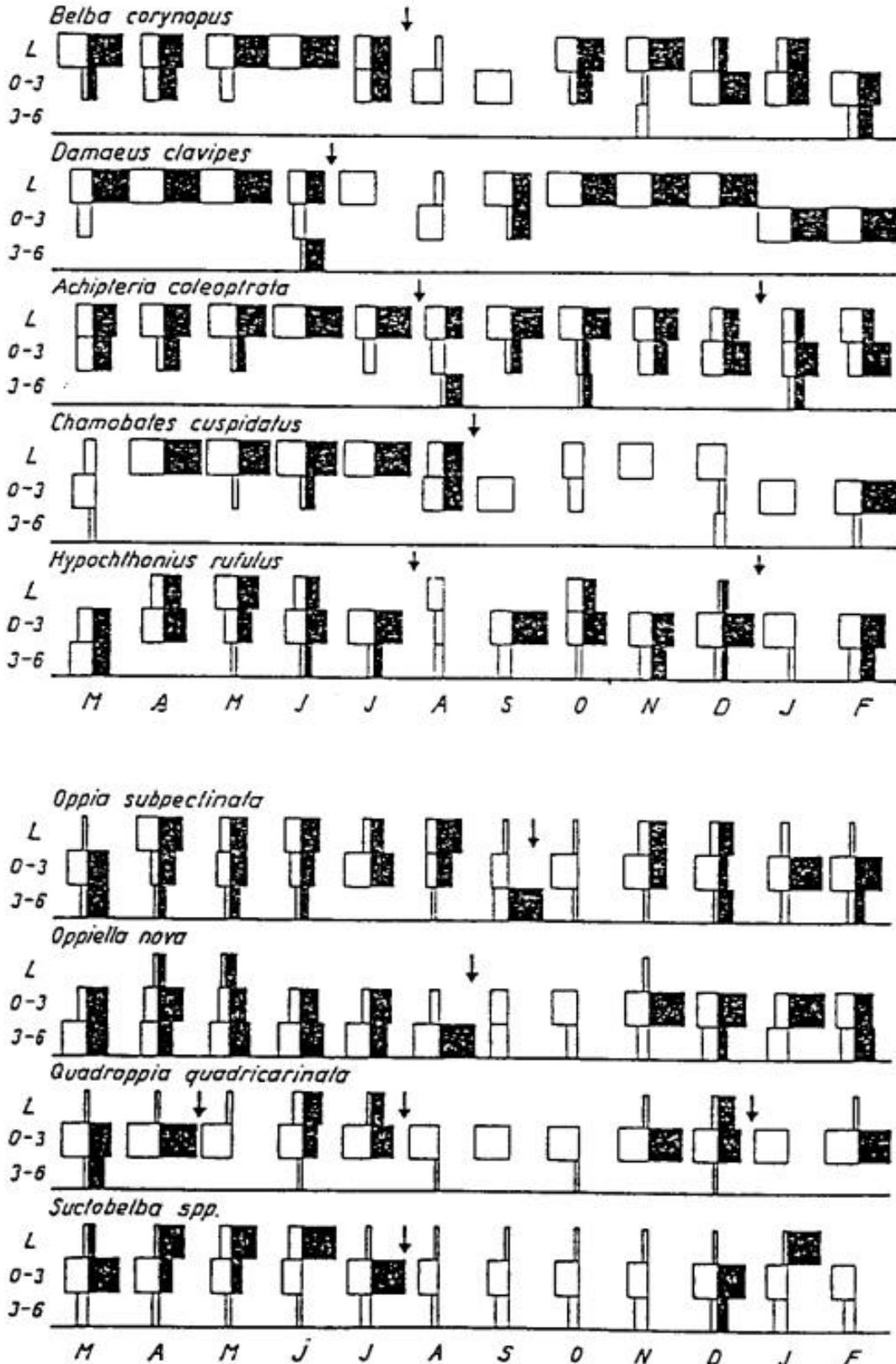
Die von verschiedenen Autoren vorgenommenen Korrelationen zwischen Oribatidengemeinschaften und Pflanzengesellschaften als makrobotanischem Faktor (DALENIUS 1963, WEIGMANN & KRATZ 1981) erbringen teilweise widersprüchliche Ergebnisse und überfordern möglicherweise die Zeigereigenschaft, die den Oribatiden als Mesofaunaelement beigemessen werden kann. Während DALENIUS beispielsweise die Oribatide *Gymnodamaeus bicostatus* als Charakterart für die Kiefernwaldgesellschaft des präalpinen Heidewaldgürtels in Nordschweden meldet, taucht sie bei WEIGMANN & KRATZ ausschließlich in "ausdauernden Ruderal-, Stauden- und Schlagfluren" bzw. in "vegetationsfreien Fundorten wie Höhlen, Häusern, Straßen" auf. Im Rahmen der hier vorgelegten Bearbeitung konnte aufgeklärt werden, daß *Gymnodamaeus bicostatus* weitestgehend unabhängig von makrobotanischen Komponenten trockene bis extrem-trockene Habitate mit einer xerophilen Pilzflora besiedelt. Im nordschwedischen Fall waren diese Bedingungen durch eine dünne Nadelstreu auf einem wegen des lichten (scattered pine groups) Kiefernbestandes stark sonnenexponierten Südhangs gegeben; die Zuordnung durch WEIGMANN & KRATZ basiert u.a auf der Fundmeldung aus einem lufttrockenen Moospolster auf der SW-exponierten Seite eines strohgedeckten Hausdaches.

Grundsätzlich scheint die pflanzensoziologische Assoziation einen etwas zu grobrastrigen, übergeordneten Summenparameter für eine verallgemeinerbare Korrelation mit einer Oribatiden-Assoziation abzugeben. Von größerer Bedeutung als der Vegetationstyp oder sogar einzelner

Baum- oder Pflanzenarten eines Standorts sind eventuell davon ableitbare bodenbezogene Faktoren wie der Humustyp, der Gehalt an organischer Substanz, die Streumächtigkeit sowie der Deckungsgrad der Strauch-/Krautschicht als kleinklimatische Einflußgröße.

Für rund 35 der häufig und hochabundant v.a. in Waldböden vorkommende Oribatidenarten sind Lebens- und Entwicklungszyklen und die damit im Zusammenhang stehende Jahresperiodik ihres Auftretens (Phänologie) gut dokumentiert (USHER 1975, LUXTON 1981). Zu unterschiedlichen Jahreszeiten kann man die einzelnen Entwicklungsstadien bzw. erwachsene Oribatiden in Abhängigkeit von Temperatur, Feuchte und Nahrungsangebot in unterschiedlichen Streuschichten oder Bodenhorizonten antreffen (z.B. *Belba corynopus*). Die Arten zeigen hierbei eine Vorliebe für bestimmte Tiefenstufen, also eine charakteristische Vertikalverteilung (Abb. 6).

Abb. 6: Saisonale Tiefenverteilung der Gesamtzahl aller Weibchen (offene Kästchen) verglichen mit der saisonalen Tiefenverteilung gravider Weibchen (dunkle Kästchen) jeweils in Prozent. Pfeile geben die hauptsächlich Eiablagezeit an (LUXTON 1981)



Aus LUXTON's Darstellung ist ersichtlich, wie *Belba corynopus* die für alle Oribatiden typischen vier Entwicklungsstadien durchläuft. Während die Larven ein sommerliches Abundanzmaximum im Juli aufweisen, sind die erwachsenen Tiere zum gleichen Zeitpunkt nur minimal präsent. Protonymphen, Deutonymphen und Adulte erreichen ihre höchste Besiedlungsdichte im Oktober, während die Tritonymphen ein Maximum im Frühsommer zeigen. Die Entwicklungsdynamik kann von Art zu Art sehr verschieden sein und hat ihre Ursache in physiologisch bedingten Ruhestadien zwischen den einzelnen Häutungen, die eine Gesamtentwicklungszeit von bis zu 700 Tagen ergeben.

Aus praktischer Sicht ist die Kenntnis der Phänologie von großer Bedeutung, da es z.B. im Fall der gezeigten Art *Belba corynopus* keinen Sinn macht, für eine nur qualitative Stichprobe den Standort im Mai oder Juni zu beproben. Zu diesem Zeitpunkt besteht die Gefahr, aufgrund des ausgeprägten Abundanzminimums kein einziges Exemplar zu "erbeuten". Die überwiegende Mehrzahl der Oribatiden haben wie *B. corynopus* ihr Abundanzmaximum von Oktober bis Dezember. Auffällig für alle neun vorgestellten Oribatidenarten ist das Absteigen in tiefere Bodenschichten der graviden Weibchen zur Eiablage, teilweise durch alle Streulagen hindurch bis in den Oberboden (Pfeile u. schwarze Kästchen). Auch Arten wie *Achipteria coleoptrata* und *Damaeus clavipes*, die überwiegend die obersten Streuschichten bevorzugen, ziehen sich im Hochsommer und im Winter in tiefere Bereiche zurück. Die mittlere Fermentationsschicht wird bevorzugt von *Quadropia quadricarinata* besiedelt, mit einer gering ausgeprägten Neigung im Frühsommer und Winter in einem für die Mehrzahl der Oribatiden untypischen Verhalten sogar nach oben zu "wandern".

Zu sehr ähnlichen Ergebnissen wie sie von LUXTON (1981) für einen dänischen Mullbuchenwald gefunden wurden kommt WUNDERLE (1992) für einen süddeutschen Moderbuchenwald bei Ettlingen. Unter Beachtung der Konvention, die Familien Brachychthoniidae und Suctobelbidae nur auf Gattungsniveau zu berücksichtigen, sind von den 22 häufigsten (> subrezent) Oribatidenarten 18 identisch. Erwartungsgemäß stellt sich im Ettlinger Moderbuchenwald eine Verschiebung der Dominanzstruktur zu den mehr säuretoleranten Arten ein, liegt doch sein pH-Wert um rund 2 Stufen niedriger als in dem dänischen Mullbuchenwald. Auch fällt auf, daß die von LUXTON als Oberflächenformen hervorgehobenen Arten *Achipteria coleoptrata* und *Damaeus clavipes* in dem Ettlinger Wald auch die mittlere Fermentationsschicht besiedeln können. Diese Tendenz setzt sich bei *Quadropia quadricarinata* resp. der nah verwandten *Quadropia paolii* fort. Beide Arten halten sich fast gleichhäufig in der F-Schicht wie in der darunter liegenden H-Schicht auf, die bereits von Feinwurzeln durchzogen wird und wo das Fallaub bis zur Strukturlosigkeit zersetzt ist.

Quantitative Untersuchungen zum Ruhestoffwechsel und Energieumsatz weisen erhebliche Schwankungen in Abhängigkeit von der am jeweiligen Standort vorgefundenen Biomasse der Oribatiden auf. LUXTON (1972) gibt für einzelne Arten aus einem dänischen Mullbuchenwald niedrigste Werte von 50 - 60 $\mu\text{O}_2/\text{g}\cdot\text{h}$ für die xylophage Art *Steganacarus magnus* und Höchstwerte von 318 $\mu\text{O}_2/\text{g}\cdot\text{h}$ für *Chamobates cuspidatus*, eine mikrophytophage Art. Für den Energieumsatz liegen Werte von knapp 100 $\text{KJ}/\text{m}^2\cdot\text{a}$ aus dem Ettlinger Moderbuchenwald für die gesamte Oribatidenzönose vor, wobei der tatsächlich veratmete Betrag nur bei rd. 30 %

dieser Wertes liegt (WOAS et al. 1989). Grundsätzlich sind quantitative Betrachtungen der Respiration bzw. des Energieumsatzes nicht geeignet, die bedeutende Rolle der Oribatiden als "Katalysatoren" für den Abbau von Bestandesabfall vor allem in Moder- und Rohhumusböden kühl-temperierter Wälder sinnvoll zu beschreiben (DUNGER 1983).

Die "katalytische Rolle" der Oribatiden geht im wesentlichen auf ihre Fähigkeit zurück, enzymatische Angriffe auf pflanzliches Strukturmaterial zu vermitteln, anzuregen und zu fördern. In Abhängigkeit von den hauptsächlichsten Ernährungstypen Makrophytophage, Mikrophytophagen und Nichtspezialisten konnte eine spezifische Carbohydrasenaktivität nachgewiesen werden (ZINKLER 1972). Auch schwer abbaubare Strukturen wie Mittellamellen von Pflanzenzellen, die im wesentlichen aus Pektin (D-Galakturonsäure) aufgebaut sind, sowie Cellulose konnten durch das Enzyminventar von Phthiracariden bzw. *Euzetes seminulum* hydrolysiert werden.

6.5.4 Anthropogene chemische Faktoren

Bereits aus dem Jahr 1970 datiert ein Experiment, wonach die Oribatidenart *Hermannia convexa* hochempfindlich auf das Kontaktinsektizid Dieldrin reagierte. Dieldrinanwendung in einem Bergkiefernmoor, dem typischen Habitat dieser Art, dezimierte deren Population in Abhängigkeit vom Ausbringungsverfahren mindestens drei Jahre lang (POPP 1970). Auch in einem Moderbuchenwald im Nordschwarzwald konnten nach Applikation zweier Pestizide (Pentachlorphenol und 2,4,5-T) in sehr hohen Konzentrationen artspezifische Wirkungen beobachtet werden, die zu einem großen Teil auf dem Gruppenniveau (Oribatiden gesamt) nicht mehr sicherbar waren (BECK et al. 1988). Dies dürfte insbesondere an der großen Vielfalt von Arten mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen liegen; d.h. die Oribatiden sind deutlich heterogener als z.B. Regenwürmer oder Enchytraeen. Faßt man dagegen die Arten unter dem Gesichtspunkt der Präsenz im Streuprofil zusammen, dann lassen sich nach Chemikalieneinfluß drei Reaktionstypen (Primärbesiedler, F-Schicht-Arten und Permanentbewohner) mit jeweils charakteristischen Oribatidenzönosen definieren.

Ansonsten gibt es wenige Untersuchungen über die Effekte von Chemikalien auf Oribatiden; nicht zuletzt, weil im Gegensatz zu anderen Milbengruppen (z.B. Raubmilben; HASSAN et al. 1992) standardisierte Testvorschläge fehlen. Untersuchungen über den Einfluß von Umweltchemikalien gibt es unseres Wissens nicht. Hochempfindlich hingegen reagiert die Oribatidenart *Humerobates rostromellatus* auf die bedeutsamen Luftschadstoffe SO_2 und NO_2 . ANDRE et al. (1982, 1984) schlagen deshalb vor, diese baumrindenbewohnende und vergleichsweise leicht handhabbare Oribatidenart als "Bioassay Monitor" für die genannten Luftschadstoffe einzusetzen.

Weniger eindeutig sind experimentelle und Freilandbefunde hinsichtlich der Schwermetall-Toxizität für Oribatiden. Entlang eines Belastungsgradienten "straßennah-straßenfern" stellt HARTNIGK-KÜMMEL (1983) die höchste Artendiversität einer Oribatidenzönose zwar am straßenfernten Meßpunkt fest. Die Bleibelastung war dort sogar höher, die Cadmiumbelastung annähernd gleichhoch wie unmittelbar am Straßenrand, weshalb die Autorin andere Faktoren wie Streusazleinfluß sowie pH, Feuchte und Temperatur gegenüber der Schwermetallbelastung als gravierender betrachtet. Neuere Untersuchungsergebnisse bestätigen die Vermutung, daß manche Oribatidenarten über wirksame Möglichkeiten verfügen, Schwermetalle entweder in der Kutikula oder den sog. "organes racemiformis" zu immobilisieren. (KRATZMANN et al. 1993).

Die Reaktion der Oribatidenzönosen auf experimentell erzeugte Versauerungsschübe- und Kompensationskalkungen im Zusammenhang mit der Waldschadensforschung bzw. der Abmilderung bereits eingetretener Waldschäden zeigt folgendes Bild: Säureangepaßte Oribatidenarten können bei zunehmender Versauerung bis zu einem gewissen Grad den Ausfall säureempfindlicher Bodenfaunaelemente kompensieren und reagieren mit einem Abundanzanstieg infolge der freigewor-

denen ökologischen Nischen. Umgekehrt kommt es zu drastischen Populationseinbrüchen, wenn z.B. leichtlösliche Kalkdünger ausgebracht werden, die zu einem raschen Anstieg des Boden pH-Werts führen (HAGVAR & ABRAHAMSEN 1980, HAGVAR & AMUNDSEN 1981, KOSKENNIEMI & HUHTA 1986).

Außerordentlich differenziert reagieren bestimmte Oribatidenarten auf Düngung landwirtschaftlich genutzter Flächen. Besonders drei Oribatidenarten (*Tectocepheus velatus*, *Oppia minus* und *Ceratozetes gracilis*) zeigten eine deutliche Besiedelungsreduktion auf einem mit Stallmist gedüngten Hackfruchtfeld gegenüber der ungedüngten Kontrolle (HÖLLER 1962). Auf einer mit 680 kg/ha anorganischem NPK-Dünger (Nitrat-Phosphat-Kali) behandelten Mähwiese reagierten vor allem fünf Brachychthoniidenarten mit Abundanzbrüchen, während Scheloriabiden (*Liebstadia similis* und *Scheloriabes laevigatus*) deutlich gefördert wurden (ZYROMSKA-RUDZKA 1976).

6.5.5 Andere anthropogene Faktoren

Der makrobotanisch gravierende anthropogene Eingriff eines Kahlschlages scheint, zumindest für den Zeitraum der ersten drei Jahre, keine nachhaltige, qualitative Veränderungen der Oribatidengemeinschaften zu bewirken. Gleichwohl sind Veränderungen in der Dominanzstruktur, also der quantitativen Zusammensetzung des Artenbestandes feststellbar. In der Regel werden rezident vorhandene Arten gefördert, die an Bedingungen wie höhere Sonneneinstrahlung und größere den Boden erreichende Niederschlagsmengen besser angepaßt sind, was zunächst sogar zu einer Erhöhung der Besiedelungsdichte (Abundanz) führen kann. Eine Artenverarmung tritt erst auf, wenn der Nahrungsfaktor "alte Streulage" aufgebraucht ist und es zu einer stärkeren Vergrasung mit Verdichtung der oberen Bodenschichten kommt (MORITZ 1963).

Der umgekehrte Fall, die Wiederbesiedelung einer praktisch organismenfreien, geplanten Deponieoberfläche wurde von BECKMANN (1988) untersucht. Eine landschaftsgärtnerisch geförderte Rekultivierungsfläche (gefräst und mit einer Gras/Kräutermischung eingesät) gestattete eine raschere und geringfügig artenreichere Wiederbesiedelung durch Oribatiden gegenüber einer sich selbst überlassenen Sukzessionsfläche, wobei die Einwanderung von einer "Altfläche" gespeist wurde, die über eine komplexe Oribatidengemeinschaft verfügte. Auch nach vier Jahren Beobachtungsdauer waren beide Flächen von einer für vergleichbare Ruderalflächen typischen Mannigfaltigkeit der Oribatidengesellschaft noch weit entfernt. Auch konnte keine abschließende Aussage hinsichtlich der weiteren Diversitätsentwicklung getroffen werden.

6.5.6 Zusammenfassung

Oribatiden zeichnen sich durch eine Reihe von Reaktionen auf abiotische und biotische Umweltfaktoren aus, die als Zeigereigenschaften für ökologische Zustandsbeschreibungen, speziell für die Funktionsfähigkeit von Nahrungsnetzen und Zersetzerketten in Streu und Oberboden, genutzt werden können:

- hohe Individuendichte und Ortstreue;
- hohe Korrelation zu kurzlebigen Mikroorganismen;
- Lebensformtypen und Ernährungstypen mit eindeutigen ökologischen Ansprüchen;
- unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber (Umwelt-)Giften;

- praktisch keine widerstandsfähigen Dauerstadien;
- viele Arten mit 1-4 Generationen pro Jahr, Phänologie bekannt;
- Ausprägung typischer Artengemeinschaften in Abhängigkeit von Umweltbedingungen.

Demgegenüber gelten die Oribatiden als taxonomisch schwierige Gruppe; so gibt es z.B. gegenwärtig kein allgemein akzeptiertes Bestimmungswerk. Das heißt, die Vergleichbarkeit von Artenlisten aus vielen ökologischen Arbeiten ist wegen der möglicherweise verwendeten Synonyme für die gleiche Art mit erheblichem Interpretationsaufwand selbst für die Spezialisten verbunden. Eine Möglichkeit zur Verbesserung der Situation für das deutsche Verbreitungsgebiet ist die Durchführung von Langzeituntersuchungen unter Einschluß von Nachbeprobungen "historisch" bekannter (unbelasteter?) Standorte etwa analog der in Finnland durchgeführten Wiederbeprobung der von KARPINEN (1955) erforschten Waldstandorte durch HUHTA et al. (1986).

Nicht zuletzt sei darauf hingewiesen, daß die Kleinheit der Oribatiden, verbunden mit der "Schlichtheit" der Fang- und Austriebsmethodik, eine erfreulich geringe Eingriffstiefe in die Natur während der Probenerhebung zu Zwecken des Biomonitoring bedeutet.

6.6 Gamasina (A. Ruf)

Mit etwa 800 bis 1000 bodenlebenden Arten in Mitteleuropa sind die Gamasina eine diverse Gruppe innerhalb der Bodenfauna. An einem Standort werden meist nicht viele Arten gefunden (deutlich weniger als 100), die hohe Artenzahl der Gruppe wird durch unterschiedliche Spezialisierung der verschiedenen Arten bedingt. Es gibt sowohl kleine euedaphische Arten mit Körperlängen um 300 µm, wie auch oberflächenaktive Arten, die bis zu 2 mm groß werden können. Das Lebendgewicht liegt zwischen 8 und 600 µg pro erwachsenes Individuum (WEBB 1970).

Die taxonomische und systematische Einteilung der Arten ist leider nicht einheitlich gelöst. Bei einigen Taxa ist selbst die Zuordnung zu Arten umstritten und wird unterschiedlich gehandhabt. Sehr uneinheitlich ist die Aufteilung in Untergattungen und Gattungen, ebenso wie die Zusammenfassung zu Familien. Von diesen Schwierigkeiten abgesehen, darf die Gruppe dennoch im Vergleich mit vielen anderen Bodenorganismen als recht gut bearbeitet gelten. Es existieren Bestimmungsschlüssel, die die meisten bodenlebenden Arten umfassen (BREGETOVA 1977, KARG 1971, 1993), sowie Bearbeitungen einzelner Familien oder Unterfamilien (z.B. HIRSCHMANN 1960, BLASZAK 1974, HYATT 1980). Die Grundlagen sind soweit vorhanden, daß Artenlisten, die von verschiedenen Bearbeitern in Mitteleuropa erstellt worden sind, vergleichbar sein dürften.

Im ökosystemaren Zusammenhang werden Raubmilben oft stiefmütterlich behandelt. In der Zusammenfassung der Ergebnisse des Solling-Projektes werden sie als Anhang an die Oribatiden im Kapitel "Vorwiegend saprophage und mikrophytophage Bodenbewohner" abgehandelt (ELLENBERG et al. 1986). Räuberische Tiere haben keinen direkten Einfluß auf den Streuabbau oder andere Dekompositionsprozesse. Daher werden für Fragestellungen, die auf Stoffflüsse und Abbauleistung zentriert sind, meist nur wenig berücksichtigt. Zudem ist es unklar, ob Gamasinen im Freiland ihre Beutepopulationen tatsächlich regulieren können. In der Literatur gibt es Angaben über positive wie negative Korrelationen zwischen Räuber- und Beutedichten. In den meisten Arbeiten wird den Gamasinen ein indirekter Einfluß auf die Systemleistung zuerkannt, der in einer Regulation und Katalysation besteht.

Obwohl die Gamasina im Vergleich zu anderen Bodenarthropoden zumindest in Wäldern keine hohen Individuendichten erreichen, ist ihr Anteil an der Biomasse aller Milben meist beträchtlich. Bei Dichten um 10 000 Individuen pro Quadratmeter werden Biomassen von 50 - 140 mg Trockengewicht pro Quadratmeter erreicht. Die hohe Stoffwechselaktivität der aktiven Räuber damit kombiniert, ergibt für viel Ökosysteme Respirationsraten der Gamasinen, die mehr als die Hälfte der Gesamtatmung aller Milben ausmachen (Tab. 19).

Tab. 19: Vergleich der Abundanz, der Biomasse und der Stoffwechselaktivität von mesostigmatischen Milben in verschiedenen Ökosystemen [alle Werte in % aller Milben]. Die beiden Angaben in Klammern beziehen sich auf andere Klimagebiete.

Ökosystem	Abundanz	Biomasse	Atmungsrate	Quelle
Buchenwald	15,1	34,8	58,7	LUXTON 1982
Wiese	6,6	48,4	50,7	PERSSON & LOHM 1977
Kiefernwald	1,2	9,1	9,7*	PERSSON et al. 198
Laubwald	15,9	41,6	36,7 (?)	REICHLE et al. 1977
Eichenwald	25,5	32,5	42,5	TANAKA et al. 1978

* Wert mit zu niedrigen Umrechnungsfaktoren ermittelt

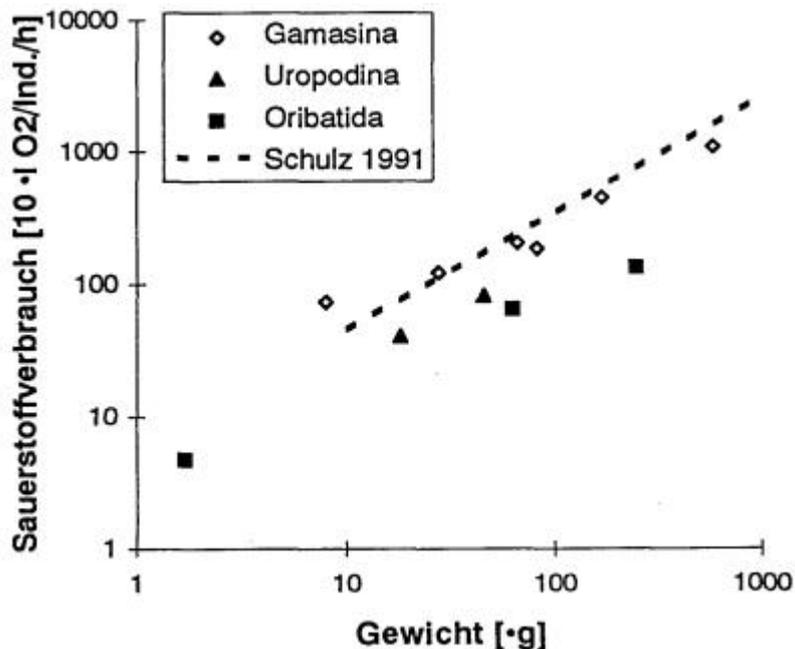


Abb. 7: Sauerstoffverbrauch in 10^{-3} ml O_2 pro Stunde pro Individuum bei einer Temperatur von 10°C

Die Punkte sind von WEBB (1970), die gestrichelte Linie ist eine Regression, wie sie von SCHULZ (1991) für Gamasinen verwendet wird. Deutlich zu erkennen sind Unterschiede zwischen den drei Milbentaxa, wobei die Gamasinen den höchsten Sauerstoffverbrauch haben.

Wenn die Raubmilben also schon nicht zum Streuabbau beitragen, sind sie jedoch für die Energieflüsse eine der wichtigsten Milbengruppen. Sogar im Vergleich zu den Räubern auf oder über der Bodenoberfläche sind sie bedeutend. Die in der Streu oder im Boden lebenden Räuber (wozu im wesentlichen die Gamasinen zählen) haben auf einer verbrachten Wiese eine ca. 20 mal höhere

re Biomasse und O₂-Verbrauch als die epigäische (PERSSON & LOHM 1977). Im Vergleich zu zwei anderen Milbengruppen, den Uropodina (Schildkrötenmilben) und den Oribatida (Moosmilben) weisen die räuberischen Gamasinen eine höhere Stoffwechselaktivität bezogen auf die Körpermasse auf (Abb. 7).

Im Vergleich zu anderen Bodenarthropoden sind Gamasinen im Waldboden relativ homogen verteilt. Dies ermöglicht eine zuverlässigere Erfassung der Siedlungsdichten mit relativ wenigen Probenahmen. In einem Kiefernwald sind nach USHER (1971b) drei von 8 häufigen Arten zufällig verteilt, die relativ seltene große oberflächenaktive *Macrocheles opacus*, die häufige euedaphische *Rhodacarus roseus* und die mehr ursprüngliche streubewohnende *Zercon zelawaensis*. Als schnell bewegliche Räuber sind die beiden Arten *Veigaia nemorensis* und *Pergamasus lapponicus* manchmal zufällig und manchmal geklumpt verteilt. Dies entspricht in etwa den Befunden von TOUSIGNANT & CODERRE (1992), die eine junge Aufforstung untersuchen, auch hier weisen die Gamasinen den geringsten Grad an Klumpung im Vergleich zu den anderen Milben auf. Von 7 untersuchten Arten weisen nur 2 eine signifikant geklumpte Verteilung auf, die anderen müssen als zufällig verteilt angesehen werden. Im Buchenwald kann SCHULZ (1991) für die Gamasinen als Gruppe keine zufällige Verteilung nachweisen. Der Grad der Aggregation ist jedoch deutlich niedriger als z.B. bei den Oribatiden.

Vergleich verschiedener Standorte

Nach einem Literaturreview von PETERSEN (1982) werden die höchsten Siedlungsdichten der Gamasinen in einem Eichenwald in Frankreich erreicht. Berücksichtigt man neuere Angaben (vgl. Tab. A.6.1 im Anhang und Abb. 8), können in Nadelwäldern und auch im Grünland durchaus hohe Abundanzwerte erreicht werden. Junge Laubwälder oder junge Anpflanzungen haben sehr niedrige Dichten. Das gleiche gilt für frühe Sukzessionsstadien, obwohl oft ungestört weisen Brachen geringe Siedlungsdichten und ein eingeschränktes Artenspektrum auf. Eine Ausnahme bilden extreme Standorte wie Komposthaufen oder künstlicher stark gedüngter Boden, die von spezialisierten Arten in sehr hohen Dichten besiedelt werden können. Von diesen Sonderfällen abgesehen, scheint die Siedlungsdichte der Gamasinen nur in gestörten Ökosystemen, wie Äckern, mit dem Nährstoffgehalt des Bodens gekoppelt zu sein. Äcker liegen generell im unteren Bereich der Siedlungsdichten, der niedrigste Wert wird von einem Hochmoor in Sphagnumpolstern ermittelt.

NIEDBALA et al. (1990) untersuchen einen Urbanisierungs - Gradienten von einem naturnahen Wald bis hin zu Straßenrändern in Warschau (insgesamt 13 Standorte). Die höchste Individuendichte mit 40% aller gefundenen Gamasinen konnte im naturnahen Wald gefunden werden, jedoch waren das Vertreter aus nur 1/4 der gefundenen Arten, die Hälfte der Arten kamen im besiedelten Bereich vor. Bei Gamasinen scheint also die Siedlungsdichte nicht generell mit der Artenzahl korreliert zu sein. TRÄGHARDH (1910, zit. in SCHIMITSCHEK 1938) behauptet, daß die Siedlungsdichten von Milben generell mit zunehmender Höhe über dem Meeresspiegel abnehmen, die der räuberischen am schnellsten. Diese Aussage kann durch die stichprobenartige Untersuchung von SCHIMITSCHEK relativiert werden, er findet die höchsten Siedlungsdichten unter einem Kiefernbestand unmittelbar an der Baumgrenze in den Alpen. Im Vergleich mit den aufgelisteten Werten aus Mitteleuropa sind die niedrigen Siedlungsdichten in mediterranen Klimabereichen (KINNEAR 1991) und in den Tropen (SARKAR 1990) auffallend.

Der detaillierte Vergleich der Gamasinen-Zönose verschiedener Lebensraumtypen ist problematisch, da unterschiedliche BearbeiterInnen verschiedene Methoden anwenden, die die Ergebnisse

beeinflussen. Zudem ist es ein großer Unterschied, ob Angaben auf einer einmaligen Probennahme beruhen, auf einer 1 jährigen Untersuchung oder ob sie aus einer langjährigen Studie stammen. Die verschiedenen Einschränkungen sind in Tabelle G1 im Anhang angedeutet. In den älteren Arbeiten werden die Siedlungsdichte manchmal pro Volumeneinheit angegeben und nicht pro Flächeneinheit wie heute üblich. Um trotzdem vergleichbare Zahlen zu erhalten, wurden die Werte alle auf Anzahl Tiere unter einem m^2 umgerechnet. Dabei mußten manchmal Schätzungen über die Schichtdicke durchgeführt werden, wenn die genauen Angaben in der jeweiligen Arbeit fehlten. Eine weitere Einschränkung bei der Vergleichbarkeit ist die beprobte Bodentiefe. Im Extremfall wurde entweder nur die organische Auflage oder eine Tiefe von bis zu 60 cm berücksichtigt. Trotz vieler Vorbehalte kristallisieren sich die einleitend genannten Muster heraus.

Neben den quantitativen Aspekten ist es interessant, die Artenspektren zu vergleichen. BLASZAK & MADEJ (1993) beprobten verschiedene Eichen-Hainbuchenwälder bzw. Kiefernwälder in Polen. In den Laubwäldern finden sie einen Besatz von 4 Arten, die konstant und häufig sind. Die beiden Familien Veigaiidae und Parasitidae stellen in den Laubwäldern etwa 3/4 aller Gamasinen, während im Nadelwald die Zerconidae, die Ascidae und wieder die Parasitidae ungefähr 73% aller Gamasinen ausmachen. Der größte Unterschied besteht also bei der Familie Veigaiidae (in Mitteleuropa hauptsächlich vertreten durch die Gattung Veigai), ihre Arten sind im Laubwald sehr häufig und dominant, verlieren aber im Nadelwald an Bedeutung. Gegenläufig verhalten sich demnach die Ascidae, sie sind im Nadelwald häufiger vertreten als im Laubwald.

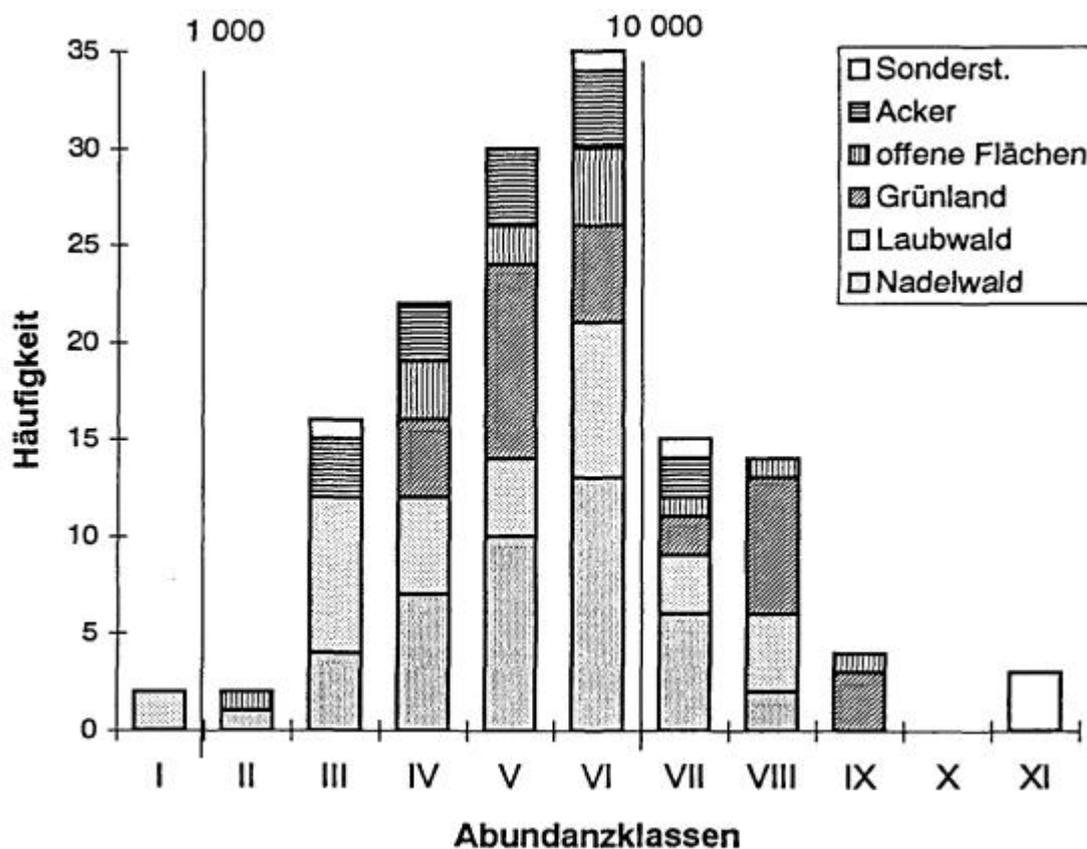


Abb. 8: Abundanzen (Individuen pro m^2) der Gamasinen in verschiedenen Lebensraumtypen:

Die Darstellung beruht auf 141 Werten, die Literatur ist in der Tabelle A.6.1 + A.6.2 im Anhang aufgeführt. Logarithmische Klassen. I: 630-1000; II: 1000-1580, III: 1580-2510; IV: 2510-3980, V: 3980-6310; VI: 6310-10000;; XI: > 631000

Verschiedene benachbarte Biotoptypen unterscheiden sich in ihrem Artenbesatz. Dies konnte in vielen Untersuchungen gezeigt werden. Ein deutlicher Unterschied besteht zwischen Wäldern und offenen Standorten (KARG 1967, SCHULZ 1991, HELDT 1993). Hecken beherbergen im Inneren eine Waldfauna, zum Rand hin vermischen sich die Arten aus den beiden Faunengruppen Wald und Wiese (BURYN 1993a). Auf Äckern werden immer wieder die gleichen häufigen Arten gefunden. Sie sind Pioniere oder weit verbreitete Arten mit breiter ökologischer Potenz. Sie sind also nicht an den Acker "angepaßt", sondern können die Bedingungen in diesem Lebensraum aufgrund verschiedener biologischer Eigenschaften ertragen. Ähnliches gilt für Komposthaufen oder stark gedüngte Standorte. Für Wiesen und Weiden können zur Zeit noch keine typischen Artengemeinschaft abgegrenzt werden. Generell unterscheiden sich diese Graslandstandorte aber stark, sowohl in der Siedlungsdichte wie auch im Artenbesatz. Dabei zeichnen sich Mähwiesen durch höhere Abundanzen und höhere Artenzahlen aus. Die Beweidung wirkt sich durch Bodenverdichtung, Nährstoffeintrag durch Kot der Weidetiere und Entfernen der Streuschicht negativ auf die Gamasinen-Zönose aus. Die Effekte scheinen bei Beweidung durch Kühe und durch Schafe ähnlich zu sein. Die Bodenverdichtung durch Tritt macht sich vor allem in einem höheren Anteil von kleinen (d.h. schmalen) Arten und Individuen bemerkbar (BURYN 1993b).

Da es Arten gibt, die durch anaerobe Rotteprozesse gefördert werden und andere, die diese nicht ertragen, kann aus der Artenliste auf die vorwiegende Art des Abbaus des organischen Materials im Boden geschlossen werden. Die eviphidide Raubmilbe *Alliphis sculus* würde anaeroben Abbau anzeigen, die Ascide *Arctoseius cetratus* eher aerobe Prozesse (BUTZSTRAZNY & EHRNSBERGER 1988), beide ernähren sich hauptsächlich von Nematoden.

6.6.1 Bodenphysikalische Faktoren

Die Bodenart, der Bodentyp und die Porenverteilung scheinen eher indirekt auf die Besiedlung durch Gamasinen zu wirken. Alle Raubmilben sind auf das vorhandene Porenlückensystem angewiesen, können also nicht oder nur in geringem Ausmaß selbsttätig graben. Besiedelbar sind nur luftgefüllte Poren. Der von Mikroarthropoden besiedelbare Porenraum wird von HAMMAD (1961) als "Luftkapazität" bezeichnet. Im Wald scheint die Siedlungsdichte bei genügendem Gehalt an organischem Material mit dieser Luftkapazität gekoppelt zu sein. Verdichtete Böden oder Böden mit natürlicherweise geringem Anteil an Grobporen können nur von länglichen Arten mit geringer Körperbreite besiedelt werden, die dann bei guter Nahrungsversorgung hohe Dichten erreichen. In der Regel nehmen jedoch auch die Abundanzen in verdichteten Böden ab.

Die Bodenfeuchte scheint zunächst ein wichtiger Faktor zu sein, jedenfalls werden in Böden, die ganzjährig einen hohen Wassergehalt aufweisen (Niedermoorwiese, Flußaue) mit die höchsten Siedlungsdichten erreicht, die wir von Gamasinen kennen. Die höchsten Abundanzen in Mitteleuropa werden jedoch auf einem Magerrasen bzw. einer rekultivierten Deponie erreicht, die beide sicherlich nicht durch hohe Feuchtwerte geprägt sind. Im küstennahen Grünland scheint die Siedlungsdichte sogar negativ mit dem Wassergehalt des Bodens korreliert zu sein (LUXTON 1967), jedoch nicht in der tiefgelegenen Salzwiese, wo es wahrscheinlich spezialisierte Arten gibt. In unseren Breiten können trockene Standorte mit hohen Dichten besiedelt werden, im Mittelerranen sind die Siedlungsdichten um mindestens eine 10er Potenz geringer. Böden mit freiem Was-

ser wie z.B. Moore oder gerade überschwemmte Wiesen werden ebenfalls nur spärlich besiedelt. Während in Moorböden nur etwa 37% der Biomasse der Bodenmilben und 5% der Mikroarthropoden von den Gamasinen gestellt wird, beträgt der Anteil in einer angrenzenden Wiese auf Mineralboden 69% der Biomasse bzw. im Wald ca. 13% der Mikroarthropoden (MADGE 1965). An mehreren feuchten Standorten, die überflutet werden können, wurden ähnliche Arten gefunden (RUF 1994, MOORMANN 1994, CHRISTIAN mündl. Mittl.). Bei einer Probennahme bei Überflutung konnte gezeigt werden, daß zumindest zwei dieser Arten unter Wasser überdauern können (RUF unveröff.).

Da die Temperatur in den gemäßigten Breiten im Freiland meist mit der Jahreszeit korreliert ist und negativ mit der Feuchte zusammenhängt, ist ihr Einfluß auf die Siedlungsdichte der Gamasinen schwer abzuschätzen. Die meisten Arten, die daraufhin untersucht wurden, zeigen im Labor eine temperaturabhängige Reproduktionsrate mit einem optimalen Bereich. Der Temperaturbereich mit der höchsten Reproduktionsrate liegt zwischen 23 und 28°C. Dies sind Temperaturen, die in beschatteten Biotopen an der Bodenoberfläche wohl selten überschritten werden dürften. Höhere Temperaturen führen also in solchen Biotopen zu einer höheren Reproduktionsrate und somit zu einem schnelleren Populationswachstum. Bei hohen Temperaturen ist jedoch auch die Evapotranspiration sehr hoch, und Austrocknung hat einen negativen Effekt auf das Populationswachstum. Diese Gegenläufigkeit der Faktoren bewirkt, daß in manchen Biotopen ein Populationsmaximum im Sommer auftritt, in anderen ein Minimum im Sommer und zwei Maxima im späten Frühling und Herbst. Sowohl auf einer Wiese bei Berlin (KARG 1961b) als auch im tropischen Regenwald (BOUDJEMA et al. 1991) scheinen die Siedlungsdichten eng mit der Temperatur gekoppelt zu sein. Auf Äckern werden die höheren Siedlungsdichten in Kulturen gefunden, die den Boden beschatten oder die eine Bodenbedeckung gewährleisten (GOTTFRIEDSEN 1987). Dies dürfte jedoch weniger ein positiver Effekt einer reduzierten Temperatur sein, sondern eher durch die ausgeglicheneren Feuchtebedingungen zu wirken. Für die Arten der Gattung Pergamasus (und nur für diese) konnten PERSSON & LOHM (1977) in einer Mähwiese eine positive Korrelation zwischen der Temperatur im vorherigen Monat und der Häufigkeit zeigen.

Vertikalverteilung

In Böden mit Auflage von organischem Material werden die höchsten Siedlungsdichten in dieser erreicht. Dies gilt sowohl für Wälder als auch für Grünland. Gibt es einen Wurzelfilz im Ah-Horizont, scheint dies ebenfalls die Besiedlung zu begünstigen. Im Grünland kommen die meisten Gamasinen bis zu einer Tiefe von nur 4 cm vor, nur in Ausnahmefällen können einige Individuen in 12 cm Tiefe gefunden werden. Im allgemeinen leben große Arten oben und kleine unten in den Bodenschichten, es gibt jedoch viele Ausnahmen, vor allem im Wald werden kleine Arten ausschließlich in der Streu gefunden. In Böden mit mullartigem Humus, der durch Grabe- und Wühlaktivität von größeren Tieren herrührt, ist die Vertikalverteilung der einzelnen Arten weniger festgelegt, als in stabil geschichteten Böden. Dies gilt auch für Standorte, die durch die Grabeaktivität des Menschen geprägt sind (Äcker, die gepflügt werden). Im Acker werden Gamasinen bis zur Tiefe der Pflugsohle gefunden und sind zumindest in den oberen 6 cm gleichmäßig verteilt.

In einem Mull-Buchenwald bei Göttingen treten im 6 jährigen Mittel 30 % aller Gamasinen in der Streu auf, 50 % in der obersten Mineralbodenschicht bis 3 cm und der Rest in einer Tiefe bis 6 cm

(SCHULZ 1991). Die Mächtigkeit der Streuauflage hat einen großen Einfluß auf die Vertikalverteilung. Im gleichen Wald wurde experimentell auf einigen Flächen die Streu regelmäßig entfernt und auf anderen Flächen die Streu künstlich akkumuliert. In der Streu-reduzierten Fläche treten 54 % der Gamasinen in der obersten Bodenschicht (0 - 3 cm) auf und 33 % tiefer als 3 cm. In der mit Streu angereicherten Fläche werden mit 57 % fast doppelt so viele Gamasinen in der Streu gefunden wie in den nicht manipulierten Flächen. Die Siedlungsdichten haben sich gleichzeitig auf der angereicherten Fläche mehr als verdoppelt (von ca. 3 400 auf 7 200 Ind./m²), auf der von Streu befreiten Fläche deutlich reduziert (auf ca. 2 200 Ind./m²). In einem ähnlichen Experiment findet KARG (1967) analoge Auswirkungen. Er weist auf den unbedeckten Flächen eine Artenzusammensetzung nach, die eher an Äcker als an den Wald vor dem Eingriff erinnert.

Nach Angaben von BURYN (1990) ändert sich im Wiesenboden die mittlere Breite der Gamasinen bis zu einer Tiefe von 16 cm nicht (Abb. 9). Im Boden unter einer Hecke leben oben große (breite) Tiere, nach unten wird die mittlere Körperbreite geringer und auch die Streuung der Werte um den Mittelwert. In der Hecke findet sich eine nach Bodentiefen differenzierte, in der Wiese eine mehr ausgeglichene Gamasinenfauna. Die Verhältnisse in der Wiese entsprechen in etwa denen eines Ackers, die der Hecke in etwa denen eines Waldes.

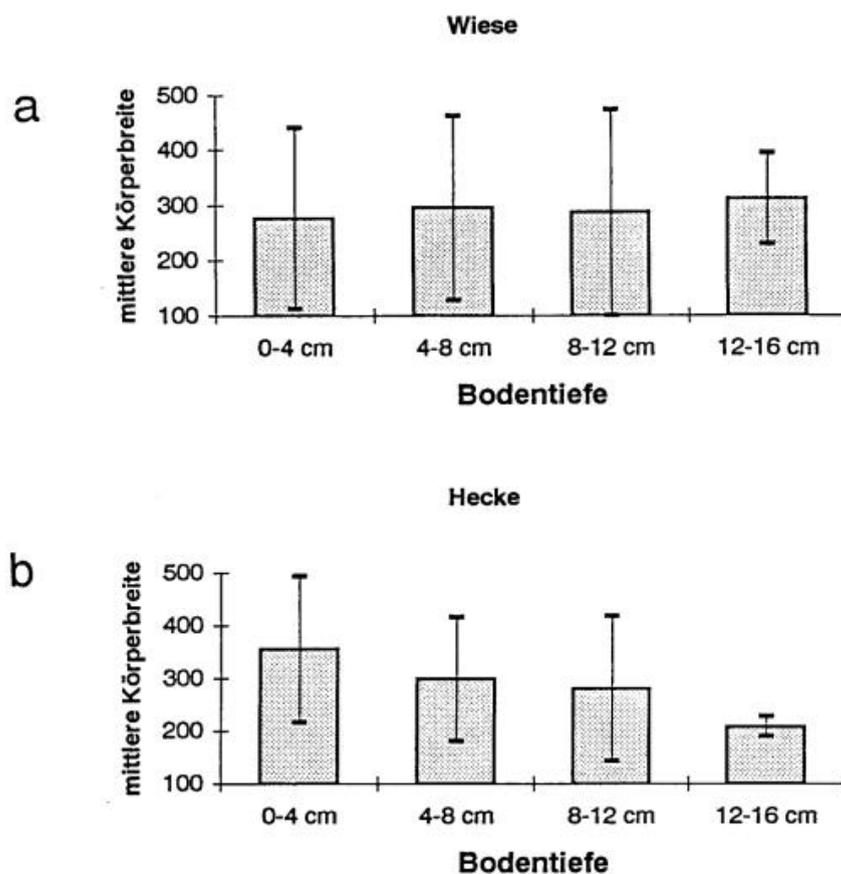


Abb. 9: Tiefenverteilung von Gamasinen in Abhängigkeit der Körperbreite (in mm) der gefundenen Individuen. a: in einer Wiese, b: in einer Hecke, angegeben sind die Mittelwerte und die doppelte Standardabweichung (BURYN 1990)

Einzelne Arten können wahrscheinlich Vertikalwanderungen durchführen, um ungünstigen Bedingungen auszuweichen. Andere Milben, nicht aber Gamasinen, leben in großer Tiefe (50 cm oder mehr). WALLWORK (1967, zit. in USHER 1971a) behauptet, die Raubmilben hielten sich in der

Bodenschicht auf, in der sich auch ihre Beute vorkommt; d.h. Gamasinen wären selbst nicht von abiotischen Faktoren betroffen. USHER (1971a) bestätigt dies teilweise, doch findet er Arten, die offensichtlich der Sommertrockenheit nach unten hin ausweichen (*Veigaiia nemorensis*), und andere, die das gleiche bei Winterkälte tun. Die je nach Jahreszeit günstigen Bodenschichten sind artspezifisch unterschiedlich. Arten der Gattung *Pergamasus*, die eher oberflächenaktiv sind, wandern in trockenen Sommern in tiefere Schichten ab, die euedaphischen *Rhodacariden* kommen schon im frühen Frühjahr etwas nach oben, verbringen in höheren Schichten den Sommer, um im Winter wieder in größere Tiefen abzuwandern.

Phänologie

In einer Mähwiese in Schweden wird ein Populationsmaximum im Juni erreicht, das jedoch durch den hohen Anteil an juvenilen Tieren bestimmt wird. Die Siedlungsdichte nimmt dann kontinuierlich zum Winter hin ab, um im Mai nach der Schneeschmelze an einem Minimum anzulangen (PERSSON & LOHM 1977). Die Biomasse erreicht ein Maximum im September/Oktober. Sowohl in einer Hecke wie auch in der umgebenden Wiese finden BURYN & HARTMANN (1992) eine zweigipfelige Phänologie-Kurve, mit Maxima im Frühjahr und Herbst. In der Wiese ergeben sich Maxima im späten Herbst und späten Winter, jedoch bei stark schwankenden Werten an einzelnen Probestermi- nen (Abb. 10).

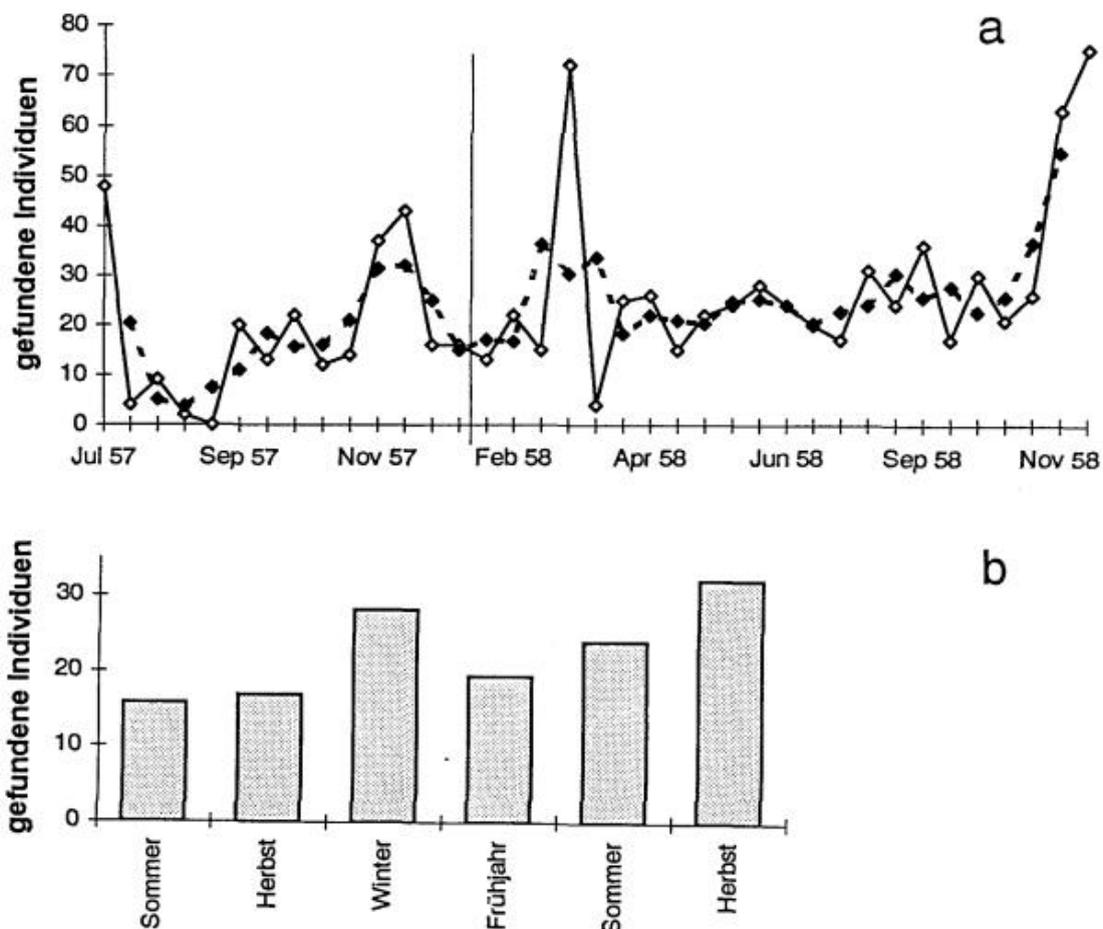


Abb. 10: Siedlungsdichte der Gamasina einer Wiese im Jahresverlauf, aus KARG (1961b)

a: die Einzelwerte aus 2-wöchigen Probennahmeabstand mit dem gleitenden Mittel über drei Termine (gestrichelte Linie) die senkrechte Linie markiert den Jahreswechsel 57/58, b: Mittel für die Jahreszeiten.

Im Buchenwald wird ein Populationsmaximum im Sommer erreicht (KARG 1967), in einem etwas wärmeren Mischwald liegen die höchsten Werte im Februar (RUF unveröff.). Eine ca. zehnjährige Untersuchung im Göttinger Wald zeigt keine sich streng wiederholende Muster (SCHULZ 1991), denn die Populationsmaxima lagen 5 mal im Frühjahr, 4 mal im Sommer und nur einmal im Herbst. In einem süddeutschen Buchenwald konnte im 5-jährigen Mittel eine schwach ausgebildete zwei-gipflige Phänologiekurve ermittelt werden. Die Abundanzmaxima lagen hier im Frühsommer und im Herbst (MITTMANN 1989).

Die verschiedenen Arten haben zu verschiedenen Zeiten Abundanzmaxima. Bei früh abgeleiteten Gamasinen könnte man noch eine Synchronisierung der Reproduktion mit den Jahreszeiten vermuten. Bei Uropodina gibt es je nach Witterungsverlauf eine oder zwei Generationen pro Jahr (ATHIAS-BINCHE 1989). Die stärker abgeleiteten Formen (Dermanyssina und Parasitina) sind wohl eher Opportunisten und reproduzieren das ganze Jahr über in Abhängigkeit von der Intensität des Stoffwechsels. USHER (1971a) findet in einem Kiefernwald sowohl Arten die ein Populationsmaximum im Jahr aufweisen, als auch Arten mit 2 Maxima, sowie Arten mit 3 Maxima. Einzelne Arten können sehr starke Schwankungen der Populationsdichte im Jahresverlauf aufweisen. Die Gamasinen als Gruppe zeigen dort nur Schwankungen um ca. 28 % (und liegen damit deutlich unter den Collembola). Diese relative Stabilität der Gamasinen-Populationsstärke führt USHER (1971a) auf die fehlende Synchronisation der Arten zurück.

6.6.2 Bodenchemische Faktoren

Die meisten bodenchemischen Faktoren sind mit der Nährstoffversorgung gekoppelt. Sie werden demzufolge in dem Kapitel "anthropogene chemische Faktoren" unter dem Stichwort "Düngung" abgehandelt. Da auch der pH des Bodens bzw. der Streuauflage mit einer Menge anderer Faktoren gekoppelt ist, ist eine eindeutige Wirkung nicht zu zeigen. KRATZMANN et al. (1993) finden in Wäldern auf Muschelkalk die höheren Artenzahlen als in Wäldern auf Buntsandstein, obwohl die Unterschiede im pH der Streuschicht nur gering sind. Dies gilt sowohl für Buchenwald als auch für Fichtenwald. Für Hecken kann BURYN (1993a) das Gegenteil zeigen, hier weist der saure Standort die höhere Besatzdichte und die höhere Artenzahl auf. Einige Arten scheinen durch mehr basische Verhältnisse, andere durch mehr saure Bedingungen begünstigt zu werden. So können sich die Effekte auf der taxonomisch integrierenden Gruppenebene ausgleichen.

KAJAK & JAKUBCZYK (1977) folgern aus ihren Untersuchungen, daß die Anzahl von Räubern mit dem C/N Verhältnis der Laubstreu korreliert sei, je weiter das C/N Verhältnis, also je schlechter abbaubar die Streu, desto mehr Räuber seien in der Streuschicht zu finden. In der gleichen Arbeit wird jedoch auch vermutet, daß die Qualität der Streu nicht unmittelbar auf die Prädatoren wirkt, sondern daß eine schlecht abgebaute Streu einen besseren Lebensraum darstellt und generell mehr Organismen beherbergen kann.

Im Grünland scheint die Reaktionszahl der Pflanzen (nach ELLENBERG) den Einfluß auf die Gamasinen-Zönose besser zu beschreiben als der pH-Wert (MOORMANN 1994). In Bereichen, in

denen sich der pH kaum ändert, zeigen die Pflanzen deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Flächen, die auch unterschiedliche Gamasinen beherbergen. Beide Organismengruppen, die Pflanzen wie die Raubmilben, reagieren offensichtlich auf ein komplexes Faktorengefüge, das durch den Meßwert "pH" nicht hinreichend erfaßt wird.

Im Grünland auf Niedermoor konnte von MOORMANN (1994) gezeigt werden, daß der Phosphatgehalt des Bodens stark mit der Ausprägung der Gamasinenzönose korreliert ist. Phosphat ist ein guter Indikator für die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung, daher ist der Meßwert wieder stellvertretend für ein komplexes Faktorengefüge zu sehen.

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff des Bodens scheint ebenfalls ein strukturierendes Element für Gamasinen-Zönosen zu sein. Jedoch ist der C_{org} - Gehalt ein Maß für den Gehalt an organischer Substanz überhaupt und diese beeinflusst in vielfältiger Weise die Lebensraumqualität des Bodens für Gamasinen. SCHIMITSCHEK (1938) gibt an, daß hohe Siedlungsdichten erst ab einem C_{org} - Gehalt (Glühverlust) von über 40 % erreicht werden können und dies auch nur, wenn genügend Porenvolumen (Luftkapazität über 20 %) zur Verfügung steht. Bemerkenswert ist, daß es zumindest eine Art gibt, die bei hohem Gehalt an organischem Kohlenstoff in Böden diese nicht mehr besiedelt (*Rhodacarellus silesiacus*, eine allgemein erfolgreiche Pionierart).

6.6.3 Biologische Faktoren

Nahrung

Alle Gamasinen-Arten sind hauptsächlich Prädatoren, die meisten sind wahrscheinlich unspezialisiert und opportunistisch (polyphag oder "general predators" nach WALTER et al. 1987). Einige Arten können auch in Mangelsituationen von pflanzlichem Material oder Aas leben und reproduzieren, sie werden als omnivore Räuber bezeichnet. Eine wichtige Rolle für die Ernährung kommt den Nematoden zu, sie können von fast allen Arten gefressen und verwertet werden. Darüber hinaus gibt es Arten, die sich hauptsächlich oder ausschließlich von Nematoden ernähren ("nematode predators" nach WALTER et al. 1987). Eine weitere Gruppe enthält nur wenige Arten, die hauptsächlich Arthropoden fressen. Eine Aufteilung dieser Gruppe in Collembolen-Räuber und Milben-Räuber wird zwar oft durchgeführt, scheint sich aber nicht zu bestätigen: z. B. werden die Arten der Gattung *Veigaia* aufgrund ihrer langen schlanken Chelicere und Nahrungswahlversuchen im Labor als CollembolenSpezialistinnen klassifiziert, obwohl ebenfalls aus Laborzuchten bekannt ist, daß die Arten in hohem Maße kannibalistisch sind, also Milben fressen.

Es gibt keine Untersuchung, die zeigen konnte, daß das Vorhandensein bestimmter Beutetierarten für die Gamasinen notwendig sei. LÜBBEN & GLOCKEMANN (1993) finden deutlich gesteigerte Abundanzen von *Alliphis siculus* und *Arctoseius cetratus* bei hohem Besatz an Nematoden. Beide Gamasinen-Arten ernähren sich nachweislich von Nematoden, jedoch ist nur *Alliphis* eine Nematodenspezialistin. Umgekehrt findet KOEHLER (1984) eine negative Korrelation zwischen der Anzahl von euedaphischen Collembolen der Unterfamilie *Tullbergiina* und den ebenfalls euedaphischen *Rhodacaridae*, die sich nachweislich von Collembolen ernähren. Im einen Fall scheint also eine Förderung der Räuberpopulation durch ein erhöhtes Nahrungsangebot stattgefunden zu haben, im anderen eine Dezimierung der Beutepopulation durch die Räuber. Je nach Startbedingungen scheint das eine wie auch das andere Phänomen eintreten zu können. LÜBBEN & GLOCKEMANN untersuchten überdüngte Ackerflächen mit sehr hohem Nahrungsangebot für

Saprophage, KOEHLER einen armen, fast unbewachsenen Sandboden im ersten Jahr einer Sukzession. In einem Mikrokosmosexperiment im Labor konnte WALTER (1987) eine negative Korrelation zwischen Raubmilbenbesatz und Nematodenpopulation finden. Beide Freilanduntersuchungen repräsentieren extreme Bedingungen, wie sie z.B. in einem Wald wahrscheinlich nicht auftreten werden. Bei mehr ausgeglichenen Verhältnissen werden meist mehr oder weniger synchrone Populationsentwicklungen zwischen den verschiedenen Gruppen der Bodenmikroarthropoden gefunden. In Monaten in denen Collembolen häufig sind, sind auch die Gamasinen häufig. Beide Populationen scheinen also mehr von abiotischen Faktoren beeinflusst zu werden, als von Räuber-Beute-Interaktionen.

Ökologische Gruppen

KARG (1982) macht einen Versuch, Arten zu ökologisch einheitlichen Gruppen zusammenzufassen. Er wählt dabei die Gattung als Intergrationsebene und als ökologischen Faktor die Rotteintensität des Substrates. Er führt 4 Klassen des Rottegrades ein und gibt zusätzlich die präferierte Feuchte für die jeweiligen Gattungen an. Von 120 analysierten palaearktischen Gattungen findet er lediglich bei 15 einheitliche Reaktionen der meisten Arten einer Gattung (ab 70 % der Arten einer Gattung ordnet er zu). Demnach würden die drei Gattungen Hypoaspis, Pergamasus und Pachylaelaps intensive Rotteprozesse anzeigen, Dendrolaelaps, Rhodacarellus und Arctoseius einen fortgeschrittenen Verrottungsgrad, Parasitus, Macrocheles, Alliphis und Cheiroseius eine Rotte mit Fäuleprozessen und schließlich Zerconopsis und Prozercon stagnierende Abbauprozesse. In natürlichen Lebensräumen, besonders im Wald, liegt jedoch immer ein Mosaik von Kleinglebensräumen mit unterschiedlichen Eigenschaften vor, so daß Arten der Gattungen Pergamasus, Parasitus, Macrocheles, Dendrolaelaps und Prozercon im gleichen Wald und manchmal sogar im gleichen Einstich vorkommen können. Am gleichen Standort werden also alle vier Rotteprozesse indiziert.

Ein neues Konzept wird in KARG & FREIER (1995) vorgestellt. Hier wird ein System von Indikator-Arten und Gattungen entwickelt, das ein Maß für die "Biologische Aktivität" eines Bodens darstellen soll. Der Anwendungsbereich liegt eher in der Landwirtschaft und in der Rekultivierung. In naturnäheren Böden und im Wald würden man immer hohe biologische Aktivität indizieren und könnte nicht zwischen verschiedenen Wäldern differenzieren. Eher trockene Wälder, in denen die Indikator-Gruppe Rhodacaridae vorkommt, würden auch deutlich schlechter in der Bewertung abschneiden und würden mit frühen Stadien der Bodenbildung verglichen werden. Für landwirtschaftliche Flächen ist das System sicherlich sehr gut geeignet, für naturnahe Biotope zu wenig differenzierend.

WOOD (1967) wertet Artenlisten von Bodenkleinarthropoden in einem Gradienten an einem Berghang nach den Methoden der Pflanzensoziologie aus. So kann er bestimmte Gemeinschaften abgrenzen und er versucht Differentialarten zu benennen. Einige Gamasinen-Arten erweisen sich hierbei als gut geeignet, die Standorte zu differenzieren, sie kommen nur an wenigen Probennahmestellen vor. Viele Arten jedoch haben ein weiteres ökologisches Potential, sie kommen an einer Vielzahl von Probennahmeorten vor, jedoch gehäuft unter bestimmten Bedingungen.

Mit einer ähnlichen Methode versucht FRENZEL (1936), Charakterarten oder Leitformen für Wiesen herauszuarbeiten. In den 6 untersuchten Wiesen findet er 39 Arten, von denen er keine als

"stenotope Wiesenart" charakterisiert. Er gibt 5 Arten und 2 Gattungen als Leitformen für Wiesen an, die auf allen Standorten vorkamen und auch häufig waren. Diese Arten sind jedoch solche, die auch sehr häufig und stetig im Wald zu finden sind, so daß ihre Benennung als Leitform nicht glücklich scheint.

BURYN (1993b) macht eine Unterteilung nach den häufigsten Fundorten der Arten. Er bildet 5 ökologische Gruppen:

- eurytope Waldarten
- Offenland Arten
- myrmecophile Arten
- euryöke Arten
- Pioniere

Diese Einteilung ist hinreichend grob, daß die Zuordnung von Arten auf Grund der jetzigen Kenntnis möglich ist, aber noch differenziert genug, um zu ökologischen Aussagen zu kommen. BURYN selbst wendet diese Einteilung für die Bewertung von unterschiedlichen Pflege- und Management-Maßnahmen auf Magerrasen an. Aus dem Verhältnis der Artenzahlen in den verschiedenen Gruppen kann man deutlicher als aus der Artenliste ablesen, welche Faktoren die Gamasinenzönose prägen und in welche Richtung Maßnahmen wirksam geworden sind.

6.6.4 Anthropogene chemische Faktoren

Schon lange ist bekannt, daß Raubmilben als Gruppe empfindlich auf Pflanzenschutzmittel reagieren. So begann KARG für Deutschland die Raubmilben als Indikatoren für Umweltschäden einzusetzen (z.B. KARG 1961 a, b). Seitdem werden sie für angewandte Fragestellungen oft bearbeitet. Es liegen viele Angaben über Gamasinen auf Äckern oder anderen landwirtschaftlich genutzten Flächen vor. Zudem sind sie sehr empfindlich gegenüber Chemikalien, so daß sie schon geringste Pestizid-Mengen indizieren können. Die Zahl der Arten, die auf Äckern oder anderen Intensivkulturen überleben können, ist dementsprechend begrenzt. Die Tabelle G1 im Anhang faßt einige Angaben aus der Literatur über Siedlungsdichten und Artenzahlen in verschiedenen Ökosystemen zusammen. Diese Empfindlichkeit gegenüber Chemikalien wurde vor allem für die im Obst- und Gartenbau wichtige Familie der Phytoseiidae festgestellt. Einige Arten dieser Familie (z.B. *Typhlodromus pyri*) werden regelmäßig als Testorganismen im Rahmen der Nützlingsprüfung bei der Pflanzenschutzmittelregistrierung eingesetzt (BARRETT et al. 1994). Neben Labortests liegen inzwischen auch Richtlinien für Prüfungen unter Halbfreiland- und Freilandbedingungen vor (z.B. BAKKER & JACAS 1995).

Aber auch für die bodenlebenden Gamasinen ist die Sensitivität gegenüber Pestiziden inzwischen durch viele Untersuchungen bekannt. LEBRUN (1977) untersucht die Wirkung des Pestizids Carbofuran auf Bodenkleinarthropoden und findet, daß unter allen Bodenarthropoden die Gamasinen die niedrigste lethale Dosis und die höchste Mortalität aufweisen. KARG (1978) kann in einer Untersuchung in einer Apfelplantage nachweisen, daß gerade die Arten, die in einer Tiefe von 5 - 15 cm im Boden leben, durch die Behandlung mit Pflanzenschutzmitteln geschädigt werden. In einem experimentellen Eingriff in eine Sukzessionsfläche bewirkte das systemische Insektizid Aldicarb einen Totalausfall der Gamasinen. Sie waren die Bodentiergruppe, die von dem Gift am stärksten betroffen waren (WEIDEMANN et al. 1988), da die Erholung der Populationen sehr lange

dauerte. In einem mit dem Häutungshemmer Dimilin behandelten Wald erwiesen sich die Raubmilben als die empfindlichste Gruppe der Bodenmesofauna (RUF & RÖMBKE im Druck).

In einem Buchenwald ging die Siedlungsdichte der Raubmilben sowohl als Reaktion auf das Herbizid 2,4,5-T als auch auf das Pestizid PCP deutlich zurück und erholte sich nur langsam (BECK et al. 1988). Die Wirkung von Schwermetallen wurde von GLOCKEMANN (1988) auf einem gedüngten Acker untersucht. Die Arten der ohnehin schon reduzierten Ackerzönose scheinen unterschiedlich empfindlich zu sein. Die kleinen dominanten Arten werden kaum reduziert, während die großkörperigen rezedenten Arten auf den Flächen mit Schwermetallgaben eine geringere Siedlungsdichte aufweisen.

Wie oben schon angedeutet, hat Düngung einen großen Einfluß auf die Gamasinen-Zönose. Dies kann vor allem in relativ ungestörten Biotopen wie Wäldern nachgewiesen werden. Im Wald bewirkte eine Kalkung und Düngung mit verschiedenen Komposten einen Anstieg der Diversität und insbesondere die Kompostgabe führt zu einer ausgeprägteren Gleichverteilung der Arten im Dominanzgefüge (MÜLLER 1993). Im kontrollierten Versuch im Labor mit Kiefernadel-Streu konnten HEUGENS & VAN DAELE (1981, 1984) eine differenzierte Reaktion der verschiedenen Arten zeigen. Gerade bei niedriger Konzentration an Dünger werden einige Arten gefördert, andere gehen zurück, so daß ein Effekt in der Summe kaum bemerkbar ist. Bei stärkeren Düngergaben reduziert sich jedoch die Abundanz der Gamasinen im allgemeinen. Die Arten der Gattung Pergamasus wurden am stärksten reduziert, sie reagierten schon auf geringe Mengen. Ob diese Befunde auf Freilandbedingungen übertragbar sind, ist fraglich. Im Freiland könnte sich der Artenbesatz ändern und es würde wahrscheinlich zu einer Kolonialisierung der gedüngten Flächen mit Pionierarten kommen. So würde sich die Gesamtzahl der Gamasinen vielleicht nicht so deutlich ändern. Andererseits könnte man auf ein breiteres Artenspektrum zurückgreifen, da nicht alle Arten unter Laborbedingungen lange überleben können oder gar reproduzieren. Von SENICZAK et al. (1994) wird ein Gradient der Luftverschmutzung in der Abluffahne einer Düngemittelfabrik untersucht. Die Abundanzen der Raubmilben blieben in etwa gleich, aber die Artenzusammensetzung änderte sich stark entlang dieses Gradienten. Als sensitive Art für Luftverschmutzung wird *Zercon triangularis* angegeben.

Anders sehen die Ergebnisse auf Äckern aus. Hier haben wir es schon von vornherein mit einer sehr reduzierten Fauna zu tun, die mit bestimmten Behandlungsmaßnahmen zurecht kommt. Oft werden die sowieso schon dominanten Arten durch die Nährstoffzufuhr gefördert und können sehr hohe Abundanzen erreichen. Falls noch empfindlichere Arten vorhanden waren, verschwinden diese nach Düngegaben oder werden stark reduziert. Die Dominanzstruktur verändert sich von einem etwas ausgeglichenerem Gefüge zu sehr unausgeglichene Gemeinschaften, die artenarm sind. Die Art *Rhodacarellus silesiacus*, die auf Viehweiden auch zurückgegangen war, wird in ihrer Abundanz durch Düngung ebenfalls reduziert (GLOCKEMANN 1988). Die Gamasinenzönose im Grünland steht in ihrer Reaktion etwas zwischen Wald und Acker. Oft werden auch hier bei starker Düngung die Abundanzen und Artenzahlen reduziert. Es gibt aber charakteristische Arten, die gefördert werden und die als Indikatoren für gedüngtes Grünland gelten können. Diese sind *Dendrolaelaps rectus*, *Alliphis halleri* und *Arctoseius cetratus* (BÜHLMANN 1984, SIEPEL & VAN DE BUND 1988, MOORMANN 1994), wobei *Alliphis* und *Arctoseius* auch häufig im Acker zu finden sind.

6.6.5 Andere anthropogene Faktoren

Auf agrarisch genutzten Flächen ist die Art der Nutzung der wesentliche Faktor, der die Gamasi-nenzönose beeinflusst. Auf Äckern scheint der wesentliche Eingriff die Bodenbearbeitung, d.h. das Pflügen, zu sein. Die Abundanz der Gamasinen geht zurück, auch die dominanten Arten werden reduziert. Dies kann dann zu einer höheren Diversitäts- und Eveness-Zahl führen (EHRNSBERGER & BUTZ-STRAZNY 1993), was jedoch im Sinne von Stabilität des Systems in diesem Falle nicht als positiv zu bewerten ist. Auf Schlägen, die mit einem Grubber bearbeitet werden, sind mehr Arten und eine höhere Individuendichte zu finden (EL TITI 1984, BUTZ-STRAZNY & EHRNSBERGER 1988). EL TITI (1984) weist besonders darauf hin, daß die Erhaltung der ungestörten Bodenkrume in den tieferen Schichten wesentlich für eine Förderung der Raubmilbenpopulation sei. In seinen Untersuchungen hat die nicht wendende Bodenbearbei-tung durch Fräsen in tiefe Schichten beinahe den gleichen negativen Effekt wie das Pflügen.

Auf Schlägen, die nach der Methode des "Integrierten Landbaus" bewirtschaftet wurden, zeigte sich eine erhöhte Siedlungsdichte von Gamasinen im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten (GOTTFRIEDSEN 1987). Schon KARG (1967) stellt fest, daß Gamasinen durch eine bessere Bodendeckung gefördert werden können. Für ihn ist der Vergleich nicht ein integriert bewirtschafteter Schlag, sondern einer, der zur Unkrautbekämpfung nicht gepflügt, sondern mit einem Herbi-zid behandelt wurde. Die Empfehlung, Herbizide in der Landwirtschaft häufiger anzuwenden, um die Gamasinen zu fördern, muß er später jedoch wieder zurücknehmen (KARG 1983). Kommt überhaupt kein Unterwuchs mehr auf, ist die Exposition des Bodens für die Gamasinenpopulatio-nen ebenfalls nicht zuträglich.

Häufig weisen landwirtschaftliche Flächen einen verdichteten Boden auf, sei es durch eine Bear-beitung mit schweren Maschinen oder durch Beweidung. Mit zunehmender Verdichtung nimmt die Artenzahl und die Siedlungsdichte ab (HEISLER 1994) und, wie schon erläutert, der Anteil von kleinen, schmalen Arten zu. Der Unterschied zwischen beweidetem und gemähtem Grünland wurde schon im Kapitel "biologische Faktoren" besprochen.

Sonderstandorte, die häufiger untersucht wurden, sind Halden- oder Deponieflächen in der Suk-zession bzw. die Wirkung von Rekultivierungsmaßnahmen (DAVIS 1963, KOEHLER 1984, MADEJ 1990, ZERLING 1990, CHRISTIAN 1993). ZERLING (1990) kann im Braunkohleabbaugebiet in der Nähe von Leipzig eine 20-jährige Sukzessionsfolge beproben (allerdings auf verschiedenen Flächen). Alle Flächen wurden nach der Aufschüttung landwirtschaftlich genutzt. In sehr jungen Flächen kann er einen hohen Anteil von Gamasinen an der gesamten Milbenfauna nachweisen (um 30 % der Individuen). Ab dem 6ten Jahr geht der Anteil der Gamasinen an allen Milben nach und nach zurück und liegt zwischen 10 und 20 %. In den ältesten Flächen ist wieder ein hoher Anteil von Gamasinen zu verzeichnen (zwischen 20 und fast 50 %), wie er von Äckern bekannt ist. Eine Grasansaat im ersten Stadium einer Sukzession wirkt sich fördernd auf die Gamasin-en-Dichte aus, bei zusätzlicher Düngung können sehr hohe Siedlungsdichten erreicht werden (WEIDEMANN et al. 1988). Im Verlauf der Sukzession ergaben sich jedoch nach wenigen Jahren ausgeglichene Verhältnisse. Zu Beginn sind die kolonisationsfähigen Arten die dominanten mit sehr großen Populationen, diese werden im Laufe der Zeit von anderen Arten mit geringerem Ver-mehrungspotential abgelöst. KARG & FREIER (1995) entwickelten ein System, mit dessen Hilfe sich Sukzessionsabfolgen in der Bodenentwicklung klassifizieren lassen. Erste bodenbildende Prozesse werden durch Arten der Familie Rhodacaridae angezeigt, je mehr Veigaia- und große

Pergamasus-Arten dazukommen, desto weiter fortgeschritten ist der Bodenbildungsprozess. Zusätzlich kann aus den Anteil von Proben in einer Probenserie, die überhaupt Raubmilben enthält, auf das Maß der biologischen Aktivität bzw. auf das Ausmaß der Störeinflüsse geschlossen werden. KARG & FREIER schlagen eine vier-teilige Skala vor, die bei weniger als 40 % der Proben mit Raubmilben beginnt und bei 80 - 100 % endet.

6.6.6 Zusammenfassung

Gamasinen sind eine artenreiche Gruppe, die für viele Lebensraumtypen angepaßte Arten enthält. Sowohl in Wäldern als auch in wenig genutzten Grünland können wir arten- und individuenreiche Zönosen finden. Gamasinen reagieren sehr differenziert auf Veränderungen ihres Lebensraums. Man kann regelmäßig wiederkehrende typische Gamasinen-Gemeinschaften unter bestimmten Bedingungen finden (z.B. Acker, Komposthaufen, Feuchtgrünland). Dabei ist kaum zu erwarten, daß man immer die gleichen Arten in gleichen Biotopen im gleichen Dominanzanteil findet. Aber man wird Gruppen von Arten ausgrenzen können, die den Zustand ihres Lebensraumes indizieren.

Generell scheinen Gamasinen nicht so sehr auf einzelne chemische oder physikalische Faktoren zu reagieren. Ausschlaggebend für ihr Vorhandensein scheint vielmehr ein Faktorengefüge zu sein, das durch die Struktur ihres Lebensraums bedingt ist. Manchmal gelingt es, den Hauptfaktor zu benennen (z.B. Gehalt an C_{org} oder an PO_4), oft kann man über die Beschreibung der Hauptursache des Faktorengefüges (z.B. "Überschwemmung" oder "Beweidung") nicht hinausgehen. Jedoch ist dies doch das Ziel der Indikation durch Tiere, nämlich nicht genau z. B. einen pH Wert anzeigen (den könnte man viel einfacher messen), sondern die biologische Intaktheit von Böden zu indizieren.

Der Schwerpunkt bei der Interpretation von Erhebungsdaten von Raubmilben kann wegen mangelnden Kenntnissen zur Biologie einzelner Arten nur in Ausnahmefällen artspezifisch sein. Es müssen integrierende Parameter gefunden werden, die auch eher naturnahe Lebensräume differenzieren können. Zwei Lösungsansätze sollen im Folgenden besprochen werden. Zum einen die Analyse der Dominanzstruktur der Zönose, zum anderen der "Reife-Index" (RUF im Druck), der Gamasinen-Arten nach ihrer Fortpflanzungsbiologie klassifiziert.

Dominanzstruktur

Nach dem Modell von HAGVAR (1994) gibt die Dominanzstruktur einer Taxozönose Aufschluß über das Ausmaß der Störung dieser Zönose. HAGVAR unterscheidet verschiedene Stadien der Beeinträchtigung und gibt ungefähre Kriterien, mit deren Hilfe diese erkannt werden können. HAGVAR hat die Abfolge, die er theoretisch erwartet, modellhaft beschrieben, die einzelnen Schritte sind durch empirische Befunde belegt. Die von ihm unterschiedenen Muster in der Dominanzstruktur zu erkennen ist jedoch schwierig, da genaue Kriterien fehlen. Zudem kann die Dominanzstruktur einer Zönose in so kleinen Dominanzklassen nur erfaßt werden, wenn sehr viele Tiere gefangen wurden. Die Muster werden nur bei mehreren Probennahmen stabil. Sie wurden für Collembolen entwickelt, sie könnten jedoch auch auf Gamasinen-Zönosen übertragen werden. Die Aussagen zur Dominanzstruktur in Gamasinenzönosen in verschiedenen Lebensräumen müssen jedoch noch vorläufig bleiben. In zu wenigen bisher ausgewerteten Arbeiten waren die Angaben detailliert genug, um allgemeine Muster begründet ausarbeiten zu können.

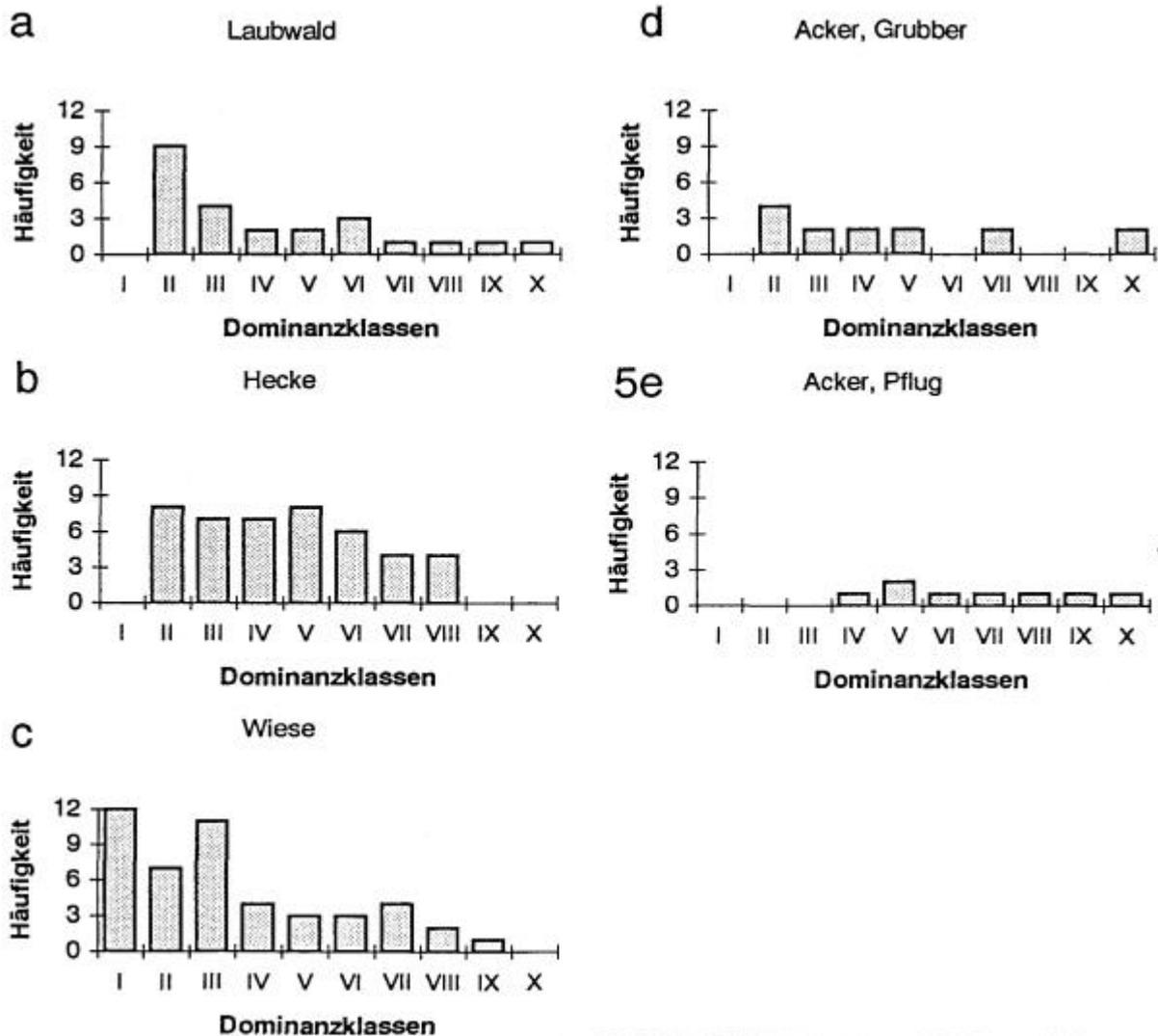


Abb. 11: Verteilung der Arten auf Dominanzklassen (logarithmisch I: 0,063 - 0,125 % bis IX: 16 - 32 % X: > 32%) in verschiedenen Lebensräumen

a: Laubwald, b: Hecke, c: Wiese, d: Acker, gegrubbert, e: Acker, gepflügt.

Es werden folgende Hypothesen abgeleitet:

- Unter naturnahen Bedingungen ist die Zönose durch das Vorhandensein von vielen seltenen Arten ausgezeichnet. Nur wenige Arten erreichen hohe Dominanzen, die dann auch über 30 % liegen können (siehe Abb. 11 a,c).
- Bei einer mäßigen Störung werden zunächst lediglich die dominanten und eudominanten Arten in etwas niedrigere Dominanzränge gedrängt. Zusätzlich gibt es mehr mittelhäufige Arten, die von der leichten Störung profitieren können. Die Dominanzverhältnisse werden ausgeglichener (siehe Abb. 11 b).
- Bei starker Störung gibt es wenige Arten, die relativ gleichmäßig über die Dominanzklassen verteilt sind (Abb. 11 d). Bei weiterer Zunahme der Störung verschwinden die seltenen Arten, die wenigen übrig gebliebenen können hohe Dominanzwerte erreichen (Abb. 11 e).

Gamasinen erreichen in keinem Lebensraum eine normalverteilte Aufteilung in logarithmische Dominanzklassen. Eine Gleichverteilung auf hohem Artenzahlniveau tritt bei leichter Störung auf, auf niedrigem Artenzahlniveau bei sehr starker Störung.

Sowohl der Wald als auch die Wiese sind durch eine ungleichmäßige Verteilung der Arten auf die Dominanzklassen gekennzeichnet, die meisten Arten finden sich in den niedrigen Dominanzklassen. Die Hecke zeigt ein ausgeglichenes Bild, hier erreichen viele Arten auch hohe Dominanzklassen. Der gepflügte Acker hat ein reduziertes Artenspektrum mit je einer Art in jeder Klasse; im gegrubberten Acker können mehr seltene Arten existieren (Daten für Wald: RUF unveröff., Hecke und Wiese: BURYN 1990, beide Äcker: BUTZ-STRAZNY & EHRNSBERGER 1988).

"Reife - Index"

Ein Verfahren, bei dem die Fortpflanzungsbiologie der Arten berücksichtigt wird, ist die Berechnung des "Reife-Index". Das Verfahren lehnt sich eng an den "Maturity-Index" an, den BONGERS (1990) für Nematoden etablierte. Dabei wird der gewichtete Anteil an K-selektierten Arten an der Zönose ausgedrückt (Darstellung in RUF 1996). Hiermit scheint ein sensibles Verfahren vorzuliegen, mit dessen Hilfe verschiedene Arten der Störung in der Bodenzönose indiziert werden können. Für den Wert des Indexes können aus der Literatur Sollwerte für bestimmte Lebensraumtypen abgeleitet werden, sofern genügend Angaben zur Verfügung stehen. In Tabelle 20 ist der "Reife-Index" für eine Reihe von Ökosystemen in eher naturnahem und eher gestörten Zustand angegeben. Bei allen sinkt der Anteil an K-selektierten Arten bei Nutzung bzw. Belastung.

Tab. 20: Werte des "Reife - Index" in verschiedenen Ökosystemen unter verschiedenen Belastungen

Ökosystem	unbelastet	belastet	Quelle
Niedermoorwiese	naturnah: 0,44	beweidet, gedüngt: 0,32	MOORMANN 1994
Grünland	einschürig: 0,44	beweidet: 0,28	HELDT 1993
Grünland	extensiv genutzt: 0,63	Straßenrand: 0,38	NIEDBALA et al. 1990
Sukzessionsfläche	belassen: 0,36	mit Aldicarb: 0,12	WEIDEMANN et al. 1988

Tabelle 21 gibt einen Überblick über die Variationsbreite des Indexes in Wäldern mit unterschiedlichem Humustyp. Die Angaben sind den Arbeiten entnommen, die im Anhang aufgeführt sind.

Tab. 21: Minimale, maximale und Median - Werte des "Reife - Index" von Gamasinen - Zönosen in Waldtypen mit unterschiedlicher Humusform.

Humusform	Minimum	Median	Maximum	Anzahl Standorte
Mull	0,63	0,72	0,75	7
Moder	0,69	0,79	0,84	6
Rohhumus	0,81	0,82	0,82	2

In dem stabil geschichteten Rohhumus ist der Anteil der K-selektierten Arten am höchsten, in dem durchwühlten Mull am geringsten. Immer noch ist der Wert des Indexes in Wäldern deutlich höher als in Freiflächen wie Grünland oder gar Äckern.

Ausblick

Es ist ein unterschiedlich differenzierendes hierarchisches System zu entwickeln, mit dessen Hilfe ein Ökosystem in Hinblick auf bestimmte Vorgaben klassifiziert werden kann. Vielversprechende Ansätze sind bereits vorhanden. Es gibt einzelne Arten, die auf bestimmte Faktoren reagieren (z.B. *Rhodacarellus silesiacus*), dann gibt es sicherlich Gattungen, die als Einheit reagieren (z.B. *Cheiroseius* auf Feuchte) nach dem Modell von KARG (1982), oder kleinere Artengruppen (z.B. überflutungstolerante), die durch ihr Vorhandensein einen bestimmten Faktor indizieren. Für einige Fragestellungen scheint das Integrationsniveau der Familie geeignet zu sein (MADEJ & BLASZAK 1993, KARG & FREIER 1995). Vielversprechend scheint die Einteilung in ökologische Gruppen zu sein, wie BURYN (1993b) sie vorschlägt. Bei Fragen der Bodenverdichtung ist auch die Körperbreite der Individuen ein Maß, mit dem man zu überzeugenden Aussagen kommt.

Was zur Zeit leider noch wenig berücksichtigt wird, ist die "Lebensweise" einer Art (i.S. von life-history-strategy). Hier würde die Fortpflanzungsbiologie, die Art der Verbreitung, das Verhalten und vielleicht auch die präferierte Nahrung eingehen. Wenn man ein solches System mit der ökologischen - lebensraumbezogenen Einteilung verschneiden würde, könnte man sicherlich zu aufschlußreichen Aussagen über den Zustand eines Bodens gelangen. Ein erster Schritt in diese Richtung ist der "Reife-Index", der den Anteil von K-selektierten Arten an der Zönose ausdrückt. Damit lassen sich für viele Lebensraumtypen Störungen und Veränderungen im Bodenökosystem indizieren. Dies System besitzt den Vorteil, daß damit sowohl anthropogen gestaltete als auch relativ naturnahe Böden oder Substrate differenziert werden können.

6.7 Chilopoda (H-C. Fründ)

Chilopoden (Hundertfüßer) gehören zur räuberischen Makrofauna des Bodens. Sie kommen in Deutschland mit ca. 50 Arten vor. Aus Baden-Württemberg waren 1991 37 Arten bekannt (SPELDA 1991); inzwischen hat sich diese Zahl weiter erhöht (39 oder mehr Arten). Man unterscheidet die vier Unterordnungen Scutigermorpha (Spinnenasseln, nur eine mediterrane Art in Wärmeinseln), Lithobiomorpha (Steinkriecher, 22 Arten), Scolopendromorpha (Skolopender, zwei Arten) und Geophilomorpha (Erdläufer, 15 Arten). Die angegebenen Artenzahlen gelten jeweils für Baden-Württemberg.

Für die Chilopoden (besonders die weitgehend auf Wälder beschränkten Lithobiomorpha) liegen mehrere intensive ökologische Untersuchungen vor, die Aufschluß über den Lebenszyklus, die Habitatpräferenzen und die Stellung dieser Tiere im Wald-Ökosystem erbracht haben (ROBERTS 1957; ALBERT 1979, 1982, 1983a, 1983b, 1983c; FRÜND 1983, 1987; POSER 1988, 1991). Weiterhin gibt es eine Reihe faunistischer Arbeiten, die sich mit den Vorzugsbiotopen der verschiedenen Arten beschäftigen (u.a. THIELE 1956, BROCKSIEPER 1972, JEEKEL 1977, KARAFIAT 1970, BARBER & KEAY 1988, SCHATZMANN 1990). Monographische Bearbeitungen gibt es von VERHOEFF (1925) und LEWIS (1980). Über Chilopoden in Baden-Württemberg existieren nur relativ wenige neuere Untersuchungen, vor allem aus dem Schwarzwald (SCHMID 1966, DETTNER 1985, LAMPARSKI 1988, FRÜND 1991, SPELDA 1991, 1993).

Lebensformtypen

Hundertfüßer (Chilopoda) sind Feuchtlufttiere mit wenig wirksamem Verdunstungsschutz. Sie treten in Deutschland vor allem in zwei Lebensformtypen auf: Die Steinkriecher (Lithobiomorpha) sind dorsoventral abgeflacht und an das Leben in laminaren Hohlraumsystemen angepaßt - z.B. in der Laubstreu der Wälder oder unter der Borke von Bäumen. Sie besitzen Ocellen und einen relativ starren Rumpf mit langen Beinen. Damit sind sie in der Lage, im Hohlraumsystem der Streuauflage oder an der Oberfläche von Baumstämmen umherzulaufen, können aber nicht im Erdboden graben. Die Erdläufer (Geophilomorpha) haben eine mehr wurmartige Erscheinung. Sie besiedeln typischerweise den Mineralboden, in dem sie nach Art der Regenwürmer im Boden graben können. Gemeinsam mit den Scolopendromorpha (von denen nur drei Arten in Deutschland vorkommen) unterscheiden sich die Erdläufer auch durch ihre Brutpflege von den Steinkriechern, bei denen die Eier einzeln abgelegt und nicht weiter betreut werden.

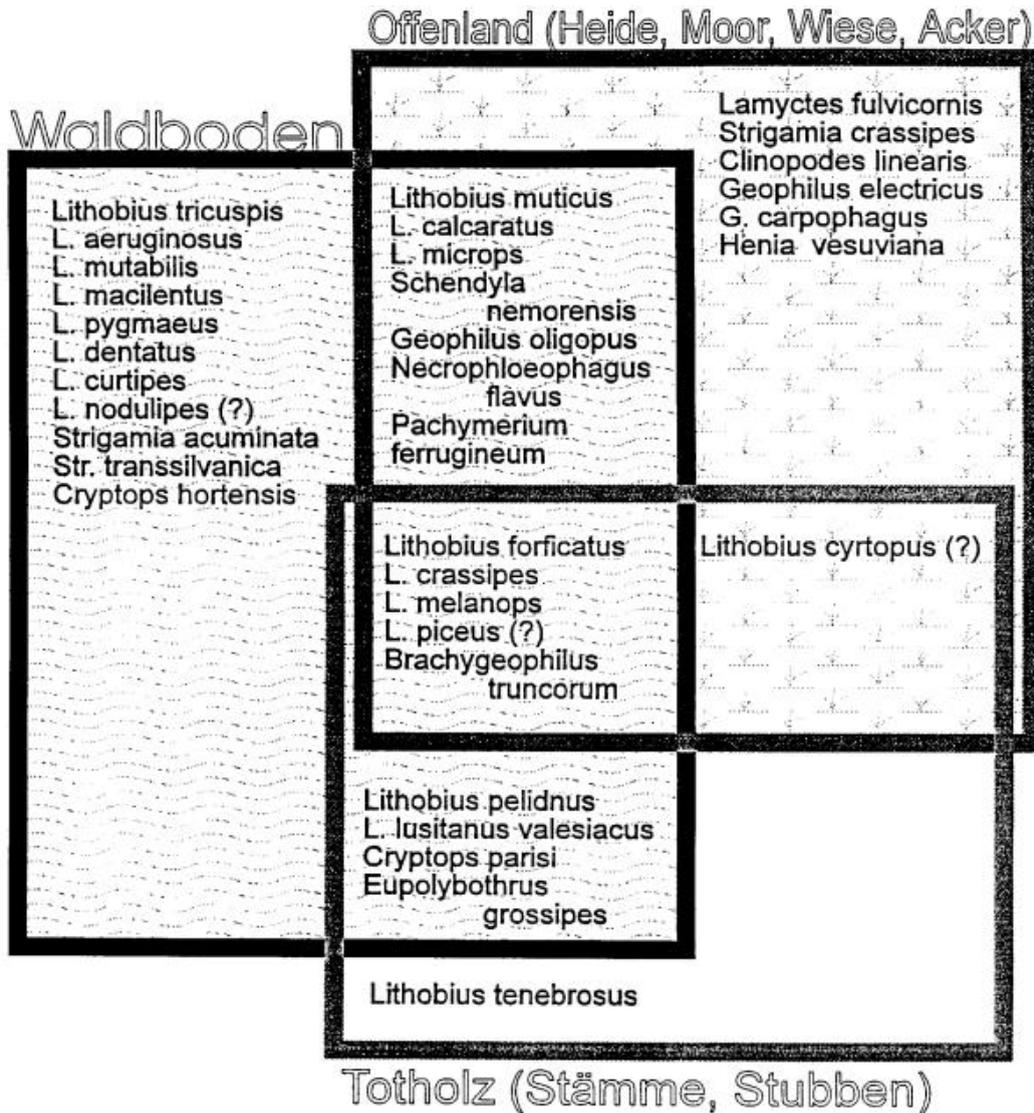


Abb. 12: Einteilung der Hundertfüßer nach typischen Aufenthaltsorten (Mikrohabitaten) in Deutschland (ohne Alpen)

Nicht alle Chilopoden sind reine Bodenbewohner. Neben den Arten, die sich permanent im Boden und seiner Auflage aufhalten, gibt es auch solche, die ihre Ruheplätze unter Rinde, in morschem Holz oder unter Steinen haben, und die nachts mehr oder weniger ausgedehnte Exkursionen unternehmen (z.B. an Baumstämmen und ähnlichen Oberflächen). In Abb. 12 sind die häufigeren einheimischen Chilopoden vereinfachend in drei (Mikro-)Habitat-Hauptgruppen eingeteilt. Die Unterschiede in der Wahl des Aufenthaltsortes sind für die Wirksamkeit der verschiedenen Erfassungsmethoden von Bedeutung: Quadratproben erfassen die im Boden lebenden Arten, aber nicht die am Tage in Verstecken sitzenden Tiere. Barberfallen fangen die laufaktiven Arten, aber die eigentlichen Bodenbewohner sind in ihnen oft unterrepräsentiert. Eine vollständige Erfassung des Arteninventars erfordert deshalb die Kombination beider Methoden (ergänzt durch Handsammlungen an Sonderstrukturen).

Hundertfüßer ernähren sich räuberisch. Sie spielen im Ökosystem eine Rolle als Regulatoren und können einen signifikanten Einfluß auf ihre Beutepopulationen ausüben (POSER 1988). Die Biomasse der Chilopoden im Waldboden kann die der Laufkäfer, Kurzflügelkäfer und Spinnen erheblich übersteigen (WEIDEMANN 1972, SCHAEFER 1983).

Reaktion auf Standortfaktoren: Vorbemerkung

Chilopoden, vor allem die Waldbewohner unter ihnen, sind "Gleichgewichtsarten" (ALBERT 1983a). Das bedeutet, daß ihre ökologische Strategie auf vielseitige Stabilisierung der Populationen und weniger auf schnelle Ressourcennutzung abzielt. Die Populationen der Hundertfüßer verändern sich eher in langfristigen Trends. Starke Fluktuationen zwischen aufeinanderfolgenden Jahren sind selten (KENDEIGH 1979, FRÜND 1991). Chilopoden sind sowohl durch ihren Lebenszyklus als auch durch ihre Stellung im Nahrungsnetz (gleichzeitig quantitativ bedeutsame Räuber, Beuteorganismen und Konkurrenten) besonders umfassend in das Regelsystem des Waldbodens eingefügt. Deshalb ist es schwer, einzelne Standortparameter als Schlüsselfaktoren für die Populationsdynamik der Chilopoden zu benennen - es sei denn es handelt sich um Elementarkatastrophen wie Entwaldung, Überflutung o.ä.

6.7.1 Bodenphysikalische Faktoren

Feuchte

Die meisten Hundertfüßer haben eine relativ wasser- und wasserdampfdurchlässige Körperhülle. Im Prinzip brauchen sie wasserdampfgesättigte Atmosphäre und sind sowohl gegen Überflutung wie auch gegen Austrocknung empfindlich (VERHOEFF 1925, CURRY 1974). Große Tiere können Austrocknungsphasen länger überstehen als kleine Tiere. Das Aufsuchen von Schlupfwinkeln mit ausreichender Luftfeuchtigkeit tiefer im Boden, unter Steinen oder unter Rinde spielt für die Regulation des Wasserhaushalts bei den Chilopoden eine wichtige Rolle. Chilopoden verfügen auch über spezielle Organe zur Aufnahme von Wasserdampf (ROSENBERG 1985, 1990).

Trotz der genannten Einschränkungen, denen Chilopoden unterliegen, lassen sich Unterschiede in der Feuchte der von den verschiedenen Arten besiedelten Standorte finden, die wohl eher auf unterschiedliche Austrocknungstoleranz und weniger auf unterschiedliche Feuchtepräferenz zurückgehen (AUERBACH 1951, FRÜND 1987). Eine lineare Korrelation zwischen Standortfeuchte und Chilopodenbesiedlung ist nicht möglich. Für einige in der Streuschicht lebende *Lithobius*-Arten läßt sich ungefähr die in Tabelle 22 dargestellte Reihenfolge der mit ihrem Vorkommen verbundenen Standortfeuchte aufstellen.

Tab. 22: Reihenfolge des Vorkommens von verschiedenen *Lithobius*-Arten in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte

Feucht	Trocken
<i>L. curtipes</i> <i>L. macilentis</i> <i>L. dentatus</i> <i>L. mutabilis</i> <i>L. muticus</i> <i>L. microps</i> <i>L. calcaratus</i>	

Weil bei den Chilopoden das, was als Feuchtepräferenz erscheint, wahrscheinlich eher unterschiedliche Austrocknungstoleranz ist, ist die Verteilung der Arten im Feuchtegradienten an einem konkreten Standort auch stark durch die Konkurrenz zwischen den Arten bestimmt und deshalb

nur mit Einschränkungen vorhersagbar. Das erklärt, weshalb bei Fehlen konkurrierender Arten *L. calcaratus* und *L. muticus* auch in Mooren, *L. calcaratus* auch in feuchten Rohhumuswäldern und *L. microps* in einem Auwald gefunden wurden.

Nur wenige Chilopodenarten sind in der Lage, Überflutungen zu überstehen (ZULKA 1991). Geophilomorpha (Erdläufer) sind in dieser Hinsicht meistens resistenter als Lithobiomorpha (VERHOEFF 1925). Wahrscheinlich werden Chilopoden durch übermäßige Regenfälle mit nachfolgend wassergesättigtem Boden bei starker Sauerstoffzehrung in ihrer Abundanz negativ beeinflusst. KENDEIGH (1979) stellte in Langzeitstudien in einem Wald in Illinois (USA) öfters nach starken Niederschlägen im Juni und Juli eine Abnahme der Chilopodenpopulation im Folgejahr fest.

Temperatur

Experimentelle Untersuchungen über den Einfluß der Bodentemperatur auf das Vorkommen der Hundertfüßer liegen nicht vor. Im allgemeinen Standortklima spielt die Temperatur aber natürlich eine Rolle für die Verbreitung der Chilopoden. Einige Arten sind nur in besonders wärembegünstigten Situationen anzutreffen: *Eupolybothrus tridentinus*, *Cryptops anomalans*, *Scutigera coleoptrata*. Eine besondere Bevorzugung niedrigerer Temperaturen durch Hundertfüßer ist nicht bekannt. Glazialrelikte, wie sie bei den Diplopoden in Baden-Württemberg angetroffen werden, sind unter den Hundertfüßern nicht vertreten.

Bodenart

Die Bedeutung der Bodenart für das Vorkommen von Chilopoden wurde bisher nicht gezielt untersucht. Bei der systematischen Chilopodenerfassung in Großbritannien wird jedoch auch die Bodenart der Habitate klassifiziert. BARBER & KEAY (1988) legen eine Auswertung in dieser Hinsicht für die häufigeren Arten Großbritanniens vor, die in der Tabelle 23 wiedergegeben ist. Die Daten sind mit äußerster Vorsicht zu betrachten, da andere Habitatparameter (z.B. Vegetation) mit dem Bodentyp verbunden sein könnten, worauf die Autoren selbst hinweisen, und zweitens die Befunde aus Großbritannien nicht ohne weiteres auf das kontinentale Europa übertragbar sind.

Tab. 23: Bodenart (Ton/tonig, Torf, Lehm, sandig/reiner Sand) an den Fundorten der häufigeren Hundertfüßer in Großbritannien (BARBER & KEAY 1988, S. 115)

Art	Ton	Torf	Lehm	Sand
<i>Haplophilus subterraneus</i>	40,8	9,8	32,6	16,9
<i>Schendyla nemorensia</i>	25,1	7,,9	30,3	36,7
<i>Strigamia crassipes</i>	48,6	13,1	23,8	14,5
<i>Geophilus carpophagus</i>	14,2	47,9	13,0	24,9
<i>Geophilus insculptus</i>	31,7	4,1	50,4	13,7
<i>Necrophloeophagus flavus</i>	32,5	18,3	28,8	20,3
<i>Brachygeophilus truncorum</i>	28,3	23,9	17,9	29,9
<i>Cryptops hortensis</i>	31,4	28,3	19,9	20,4
<i>Lithobius variegatus</i>	23,4	33,6	25,9	17,8
<i>Lithobius forficatus</i>	25,7	20,7	26,0	27,6
<i>Lithobius melanops</i>	24,7	10,9	20,1	44,2
<i>Lithobius borealis</i>	3,7	62,3	18,9	15,2
<i>Lithobius crassipes</i>	15,1	28,6	31,3	24,9
<i>Lithobius microps</i>	31,0	6,9	34,7	27,4
<i>Lamyctes fulvicornis</i>	24,6	38,4	10,5	26,6

Ein Einfluß der Bodenart und der Substratkonsistenz ist besonders für die nach Regenwurmart im Boden grabenden Geophilomorpha (Erdläufer) wahrscheinlich. Unter Ackernutzung wurde in Auenlehm mit 340 Ind./m² eine deutlich höhere Siedlungsdichte der Hundertfüßer als in einem gleich bewirtschaftetem Schiefer-Verwitterungsboden (40 Ind./m²) und in einem Sandboden (16 Ind./m²) festgestellt (FRIEBE 1992, FRIEBE 1993).

Das Bodengefüge, d.h. die Art und Verteilung der Poren und Hohlräume im Boden, hat mit großer Wahrscheinlichkeit einen hohen Einfluß auf die Chilopodenbesiedlung. So sind z.B. die Lithobiiden in dem von Regenwurmgingen durchzogenen und klüftigen Boden des Göttinger Kalkbuchenwaldes anders vertikal verteilt, als im Moderhumus-Buchenwald Ettliger Forst mit einem vertikalen Gradienten der besiedelbaren Hohlraumgröße (FRÜND 1991). Es liegen jedoch auch hierzu keine systematischen Beobachtungen vor.

6.7.2 Bodenchemische Faktoren

In der Faunistik finden sich keine Hinweise auf eine Beeinflussung der Chilopoden durch die chemische Zusammensetzung des Bodens. Es ist deshalb verständlich, daß sich in der Literatur auch keine gezielten Untersuchungen zu dieser Frage finden. Über die Humusform und die mit ihr ver-

bundene Raumstruktur und Gefügebildung im Boden kann der pH des Bodens sich jedoch indirekt auf die Chilopodenfauna auswirken.

6.7.3 Biologische Faktoren

Anscheinend werden die Chilopoden von der Baumartenzusammensetzung eines Waldes beeinflusst. So gibt es faunistische Unterschiede zwischen Nadel- und Laubwäldern (SCHATZMANN 1990, ALBERT 1982, FRÜND 1983), aber auch in Laubwäldern hat die Baumartenvielfalt einen positiven Einfluß auf die Diversität der Chilopodenfauna (FRÜND 1983). In Eichenwäldern scheint generell eine höhere Artenvielfalt der Chilopoden zu bestehen, als in Buchenwäldern (Tab. 24; POSER 1991, FRÜND 1983). Vermutlich spielt hierfür einerseits die je nach Baumart verschiedene Raumstruktur der Laubstreu eine Rolle, andererseits das durch die unterschiedlichen Baumkronen mal mehr, mal weniger mit Sonnenflecken aufgelockerte Standortsmosaik am Boden.

Chilopoden ernähren sich generell von weichhäutigen Tieren. Tiere mit stärker sklerotierter Außenhaut wie Milben und Käfer können von ihnen höchstens unmittelbar nach der Häutung überwältigt werden. Obwohl in Freilandexperimenten ein Einfluß der Chilopoden auf ihre Beutepopulationen nachgewiesen wurde (POSER 1991), lassen sich in einem Wald ohne experimentellen Eingriff trotzdem keine Korrelationen zwischen der Häufigkeit der Beutegruppen und der der Chilopoden beobachten (FRÜND 1983, 1991). Es scheint allerdings, daß einige regenwurmfressende Geophilomorpha nur an regenwurmreichen Standorten größere Häufigkeiten erreichen.

Tab. 24: Typische Arten - und Individuenzahlen der Hundertfüßer in verschiedenen Waldtypen. Nach Literaturdaten

a Kiefernwälder im Darmstädter Flugsandgebiet (KARAFIAT 1970)

Ind./ m ²	Arten	Standort
29	5	Kiefern - Laubmischwald; Humus - Karbonatboden
23	10	Kiefern - Laubmischwald; Humus - Karbonatboden
49	10	Kiefern - Laubmischwald; Humus - Karbonatboden
28	11	Kiefern - Laubmischwald; Humus - Karbonatboden
48	5	"Fiederzwenkenrasen"; Humus - Karbonatboden
41	6	"Fiederzwenkenrasen"; Humus - Karbonatboden
17	7	"Fiederzwenkenrasen"; Humus - Karbonatboden
25	3	Orchideen - Moos - Kiefernwald; Boden labil podsoli
18	3	Orchideen - Moos - Kiefernwald; Boden labil podsoli
24	4	Orchideen - Moos - Kiefernwald; Boden labil podsoli
24	4	Schafschwingel - Moos - Kiefernwald; podsoli. Braunerde
22	5	Schafschwingel - Moos - Kiefernwald; podsoli. Braunerde
16	2	Schafschwingel - Moos - Kiefernwald; podsoli. Braunerde
12	5	Heidekraut - Moos - Kiefernwald; podsolierte Böden
37	5	Heidekraut - Moos - Kiefernwald; podsolierte Böden
19	4	Heidekraut - Moos - Kiefernwald; podsolierte Böden

b Verschiedene Luzulo - Fageten (Bodensaure Hainsimsen - Buchenwälder)

Ind./ m ²	Arten	Standort	Quelle
66	9*	Ettlinger Forst	FRÜND 1991
78	7	Solling B1a	ALBERT 1982
68	6	Steigerwald SB	FRÜND 1983
6	10	Burgholz bei Wuppertal	BRONEWSKI 1991
180	4	Moder – Buchenwald Holland	VAN DER DRIFT 1951

c Verschiedene Fagetalia (basenreichere Buchenwälder)

Ind./ m ²	Arten	Standort	Quelle
180	7	Steigerwald Dentario - Fagetum	FRÜND 1983
160	8	Steigerwald	FRÜND 1983
120	8	Steigerwald	FRÜND 1983
186	10	Steigerwald; Nähe Waldrand	FRÜND 1983
150	9	Kalkbuchenwald, Göttingen	POSER 1991
150	9	Buchen - Eichenwald, England	ROBERTS 1957

d Verschiedene Eichenwälder

Ind./ m ²	Arten	Standort	Quelle
87	11	Eichen - Hainbuchen, bei Paris	GEOFFROY 1979
102	8	Eichen - Hainbuchen, bei Unterfranken	FRÜND 1983
67**	14	Traubeneichenwald, Ungarn	SZEKELYHIDY & LOK-SA 1979
50	10	Fingerkraut – Eichenmischwald, Ungarn	BALOGH/LOKSA 1948

e Verschiedene Fichtenwälder

Ind./ m ²	Arten	Standort	Quelle
5	4	Solling	ALBERT 1982
20	4	Steigerwald	FRÜND 1983
28	4	Steigerwald	FRÜND 1983
2	2	Burgholz bei Wuppertal	BRONEWSKI 1

* mittlere Artenzahl eines Untersuchungsjahres; in 8 Jahren wurden 12 Arten mit Quadratproben + 3 Arten mit Bodenfallen gefunden);

** Abundanz 155/m² incl. Boden bis 20 cm Tiefe

Anmerkung zur Tabelle 24:

Die ermittelte Siedlungsdichte ist stark von der Vollständigkeit der Chilopodenerfassung abhängig, die wiederum von der Fangmethode, dem Ausmaß der Berücksichtigung juveniler Stadien und der Probentiefe bestimmt werden. Einige Arbeiten mit sehr geringen Siedlungsdichteangaben (z.B. BROCKSIEPER 1972, THIELE 1956) werden deshalb nicht aufgeführt, da sie vermutlich methodisch nicht vergleichbar sind.

Prädatoren und Konkurrenten

Chilopoden sind für viele Tiere eine beliebte Beute (Spitzmäuse, Vögel, Amphibien, Spinnen, Kurzflügelkäfer etc.). In der Literatur finden sich einige Hinweise darauf, daß Chilopoden - vor allem die mehr oberflächennah lebenden Lithobiomorpha - einem starken Feinddruck ausgesetzt sind. CLARKE & GRANT (1968) beobachteten nach Entfernung der Spinnen aus Versuchsflächen

einen Anstieg der Abundanz von Chilopoden und Collembolen. FRÜND (1983) stellte in Freilanduntersuchungen mit Hilfe serologischer Tests fest, daß Spinnen für den Hauptanteil der natürlichen Mortalität der Lithobius-Populationen in Frage kommen. Einen weiteren Hinweis auf hohen Feinddruck bietet das Auftreten eines relativ großen Anteils (bis über 50 %) vernarbter Tiere unter den Lithobiiden. Der Anteil vernarbter Tiere ist bei tiefer im Boden lebenden Arten geringer als bei denen, die sich stärker an der Oberfläche aufhalten. In Zeiten erhöhten Räuberdrucks (zeitiges Frühjahr) und bei klimatischem Streß (Trockenperiode) wurde ein Anstieg der Narbenhäufigkeit beobachtet (FRÜND 1991, 1992). Das Verhältnis zwischen Spinnen und Chilopoden ist komplex: Chilopoden fressen kleinere Spinnen. Es hängt wahrscheinlich vor allem vom Größenunterschied der aufeinandertreffenden Tiere ab, ob sie als Beute, Konkurrent oder Freißfeind behandelt werden. Das gilt ebenso für das Zusammentreffen der Chilopoden untereinander.

6.7.4 Anthropogene chemische Faktoren

Gegenüber Schwermetallen sind Chilopoden anscheinend nicht besonders empfindlich. HOPKIN (1989) und WITASSEK (1986) untersuchten Schwermetallgehalte in Lithobiiden von kontaminierten Standorten und stellten ein hohes Anreicherungsvermögen der Arten fest.

Bei den ökotoxikologischen Untersuchungen zur Wirkung von PCP und 2,4,5-T im Stadtwald Ettlingen zeigten die Chilopoden bei der Erfassung mit Bodenfallen auch bei hoher Dosierung keine erkennbare Reaktion. Eine starke und lang anhaltende Reduktion der Chilopoden wurde allerdings in Netzbeuteln bei hohen PCP-Dosen beobachtet (BECK et al. 1988). Daten über die Wirkung von Insektiziden auf Chilopoden sind bei EDWARDS & THOMPSON (1973) und über die Auswirkungen von Herbiziden bei EIJSACKERS & VAN DER DRIFT (1976) gesammelt. Teilweise wurde eine antagonistische Wirkung beobachtet, teilweise auch kein Effekt. Nach diesen Befunden sind die Chilopoden weder als besonders empfindlich noch als besonders tolerant gegenüber organischen Noxen einzuschätzen. Bei der Ausbringung von Aminocarb in einem Wald in Kanada wurde parallel zu einer starken Reduktion der Spinnen eine Zunahme der Chilopodenaktivität beobachtet, was ein weiteres Mal die Komplexität der Wechselwirkungen im Ökosystem verdeutlicht (BRACHER & BIDER 1982).

6.7.5 Andere anthropogene Faktoren

Bodenbearbeitung

Die Chilopodenfauna von Ackerböden ist stark verarmt und wird meistens von der einzigen parthenogenetischen und univoltinen Art Mitteleuropas, *Lamyctes fulvicornis*, dominiert, die der *Litoraea* entstammt (KLINGER 1992, BRASSE 1973, KÖNIG et al. 1989). Weil Ackerböden die Streuauflage fehlt, fällt dort der Hauptlebensraum der Lithobiomorpha fort. Für regenwurmreiche Mullböden typische Geophilomorpha und Arten, die im Mineralboden leben können, werden weniger beeinträchtigt. Direktsaat und reduzierte Bodenbearbeitung bewirken eine Häufigkeitszunahme der Hundertfüßer (FRIEBE 1993). Die Auswirkungen einer gelegentlichen Bodenbearbeitung im Wald auf die Chilopodenfauna sind nicht bekannt.

Hemerobie

Sehr ausgeprägt ist der Wandel der Chilopodenfauna beim Übergang von naturnahen zu urbanen Waldstandorten (WYTWER 1995, FRÜND 1989, SCHULTE et al. 1989). Bei urbanen Verhältnissen findet ein tiefgreifender Umbau der Chilopodenfauna statt. Der größte Teil der walddtypischen Chilopodenarten verschwindet unter dem Einfluß von Lebensraumverinselung, Vermüllung, Bodenverdichtung, -versiegelung und -umlagerung und gärtnerischer Überformung. Stattdessen treten an urbanen Standorten andere, siedlungstypische und - besonders bei den Erdläufem - synanthrope Arten auf. Auch einige Arten des Offenlandes (bes. *Lithobius calcaratus*) sind ausgesprochene Kulturflüchter.

6.8 Diplopoda und Isopoda (H-C. Fründ)

Doppelfüßer und Asseln stehen sich zwar evolutionsbiologisch relativ fern, sie werden hier aber zusammen behandelt, da sie einige ökologische Gemeinsamkeiten besitzen. Die Klasse der Diplopoda (Doppelfüßer) kommt in Deutschland in 6 Ordnungen und ca. 14 Familien mit ungefähr 150 Arten vor (HOPKIN & READ 1992, VOIGTLÄNDER 1992). SPELDA (1991) nennt 124 Diplopo-denarten für Baden-Württemberg. Die landlebenden Asseln sind eine Unterordnung der Krebse (Klasse Crustacea, Ordnung Isopoda, Unterordnung Oniscoidea). In Deutschland kommen knapp 50 Arten in 10 Familien vor, die unterschiedlich stark an das Landleben angepaßt sind (GRUNER 1966, GRÜNWALD 1988).

Neben zwei neueren monographischen Bearbeitungen (Diplopoda: HOPKIN & READ 1992, Asseln: WARBURG 1993) sind als wesentliche Arbeiten über die ökologischen Ansprüche der Doppelfüßer und Asseln zu nennen: THIELE 1956, 1959, BEYER 1964, HAACKER 1968, KIME & WAUTHY 1984, DAVID 1990, KIME et al. 1992, BRANQUART et al. 1995). Aus Baden-Württemberg existieren ungefähr 15 neuere Arbeiten (nach 1960), meistens über Diplopoden. Eine für Baden-Württemberg bedeutende Informationsquelle aus dem angrenzenden Gebiet der Schweiz ist das Werk von PEDROLI-CHRISTEN (1993).

Lebensformtypen

Nach der Körpergestalt lassen sich vor allem die Diplopoden verschiedenen funktionsmorphologischen Typen zuordnen (Tab. 25). Bei den Asseln lassen die Arten mit weit ausladenden Seitenflügeln (Epimeren) der Tergite (z.B. Mauerassel *Oniscus asellus*) eine Anpassung an den Aufenthalt an glatten Oberflächen aus Stein oder Holz erkennen. Die Rückenschilde bilden einen Schirm, der den flachen Körper nahezu mit der Unterlage verschmelzen läßt und die Verdunstung sowie den Angriff durch andere Tiere abwehrt. Nur drei sehr kleine Asselarten (*Haplophthalmus* spp.) leben überwiegend im Mineralboden und verfügen über eine gewisse Grabfähigkeit. Die anderen einheimischen Arten leben an der Bodenoberfläche bzw. in der Streuauflage.

Als Streuzersetzer tragen Doppelfüßer und Asseln zum Aufschluß des Bestandesabfalls, seiner Humifizierung und Mineralisierung bei (ANDERSON & INESON 1983). In basenreichen Waldböden leisten Diplopoden einen hohen Beitrag zur Streuzersetzung, der möglicherweise nur noch von Regenwürmern und Enchyträen übertroffen wird (EDWARDS 1974, SCHAEFER 1990). Vor allem in trockenen, sandigen Böden, wo Regenwürmer selten sind, können Doppelfüßer die wich-

tigsten Streuzersetzer innerhalb der Makrofauna sein (DUNGER 1983, KARAFIAT 1970). Asseln erreichen in feuchteren Wäldern ihr Aktivitätsmaximum. Da ihre Konsumption im Verhältnis zum Körpergewicht ungefähr vier mal so hoch ist, wie bei den Diplopoden (NEUHAUSER & HARTENSTEIN 1978), muß ihnen ebenfalls eine bedeutende Rolle bei der Streuzersetzung zugestanden werden.

Tab. 25: Lebensformtypen der Diplopoda (DUNGER 1983; HOPKIN & READ 1992)

Typus	Beschreibung
Ramm – Typ	z.B. Schnurfüßer (Julidae): schlank, zylindrisch; können sich mit Hilfe der zahlreichen Beine und des als Rammme ausgebildeten Kopf - und Nackenschildes bulldozerartig durch den Boden graben. Beim Graben kann auch Erde mit den Mundwerkzeugen aufgenommen werden.
Keiltyp	z.B. Bandfüßer (Polydesmidae): dorsoventral abgeflacht, Rumpf mit Seitenflügeln; Anpassung an die Erweiterung spaltenförmiger Hohlräume, v.a. in der Laubstreu.
Bohrtyp	z.B. <i>Polyzonium germanicum</i> : Rumpf rund und \pm elastisch; Hohlräume können ähnlich wie bei Regenwürmern und Erdläufern durch Verdicken eines Körperabschnittes erweitert werden.
Kugeltyp	z.B. Saftkugler (Glomeridae) unter den Diplopoden, Rollasseln (Armadillidae) unter den Asseln: Gedrungene Körperform mit Fähigkeit, sich vollständig einzukugeln, eingeschränkte Grabfähigkeit.
Rindenbewohner	Pinselfüßer (<i>Polyxenus sp.</i>): weichhäutig, klein, stark beborstet und austrocknungsresistent. <i>Proteroiulus fuscus</i> und <i>Nemasoma varicorne</i> sind Rindenbewohner, die bei geringer Körpergröße morphologisch dem Ramm-Typ entsprechen.

Asseln bilden Aggregationen, die die Angabe von auf den Quadratmeter bezogenen Siedlungsdichten schwierig machen. GRÜNWALD (1988) untersuchte die Asseln in einem Erlenauwald auf Naßgley und einem Halbtrockenrasen auf Rendzina. Im Erlenwald siedelten 1929 Asseln pro m², was 36 % der saprophagen Makro- und Megafauna entspricht. Diplopoden waren dagegen mit 45 Tieren/m² entsprechend 0,8 % der Makrosaprophagen vertreten. Das Arteninventar der Asseln umfaßte sieben Arten, davon zwei nur subrezent. Im Halbtrockenrasen stellten die Asseln mit nur 79 Tieren/m² 11 % der Makrosaprophagen, die Doppelfüßer nahmen mit 35 Individuen/m² knapp 5 % ein. Die Artenzahl der Asseln im Halbtrockenrasen lag mit 8 Arten etwas höher als im Erlenauwald.

In Abb. 13 sind Angaben von KIME (1992) über die Siedlungsdichten und Artenzahlen von Doppelfüßern in verschiedenen belgischen Wäldern graphisch aufbereitet. Die Abundanzunterschiede zwischen Standorten mit basenreichen und basenarmen Böden sind deutlich erkennbar. Die größten Populationendichten und die höchste Artendiversität werden in basischen Böden gefunden.

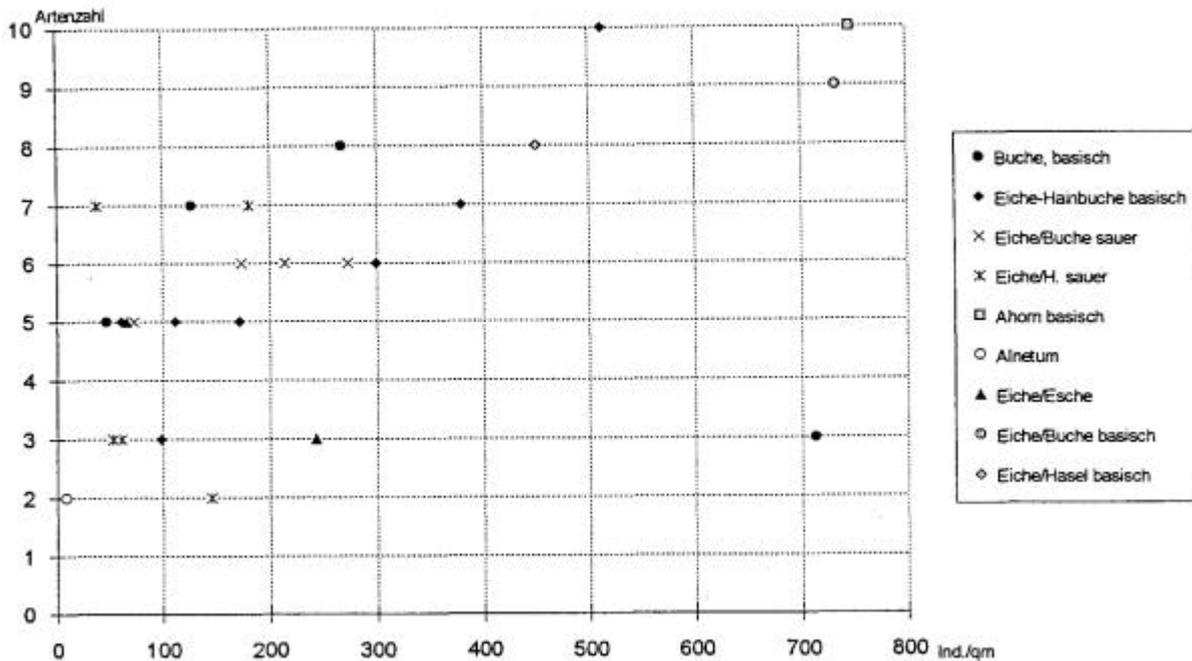


Abb. 13: Artenzahl und Siedlungsdichte von Diplopoden in verschiedenen Waldstandorten in Belgien (nach Daten von KIME 1992)

6.8.1 Bodenphysikalische Faktoren

Feuchte

Die Feuchte bzw. der Wasserhaushalt eines Standorts spielt vor allem für das Vorkommen der Asseln eine Schlüsselrolle. Nach zunehmender Resistenz gegenüber Trockenheit bzw. Anpassung an das Landleben läßt sich folgende Reihenfolge der Familien aufstellen: Ligiidae < Trichoniscidae < Oniscidae < Porcellionidae < Armadillidae (STACHURSKA-HAGEN 1993). Für das Auftreten einiger Arten reichen allerdings anscheinend schon kleinste Feuchtstellen an einem Standort aus. Z.B. wird die als hygrophil geltende Art *Trichoniscus pusillus* sowohl im Auenwald wie auch im Halbtrockenrasen gefunden (GRÜNWALD 1988). Einige Asselarten (z.B. *Porcellio scaber*) sind empfindlich gegen Überflutungen.

Doppelfüßer sind sehr komplex in ihre Umwelt eingemischt. THIELE (1959) spricht aufgrund experimenteller Untersuchungen der Standortfeuchte eine wesentliche Rolle für die Verbreitung der Arten zu und hält die häufig angeführte Calciphilie einiger Arten eventuell für einen Nebeneffekt der eigentlich entscheidenden Feuchtepräferenz. Spätere Studien anderer Autoren (HAACKER 1968, KIME & WAUTHY 1984, KIME et al. 1992, DAVID 1990) relativieren dieses wieder und weisen auf komplexere Beziehungen hin. Zumindest hat die Standortfeuchte für die Doppelfüßer nicht so eine hervorragende Bedeutung wie für die Asseln. Als hygrophile Arten gelten *Julus scandinavicus*, *Allaiulus nitidus*, *Chordeuma sylvestre*, *Craspedosoma rawlinsii*, *Haasea flavescens* und weitere.

Ähnlich wie die Hundertfüßer bevorzugen Diplopoden als Ruheplätze Orte mit hoher Luftfeuchtigkeit, wobei Nässe in der Regel gemieden wird. Viele Arten können Trockenzeiten durch Eingraben

in größere Bodentiefen überstehen. Einige Arten (v.a. Polydesmiden) können problemlos längere Überflutungen überstehen, andere sind jedoch empfindlich gegen Überschwemmungen (ZULKA 1993). Mehrere synanthrope Diplopodenarten entstammen ursprünglich dem Uferbereich (z.B. *Brachychaeteuma bradae*, *Brachydesmus superus*, *Brachyiulus pusillus*), zeigen aber in Kulturbiotopen keine eindeutige Hygrophilie.

Temperatur

Untersuchungen zum Mikroklima typischer Habitate von Doppelfüßern und zur Temperaturresistenz und -präferenz wurden von BARLOW (1957, Niederlande), HAACKER (1968, Rhein-Main-Gebiet) und THIELE (1959, Bergisches Land) durchgeführt. Zwischen den einzelnen Arten gab es bei der Untersuchung von HAACKER in der Lage der Toleranzgrenzen Differenzen von maximal 4° (Kälteresistenz) bzw. 8° (Hitzeresistenz). Eine besonders weite Temperaturamplitude erträgt die rindenbewohnende Art *Nemasoma varicorne*. Besonders eng ist der tolerierte Temperaturbereich bei der strikt silvicolen Art *Mycogona germanica*. Stenotope Waldarten zeigen generell eine Präferenz für niedrigere Temperaturen als stenotope Feldarten (Tab. 26).

Tab. 26: Verbreitung und mikroklimatische Ansprüche von 14 Diplopodenarten des Rhein – Main - Gebietes (aus HAACKER 1968, Nomenklatur aktualisiert)

	Trockenheits - resistenz	Feuchte - präferenz	Temperatur - resistenz	Temperatur - präferenz
<u>Stenotope Waldarten</u>				
<i>Tachypodoiulus niger</i>	+	xerophil	-7/+42°C	18 - 26°C
<i>Megaphyllum projectum</i>	+	xerophil	-6/+41°C	22 - 26°C
<i>Allaiulus nitidus</i>	-	hygrophil	-5/+40°C	22 - 26°C
<i>Cylindroiulus punctatus</i>	-	hygrophil	-6/+43°C	18 - 26°C
<i>Polydesmus angustus</i>	-	hygrophil	-6/+38°C	4 - 10°C
<i>Mycogona germanicum</i>	-	hygrophil	-5/+36°C	6 - 12°C
<u>Stenotope Feldarten</u>				
<i>Megaphyllum unilineatum</i>	+	indifferent	-6/+43°C	22 - 30°C
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	-	hygrophil	-6/+42°C	24 - 30°C
<i>Cylindroiulus latestriatus</i>	-	hygrophil	-6/+42°C	26 - 30°C
<u>Eurytope Arten mit Schwerpunkt im Wald</u>				
<i>Glomeris marginata</i>	+	indifferent	-6/+42°C	18 – 26°C
<i>Craspedosoma rawlinsi</i>	-	hygrophil	-5/+37°C	0 – 8°C
<i>Nemasoma varicorne</i>	-	hygrophil	-9/+44°C	10 – 18°C
<u>Eurytope Arten mit Schwerpunkt im Feld</u>				
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>	+	xerophil	-7/+42°C	26 - 32°C
<u>Eingeschleppte; synanthrope Art</u>				
<i>Cylindroiulus truncorum</i>		hygrophil	-5/+42°C	18 - 30°C

Bodengefüge

Das Bodengefüge spielt für einige nicht grabfähige Asseln eine verbreitungsbestimmende Rolle. Besonders die im Boden lebenden Haplophthalmus-Arten scheinen auf lockere, grobporenreiche Mullböden angewiesen zu sein. Die meisten einheimischen Asselarten dringen allerdings nicht tief in den Boden ein und suchen ihre Ruheplätze mehr an der Bodenoberfläche unter Steinen oder Holz. Die grabfähigen Diplopoden sind in der Regel aktiv an der Bildung eines biogenen Gefüges beteiligt. REMUS (1969) fand den kleinen Bandfüßer *Polydesmus germanicus* in basenreicher Parabraunerde bis in eine Tiefe von 120 cm, unterhalb 50 cm Bodentiefe jedoch fast ausschließlich an den Wänden von Regenwurmröhren. HERBKE (1955) beobachtete in bewässerten Lößböden eine Verschlechterung der Bodenstruktur und einen Rückgang der Diplopodenabundanz. In diesem Fall kann die Schädigung auch auf Überschwemmung der Doppelfüßer in einem empfindlichen Entwicklungsstadium zurückgehen (vgl. KRÜGER 1952).

6.8.2 Bodenchemische Faktoren

pH und Kalkgehalt

Asseln und Doppelfüßer sind generell in basen- und besonders kalkreichen Böden häufiger als in sauren Böden. Trotzdem lassen sich eine Reihe von Arten auch an versauerten Standorten finden. Dies sind unter den Asseln vor allem *Trichoniscus pusillus*, eingeschränkt auch *Philoscia muscorum*, *Trachelipus rathkei* und *Ligidium hypnorum*. Im Vergleich zwischen stammfernen und stammnahen (versauerten) Bodenbereichen im Göttinger Kalkbuchenwald zeigte nur die endogäische Assel *Haplophthalmus mengi* einen Abundanzrückgang in Stammnähe, während die anderen Arten (*Porcellium conspersum*, *Oniscus asellus*, *Ligidium hypnorum*, *Trichoniscus pusillus*) dort eher häufiger waren (SCHEU 1990).

Unter den Diplopoden sind die holz- und rindenbewohnenden Arten vom pH des Bodens weitgehend unabhängig (z.B. *Polyxenus lagurus*, *Proteroiulus fuscus*, *Cylindroiulus punctatus*). Als streubewohnende Arten werden *Mycogona germanicum*, *Chordeuma sylvestre*, *Leptoiulus simplex glacialis* und weitere auch an sauren Waldstandorten mit Moder- oder Rohhumusformen angetroffen (z.B. LAMPARSKI 1988, KIME 1990, SCHALLNASS et al. 1992). Als Zeigerart für neutrale bis mäßig saure Bodenverhältnisse kann vor allem *Allaiulus nitidus* gelten. Diese weit verbreitete Art der Wälder scheint bei pH-Werten unter 4,5 zu fehlen und erst oberhalb pH 5 optimale Lebensbedingungen vorzufinden (DAVID 1990). Im Göttinger Kalkbuchenwald ist *A. nitidus* in den durch Stammabfluß versauerten Bodenbereichen deutlich seltener als im stammfernen Waldboden (SCHEU 1990). Typisch für offene Lebensräume mit kalkhaltigem Boden ist *Cylindroiulus caeruleocinctus*, der auch in städtischen Böden häufig angetroffen wird (KIME 1992, FRÜND & RUSZKOWSKI 1989).

Bodenversauerung führt zu einem Rückzug der saprophagen Makrofauna aus dem Mineralboden in die Streuschicht, was die Pufferwirkung der Fauna verringert und die Ausbildung von Moderhumus begünstigt (SCHEU 1990).

6.8.3 Biologische Faktoren

Prädatoren

Prädatoren scheinen für die Regulation der Populationen von Asseln und Diplopoden keine Bedeutung zu haben, jedoch liegen hierzu keine systematischen Populationsuntersuchungen vor. Die Panzerung des Körpers bietet einen Schutz vor den meisten wirbellosen Räubern. Diplopoden haben dazu eine Reihe von wirkungsvollen Wehrsekreten, die sie bei Störung einsetzen. SNIDER (1984, zit. in HOPKIN & READ 1992) konnte jedoch im Labor eine Reihe von Carabiden- und Staphylinidenarten mit den Diplopoden *Polydesmus inconstans* und *Ophiulus pilosus* als Nahrung züchten. Wirbeltiere (Vögel, Amphibien, Spitzmäuse) nehmen in Wahlversuchen Asseln an, verschmähen jedoch meistens angebotene Doppelfüßer (RUDGE 1968, CARREL 1990). SUTTON (1970) stellte mit einem serologischen Test fest, daß die (wenig gepanzerte) Assel *Philoscia muscorum* in einem englischen Kalkrasen von Spitzmäusen sowie großen Hundertfüßern, Wolfspinnen und Laufkäfern gefressen wurde, unternahm aber keine quantitative Abschätzung des Räuberdrucks auf die Asselpopulation.

Nahrungsangebot

Obwohl es eine Reihe von Untersuchungen zur Nahrungswahl und -verarbeitung bei Asseln und Doppelfüßern gibt (u.a. DUNGER 1958, BIWER 1961, BECK & BRESTOWSKI 1980, BAUER & CHRISTIAN 1995), besteht keine Klarheit darüber, ob die Populationen der Diplopoden und Asseln unter natürlichen Bedingungen durch das Nahrungsangebot reguliert werden. DAVID et al. (1991) führten zu dieser Frage ein Experiment durch, bei dem der jährliche Laubfall einerseits verdoppelt, andererseits abgefangen wurde. Sie stellten ein um ca. zwei Jahre verzögertes Absinken der Diplopoden- und Isopodenabundanz nach Abfangen des Laubfalles fest, aber keine eindeutige Abundanzzunahme als Reaktion auf die Streuverdopplung. DAVID (1992 und pers. Mitt.) schließt aus diesem Experiment und weiteren Beobachtungen, daß Diplopoden in Wäldern nicht nahrungslimitiert seien. WALLWORK (Diskussionsbemerkung in BLOWER 1974, S. 573) weist darauf hin, daß die Populationen der saprophagen Bodenfauna wahrscheinlich hauptsächlich durch die Klimaverhältnisse und den Bruterfolg reguliert werden, während Nahrung selten limitierend sei.

Konkurrenten

Konkurrenz zu anderen Bodentieren oder zwischen Asseln und Diplopoden wurde bisher in Lebensräumen der gemäßigten Klimazone nicht beobachtet. Regenwürmer scheinen eher Förderer als Konkurrenten der Diplopoden und Asseln zu sein. Der Themenbereich "Ökologischen Konkurrenz in der Lebensgemeinschaft der Streuzersetzer" ist wissenschaftlich noch nicht befriedigend geklärt, hat aber wohl aktuell für die Bioindikation keine Bedeutung.

Humusform

DAVID (1987) stellte im Forêt d'Orleans bei Paris eine signifikante, positive Korrelation zwischen Humusqualität und der Dichte der Diplopoden fest. Die großen, streufressenden Arten (*Julida*, *Glomerida*, *Polydesmida*) waren nur in den besseren Humusformen abundant und

erreichten ihr Maximum im Mull. Die sich von Flüssigkeiten ernährende Art *Polyzonium germanicum* besiedelte dagegen auch Dysmoder- und Moder-Humusformen in hoher Dichte. Bei den Asseln ist die endogäische Gattung *Haplophthalmus* eng mit Mull-Humusformen assoziiert (GRÜNWALD 1988, SCHEU 1990).

Ansprüche an das Lebensraummosaik

Asseln und Diplopoden sind Tiergruppen mit geringen Raumansprüchen. Sie können deshalb auch dann in einem Gebiet vorkommen, wenn ihre Lebensansprüche nur kleinräumig bzw. fleckenartig erfüllt werden. Dies erklärt, weshalb - besonders bei Fallenfängen - immer wieder Arten auch an ganz "untypischen" Standorten angetroffen werden (z.B. *Cylindroiulus caeruleocinctus* im Ettlinger Moderhumus-Buchenwald; SCHALLNASS et al. 1992). Das Lebensraummosaik ist vor allem dann bedeutsam, wenn es in generell ungünstigen Lebensräumen Refugien für anspruchsvollere Arten bietet. KIME (1992) wies nach, daß an den Waldstandorten mit sauren Humusformen im Mittel mehr Diplopodenarten außerhalb des standardisierten Erfassungsprogramms nachgewiesen wurden, als an denen mit mullartigem Humus auf basenreichen Böden. Dies bestätigt die oben angestellten Überlegungen.

6.8.4 Anthropogene chemische Faktoren

Doppelfüßer und Asseln treten auch an schwermetallkontaminierten Standorten auf (HOPKIN 1989). Bei extram hoher Schwermetallbelastung wurde der Ausfall des Diplopoden *Tachypodoiulus niger* aus der Artengemeinschaft beobachtet (READ & MARTIN 1990). Die Schwermetalle werden in den Tieren akkumuliert. An Populationen von langfristig kontaminierten Standorten wurde eine physiologische Adaption beobachtet (DONKER & BOGERT 1991, KÖHLER 1993). Die Belastungen führen zu histologisch nachweisbaren Veränderungen im Darmgewebe (PROSI & BACK 1985, KÖHLER & ALBERTI 1992).

Pestizide und organische Schadstoffe

In Ackerböden kommen Asseln praktisch nicht vor. Außer zwei Angaben über stark toxische Wirkungen von 2,4,5-T und Ammoniumsulfamat (EIJSAKERS 1978b, EIJSACKERS & CHARDON 1979) liegen deshalb für Asseln keine weiteren Daten vor. Diplopoden wurden häufiger untersucht. Nach den Übersichten von EDWARDS & THOMPSON (1973), EIJSACKERS & VAN DER DRIFT (1976) und EIJSACKERS & VAN DE BUND (1980) wurde eine hohe Toxizität der chlororganischen Pestizide DDT, Aldrin, Dieldrin, Endrin und Hexachlorbenzol beobachtet, wobei jedoch verschiedene Untersucher zu wider-sprüchlichen Ergebnissen kommen. Insektizide auf Organophosphorbasis scheinen mäßig toxisch für Diplopoden zu sein. Bodenentseuchungsmittel wie Methylbromid, Metham-Na und ein D-D-Gemisch wirken lethal auf Diplopoden. Von den Herbiziden wirkten sich die Triazine Simazin und Atrazin in Feldversuchen negativ auf Diplopodenpopulationen aus (FOX 1964, WOJEWODIN 1958). Andere Herbizide (Monuron, TCA, Dalapon, MCPA, 2,4-D, 2,4,5-T, 2,4,5-TP) zeigten keinen Effekt oder führten sogar zu einer Vermehrung der Doppelfüßer.

Die Auswirkung der Düngung auf die Diplopoden in Ackerflächen wurde von HERBKE (1962) untersucht. Er stellte eine negative Wirkung mineralischer Stickstoffdünger (Ammoniumchlorid, Kalkammoniak, Ammoniumsulfat) auf die Diplopodenhäufigkeit fest. Stallmist dagegen bewirkte eine deutliche Förderung der Doppelfüßer. Weiterhin ging ihre Zahl bei Kalimangel (besonders deutlich bei *Polydesmus germanicus*) und bei Phosphormangel (bes. bei *Brachydesmus superus* und *Cylindroiulus caeruleocinctus*) zurück. Kalkmangel wirkte sich dagegen geringer aus und zeigt nur bei *Blaniulus guttulatus* eine Wirkung. BIWER (1961) erreichte durch Zusatz von N-, K- und P-Salzen zu Blättern von Birke, Rotbuche und Erle eine Minderung der Fraßrate von Asseln. Kalkung der Blätter blieb dagegen ohne Einfluß.

6.8.5 Andere anthropogene Faktoren

Während Asseln in Ackerböden weitgehend fehlen, zeigen die Doppelfüßer in gepflügten Böden eine größere Häufigkeit als bei reduzierter Intensität der Bodenbearbeitung (KRÜGER 1952, FRIEBE 1993). Dieser Befund läßt sich im Zusammenhang mit den regelmäßigen tagesperiodische Vertikalwanderungen im Boden erklären, die die in Ackerböden häufigen Juliden durchführen (HAACKER 1967). Bei einem künstlich gelockerten Boden ist der für die Vertikalbewegungen erforderliche Energieaufwand wahrscheinlich geringer.

Urbanisierung

(= Lebensraumverinselung, Vermüllung, Bodenverdichtung, -versiegelung und -umlagerung, gärtnerische Überformung)

In urbanen Lebensräumen findet sich eine arten- und individuenreiche Assel- und Doppelfüßerfauna (ENGHOFF 1973, TISCHLER 1980, JEDRYZKOWSKI 1982, SCHULTE et al. 1989, KORSOS 1992). Viele Arten dieser beiden Tiergruppen zeigen ausgeprägte synanthrope Tendenzen und sind in ihrem Vorkommen nach Norden hin zunehmend auf die Nähe menschlicher Siedlungen beschränkt. In urbanen Lebensräumen findet sich deshalb immer eine Anzahl stadttypischer Arten, die im naturnahen Umfeld fehlen. Als Beispiel seien die Assel *Porcellionides (= Metoponorthus) pruinosus* und der Diplopode *Choneiulus palmatus* aufgeführt.

Der Kalkgehalt städtischer Böden wirkt sich zusammen mit dem reichen Angebot an zersetzbarer organischer Substanz begünstigend aus. Asseln profitieren zusätzlich von den zahlreichen Schlupfwinkeln in und an den städtischen "Kunsthäusern". Es gibt allerdings auch einige kulturflüchtende Arten. Dies sind vor allem die Bewohner kühl-feuchter und ausgedehnter Wälder, z.B. die Asseln *Porcellium conspersum* und *Armadillidium zenckeri*, die Diplopoden *Leptoiulus simplex glacialis* und *Haasea flavescens*.

6.8.6 Schlußbemerkungen

Die Erfassung der Diplopoden und Isopoden mit Bodenfallen erbringt in der Regel eine größere Anzahl nachgewiesener Arten, als bei flächenbezogenen Fangmethoden, führt jedoch leicht zu einer Verwischung der tatsächlichen Häufigkeitsunterschiede zwischen den Arten und zwischen verschiedenen Standorten (BRANQUART et al. 1995). Dies ist für die bodenökologische Stand-

ortsbeurteilung eher störend, zumal streng endogäische Arten mit Bodenfallen oft gar nicht erfaßt werden, nur schwach an den Boden gebundene Arten dagegen meistens überrepräsentiert sind.

Die Diplopodenfauna Baden-Württembergs ist stark durch biogeographische Prozesse während der Eiszeiten geprägt. Nach der noch heute gültigen Ansicht von VERHOEFF (1938, vgl. PEDROLI-CHRISTEN 1993) stammen die meisten Diplopoden Mitteleuropas aus dem Alpenraum und sind grundsätzlich Bewohner von Felslandschaften. Nach der Vergletscherung wurde Europa von den Diplopoden neu besiedelt. Es gab jedoch u.a. im Schwarzwald Rückzugsinseln, in denen sich einige Taxa halten konnten. Dies erklärt das Vorhandensein mehrerer endemischer Arten im Schwarzwald (Tab. 27), was dem Land Baden-Württemberg eine besondere Verantwortung zu ihrer Erhaltung auferlegt.

Tab. 27: Endemische Doppelfüßerarten in Baden - Württemberg (= Arten, die weltweit nur in Baden - Württemberg vorkommen), nach SPELDA (1991)

Art	Verbreitungsgebiet
<i>Xylophageuma vomrathi</i> Verhoeff, 1911	Schwarzwald
<i>Pyrgocyphosoma titianum</i> (Verhoeff, 1910)	Südlicher Schwarzwald
<i>Rhymogona serrata</i> (Bigler, 1912)	westlicher Dinkelberg bei Lörrach
<i>Rhymogona verhoeffi</i> (Bigler, 1913)	mittlerer Schwarzwald
<i>Rhymogona wehrana</i> (Verhoeff, 1910)	südwestlicher Schwarzwald
Assel: <i>Lepidoniscus pruinosus</i>	Hohentwiel bei Singen (Schmalfuss)

6.9 Carabidae (M. Scheurig)

Die Struktur von Laufkäferzönosen und die Verbreitung der Arten wird im wesentlichen durch die Gegebenheiten des Klimas und der Nahrung beeinflusst. Wie die Anhang Tabellen A4.1 - A4.5 zeigen, liegen viele Untersuchungen über die Faktoren Temperatur und Feuchtigkeit sowie zur Vegetation vor. Dabei spiegelt die Bindung an die Vegetation bei Carabiden in erster Linie die Gesamtheit der klimatischen Gegebenheiten eines Standorts wider. Da die Laufkäfer die Veränderung von Biotopen schneller anzeigen als die Vegetation, ist die Beurteilung von Veränderungen ein Schwerpunkt bei den Untersuchungen der Carabidenfauna. Wegen der Bedeutung der Carabiden als Nützlinge bei der Schädlingsbekämpfung auf Agrarflächen wurde der Einfluß von Pestiziden vielfach bearbeitet (BASEDOW 1985). Deutlich weniger Literaturangaben liegen über andere anthropogene Faktoren vor, deren Einfluß sich oft nur sekundär über Veränderungen des Klimas oder der Nahrungsbeziehungen manifestiert.

Zur Methodik der Häufigkeitsermittlung bei Laufkäfern ist anzumerken, daß sie meist mit Barberfallen (Bodenfallen) erfolgt (vgl. Kap. 7.2.3). In den Wert der Aktivitätsdichte gehen sowohl die

Anzahl der Tiere als auch deren Laufaktivität ein. In der Literatur wird leider oft nicht zwischen der Aktivitätsdichte und der Siedlungsdichte unterschieden.

6.9.1 Bodenphysikalische Faktoren

Temperatur und Feuchte

Die einzelnen Arten der Laufkäfer haben ganz unterschiedliche Ansprüche an die Umweltfaktoren Temperatur und Feuchtigkeit. Wie die Anhang Tabellen A4.3 und A4.5 zeigen, lassen sich verschiedenen Feuchte- und Temperaturstufen bestimmte Artengruppen zuordnen, die dort die höchsten Fangzahlen bzw. ihre Aufenthaltspräferenzen aufweisen. Nach dem differenzierten Verhalten gegenüber diesen Umweltfaktoren lassen sich demnach stenöke und euryöke Species unterscheiden. Stenöke Arten vertragen keine großen Schwankungen der Umweltfaktoren und kommen nur in einem ganz bestimmten Temperatur- bzw. Feuchtebereichen eines Biotops vor. Euryöke Arten dagegen verhalten sich genau umgekehrt; sie sind allgemein verbreitet und oft in verschiedenen Biotopen zu finden.

Nach den von KIRCHNER (1960), LAUTERBACH (1964) und THIELE (1964a) durchgeführten Präferenzversuchen (Aufenthaltshäufigkeit in der jeweiligen Temperatur- bzw. Luftfeuchtestufe) sind in Tabelle 28 stenöke und euryöke Laufkäfer dargestellt.

Die meisten Carabidenarten haben bestimmte Vorzugsbiotope, in denen sie gegenüber anderen Standorten in größerer Häufigkeit vorkommen. Zwischen den in Präferenzversuchen gefundenen Ansprüchen an Temperatur und Feuchtigkeit und der Verteilung der Arten auf die verschiedenen Lebensräume besteht eine weitgehende Übereinstimmung (Ausnahme z.B.: *Pterostichus oblongopunctatus*). Die Arten zeigen dabei ihre ganz spezifische Kombination klimatischer Ansprüche (THIELE 1964a, LAUTERBACH 1964, KRAUSE 1974).

Tab. 28: Verhalten von Laufkäferarten gegenüber Temperatur und Luftfeuchte nach KIRCHNER (1960), LAUTERBACH (1964) und THIELE (1964a)

Temperaturpräferenz Bevorzugter Aufenthalt bei 11-25°C		Temperaturpräferenz Bevorzugter Aufenthalt bei 21-40°C	
Feuchtigkeitspräferenz Bevorzugter Aufenthalt bei:		Feuchtigkeitspräferenz Bevorzugter Aufenthalt bei:	
100 % rel. Feu.	100-40 % rel. Feu.	100 % rel. Feu.	75-40 % rel. Feu.
<u>Stenöke Waldarten</u>	<u>Euryöke Waldarten</u>	<u>Euryöke Feldarten</u>	<u>Stenöke Feldarten</u>
<i>Molops elatus</i>	<i>Abax ater</i>	<i>Pterostichus vulgaris</i>	<i>Asaphidion flavipes</i>
<i>Molops piceus</i>	<i>Pterostichus cristatus</i>	<i>Pterostichus madidus</i>	<i>Harpalus pubescens</i>
<i>Abax ovalis</i>	<i>Pterostichus niger</i>	<i>Agonum dorsale</i>	<i>Broscus cephalotes</i>
<i>Abax parallelus</i>	<i>Carabus problematicus</i>		<i>Carabus auratus</i>
	<i>Carabus nemoralis</i>		<i>Pterostichus cupreus</i>
	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		
	<i>Nebria brevicollis</i>		

Arten, die kühle Temperaturen und hohe Feuchtigkeitsstufen bevorzugen, finden ihre größte Verbreitung in Waldbiotopen. Darunter sind die stenöken Arten eng an das kühl-feuchte Waldklima gebunden. In kleineren Gehölzen und Hecken sind sie seltener oder überhaupt nicht anzutreffen. Die euryöken Waldarten kommen in einem breiteren Spektrum an Waldtypen vor und vermögen - mit mehr oder weniger lokalen Schwerpunkten in bestimmten Pflanzengesellschaften - die wärmeren und trockeneren Wald- und Gehölztypen zu besiedeln.

Arten, die überwiegend in niedrigen Vegetationsformen leben, bevorzugen meist höhere Temperatur- und trockenere Feuchtigkeitsbereiche. Die euryöken Arten dieser ökologischen Gruppe haben sowohl in Freiflächen Besiedlungsschwerpunkte, treten aber auch in Gehölzen, Hecken und Waldbeständen auf. Die stenöken Arten der Freiflächen fehlen ganz oder weitgehend in Hecken und Wäldern. Tabelle 29 faßt die Eigenschaften von Arten der Wälder gegenüber denen in niedrigen Vegetationsformen in ihrer allgemeinen Tendenz zusammen. Der aufgeführte Faktor der Lichtpräferenz ist für die Biotopbindung von Carabiden ebenfalls von hoher Bedeutung, wird aber im Rahmen dieser Studie nur zusammen mit Temperatur und Feuchte behandelt.

Tab. 29: Umweltansprüche von Laufkäfergruppen in verschiedenen Lebensräumen (THIELE 1964b)

Wald gemäßigtes, überwiegend kühl - feuchtes Klima	Niedrige Vegetationsformen starke Schwankungen des Klimas zwischen kalt/heiß bzw. feucht/trocken
<u>Stenöke Waldarten</u> Überwiegend kältepräferent Überwiegend feuchtepräferent Überwiegend dunkelpräferent	<u>Stenöke Freiflächenarten</u> Tendenz zu Wärmepräferenz Tendenz zu Trockenpräferenz Wenig ausgeprägte Lichtpräferenz bzw. Tendenz zu Lichtpräferenz
<u>Euryöke Waldarten</u> Wenig ausgeprägte Temperaturpräferenz bzw. Tendenz zu Wärmepräferenz Überwiegend feuchtepräferent Überwiegend dunkelpräferent	<u>Euryöke Freiflächenarten</u> Wenig ausgeprägte Temperaturpräferenz bzw. Tendenz zu Wärmepräferenz Überwiegend feuchtepräferent Wenig ausgeprägte Lichtpräferenz bzw. Tendenz zu Lichtpräferenz

Das Präferenzverhalten innerhalb der beiden ökologischen Großgruppen ist nicht einheitlich. Nach THIELE (1964b) sind in den meisten Fällen nicht alle Faktoren (Temperatur, Feuchtigkeit und Licht) gleichzeitig für die Biotopbindung einer Art verantwortlich. Einzelne Faktoren können in ihrer Bedeutung überwiegen und so prägend für die Biotopbesiedlung sein. So fand THIELE (1964b) eine biotopgemäße Reaktion gegenüber allen drei Faktoren nur bei den stenöken Arten wie z.B. *Molops elatus*, einem Bewohner feucht-kühler Wälder, der eine gleichzeitige Präferenz für niedere

Temperaturen, höhere Feuchtigkeit und Dunkelheit zeigte. Abweichungen durch Dominanz eines Faktors wurden z.B. bei *Agonum assimile*, einer Art mit niedriger Vorzugstemperatur und xerophillem Verhalten, festgestellt. In Präferenzversuchen zeigte sich unabhängig von den Feuchteverhältnissen stets eine Priorität für das Aufsuchen des optimalen Temperaturbereiches. *Agonum assimile* ist dementsprechend eine stenöke Waldart, die auch in Gehölzen und Hecken auftritt. Demgegenüber zeigen viele euryöke Arten in vielfältiger Kombination euryvalentes Verhalten bestimmten Faktoren gegenüber und Stenovalenz gegenüber anderen. Manche Arten leben in Biotopen, die keine Übereinstimmung mit den klimatischen Ansprüchen der Präferenzversuche von THIELE (1964b) zeigen. So beschreibt er z.B. *Pterostichus oblongopunctatus* als euryöke Art, die keine ausgeprägte Präferenz für Temperatur oder Licht bei eher trockeneren Feuchtigkeitsansprüchen hat und die ihre Hauptverbreitung dennoch in Wäldern, Gehölzen und Hecken aufweist.

Im Zusammenhang mit der Beurteilung der Biotopbindung von Carabiden ist die Sachlage noch komplexer. So kann die Besiedlung eines Biotopes auch vom Fortpflanzungstyp und damit dem jahreszeitlichen Auftreten der Larven als den empfindlichsten Entwicklungsstadien einer Species abhängen. Es gibt Laufkäfer-Arten, die ihre Fortpflanzungsperiode im Herbst haben und deren Larven sich innerhalb des Zeitraums vom Spätherbst bis Frühjahr entwickeln. Nach THIELE (1964b) kommen dagegen in kühl-feuchten Waldgesellschaften aus der Ordnung der Fagetalia im Vergleich zu wärmeren und trockeneren Waldtypen eher Frühlingstiere mit Sommerlarven vor.

Daß die für die Biotopbindung von Carabiden wesentlichen Faktoren klimatischer Art sind, zeigt auch die unterschiedliche lokale Verbreitung der Arten. So erwähnt THIELE (1964b) bei *Carabus nemoralis*, einer euryöken Waldart, nach Norden hin - mit verstärkt atlantischem Klimaeinfluß - eine immer geringere Bindung an den Wald. LAUTERBACH (1964) konnte bei der Gegenüberstellung von gleichen Waldgesellschaften verschiedener Jahre, anhand des unterschiedlichen Spektrums der Carabidenfauna, zwischen warm-trockenen und kühl-feuchten Jahren unterscheiden. In ähnlicher Weise wirken sich Mikroklimaschwankungen, z.B. zwischen Windbruchlücken und Bestandesinnerem, auf die Artenzusammensetzung der Laufkäfer aus.

Die unterschiedlichen klimatischen Ansprüche der Arten drücken sich in der charakteristischen Dominanzstruktur eines Biotopes aus. Anhang Tabelle A4.3 zeigt bei verschiedenen Bodenfeuchtigkeitsstufen die unterschiedlichen Häufigkeitsverhältnisse einzelner Arten, d.h. deren Feuchtigkeitspräferenz. In Tabelle 30 sind typische Artengruppen verschiedener Wiesengesellschaften nach TIETZE (1968) zusammengestellt, die für bestimmte Bodenfeuchtestufen charakteristisch sind. Für einige der genannten Arten kommt DÜLGE et al. (1994) hinsichtlich ihrer Feuchtigkeitspräferenz zur gleichen Einschätzung.

Anhand der Befunde der Tabelle 30 läßt sich der wichtige Einfluß des Faktors Feuchtigkeit bei der Biotopwahl von Carabidenarten beurteilen. So wurde z.B. *Pterostichus niger* von TIETZE (1968) am häufigsten in Wiesengesellschaften des Bodenfeuchtigkeitsbereiches feuchtnaß/feucht/frischfeucht gefunden. Andere Autoren nennen Wälder als Vorzugsbiotope dieser Art und ordnen sie als euryöke Waldart ein (THIELE 1964b, GEILER & BELLMANN 1974). In Schleswig-Holstein mit seinem atlantisch geprägten Klima fand HEYDEMANN (1964) die Art auf Feldern. Übereinstimmung in der Biotopwahl besteht also darin, daß es sich um Standorte mit einem hohen Feuchtigkeitsgrad handelt. Dies bestätigt auch KRAUSE (1974), der die Art sowohl in Wäldern als auch Wiesen fand und über eine weitgehende Vermeidung trockener Stellen berichtet. Als weite-

res Beispiel beschreibt TIETZE (1968) *Carabus auratus* als überwiegend verbreitet in frisch/frisch-trockenen Wiesentypen. In Übereinstimmung damit berichtet THIELE (1964b) über häufiges Vorkommen in Feldkulturen und ordnet die Art daher als stenökes Feldtier ein. Auch GEILER & BELLMANN (1974) beschreiben die Art als kulturbegünstigten Bewohner offenen Geländes.

Tab. 30: Carabidenarten verschiedener Wiesengesellschaften nach ihrem überwiegenden oder ausschließlichen Vorkommen (Aktivitätsdichte) in Bezug zur Bodenfeuchte nach den Untersuchungen von TIETZE (1968) modifiziert.

		Bodenfeuchte		
		Naß/feuchtnaß/feucht	Frischfeucht/frisch	Trocken/dürr
Agonum	fuliginosum	Epaphius	secalis	<i>Brachynus explodens</i>
Agonum	thoreyi	Carabus	granulatus	<i>Amara equestris</i>
Agonum	viduum	Anisodactylus	binotatus	<i>Cymindis angularis</i>
Leistus rufescens		Pterostichus	vulgaris	Calathus ambiguus
		Pterostichus	coerulescens	Masoreus wetterhali
		Amara	plebeja	Calathus erratus
		Amara	aulica	Harpalus picipennis
		Badister	bipustulatus	
		Clivina fossor		
		Pterostichus	diligens	Amara bifrons
		Pterostichus	nigrita	Amara aenea
		Pterostichus niger		Bembidion lampros
				Carabus auratus
				Harpalus aeneus

Die höchsten Artenzahlen und Aktivitätsdichten fand TIETZE (1968) in Wiesen des mittleren Feuchtigkeitsbereiches von frischfeucht bis trocken. Dabei stiegen die Artenzahlen zum trockenen Bereich hin an, während die Fangzahlen in Richtung einer höheren Bodenfeuchte größer werden; d.h. sie verhalten sich gegenläufig (Anhang Tab. A.4). Ähnliche Ergebnisse berichtet auch DUNGER et al. (1980) bei Untersuchung einer Catena von Trockenrasen über Halbtrockenrasen, Wirtschaftswiesen bis hin zu Gebüsch und Wäldern. Er fand auf den trockenen Standorten die höheren Artenzahlen bei einer Abnahme der Aktivitätsdichte, während die feuchteren Vegetationsgesellschaften eine niedrigere Artenzahl bei einer Zunahme der Aktivitätsdichte zeigten. Zudem gingen im Extremhabitat Trockenrasen sowohl die Aktivitätsdichte wie auch die Artenzahl stark zurück. Im Verhältnis zu anderen zoophagen Bodentiergruppen wie Spinnen oder Staphyliniden dominieren Carabiden, gemessen z.B. als Aktivitätsbiomasse, eher an feuchteren Standorten, insbesondere Wäldern, während in trockeneren Biotopen alle Prädatoren-Großgruppen in gleicher Größenordnung vorkommen (DUNGER et al. 1980, BONESS 1953).

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß sich aus der unterschiedlichen Kombination der Temperatur- und Feuchtigkeitsansprüche jeder Art charakteristische Dominanzstrukturen ergeben, die Ausdruck der klimatischen Gegebenheiten eines bestimmten Standorts sind. Dominanzverhältnisse sind gut geeignet, auch geringere Störungen in Biotopen durch Verschiebungen der Artenstruktur anzuzeigen. Insbesondere die Verbreitung der stenöken Arten mit ihrem engen Toleranzbereich eignet sich gut zur Beurteilung von Veränderungen im jeweiligen Lebensraum, da die Laufkäfer sensibel gegenüber Störungen des Mikroklimas reagieren. Diese Störungen ergeben sich primär aus Vegetationsveränderungen in Folge von Grundwasserabsenkungen, Luftschadstoffimmissionen, Nährstoffeintrag oder Auslichtungen.

Bodenart und Bodentyp

In der Literatur finden sich verschiedene Hinweise über den Zusammenhang zwischen der Carabidenfauna und der Bodenart eines Standorts. So überwogen in den Untersuchungen von VOGEL & KROST (1990) in Buchenwäldern mit Lehmboden die Frühlingsarten und in den Wäldern auf Sand die Herbstarten. Der Grund hierfür scheinen unterschiedliche Präferenzen der Larvenstadien zu sein: die kühlen und feuchten Bedingungen im Buchenwald bieten während des Sommers die besseren Entwicklungsbedingungen, wohingegen die in dieser Jahreszeit trockeneren und wärmeren Sandböden ihre beste Feuchtigkeitsversorgung im Herbst, Winter und Frühjahr aufweisen (siehe Kap. 6.9.1).

Auch HEYDEMANN (1964) stellte in seinen Untersuchungen über die Carabidenfauna Schleswig-Holsteins Unterschiede zwischen Sand- und Lehmböden fest (Tab. 31). Nach seinen Angaben dominieren auf Lehmböden im allgemeinen größere Arten als auf Sandböden. Kulturbiotope auf Lehmböden sind nährstoffreicher bei besser ausgeglichenen Feuchtigkeitsverhältnissen und stellen im Vergleich zu den nährstoffarmen und trockenen Sandböden die günstigeren Lebensräume dar. Es besteht also die Tendenz, daß die Größe der Carabiden-Arten zu den extremeren Standorten mit Primärbiotopcharakter hin abnimmt. Die gleiche Tendenz zeigt sich sowohl auf Kahl-schlagflächen, wo im Vergleich zu Waldflächen kleinere und flugfähige Arten dominant werden (siehe Kap. 6.9.5) wie auch beim Vergleich von Küstenstandorten mit den schon besprochenen Kulturbiotopen (HEYDEMANN 1964). Dagegen konnten VOGEL & KROST (1990) bei der Untersuchung verschiedener Waldgesellschaften diese Tendenz der Größenveränderung nicht bestätigen.

Tab. 31: Untersuchungsparameter der Carabidenfauna auf Sand - und Lehmböden nach HEYDEMANN (1964); Biomasse bzw. Gewichtsangaben in mg

	Sandboden Wintergetreide	Sandboden Hackfrucht	Lehmboden Wintergetreide	Lehmboden Hackfrucht
Dominierende Größenklasse	11 – 19 mm	11 – 19 mm	19 – 30 mm	19 – 30 mm
Artenzahl	19	15	16	13
Fangzahl	172	105	198	160
Biomasse	15729	4467,3	74461	20453
Durchschn. FG / Ind.	91,5	42,5	376,2	127,8

Eine Verschiebung der Dominanz zwischen den einzelnen Größengruppen der Carabiden drückt sich in der Biomasse aus. Sowohl das durchschnittliche Individualgewicht als auch die Gesamtbio­masse sind auf den Lehm­böden höher als auf Sand­böden. Dabei sind bei gleicher Bodenart in Abhängigkeit von der angebauten Feldfrucht Unterschiede in bezug auf Arten- und Fangzahl, Biomasse und Lebendgewicht festzustellen. Zum Beispiel liegen die entsprechenden Werte auf Hackfruchtfeldern niedriger als in Wintergetreidekulturen (Tab. 31); u.a. weil bei letzteren die Bodenbearbeitung im Winter und Frühjahr entfällt (HEYDEMANN 1964). Eine solche Tendenz der Arten- und Individuenzahlen und der Größenverhältnisse von Carabiden wie sie HEYDEMANN (1964) beim Vergleich von Biotopen auf Lehm- und Sandböden beschreibt, findet sich auch bei den Vegetationstypen (siehe Kap. 6.9.3).

In Tab. 32 sind einige Beispiele qualitativer Indikatorarten für das nördliche Ostdeutschland angegeben, deren Vorkommen u.a. von der Bodenart abhängt (MÜLLER-MOTZFELD 1989). Als charakteristisch für Ackerstandorte mit leicht erwärm­baren Sand­böden (Podsol) können zudem xero- oder thermophile Arten wie *Bembidion ustulatum*, *Harpalus aeneus*, *Amara similata*, *Pterostichus cupreus* und *Amara aenea* gelten (BRASSE 1975).

Tab. 32: Carabidenarten mit Bezug zur Bodenart nach MÜLLER - MOTZFELD (1989)

Lehm/Ton/Geschiebemergel (Anteil abschlämmbarer Bestandteile über 20 %)			
<u>Xerophile Arten</u>	<u>Thermophile Arten</u>	<u>Mesophile Arten</u>	<u>Hygrophile Arten</u>
<i>Cicindela germanica</i> <i>Dyschirius angustatus</i>	<i>Bembidion pygmaeum</i> <i>Asaphidion pallipes</i> <i>Dyschirius laeviusculus</i>	<i>Dyschirius intermedius</i> <i>Asaphidion curtum</i> <i>Demetrias atricapillus</i> <i>Acupalpus meridianus</i>	<i>Bembidion stephensi</i> <i>Bembidion nitidulum</i> <i>Stomes pumicatus</i> <i>Nebria livida</i> <i>Bembidion saxatile</i> <i>Bembidion milleri</i>
Sandböden (Anteil abschlämmbarer Bestandteile unter 10%)			
<u>Xerophile Arten</u>	<u>Thermophile Arten</u>	<u>Mesophile Arten</u>	<u>Hygrophile Arten</u>
<i>div. Harpalus spec</i> <i>Amara tibialis</i> <i>Amara quenseli</i> <i>Amara fusca</i> <i>Amara infima</i> <i>Masoreus wetterhallii</i> <i>Syntomus foveatus</i>	<i>Cicindela maritima</i> <i>Cicindela hybrida</i> <i>Nebria salina</i> <i>Notiophilus pusillus</i> <i>Div. Harpalus spec</i> <i>Calathus ambiguus</i> <i>Diverse Amara spec.</i>	<i>Cicindela maritima</i> <i>Broscus cephalotes</i> <i>Harpalus serripes</i> <i>Bradycellus verbasci</i> <i>Div. Amara spec</i>	<i>Omophron limbatum</i> <i>Dyschirius obscurus</i> <i>Dyschirius thoracicus</i> <i>Dyschirius ne-resheimeri</i> <i>Bembidion litorale</i> <i>Bembidion argenteolum</i> <i>Bembidion lunatum</i> <i>Demetrias monostigma</i> <i>Dromius longiceps</i>

Ein Einfluß des Bodentyps auf die Carabidenfauna ist schwierig zu beurteilen. Obwohl sich hinsichtlich Arten- und Fangzahlen keine eindeutig interpretierbaren Unterschiede (Anhang Tab. A.4) beim Vergleich von Kalkbuchenwäldern und Sauerhumusbuchenwäldern erkennen lassen, scheinen Carabiden basenreiche Böden zu bevorzugen. Dafür spricht, daß in Kalkbuchenwäldern eine größere Anzahl von Arten einen hohen Dominanzanteil erreicht als in den basenarmen Sauerhumusbuchenwäldern (LAUTERBACH 1964, SCHAEFER & SCHAUERMANN 1990). Von LAUTERBACH (1964) wurden in Wäldern mit basenreichen Rendzina- und Lößböden höhere Arten- und Fangzahlen im Vergleich mit basenarmen Braunerdeböden festgestellt (Tab. 33).

Tab. 33: Carabiden in Wäldern mit Bezug zum Bodentyp (LAUTERBACH 1964)

	Rendzinaböden und Lößböden	Braunerdeböden
Artenzahl	58	48
Durchschnittliche Fangzahl	329	170

Eine sekundäre Auswirkung verschiedener Bodentypen auf die Carabidenfauna wäre im Hinblick auf die unterschiedlichen Humusformen solcher Standorte und damit des unterschiedlichen Nahrungsspektrums denkbar. Mullböden weisen einen höheren Anteil an Makrofauna auf, wie z.B. Regenwürmer, Asseln oder Tausendfüßler, während Moderböden durch stärkeres Auftreten der Mesofauna, wie Milben, Collembolen oder Enchyträen gekennzeichnet sind (siehe Kapitel 6.9.3). LAUTERBACH (1964) nennt einige Laufkäferarten, die in seinen Untersuchungen eine Bindung bzw. Bevorzugung eines bestimmten Bodentyps erkennen ließen (Tab. 34), was aller Wahrscheinlichkeit nach von einem ganzen Komplex verschiedener Standortfaktoren abhängt. Carabiden mit Frühlingsfortpflanzung waren auf Braunerdeböden häufiger.

Tab. 34: Carabidenarten von Waldstandorten mit Bezug zum Bodentyp nach LAUTERBACH (1964)

	Rendzinaböden und Lößböden	Braunerdeböden
<u>Bindung an Bodentyp:</u>	<i>Pterostichus madidus</i> <i>Molops elatus</i> <i>Carabus cancellatus</i> <i>Carabus auratus</i>	<i>Amara cursitans</i> <i>Bradycellus verbasci</i> <i>Cychrus attenuatus</i> <i>Pterostichus angustatus</i>
<u>Bevorzugung des Bodentyps:</u>	<i>Molops piceus</i> <i>Carabus purpurascens</i> <i>Pterostichus vulgaris</i> <i>Abax parallelus</i>	<i>Pterostichus metallicus</i>

6.9.2 Bodenchemische Faktoren

Die Bedeutung des pH-Wertes ist für Carabiden eher sekundär, auch wenn sich eine Bevorzugung basenreicher Böden andeutet (vgl. Kap. 6.9.1 und 6.9.3). Unterschiede der Basenversorgung von Böden wirken sich demnach über den Vegetationstyp eines Standorts mit seinem entsprechenden Mikroklima, seine Humusform und damit letztlich auf das Nahrungsspektrum der Carabiden aus. Eine Aussage über die Abhängigkeit des Vorkommens der Laufkäfer von bodenchemischen Faktoren ist allerdings schon deshalb schwer möglich, weil diese in Carabidenuntersuchungen kaum Beachtung finden.

6.9.3 Biologische Faktoren

Vegetation

Die Besiedlung von Lebensräumen durch Carabiden wird in hohem Maße von den mikroklimatischen Verhältnissen bestimmt, die wiederum stark durch die unterschiedlichen Pflanzengesellschaften geprägt werden; d.h. eine Charakterisierung von Standorten durch Carabiden ist als Hinweis auf die dort herrschenden mikroklimatischen Verhältnisse zu sehen. Daher korreliert die Verbreitung der Laufkäferarten kaum mit bestimmten Pflanzenassoziationen, sondern eher mit dem pflanzensoziologischen Ordnungsniveau (THIELE & KOLBE 1962). So sind z.B. in Tabelle 35 bestimmte Arten dargestellt, die eine Bevorzugung der kühl-feuchten Wälder aus der Ordnung der Fagetalia (z.B. Rotbuchenwälder, EichenHainbuchenwälder, Auwälder) erkennen lassen. In Anhang Tabelle A4.1 ist die Häufigkeitsverteilung der einzelnen Arten für die unterschiedlichen Pflanzengesellschaften dargestellt. Es lassen sich Arten mit relativ engem Verbreitungsspektrum erkennen, die einheitliche Vegetationsgesellschaften wie z.B. Wälder bevorzugen und andererseits solche, die in mehreren unterschiedlichen Pflanzengesellschaften vorkommen.

Beim Vergleich von Waldgesellschaften mit ihrem ausgeglichenen kühl-feuchten Klima und Biotopen mit niedrigeren Vegetationstypen, die durch extremere und schwankende Klimaverhältnisse geprägt sind, verhalten sich Artenzahl und Individuenzahl umgekehrt proportional (Anhang Tab. A.4). Dabei weisen Wälder niedrigere Artenzahlen bei höheren Fangzahlen auf, während sich in Freiflächen mit niedrigen Vegetationsformen höhere Artenzahlen und geringere Fangzahlen finden. Beim Vergleich der Waldgesellschaften untereinander läßt sich diese Tendenz nicht eindeutig bzw. nur teilweise erkennen, während sie sich in Wiesengesellschaften unter dem Einfluß verschiedener Feuchtigkeitsstufen bestätigt (siehe Kap. 6.9.1). Die gleiche Tendenz der Abhängigkeit von klimatischen Faktoren findet sich auch bei der Auslichtung eines Waldes und auf verschiedenen Bodenarten (siehe Kap. 6.9.1 und 6.9.5).

Dabei kommen die Arten in einem den Standort charakterisierenden Dominanzanteil vor. So sind z.B. besonders feuchte Grünlandstandorte durch hohe Aktivitätsdominanzen von *Pterostichus diligens* und *P. nigrita* gekennzeichnet, relativ trockene Grünlandflächen durch *Poecilus versicolor* und *Amara communis* (DÜLGE et al. 1994). *P. nigrita* kommt z.B. an den feuchtnassen Standorten mit einem Aktivitäts-Dominanzanteil von bis zu 22,3 % vor, während der entsprechende Anteil bei Flächen mit geringer Feuchte nur 4 % beträgt.

Andererseits nennen diese Autoren Arten, die auch in Einzelfunden Grünlandstandorte als ausreichend feucht charakterisierten, wie z.B. *Agonum dolens* oder *A. micans*. Dabei weist eine hohe Aktivitätsdominanz von *Pterostichus melanarius* auf die zunehmende Trockenheit von Feucht-

grünland hin; d.h. diese Art kann als Indikator für eine hohe Nutzungsintensität bzw. Entwässerung des Standortes dienen (Anhang Tab. A.4). Ebenso ist das Auftreten von *Calathus rotundicollis* in hoher Dominanz an von Straßen beeinflussten Waldstandorten als Hinweis auf stärker anthropogen beeinflusste, gestörte Laubwaldstandorte anzusehen (RINK 1990).

Im folgenden sollen einige Beispiele für charakteristische Carabidenzönosen verschiedener Vegetationsformen gegeben werden. Die Artenzusammensetzung muß jeweils unter den entsprechenden standörtlichen und lokalen Gegebenheiten betrachtet werden (Tab. 35 - 38).

Tab. 35: Charakteristische Carabidenarten in Wäldern nach THIELE & KOLBE (1962), THIELE (1964b) und LAUTERBACH (1964)

Carabidenarten in Wäldern

Arten der Fagetalia (mesophytische Laub – und Buchenwälder)

Molops elatus
Molops piceus
Abax ovalis
Abax parallelus
Agonum assimile

Arten, die in Wäldern aller Typen verbreitet sind

Abax ater (= *Abax parallelepipedus*)
Pterostichus cristatus
Pterostichus niger
Carabus problematicus
Carabus nemoralis
Pterostichus oblongopunctatus

Tab. 36: Carabidenarten von Feuchtgrünlandstandorten in Nordwestdeutschland (DÜLGE et al. 1994)

Eurytope Grünlandarten

Carabus granulatus
Pterostichus strenuus
Clivina fossor
Pterostichus vernalis
Loricera pilicornis
Poecilus versicolor
Amara communis
Pterostichus melanarius
Dyschirius globosus
Agonum mülleri
Bembidion guttula
Amara lunicollis

Feuchtgrünlandarten

Pterostichus nigrita
Pterostichus diligens
Agonum viduum
Agonum moestum
Oodes helopioides
Acupalpus exiguus
Chlaenius nigricornis
Agonum marginatum
Elaphrus cupreus
Pterostichus minor
Trichocellus placidus
Dyschirius luedersi

Flußmarscharten

Bembidion minimum
Bembidion bipunctatum
Poecilus cupreus
Notiophilus substriatus
Bembidion aeneum
Bembidion biguttatum
Bembidion properans
Amara strenua

Tab. 37: Carabidenarten eines Trockenrasens nach TIETZE (1973/74; in DUNGER et al. 1980) aus Untersuchungen in Silbergrasrasen und Sandpionierasen im südlichen Ostdeutschland. Es sind Arten, die sich durch weitgehend stenökes Verhalten mit warm - und trockenpräferenten Umweltansprüchen auszeichnen

<i>Amara fulva</i>	<i>Harpalus servus</i>	<i>Harpalus distinguendus</i>
<i>Amara infima</i>	<i>Harpalus picipennis</i>	<i>Harpalus tardus</i>
<i>Amara equestris</i>	<i>Harpalus griseus</i>	<i>Notiophilus hypocrita</i>
<i>Calathus erratus</i>	<i>Harpalus smaragdinus</i>	<i>Cymindis angularis</i>
<i>Harpalus autumnalis</i>	<i>Harpalus anxius</i>	<i>Masoreus wetterhali</i>
<i>Harpalus flavescens</i>	<i>Harpalus vernalis</i>	<i>Metabletus foveatus</i>
<i>Metabletus truncatellus</i>		

Tab. 38: Dominante Carabidenarten in Äckern nach PAUER (1975) aus Untersuchungen in Raps - und Getreidefeldern Schleswig – Holsteins

<i>Agonum dorsale</i>	<i>Bembidion tetracolum</i>	<i>Carabus auratus</i>
<i>Pterostichus melanarius</i>	<i>Loricera pilicornis</i>	<i>Amara similata</i>
<i>Bembidion lampros</i>	<i>Amara plebeja</i>	<i>Bembidion 4-maculatum</i>
<i>Harpalus rufipes</i>	<i>Asaphidion flavipes</i>	<i>Nebria brevicollis</i>
<i>Clivina fossor</i>	<i>Harpalus affinis</i>	<i>Trechus 4-striatus</i>
<i>Amara familiaris</i>		

Humus

Die Humusform hat auf Carabiden wahrscheinlich keinen gravierenden und unmittelbaren Einfluß. Sekundäre Effekte, wie die Veränderung des Nahrungsspektrums oder Feuchtigkeitsunterschiede, dürften eher von Bedeutung sein. Arten- und Fangzahlen (Anhang Tab. A.4) lassen keine eindeutige Tendenz beim Vergleich von Mullböden in Kalkbuchenwäldern und Moderprofilen in Sauerhumusbuchenwäldern erkennen. SCHAEFER & SCHAUERMANN (1990) vermuten trotz ähnlicher Artenzahlen an beiden Standorttypen dennoch eine Förderung von Carabiden in Mullböden, da diese eine ausgeglichene Dominanzstruktur aufwiesen.

In Fichtenwäldern mit Rohhumusaufgabe fanden die meisten Autoren (Anhang Tab. A.4) deutlich niedrigere Arten- und Fangzahlen im Vergleich zu den Laubwäldern. Andererseits ist die Biomasse der Laufkäfer nach den Untersuchungen von SCHAEFER & SCHAUERMANN (1990) und ROTH (1985) sowohl in Moderhumusbuchenwäldern als auch in den Rohhumusaufgaben von Fichtenwäldern geringer als in Mullbuchenwäldern.

Neben den unterschiedlichen Feuchtigkeitsverhältnissen der Humusformen dürfte auch die Faunenzusammensetzung - im Hinblick auf ihre Eigenschaft als potentielle Beute - für Carabiden von Bedeutung sein. Mullböden sind im allgemeinen durch ihren höheren Anteil an Makrofauna geprägt, der sich in Moder- und Rohhumusböden in Richtung der Mesofauna verschiebt. So ergeben sich differenzierte Nahrungsspektren für die Carabidenfauna. MÜLLER-MOTZFELD (1989) nennt einige qualitative Indikatorarten für das nördliche Ostdeutschland, deren Verbreitung eine Beziehung zur Humusform andeutet (Tab. 39).

Tab. 39: Carabidenarten mit Bezug zu Humusverhältnissen nach Untersuchungen von MÜLLER - MOTZFELD (1989)

Rohhumus (sauer, mäßig feucht)	Torf (nährstoffarm, sauer)	
	An das Substrat gebunden	Das Substrat bevorzugend
<i>Bradycellus ruficollis</i>	<i>Agonum ericeti</i>	<i>Carabus clathratus</i>
<i>Trichocellus cognatus</i>	<i>Agonum munsteri</i>	<i>Agonum gracile</i>
<i>Acupalpus dubius</i>	<i>Bembidion humerale</i>	<i>Agonum micans</i>
	<i>Carabus nitens</i>	<i>Pterostichus rhaeticus</i>
	<i>Trechus rivularis</i>	<i>Pterostichus aterrimus</i>
		<i>Patrobus assimilis</i>

6.9.4 Anthropogene chemische Faktoren

Die Wirkungen von Chemikalien auf Carabiden sind unterschiedlich gut untersucht. Wegen ihrer Bedeutung als Nützlinge bei der Schädlingsbekämpfung in Agroökosystemen sind die Reaktionen der Laufkäfer gegenüber Pflanzenschutzmitteln relativ gut bekannt, während nur wenige Arbeiten über die Einflüsse anderer anthropogen verbreiteter Stoffe verfügbar sind.

Pestizide

Pflanzenschutzmittel wirken sich sehr differenziert aus. Ein Einsatz in den üblichen, empfohlenen Aufwandmengen kann die Häufigkeit (Aktivitätsdichte) von Carabiden sowohl verringern wie erhöhen, manchmal auch unbeeinflusst lassen. Über deutliche Minderungen der Fangzahl bzw. Erhöhung der Mortalitätsraten bei Verwendung von bestimmten Pestiziden berichten z.B. EDWARDS & THOMPSON (1973), PAUER (1975), EIJSACKERS (1978a), BASEDOW et al. (1981) und FÖRSTER (1991). Dagegen fanden KELLY & CURRY (1985) sowie BÜCHS (1990) nach Ausbringung von Pestiziden keine Verringerung, teils sogar einen Anstieg der Fangzahlen aufgrund erhöhter Aktivität der Käfer. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen BECK et al. (1988) nach zweijähriger Applikation der beiden Pestizide PCP und 2,4,5-T. Die Wirkungspfade der verschiedenen Pflanzenschutzmittel (z.B. direkt versus indirekt über die Aufnahme kontaminierter Nahrung) können dabei sehr unterschiedlich sein.

Pestizide wirken artspezifisch auf Carabiden. So stellt BÜCHS (1990) eine Veränderung in der Dominanzstruktur zugunsten euryöker und störungstoleranter Arten fest (Tab. 40). Es sind sowohl Rückgang als auch Förderung festzustellen, wobei kein negativer Einfluß auf die Fangzahl der gesamten Carabidenzönose erkennbar ist. Über unterschiedlich toxische Wirkungen eines Präparates auf die verschiedenen Arten und damit mögliche Veränderungen der Dominanzverhältnisse in Ökosystemen berichten auch andere Autoren (EDWARDS & THOMPSON 1973, HASSAN et al. 1986, 1988, 1992). Diese Effekte sind mitunter über einen längeren Zeitraum hinweg - infolge verminderter Fortpflanzung der nächstjährigen Generation - nachweisbar (BASEDOW et al. 1981).

Tab. 40: Abundanz aus Bodenphotoelektoren (Ind./m²) eines Zuckerrübenfeldes nach BÜCHS (1990)

Zunehmende Bewirtschaftungsintensität mit Pestiziden und N-Düngung				
	I₀	I₁	I₂	I₃
Carabidae	100	190	170	85
<u>Tolerante Arten</u>				
Trechus spec	56	160	150	53
Pterostichus spec.	0,8	10,4	1,2	13
Calathus spec.	1,6	3,6	3,2	6,4
<u>Empfindliche Arten</u>				
Bembidion quadrimaculatum	22	2,4	1,4	2,6
Bembidion tetracolum	13	3	7	1,2

Im Rahmen von Nützlingsuntersuchungen wird die Toxizität der in der Praxis verwendeten Pestizide (Anhang Tab. A.4) für Carabiden routinemäßig überprüft. Besonders toxisch sind beispielsweise gängige Substanzen wie Parathion (Phosphorsäureester), Dimethoat (Phosphorsäureester), Disulfoton, Fonofos, Phorat und Pyrazophos. Weniger negativ auf Carabidenpopulationen wirken sich Stoffe wie Chlorfeniphos oder Endosulfan, sowie aus der Stoffklasse der Carbamate Substanzen wie Methiocarb, Ethiofencarb, Fenoxycarb und Pirimicarb aus. Auch das synthetische Pyrethroid Deltamethrin zeigt eine geringe letale Wirkung auf bestimmte Arten von Carabiden, ebenso wie Herbizide und Fungizide. Eine ausführliche Darstellung der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf die Testarten *Bembidion lampros*, *Pterostichus melanarius* und besonders *Pterostichus (Poecilus) cupreus* findet sich bei HASSAN et al. (1986, 1988) bzw. HASSAN (1992).

Außer von der Toxizität und der Konzentration einer Substanz hängt die Wirkung von Pestiziden auch von der Art der Applikation ab. JEPSON et al. (in BROWN et al. 1990) konnten zeigen, daß bei direkter Exposition von *Bembidion lampros* im Labor mit Deltamethrin die Mortalität 60 - 70 % und bei Exposition über eine Bodenbehandlung nur etwa 10 % betrug. Die Ausbringung von Pestiziden in Form von Granulat in die Saatreihen bewirkt eine verringerte Mortalität und stellt damit eine schonendere Methode im Vergleich zur Flächenbehandlung dar (HEIMBACH & ABEL 1991). Weiterhin sind die Anzahl der Anwendungen und der Ausbringzeitpunkt im Jahr von Bedeutung. Die einzelnen Laufkäferarten werden entsprechend ihrer Populationsdynamik im Jahresverlauf, ihrer Lebensweise und Fortpflanzungsperiode unterschiedlich stark beeinflusst. Die Art *Bembidion obtusum*, die ganzjährig das Feld besiedelt, wird durch Pestizideinsatz stärker betroffen als die in Hecken überwintrende Art *Agonum dorsale* (GREIG-SMITH 1990). Dabei sind auch die einzelnen Entwicklungsstadien unterschiedlich sensibel. Unter der Einwirkung von verschiedenen Pestiziden auf Entwicklungsstadien von *Poecilus cupreus* im Laborversuch fanden HEIMBACH & ABEL (1991) eine höhere Empfindlichkeit der Larven im Vergleich zu den Imagines. Nicht zuletzt ist der Effekt von Pflanzenschutzmitteln auch witterungsabhängig (FÖRSTER 1991). So fanden HEIMBACH & BALOCH (1994) bei *Poecilus cupreus* in Laborversuchen mit dem Wirkstoff Pyrazophos bei einer Temperatur von 5 °C eine Mortalitätsrate von 100 %, während sie bei 25 °C nur

66,7 % betrug. SPRICK (1992) führt für *Pterostichus melanarius* eine von der Bodenfeuchte abhängige Toxizität bei Verwendung von Parathion in Wintergetreidefeldern auf. So lag der Wirkungsgrad in einem feuchten Jahr bei 91 % und in einem trockenen bei nur 45 %.

Ackerflächen stellen infolge intensiver anthropogener Eingriffe ein Pionierstadium mit schwankenden Arten- und Fangzahlen dar. Dennoch dürften sich die Auswirkungen von Pestiziden durch die Veränderung des Dominanzspektrums und die Reduzierung der Artenvielfalt erkennen lassen (BÜCHS 1990).

Schwermetalle

Schwermetalle zeigen bei Laufkäfern im allgemeinen eine geringe akute Toxizität. Dagegen ist in Abhängigkeit von der Konzentration im Boden eine Anreicherung dieser Elemente im Körpergewebe möglich. Die Organismen verfügen dabei über Regulationsmechanismen, mit deren Hilfe Schadstoffe immobilisiert bzw. ausgeschieden werden können (KRATZMANN et al. 1993). Carabiden zeigen bei weit verbreiteten Schwermetallen wie z.B. Blei, Cadmium und Zink gegenüber saprophagen Gruppen wie Annelida, Acari, Myriapoda und Dipteren die niedrigsten Elementgehalte bzw. Akkumulationsfaktoren (ROTH-HOLZAPFEL 1991, ROTH & FUNKE 1993). Lediglich bei Aluminium und Vanadium waren bei bestimmten Arten größere Anreicherungen festzustellen.

In diesem Zusammenhang muß beachtet werden, daß speziell die saprophage Bodenfauna durch ihren hohen Nahrungsumsatz in starkem Maße einer direkten Exposition von Schwermetallen ausgesetzt ist. So geht die organische Substanz eines Waldbodens mehrere Male im Jahr durch den Darm von Bodentieren (MACFADYEN 1963, EDWARDS 1974). Im Gegensatz dazu sind die räuberisch lebenden Carabiden in geringerem Maße einer Schwermetallexposition ausgesetzt. Andererseits sind sie als Räuber auf einer übergeordneten Trophiestufe auf eventuell kontaminierte Beute angewiesen. Außer den genannten, die Exposition betreffenden Punkte müssen Carabiden spezifische Mechanismen (Physiologie, Verhalten) zur Vermeidung der Schwermetallakkumulation entwickelt haben, denn andere Prädatorengruppen wie z.B. Spinnen (z.B. *Coelotes terrestris*) können weit höhere Elementgehalte an Blei, Cadmium und Zink als Laufkäfer aufweisen (ROTH-HOLZAPFEL 1991). Daher eignen sich Carabiden - unter der Einschränkung der wenigen zu dieser Tiergruppe vorliegenden Arbeiten - offenbar schlechter als Akkumulationsindikatoren beim Monitoring von Schwermetallbelastungen.

Luftschadstoffe

Der Eintrag von Luftschadstoffen kann gasförmig (Stickstoff- und Schwefeloxide, u.a.) oder in fester Form z.B. als Asche erfolgen. Dabei ist je nach Toxizität und Expositionspfad der Substanz bzw. Mischung eine direkte bzw. indirekte Schädigung der Bodenfauna möglich.

Verschiedene Untersuchungen konnten keine direkten Auswirkungen von industriellen, städtischen und Kraftwerks-Emmissionen sowie des Kraftfahrzeugverkehrs auf Carabiden nachweisen. So fand RINK (1990) in seinen Untersuchungen ballungsraumnaher Waldbestände keine Hinweise auf immissionsbedingte Veränderungen in der Dominanzstruktur, Häufigkeit oder Biomasse.

Ebenso zeigte sich bei der von TIETZE (1980) in Wirtschaftswiesen untersuchten Carabidenfauna keine Korrelation zur Intensität von Immissionen.

Durch die Depositionen von Luftschadstoffen werden die physikalisch-chemischen Eigenschaften des Bodens verändert, wie z.B. der pH-Wert. Es kann dadurch je nach Kalkungs-/Versauerungseffekt der Stäube bzw. gasförmigen Immissionen zu Verschiebungen der Artenstruktur und Veränderungen der Besiedlungsdichte in humusbildenden Bodentierzönosen (Lumbricidae, Enchytraeidae, Collembolen) kommen, wodurch wiederum Prädatoren wie Carabiden indirekt betroffen sein können.

Allerdings stellten weder DUNGER et al. (1972) noch TOBISCH & DUNGER (1974) im Hinblick auf Fangzahl und Artenmannigfaltigkeit negative Reaktion der Carabiden (wie im übrigen auch der Vegetation) auf die langjährige Einwirkung von Flugasche-Immissionen in Wäldern fest. Andererseits kann es sehr wohl nach einer Beeinflussung der Bodenqualität durch Immissionen zu Auflichtungen und qualitativen Veränderungen der Vegetation kommen (DUNGER et al. 1972). Die sich dadurch ändernden mikroklimatischen Bedingungen sind nach DUNGER (1991) gegenüber den immittierten Substanzen der entscheidendere Faktor in bezug auf die Carabidenbesiedlung.

Zu ähnlichen Schlußfolgerungen kommt TIETZE (1980). Auch er bezeichnet die Veränderungen der Habitatstruktur, d.h. der Vegetation, des Mikroklimas und des Wasserhaushaltes des Bodens, als ausschlaggebend für die Beeinflussung eines immissionsbelasteten Lebensraumes. In den von ihm durchgeführten Untersuchungen im Raum Halle-Leipzig-Bitterfeld mit vielfältigen, sich über einen Zeitraum von 60 Jahren erstreckenden Emissionen, zeigt sich dieser Effekt durch den hohen Schädigungsgrad der Vegetation sehr deutlich. Der Immissionseinfluß manifestiert sich hier entlang eines Entfernungsgradienten, beginnend mit einem nicht oder nur wenig geschädigten Bereich eines Kiefernwaldes, bis hin zu einer stark geschädigten Probestfläche mit Auflösung des geschlossenen Waldes und dichter Bodenvegetation. Entsprechend den wechselnden klimatischen Bedingungen entlang dieses Gradienten zeigen sich unterschiedliche Verbreitungsschwerpunkte der Carabiden-Arten; von typischen stenöken Waldarten im ungeschädigten Teil hin zu überwiegend euryöken Species in den höchsten Schadstufen. Ungeschädigte und immissionsgeschädigte Bereiche enthalten damit aufgrund verschiedener Vegetationsformen zwei verschiedenartige Tiergesellschaften; d.h. bestimmte Indikatorarten für Luftimmissionen direkt scheint es demnach nicht zu geben (DUNGER 1991).

Ein durch Änderungen der Bodenlebensgemeinschaften wechselndes Nahrungsangebot kann sich als weiterer sekundärer Effekt auf die Laufkäferfauna auswirken. Im Vergleich zu saprophagen Tiergruppen, die unmittelbarer auf Luftschadstoffe reagieren können, ist die Untersuchung des Artenspektrums von Carabiden möglicherweise für langfristige Veränderungen, insbesondere in bezug auf die Beeinflussung des Kleinklimas, interessant. Bei kleinen, sich über längere Zeiträume hinziehenden Veränderungen stellt sich jedoch das Problem der Kausalität zwischen ihnen und dem Einfluß von Immissionen.

Kalkung / Düngung

Die Auswirkungen von Kalkung und Düngung auf die Laufkäferfauna sind eher indirekter Natur. RINK (1990) konnte keine Veränderungen der Parameter Artenzahlen, Fangzahlen und Biomasse

nach Kalkung und Kaliumdüngung in einem Kiefernwald belegen. Auch DUNGER et al. (1980) fanden in einem intensiv genutzten - Düngung und Mahd - gegenüber einem ungenutzten Halbtrockenrasen keinen wesentlichen Unterschied bezüglich der Artenzahl (23 zu 26) und Fangzahlen (716 gegenüber 460). Dieser Befund steht in Einklang mit den "Kalkungseffekten" von Fluga-scheimmissionen, die bei ungestörten Vegetationsverhältnissen keine Auswirkungen auf Fangzahlen und Artenmannigfaltigkeit von Carabiden zeigten (TOBISCH & DUNGER 1974).

Die in der Literatur erwähnten Auswirkungen auf die Dominanzstruktur könnten als sekundäre Effekte von Kalkungs- und Düngungsmaßnahmen vermutet werden. So stellt RINK (1990) Verminderungen der Fangzahlen einzelner Laufkäferarten fest. Dies kann jedoch auch auf Änderungen des Mikroklimas, verursacht durch die Veränderung der Krautschicht des von ihm untersuchten Kiefernwaldes, oder auf das veränderte Nahrungsspektrum zurückzuführen sein. Wie bereits bei den Luftschadstoffen diskutiert, reagiert die saprophage Bodenfauna - als potentielle Beute der Carabiden - auf bodenchemische Veränderungen eher. Für solche sekundären Auswirkungen spricht auch die Tatsache, daß der Rückgang der Fangzahl einzelner Arten bei RINK (1990) erst im zweiten bzw. dritten Jahr nach der Kalkung signifikant wird.

Eine Veränderung der Dominanzstruktur ist nach BÜCHS (1990) auch die hauptsächliche Auswirkung von verschiedenen Bewirtschaftungsintensitäten in Rübenfeldern. Durch den Faktorenkomplex Düngung/Pestizide ändert sich die Carabidenfauna hin zu euryöken und relativ störungstoleranten Arten bei Rückgang anderer Species. Allerdings dürfte der Effekt der Pestizide dabei der dominierendere sein. Die Gesamtfangzahl zeigt in diesen Untersuchungen keine direkte Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsintensität. Es ist, wie auch bei den Fangzahlen bestimmter Arten der Carabiden, sogar ein Anstieg mit Zunahme der Bewirtschaftungsintensität festzustellen.

Bei Steigerung der Bewirtschaftungsintensität, die neben intensiver Düngung auch Meliorationsmaßnahmen und Beweidung eines Wirtschaftsgrünlandes einschließt, zeigen sich deutliche Auswirkungen (TIETZE 1980). Nach 10-jähriger Intensivierung weist das pflanzensoziologisch uniformierte Grünland stark verminderte Fangzahlen und eine veränderte Dominanzstruktur auf. Nur wenige eurytope, weit verbreitete Arten erfahren hier eine geringe Förderung.

6.9.5 Andere anthropogene Faktoren

Kahlschlag / Mahd

Die unterschiedlichen Umweltbedingungen in Waldflächen bzw. Lichtungen wirken sich in einer qualitativ und quantitativ unterschiedlichen Carabidenbesiedlung aus. Schon die zunehmende Auslichtung der Krautschicht und die Abholzung des Gebüschaums eines Eichen-Hainbuchenwaldes über einen Zeitraum von 20 Jahren führt wegen erhöhtem Einfluß des Windes und einem dadurch bewirkten Anstieg der Evaporation zu Änderungen im Dominanzgefüge durch Rückgang von Carabiden-Arten mit erhöhtem Feuchtigkeitsbedürfnis bzw. speziellen Temperaturansprüchen. Das Artenspektrum verschiebt sich von typischen stenöken Waldcarabiden hin zu euryöken Feldtieren bei sich ändernden Gesamtfangzahlen. Die Artenzahl erhöht sich - bei Rückgang von großen Arten - durch Zunahme von Spezies mit geringerer Körpergröße (POSPISCHIL 1981). Auch LAUTERBACH (1964) beschreibt unterschiedliche Arten- und Fangzahlen einer Untersuchung von 18 Wald- bzw. 18 Lichtungsstandorten (Tab. 41).

Tab. 41: Parameter von Carabidenzönosen in Waldbeständen und Lichtungen

	Wald	Kahlschlag / Schonung	Vor bzw. nach Auslichtung eines Waldbestandes nach POSPISCHIL (1981)	
	Nach LAUTERBACH (1964)			
Artenzahl	26	43	17	23
Fangzahl	3390	1196	511	283
Anteil flugfähiger Carabiden an der Artenzahl	28 %	49 %		

Auf die gegenläufige Tendenz der Arten- und Individuenzahlen bei Änderung des Deckungsgrads der Vegetation wurde bereits hingewiesen. Kleinere Artenzahlen bei größeren Individuenzahlen treten in Waldbeständen mit dichter Kronenschicht auf, während in Freiflächen höhere Artenzahlen bei niedrigeren Individuenzahlen zu finden sind. Je stärker sich die Vegetation auslichtet, um so größer ist der Anteil kleiner und flugfähiger Arten, während in geschlossenen Waldbeständen eher größere Arten angetroffen werden (LAUTERBACH 1964, POSPISCHIL 1981). Diese Tendenz der umgekehrten Proportionalität von Arten- und Individuenzahlen und der Veränderung der Körpergröße der Arten in einem Gradienten von klimaxähnlichen Biotopen hin zu extremeren Standorten, findet sich auch unter dem Einfluß der Bodenart (Kap. 6.9.1) bzw. der Vegetation (Kap. 6.9.3).

LAUTERBACH (1964) nennt einige für Lichtungsstandorte typische Carabiden-Arten. Darunter fallen Arten auf, die auch sonst hinsichtlich ihrer Verbreitung einen Bezug zu offenem Gelände und zum Teil wärmere/trockenere Umweltansprüche zeigen (Tab. 42). Die dargestellte Artengruppe dient als mikroklimatisch standortspezifisches Beispiel. Der aufgeführte Bindungsgrad an Waldbestände wurde aus der Relation der Fangzahlen der einzelnen Standorte ermittelt.

Tab. 42: Typische Carabidenarten der Lichtungen und Wälder nach LAUTERBACH (1964)

Typische Waldcarabiden	Bindungsgrad an Waldbestände in %	Typische Carabiden der Kahlschläge und Schonungen	Bindungsgrad an Waldbestände in %
<i>Carabus purpurascens</i>	58	<i>Carabus arcensis</i>	24
<i>Molops piceus</i>	74	<i>Carabus granulatus</i>	26
<i>Pterostichus cristatus</i>	95	<i>Carabus auratus</i>	8
<i>Abax ovalis</i>	89	<i>Notiophilus biguttatus</i>	
<i>Abax parallelus</i>	70	<i>Amara plebeja</i>	
<i>Nebria brevicollis</i>	90	<i>Amara lunicollis</i>	
<i>Pterostichus metallicus</i>	79	<i>Amara cursitans</i>	
		<i>Pterostichus cupreus</i>	4
		<i>Pterostichus angustatus</i>	
		<i>Agonum sexpunctatus</i>	
		<i>Agonum mülleri</i>	

Die Mahd hat offenbar keinen deutlichen Einfluß auf Wiesenbiozöosen (BONESS 1953, SCHAEFER & HAAS 1979). Zoophage Tiergruppen sind davon noch weniger betroffen als phytophage. Es findet sich innerhalb solcher Wiesentypen ein breites Artenspektrum an Carabiden, wobei eurytope, allgemein verbreitete Arten stark vertreten sind. Auf nutzungsintensiven Flächen können sich diejenigen Arten am besten behaupten, die möglichst unspezifische Habitatansprüche stellen und die über das leistungsfähigste Ausbreitungspotential verfügen. SCHAEFER & HAAS (1979) fanden bei relativ hohen Artenzahlen weder Hinweise auf eine Verdrängung von räuberischen Arthropodengruppen durch die Mahd, noch wesentliche Veränderungen der Fangzahlen. Die Autoren folgern daraus, daß es keine bezüglich Mahdeinflüssen opportunistischen Arten gibt. Dieses Ergebnis wird dadurch gestützt, daß die Populationsdynamik der Carabiden nur wenig in die Mahdrhythmik eingepaßt ist.

Das sich durch das Mähen der Wiesenvegetation ändernde Mikroklima kann sich auf Carabiden so auswirken, daß es kurzfristig die Aktivität thermophiler Arten steigert, während sich hygrophile Arten bis zum erneuten Heranwachsen der Vegetation z.B. im Inneren von Heulagen ansammeln können (BONESS 1953, SCHAEFER & HAAS 1979). Gegenüber der Mahd hat nach diesen Autoren die Beweidung eine weit stärkere Störung der Wiesenfauna zur Folge.

Rohbodenaufschüttung

Die Bedeutung von Bodenbearbeitungsmaßnahmen für die Carabidenfauna, die zur Bildung von Rohböden mit Primärbiotopcharakter führen, soll anhand ihrer Besiedlungsabläufe dargestellt

werden. Das Sukzessionsverhalten der Carabiden läuft regional modifiziert ab, was eine Verallgemeinerung erschwert. Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnisse sowie Zeitabläufe können aufgrund der jeweiligen standörtlichen Faktorenkomplexe, insbesondere des Klimas, Unterschiede aufweisen.

VOGEL & DUNGER (1991) untersuchten Sukzessionen auf Haldenstandorten der ostdeutschen Braunkohlenreviere. Die Entwicklung solcher Flächen verläuft vom Pionierstandort mit zunehmender Vegetationsbildung hin zu bewaldeten Biotopen. Es zeigt sich, daß mit dem Deckungsgrad der Vegetation und damit dem Mikroklima auch das Verhältnis von Feld- und Waldarten konform verläuft. So finden sich in den ersten Jahren der Sukzession unter der entstandenen Kraut- und Strauchschicht überwiegend Arten offener Habitats mit warmtrockenen Umweltansprüchen. Der zunehmende Waldcharakter wird durch einen starken Rückgang der Feldarten bei zunehmender Dominanz der Waldarten angezeigt. Neben wenigen stenöken Arten beider Gruppen handelt es sich überwiegend um euryöke Vertreter. TOPP et al. (1992) beschreiben in ihren Untersuchungen der Sukzessionsfauna von Braunkohlenhalden das überwiegende Vorkommen von eurytopen Carabidenarten, die aus der Agrarlandschaft bekannt sind.

Im Verlauf der Sukzession stellte sich bei VOGEL & DUNGER (1991) ein Maximum der Artenzahl nach 3-4 Jahren ein. In den folgenden Jahren nahm die Artenzahl mit dem zunehmenden Deckungsgrad der Baumvegetation ab, während die Fangzahlen in den älteren Sukzessionsstadien höher sind. Diese Tendenz der höheren Artenzahlen und niedrigeren Individuenzahlen in der Reihe von Primärbiotopen hin zu umgekehrt proportionalen Verhältnissen in klimaxähnlichen Lebensräumen stimmt mit dem unter dem Einfluß der Bodenart bzw. der Vegetation diskutierten Sachverhalt überein.

Sukzessionsgeschehen sind ferner abhängig von der Art des Kippenmaterials und der Rekultivierungsform. Die Ausbringung von Kulturböden dürfte im Hinblick auf seine bodenbiologischen Eigenschaften und die Vegetationsentwicklung die Sukzession begünstigen. VOGEL & DUNGER (1991) fanden einen optimalen Besiedlungsreichtum der Carabiden und Staphyliniden nur auf Flächen mit Kulturbodenauftrag. Hinsichtlich der Artenzusammensetzung traten bei TOPP et al. (1992) keine wesentlichen Unterschiede auf. Bei den Laufkäfern dieser Untersuchung zeigten die Flächen mit und ohne Waldbodenauftrag eine große faunistische Übereinstimmung.

Tab. 43: Beispiel des Sukzessionsverhaltens von Carabiden auf Halden des Braunkohlentagebaus in Ostdeutschland nach VOGEL & DUNGER (1991) und in Westdeutschland nach TOPP et al. (1992)

Sukzessionsverhalten von Carabiden nach VOGEL & DUNGER (1991)

Initialarten	Pionierarten	Gleichgewichts-Pionierarten	Gleichgewichtsarten
<i>Brosicus cephalotes</i>	<i>Bembidion lampros</i>	<i>Pterostichus melanarius</i>	<i>Abax parallelepipedus</i>
<i>Harpalus rufipes</i>	<i>Poecilus versicolor</i>		<i>Platynus assimilis</i>
<i>Bembidion femoratum</i>	<i>Calathus melanocephalus</i>	<i>P. oblongopunctatus</i>	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	<i>Calathus erratus</i>	<i>Pterostichus niger</i>	
<i>Harpalus aeneus</i>		<i>Carabus nemoralis</i>	
<i>Amara fulva</i>		<i>Carabus hortensis</i>	
<i>Trechus quadristriatus</i>			

Sukzessionsverhalten von Carabiden nach TOPP et al. (1992)

Primärbesiedler (ohne weitere Auftrennung)

<i>Trechus quadristriatus</i>	<i>Bradycellus harpalinus</i>	<i>Bradycellus verbasci</i>
<i>Acupalpus meridianus</i>	<i>Amara apricaria</i>	<i>Bembidion quadrimaculatum</i>
<i>Bembidion femoratum</i>		

Im Verlauf der Sukzession unterscheiden VOGEL & DUNGER (1991) zwischen Initialarten, Pionierarten und Gleichgewichtsarten. Initialarten einer annähernd vegetationslosen Halde des Braunkohletagebaus sind danach solche, die auf unbesiedelten Flächen schnell eine Population aufbauen können und die später von den konkurrenzkräftigeren Pionierarten verdrängt werden. Letztere benötigen eine längere Anlaufzeit und prägen den Standort mittelfristig. Das Stadium des Pionieroptimums war bei VOGEL & DUNGER (1991) nach 3-4 Jahren bei fast deckender Kraut- und Strauchvegetation erreicht. Initial- und Pionierarten sind überwiegend euryöke und stenöke Feldarten. Die überleitenden Gleichgewichts-Pionierarten des Vorwaldstadiums setzten sich aus euryöken Feld- und Waldarten zusammen. Das Waldstadium wird durch Wald-Gleichgewichtsarten geprägt, zu denen auch stenöke Formen gehören (Tab. 43).

6.9.6 Zusammenfassung

Die Biotopwahl von Carabiden wird in hohem Maße durch das Mikroklima bestimmt. Daneben spielen weitere Faktoren, wie z.B. die Nahrung, eine Rolle. Aus der jeweiligen artspezifischen Kombination der Ansprüche an Temperatur, Feuchtigkeit und Licht ergibt sich das Habitat, in dem

die Arten ihren jeweiligen Verbreitungsschwerpunkt besitzen und der entsprechend den Standortigenschaften lokal verschieden sein kann. Umgekehrt drückt die Dominanzstruktur eines Biotops den Einfluß der standörtlichen und mikroklimatischen Faktoren aus. Dabei wird das Mikroklima durch die unterschiedlichen Pflanzengesellschaften geprägt. So lassen sich z.B. verschiedene Arten in ihrem Verbreitungsschwerpunkt den kühl-feuchten Umweltbedingungen von Wäldern der Ordnung Fagetalia zuordnen.

Auch die Bodenart wirkt sich aufgrund ihrer unterschiedlichen Feuchtigkeits- und Temperaturverhältnisse auf die Carabidenfauna aus. Beim Einfluß der Humusform dürften für Laufkäfer sekundäre Effekte von Bedeutung sein. So weisen Mull-, Moder- und Rohhumusböden unterschiedliche Anteile an Makro- und Mesofauna auf, was zu einem differenzierten Nahrungsspektrum für Carabiden führt.

Generell lassen sich bezüglich der Ansprüche an Umweltfaktoren stenöke und euryöke Arten unterscheiden. Stenöke Arten vertragen keine großen Schwankungen der Umweltfaktoren und kommen z.B. nur in einem ganz bestimmten Temperatur- bzw. Feuchtebereich vor, euryöke Arten dagegen vertragen weite Schwankungen und sind deshalb oft in verschiedenen Biotopen zu finden. Daher sind insbesondere die stenöken Arten gute Indikatoren für den Zustand eines Lebensraumes.

Beim Übergang von Wald zu Freiflächenbiotopen findet eine Verschiebung des Artenspektrums von Arten mit kühl-, feucht- bzw. dunkelpräferenten Umweltansprüchen hin zu solchen mit warm-, trocken- bzw. hellpräferentem Verhalten statt. Parallel dazu besteht die Tendenz einer Zunahme des Anteils von kleinen und flugfähigen Arten im Vergleich zu größeren und flugunfähigen Arten. Arten- und Individuenzahlen verhalten sich dabei umgekehrt proportional: Wälder weisen niedrigere Artenzahlen bei höheren Individuenzahlen auf, während sich in Freiflächen höhere Artenzahlen und geringere Individuenzahlen finden.

Aus den genannten Artenverhältnissen, dem Artenspektrum sowie der Dominanzstruktur läßt sich der intakte oder gestörte Zustand eines Biotopes, überwiegend in bezug auf Veränderungen der mikroklimatischen Verhältnisse, beurteilen. Alle anthropogenen Einflußfaktoren, wie z.B. Grundwasserabsenkungen oder Luftschadstoffe, die sich direkt oder - häufiger - indirekt über Veränderungen der Vegetation auf das Mikroklima eines Standorts auswirken, lassen sich an den differenzierten Reaktionen der Carabidenzönosen erkennen.

Der Einfluß von Pestiziden ist differenziert zu betrachten, da ihre toxische Wirkung oft artspezifisch ist, wodurch Auswirkungen auf die Dominanzstruktur zu erwarten sind. Diese Wirkungen hängen allerdings von einer Vielzahl von Rahmenbedingungen ab (z.B. die Konzentration der Substanzen, die Art der Applikation und der Zeitpunkt der Ausbringung). Für die Indikation einer Bioakkumulation von Schwermetallen sind Carabiden dagegen kaum geeignet, da diese Stoffe kaum angereichert werden.

6.10 Formicoidea (*C. Rosciczweski*)

Es gibt in der Literatur kaum quantitative Angaben über die Ansprüche der in Mitteleuropa vorkommenden Ameisenarten hinsichtlich solcher Standortfaktoren wie Temperatur, Bodenfeuchte, Pflanzendichte und Mineralgehalt des Bodens. Die einzige umfassende Untersuchung zur Habitatwahl mitteleuropäischer Ameisen wurde von SEIFERT (1986) unternommen. Das Vorhandensein der Ameisen auf den Untersuchungsflächen diene dabei als Grundlage zur Quantifizierung ihrer Umweltansprüche. Darüber hinaus gibt es eine Reihe von faunistischen Arbeiten, die oft auch verbale Aussagen zu Habitatansprüchen der Ameisen enthalten. Aus der Analyse der dort publizierten Daten kann man die Bedeutung mancher Standortfaktoren für viele Arten ableiten. Allerdings muß man dabei berücksichtigen, daß in den letzten Jahren die Taxonomie mitteleuropäischer Ameisen beachtliche Veränderungen erfahren hat (DUBOIS 1993, SEIFERT 1988a, 1988b, 1990a, 1991, 1992). Auswertung älterer Literaturangaben kann daher in manchen Fällen zur Fehleinschätzung führen.

6.10.1 Bodenphysikalische Faktoren

Temperatur

In Mitteleuropa dürfte die Temperatur neben der Bodenfeuchtigkeit den bestimmenden physikalischen Faktor darstellen. Entscheidend ist dabei, ob die Nistorte zumindest zeitweise erwärmt werden. Die minimalen Bodentemperaturen unterscheiden sich wenig in verschiedenen Habitaten. Die Maxima schwanken dagegen erheblich zwischen verschiedenen Habitaten und liefern den entscheidenden Beitrag zu einer Differenzierung ihrer Bodentemperaturen (SEIFERT 1986). Vergleichende Untersuchungen zur Habitatwahl von Ameisen im mittleren und südlichen Teil der ehemaligen DDR (SEIFERT 1986) ergaben folgendes Bild: Der Artenreichtum stieg mit höheren Bodentemperaturen kontinuierlich an und erreichte seine höchsten Werte zwischen 24 und 34°C (Maxima in 35 mm Tiefe). Oberhalb dieser Werte, d.h. an extremen, sonnenexponierten Standorten, wurde ein deutlicher Abfall verzeichnet.

Feuchte

Die meisten Ameisenarten in Deutschland weisen eine recht geringe Toleranz hinsichtlich der Bodenfeuchte auf. Fast 60 % der in dieser Hinsicht von SEIFERT (1986) untersuchten Arten kann man als stenopotent bezeichnen, wobei fast alle xerophil sind. Der höchste Artenreichtum wird in trockenen oder sogar extrem trockenen Standorten erreicht und nimmt stark mit zunehmender Bodenfeuchte ab. Besonders hohe Artenzahlen werden an xerothermen, strukturreichen Biotopen (vgl. Kap. 6.10.3: Pflanzendichte) wie Waldrändern und verbuschten Trockenrasen erreicht (RAQUÉ 1989, RÖGENER & PFAU 1994). Die Einteilung von 37 Ameisenarten nach ihren Toleranzen gegenüber den Standortfaktoren Temperatur, Bodenfeuchtigkeit und Pflanzendichte zeigt die Tabelle 44.

Tab. 44: Einteilung von 37 Ameisenarten nach ihren Toleranzen gegenüber den Standortfaktoren Temperatur (T), Bodenfeuchtigkeit (BF) und Pflanzendichte (PD) (Daten aus SEIFERT 1986).

Art	Stenopotent			Mittlere Toleranz			Eurypotent		
	T	BF	PD	T	BF	PD	T	BF	PD
<i>Ponera coarctata</i>		+		+		+			
<i>Leptothorax acervorum</i>				+		+			+
<i>Leptothorax interruptus</i>		+		+		+			
<i>Leptothorax muscorum</i>	+	+							
<i>Leptothorax nigriceps</i>	+	+	+						
<i>Leptothorax nylanderii</i>	+	+	+						
<i>Leptothorax parvulus</i>	+	+	+						
<i>Leptothorax tuberum</i>	+	+							
<i>Leptothorax unifasciatus</i>		+				+	+		
<i>Myrmica lobicornis</i>	+	+				+			
<i>Myrmica rubra</i>				+				+	+
<i>Myrmica ruginodis</i>				+				+	+
<i>Myrmica rugulosa</i>				+	+	+			
<i>Myrmica sabuleti</i>		+		+		+			
<i>Myrmica scabrinodis</i>				+		+		+	
<i>Myrmica schenckii</i>						+	+	+	
<i>Myrmica specioides</i>		+		+		+			
<i>Myrmecina graminicola</i>		+		+		+			
<i>Solenopsis fugax</i>		+		+		+			
<i>Stenammina debile</i>			+	+	+				
<i>Tetramorium caespitum</i>		+		+		+			
<i>Tapinoma ambiguum</i>	+	+	+						
<i>Tapinoma erraticum</i>		+		+		+			
<i>Camponotus ligniperda</i>		+	+	+					
<i>Lasius alienus</i>					+	+	+		
<i>Lasius brunneus</i>				+	+	+			
<i>Lasius emarginatus</i>		+	+	+					
<i>Lasius flavus</i>						+	+	+	
<i>Lasius fuliginosus</i>		+	+	+					
Lasius jensi	+	+				+			
<i>Lasius myops</i>	+	+	+						
<i>Lasius niger</i>							+	+	+
<i>Formica cinerea</i>		+	+	+					
<i>Formica cunicularia</i>					+	+	+		
<i>Formica fusca</i>					+	+	+		
<i>Formica rufibarbis</i>				+	+	+			
<i>Formica sanguinea</i>				+		+		+	

Auffallend hoch ist der Anteil an stenopotenten Arten hinsichtlich der Bodenfeuchtigkeit. Bis auf *Leptothorax muscorum*, *Myrmica lobicornis* und *Lasius fuliginosus* sind alle xerophil.

Bodentyp und Hypolithal

Die Bedeutung von am Boden liegenden flachen Steinen, die bei Sonneneinstrahlung ein günstiges Mikroklima für die Ameisenbrut schaffen, wird immer wieder in der Literatur unterstrichen (z.B. RAQUÉ 1989, SEIFERT 1986). In denselben Untersuchungsgebieten wiesen steinreiche Bodenoberflächen eine deutlich höhere Arten- und Nestdichte auf gegenüber steinfrei gemachten

Stellen (RAQUÉ 1989). Für Muschelkalkböden ist das Vorhandensein von vielen flachen Steinen auf der Bodenoberfläche charakteristisch. Darüber hinaus zeigt Kalkgestein eine längere Aufheiz- und Abkühlphase als Granit oder Sandstein (RAQUÉ 1989). Dies dürfte ein wesentlicher Grund dafür sein, daß xerotherme Graslandhabitats auf Kalk viel artenreicher sein können als die entsprechenden Habitats auf Sand oder Kies (SEIFERT 1986). Es gibt dagegen in der Literatur kaum Hinweise dafür, ob der Boden selbst für die in ihm nistenden Arten eine Bedeutung hat. Unterschiedliche boden-physikalische Eigenschaften verschiedener Bodentypen können für die Habitatwahl einiger Ameisenarten eine Rolle spielen, denn es gibt Arten, die nahezu ausschließlich entweder auf Sand- (*Lasius psammophilus*) oder auf Kalkböden (*Tapinoma erraticum*) gefunden werden (SEIFERT 1993).

6.10.2 Bodenchemische Faktoren

Die chemischen Eigenschaften des Bodens dürften nur auf indirektem Wege eine Bedeutung für Ameisen haben. Der pH-Wert, der Elementgehalt und der Anteil der austauschbaren Kationen beeinflussen die umgebende Vegetation. Dies hat wiederum Auswirkungen auf das Mikroklima und die Produktivität des Standortes. Eine ausgeprägte Halophilie zeigt die in Deutschland sehr seltene *Myrmica salina*, die aber auch auf Standorten mit geringem Salzgehalt des Bodens gefunden wird (SEIFERT 1993). Die Ameisen können in ihrem Nestbereich chemische und physikalische Eigenschaften des Bodens verändern. Erdhügelbauende Ameisenarten wie *Lasius flavus*, *Lasius niger* und einige Arten der Gattung *Myrmica* setzen durch ihre Bautätigkeit und Eintrag von organischem Material Mineralisierungsprozesse in Gang und erhöhen den Anteil an austauschbaren Kationen im Boden (JAKUBCZYK et al. 1972, PETAL 1978b). Es wurde auch eine Verminderung des pH-Wertes in Ameisennestern auf alkalischen und seine Erhöhung auf sauren Böden festgestellt, wobei der Mechanismus dieser Änderungen nicht klar ist (PETAL 1978b).

6.10.3 Biologische Faktoren

Vegetation: Pflanzendichte

Mit zunehmender Pflanzendichte sinkt die Anzahl der Ameisenarten. Dies ist keine Reaktion der Ameisen auf die Pflanzen selbst, sondern auf ein zunehmend ungünstiges Mikroklima, vor allem sinkende Bodentemperaturen. Andererseits verschlechtern sich bei extrem schwach entwickelter Pflanzendecke die trophischen Bedingungen, was einen negativen Einfluß auf den Artenreichtum hat (SEIFERT 1986). Die Armut der Nahrungs- und Nistressourcen resultiert dann in einer geringer Besiedlungsdichte (RÖGENER & PFAU 1994). Am artenreichsten sind Bereiche mit relativ geringer Pflanzendichte von 200-1200 (Deckungsgrad der Bodenpflanzen (in %) multipliziert mit ihrer mittleren Höhe in cm (SEIFERT 1986)). Ähnlich stellen sich die Verhältnisse in Gehölzstandorten dar. Wälder mit geschlossenem Kronendach wie geschlossene Buchenwälder und dichte Fichtenspflanzungen gehören zu den artenärmsten Ameisenhabitats überhaupt. Die Ameisenfauna besteht hier häufig aus nur einer bodennistenden Art: *Myrmica ruginodis*. Lichte Wälder mit einer hohen Insolation gehören dagegen zu den artenreichsten Ameisenhabitats.

Beispielsweise wurden in 7 von SEIFERT (1986) untersuchten Eichenwäldern im Schnitt 12 nistende Ameisenarten gefunden (insgesamt 29 Arten), in kronendichten Fichten- und Buchenwäldern (3 Standorte untersucht), nur 2,5 nistende Arten (*Myrmica ruginodis*, *Lasius brunneus* und

Lasius fuliginosus, wobei die beiden letztgenannten Arten vorwiegend arboricol sind). Bei Untersuchungen der Ameisenfauna eines Kalkmagerrasen-Gehölz-Komplexes in Hessen (RÖGENER & PFAU 1994), wurde in einem kühl-schattigen Buchen-Ahorn-Wald nur *Myrmica ruginodis* nistend gefunden. Dagegen stellte ein lichter Kiefernforst- Waldrand mit 26 nistenden Arten das artenreichste Habitat dar. Einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Pflanzendichte und dem Vorkommen der Ameisen hat auch EICHHORN (1971) für montane Waldgebiete festgestellt. Innerhalb der Bestände kamen im Schnitt nur 2 - 3 Arten vor, gegenüber von etwa 8 Arten auf den Kultur- und Schlagflächen. Die Arten- und Nestzahl war unter sonst vergleichbaren Standortbedingungen direkt proportional der Lichtmenge in den Beständen. Im naturnahen montanen Tannen-Buchenwald im Nationalpark Bayerischer Wald wurde im geschlossenen Bestand keine und in den Lichtungen nur *Myrmica ruginodis* nistend nachgewiesen. Am Waldrand wurden dagegen Nester von 15 Arten gefunden (THEOBALD-LEY & HORSTMANN 1990).

Vegetation: Pflanzengesellschaften

Das Vorkommen der Ameisen in verschiedenen Lebensräumen wird vor allem von lokalen mikroklimatischen Bedingungen bestimmt, die wiederum von den dort wachsenden Pflanzen entscheidend beeinflusst werden. Die taxonomische Zusammensetzung der umgebenden Vegetation scheint aber wenig Einfluß auf die bodennistenden Ameisen zu haben. Wichtiger ist die Pflanzenarchitektur und die Beeinträchtigung der Sonneneinstrahlung durch die Vegetation (ELMES & WARDLAW 1982, GALLÉ 1991). Bei bodennistenden Ameisen sind solche bodenphysikalische Faktoren wie Temperatur und Feuchtigkeit entscheidend, ob die Art innerhalb einer bestimmten Pflanzengesellschaft vorkommt oder nicht. Entsprechend der Präferenzen bzw. der Toleranzen gegenüber diesen Standortfaktoren kommen bestimmte Ameisenarten beispielsweise vorwiegend in Wäldern oder auf Trockenrasen vor. Es gibt allerdings auch einige Arten (abgesehen von den arboricolen Spezies), die aufgrund ihrer Nestbauweise auf Gehölzstandorte angewiesen sind. Dazu gehören die Waldameisen *Formica rufa* und *Formica polyctena* sowie einige *Leptothorax*-Arten.

In den meisten faunistischen und faunistisch-ökologischen Untersuchungen wird das Datenmaterial nur in Bezug auf einzelne Arten ausgewertet. Nur wenige Autoren haben bis jetzt versucht, Artengemeinschaften der Ameisen in phytosoziologisch charakterisierten Habitaten eines größeren Gebietes zu analysieren. Die Ameisengemeinschaften einiger mitteleuropäischen Laubwaldtypen wurden von PISARSKI & CZECHOWSKI (1991) untersucht (Tab. 45). Von den 8 in allen drei Waldtypen vorkommenden Arten weisen (in absteigender Reihenfolge) *Myrmica ruginodis*, *Lasius brunneus*, *Lasius niger* (Tab. 46) und *Myrmica rubra* die höchste Konstanz und die höchste Abundanz (Nestanzahl) auf. Laut den Autoren werden die aufgeführten Laubwälder Mitteleuropas von einer Ameisengesellschaft besiedelt mit *Myrmica ruginodis*, *Myrmica rubra*, *Stenamma debile*, *Leptothorax nylander* und *Lasius brunneus* als Leitarten. Diese Gesellschaft ist voll entwickelt in thermophilen Eichenwäldern, während sie in *Quercus-Carpinetum* und *Dentario-Fagetum* in verarmter Form auftritt.

Die Ameisengesellschaften feuchter Kiefernforste in Polen wurden von MAZUR (1983) untersucht. Die Artenzusammensetzung war in allen Altersstufen und Biotoptypen der Forste relativ ähnlich, wobei die Vertreter der Gattung *Myrmica* mit der höchsten Konstanz auftraten und als Charakterarten angesehen wurden. *Myrmica ruginodis* war an den meisten untersuchten Standorten die

dominierende Ameisenart, insbesondere in westlichen Landesteilen. An stark beschatteten Standorten stellte diese Art etwa 90 % der in Barberfallen gefangenen Ameisen dar. An trockeneren und mehr besonnten Stellen kamen auch regelmäßig *M. lobicornis*, *M. sabuleti* und *M. scabrinodis* vor, während *M. rubra* an einigen besonders feuchten Stellen die dominierende Art darstellte.

Tab. 45: Ameisen in 3 mitteleuropäischen Laubwaldtypen (PISARSKI & CZECHOWS-KI 1991)
P-Q: Potentillo albae-Quercetum (8 thermophile Eichenwälder); Q-C: Querco-Carpinetum (14 Eichen-Hainbuchen-Wälder); D-P: Dentario- Fagetum (5 Montane Buchenwälder). Unterstrichen: Überall gefundene Arten.

Art	P – Q	Q – C	D - P
<i>Ponera coarctata</i>	+		
<i>Myrmica lobicornis</i>	+	+	
<i>Myrmica rubra</i>	+	+	
<i>Myrmica ruginodis</i>	+	+	+
<i>Myrmica rugulosa</i>	+	+	
<i>Myrmica sabuleti</i>	+		
<i>Myrmica scabrinodis</i>	+	+	
<i>Myrmica schencki</i>	+		
<i>Stenamma debile</i>	+	+	+
<i>Solenopsis fugax</i>	+		
<i>Tetramorium caespitum</i>	+	+	
<i>Leptothorax acervorum</i>	+	+	
<i>Leptothorax affinis</i>	+		
<i>Leptothorax gredleri</i>	+		
<i>Leptothorax muscorum</i>	+	+	
<i>Leptothorax nigriceps</i>	+		
<i>Leptothorax nylanderi</i>	+	+	
<i>Leptothorax parvulus</i>	+		
<i>Leptothorax sordidulus</i>	+		
<i>Leptothorax tuberum</i>		+	
<i>Leptothorax unifasciatus</i>	+		
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>		+	
<i>Camponotus fallax</i>	+	+	
<i>Camponotus herculeanus</i>			+
<i>Camponotus ligniperdus</i>	+	+	+
<i>Lasius alienus</i>	+		+
<i>Lasius brunneus</i>	+	+	+
<i>Lasius emarginatus</i>	+		
<i>Lasius flavus</i>	+	+	+
<i>Lasius fuliginosus</i>	+	+	+
<i>Lasius meridionalis</i>		+	
<i>Lasius mixtus</i>		+	
<i>Lasius niger*</i>	+	+	+

<i>Lasius umbratus</i>		+	+
<i>Formica cunicularia</i>		+	
<i>Formica fusca</i>	+	+	
<i>Formica polyctena</i>		+	
<i>Formica pratensis</i>		+	
<i>Formica rufa</i>	+	+	
<i>Formica rufibarbis</i>		+	
<i>Formica sanguinea</i>	+	+	
<i>Formica truncorum</i>	+	+	
Summe	32	14	11

* Höchstwahrscheinlich handelt sich dabei um *Lasius platythorax*, eine Zwillingart von *Lasius niger*, die erst 1991 beschrieben wurde. Von den beiden Arten kommt nur *L. platythorax* innerhalb der Wälder vor (SEIFERT 1991)

Wie bereits erwähnt, sind die Ameisen nicht direkt an bestimmte Pflanzengesellschaften, sondern hauptsächlich an bestimmte mikroklimatische und bodenphysikalische Faktoren gebunden. Viele Ameisen zeigen dagegen deutliche Präferenzen für bestimmte Biotoptypen in denen sie einen starken Konkurrenzdruck auf andere Arten ausüben können. Das Fehlen von Arten auf Flächen, die für sie gut geeignet zu sein scheinen, kann oft mit der interspezifischen Konkurrenz erklärt werden (SEIFERT 1986).

Das Vorkommen der Ameisen in verschiedenen Biotoptypen ist in Tabelle 47 dargestellt. Die Angaben stammen von folgenden Autoren: EICHHORN 1971, KUTTER 1977, BUSCHINGER 1975, 1979, SEIFERT 1989, 1991, 1993, CZECHOWSKI et al. 1990, PISARSKI & CZECHOWSKI 1991, RÖGENER & PFAU 1994, WOYCIECHOWSKI 1993. Nicht aufgelistet sind Arten, die in Deutschland aus nur wenigen Standorten bekannt sind, sowie permanente Sozialparasiten ohne Arbeiterinnen.

Stenopotente und/oder nur in bestimmten Biotopen (z.B. eines Weinbaugebiets) vorkommenden Ameisen können als Indikatorenarten ("Kennarten" mit einem Dominanzwert von über 10% und nur in einem Biotyp vorkommenden "Differentialarten") angesprochen werden (Tab. 46).

Tab. 46: Indikatorarten für die Biotoptypen eines Weinbaugebietes in Unterfranken (SCHMID 1985)

	Kennarten	Differentialarten
<u>Trockenrasen</u>	<i>Tapinoma erraticum</i> <i>Lasius alienus</i> <i>Tetramorium caespitum</i>	<i>Plagiolepis pygmaea</i> <i>Leptothorax nigriceps</i>
<u>Kiefernbestand</u>	<i>Leptothorax unifasciatus</i> <i>Lasius alienus</i> <i>Lasius fuliginosus</i>	<i>Lasius fuliginosus</i> <i>Myrmica ruginodis</i> <i>Myrmica rubra</i>
<u>Pruno - Ligustreum</u>	<i>Lasius alienus</i> <i>Formica pratensis</i>	<i>Formica sanguinea</i>

Tab. 47: Ameisen in verschiedenen Biotoptypen (Literaturdaten): 1 - lockere Nadelwälder, vor allem Kiefernwälder, 2 - lockere Laub- und Mischwälder, 3 - Waldränder und -wiesen, 4 - andere Gehölze (Einzelbäume, Alleen, Feldgehölze), 5 - Siedlungsbereich (Gärten, Parks, Straßenränder, Mauern), 6 - offene trockene Biotope (Halb- u. Trockenrasen, Felsfluren), 7 - offene feuchte Biotope (feuchte Wiesen, Moore), 8 - montane Wälder, 9 - montane offene Standorte. T: trocken, F: frisch/feucht, E: mit hohem Eichenanteil. * - arboricol oder teilweise arboricol. Das Vorkommen der Ameisen wird als hauptsächlich (+++), regelmäßig (++) und gelegentlich (+) bezeichnet.

Art	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Ponera coarctata</i>			+		+	+++			
<i>Aphaenogaster subterranea</i>		+++ ^{ET}				++			
<i>Harpagoxenus sublaevis</i>	+++	++		+			+		
<i>Leptothorax acervorum</i>	+++	++	+	+			+		++
<i>Leptothorax affinis</i> *	+++	+++		++	++				
<i>Leptothorax corticalis</i> *		+++ ^E		+++ ^E					
<i>Leptothorax gredleri</i> *	++	+++ ^E							
<i>Leptothorax interruptus</i>			+			+++			
<i>Leptothorax muscorum</i>	+++	++	+						+
<i>Leptothorax nigriceps</i>						+++			
<i>Leptothorax nylanderi</i>		+++	+						
<i>Leptothorax parvulus</i>		+++ ^E	+						
<i>Leptothorax tuberum</i>						++			+++
<i>Leptothorax unifasciatus</i>		+++ ^E	++			+++			
<i>Manica rubida</i>						+			+++
<i>Myrmecina graminicola</i>			+		++	+++			
<i>Myrmica gallienii</i>							+++		

<i>Myrmica hellenica</i>					+++			
<i>Myrmica lobicornis</i>	++	++			++			++
<i>Myrmica rubra</i>		++ ^F	++	+++		+++		++
<i>Myrmica ruginodis</i>	+++ ^F	+++ ^F					++	+++
<i>Myrmica rugulosa</i>				++	+++			+
<i>Myrmica sabuleti</i>	++ ^T	++ ^T	+		+++			
<i>Myrmica salina</i>					+++			
<i>Myrmica scabrinodis</i>			+		+	+++		++
<i>Myrmica schencki</i>	++ ^T	++ ^T	++ ^T		+++			++
<i>Myrmica specioides</i>				+	+++			
<i>Myrmica sulcinodis</i>						++		++
<i>Myrmica vandeli</i>						++		++
<i>Solenopsis fugax</i>					+++			
<i>Stenammas debile</i>	++	+++	+					
<i>Strongylognathus testaceus</i>					+++			
<i>Tetramorium caespitum</i>			+ ^T		+++			
<i>Tetramorium impurum</i>					+++			+++
<i>Dolichoderus quadripunctatus*</i>		+++ ^E		+++	+++			
<i>Tapinoma ambiguum</i>					+++			
<i>Tapinoma erraticum</i>			++		+++			
<i>Camponotus fallax*</i>				+++	+++			
<i>Camponotus herculeanus* 2</i>							+++	+
<i>Camponotus ligniperda*</i>		+++	++	++				
<i>Camponotus piceus</i>					+++			
<i>Camponotus truncatus*</i>		+++		+++	+++			
<i>Formica aquilonia</i>							+++	++
<i>Formica bruni</i>					+++			
<i>Formica cinerea</i>					+++			
<i>Formica cunicularia</i>			+		+++			
<i>Formica exsecta</i>	+	+			+	++	++	++
<i>Formica fusca</i>	++	+++	++	++	++			
<i>Formica lemani</i>							++	+++
<i>Formica lugubris</i>							+++	+++
<i>Formica polyctena</i>	+++	++	++					
<i>Formica pratensis</i>	++	+	++		++			

<i>Formica pressilabris</i>				+				+++
<i>Formica rufa</i>	+++	++						
<i>Formica rufibarbis</i>				+				+++
<i>Formica sanguinea</i>	++	++	++					++
<i>Formica transcaucasica</i>								+++ ³
<i>Formica trunctorum</i>				++			+	+ +
<i>Formica uralensis</i>								+++ ³
<i>Lasius alienus</i>				++				+++
<i>Lasius brunneus*</i>								
<i>Lasius carnolicus</i>								
<i>Lasius citrinus</i>				+++				
<i>Lasius distinguendus</i>								
<i>Lasius emarginatus</i>		++				+++	+++	
<i>Lasius flavus</i>		++	++			++	++	+++ +
<i>Lasius fuliginosus*</i>	++	++		++	++			
<i>Lasius jensi</i>								+++
<i>Lasius mixtus</i>				+++				+++
<i>Lasius meridionalis</i>								+++
<i>Lasius myops</i>								+++
<i>Lasius niger</i>				++		+++	+++	+ +
<i>Lasius paralienus</i>								+++
<i>Lasius platythorax</i>	+++	+++	++	+			+	+++
<i>Lasius psammophilus</i>								+++
<i>Lasius umbratus</i>		++	+++	+++	++	++	++	+++
<i>Plagiolepis vindobonensis</i>								+++
<i>Polyergus rufescens</i>								+++

2: kommt in montanen Wäldern vor, hauptsächlich in Fichtenwäldern. Es werden vor allem physiologisch geschwächte oder mechanisch beschädigte Bäume befallen. Dies kann die Zunahme von *C. herculeanus* in den schwer immissionsbeschädigten Fichtenwäldern des Erzgebirges erklären (SEIFERT 1989).

3: in Mitteleuropa ein obligater Tyrophobiont (SEIFERT 1993).

6.10.4 Anthropogene chemische Faktoren

Generell weisen die Ameisen eine hohe Resistenz gegenüber anthropogener Umweltverschmutzung auf. Ihre Ursachen werden in der sozialen Lebensweise der Ameisen vermutet, insbesondere in ihrer Fähigkeit zur Modifizierung des Mikrohabitates im Nestbereich. Ferner hat die Arbeitsteilung innerhalb der Kolonie zur Folge, daß sich zu jedem Zeitpunkt höchstens 10 % der

Population außerhalb des Nestes befindet und die Geschlechtstiere und Brut geschützt bleiben. Allerdings ist die Anpassungsfähigkeit an die anthropogene Umweltverschmutzung offenbar bei verschiedenen Arten unterschiedlich ausgeprägt (PETAL 1978a, 1978b, 1980, PETAL et al. 1975). Untersuchungen über den Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf Ameisen fehlen bisher weitgehend.

Luftschadstoffe

Schadstoffeintrag über Luft in Form von Gasen oder Staub kann zu einer starken Belastung der Böden und zur Veränderung ihrer chemischen Eigenschaften führen. Auf solchen stark beeinträchtigten Böden können einige Ameisenarten zu den dominierenden Invertebraten werden. Beispielsweise wurde *Aphaenogaster subterranea* auf einem durch Staubemissionen eines Düngemittelwerkes extrem belasteten Standort gefunden. Der Oberboden dieses Standortes hatte einen pH-Wert von 9,5, einen Natriumgehalt von 0,58g/100g Boden und einen Phosphorgehalt von 0,38g/100g Boden. Die Pflanzendecke bestand aus monözischen Beständen von *Agropyron repens* und *Puccinellia distans* (SEIFERT 1993). Auf stark belasteten Standorten gehen jedoch die Artenzahlen deutlich zurück. PETAL (1978a) untersuchte Artengemeinschaften der Ameisen auf stark durch Stickstoff- und Schwefelverbindungen belasteten Böden mit einem pH-Wert von etwa 3,5. Es wurden nur wenige der über 20 ursprünglich auf dem Gebiet vorkommenden Ameisenarten gefunden. Bei den am häufigsten gefundenen Arten *Lasius niger*, *Myrmica ruginodis* und *Myrmica schencki*, nahm die Nestdichte und die Koloniegröße mit zunehmender Verschmutzung ab. Es wurde aber nicht untersucht ob der Schadstoffeintrag seinen negativen Einfluß auf direktem oder indirektem Wege ausübte. *Myrmica ruginodis* und *Lasius niger* wurden auch an anderen Standorten mit durch Industrieemissionen stark belasteten Böden gefunden. Insbesondere die letztgenannte Art kommt auch auf extrem belasteten Standorten vor (PETAL 1978b, 1980, PETAL et al. 1975).

Schwermetalle

Die im Boden enthaltenen Schwermetalle scheinen keine unmittelbar toxische Wirkung auf Ameisen auszuüben. Erhöhte Konzentrationen von Schwermetallen wurden jedoch bei einigen Arten in Körpern von Arbeiterinnen und in Puppen festgestellt. In Arbeiterinnen der Gattung *Formica* wurden im Vergleich zu denjenigen der Gattung *Myrmica* deutlich höhere Konzentrationen von Cadmium und Zink festgestellt, nicht aber von Eisen und Aluminium. Da *Formica*-Arbeiterinnen, im Gegensatz zu den überwiegend räuberisch lebenden *Myrmica*, große Mengen von Honigtau aufnehmen, der von Blattläusen produziert wird, stammen die erhöhten Konzentrationen von Cadmium und Zink offenbar aus dem Phloem-Saft der Nadelbäume (YLÄ-MONONEN et al. 1989). In geeigneten Waldhabitaten können jedoch *Formica*-Kolonien trotz einer starken Belastung mit Schwermetallen lange Zeit existieren (STARY & KUBIZNAKOVA 1987). Bodenbelastung mit Schwermetallen entlang der Straßen führte zur erhöhten Konzentration von Blei und Zink in Arbeiterinnen und Puppen von *Lasius niger*, wobei im Falle von Zink die Konzentration in Ameisenkörpern die von der umgebenden Erde überstieg. Steigende Bodenbelastung ging mit Verminderung von Koloniegrößen und mit höheren Nestdichten einher, was aber mit einer Verschlechterung der trophischen Bedingungen erklärt werden kann. Darüber hinaus zeigte die untersuchte Population eine beschleunigte Brutentwicklung und verminderte Körpergewichte der Arbeiterinnen (KRZYSZTOFIK 1991).

Düngung

Auf Düngung mit Stickstoff reagieren manche Ameisen empfindlich, wobei dies höchstwahrscheinlich nicht auf direkte Auswirkungen der Düngemittel, sondern auf die zunehmende Pflanzendichte zurückzuführen ist (PETAL 1976). Ein starker Rückgang von *Lasius flavus* auf mit Stickstoff überdüngten Graslandhabitaten geht vermutlich auf zwei Ursachen zurück. Zum einen werden die Bodentemperaturen mit verstärktem Pflanzenwuchs zunehmend ungünstig. Zum anderen zieht die eintretende Verarmung des Pflanzenspektrums auch eine Verringerung der Diversität von trophobiontischen Wurzelläusen nach sich, was zu Nahrungsengpässen führen kann (SEIFERT 1993).

6.10.5 Andere anthropogene Faktoren

Kahlschlag und Wiederaufforstung sowie Aufforstung von Ackerland

Für die Veränderungen in der Zusammensetzung der Ameisenfauna nach solchen gravierenden anthropogenen Eingriffen dürften, neben dem Zeitfaktor, vor allem die lokalen klimatischen und bodenphysikalischen Bedingungen, sowie der angepflanzte Waldtyp und die schon vorhandene Ameisenfauna eine Rolle spielen. In Kiefernforsten in Nordwestpolen stellte sich nach einem Kahlschlag und anschließendem Wiederaufforstung innerhalb von zwei Jahren eine Gemeinschaft von xerothermophilen Arten des offenen Landes ein, mit *Tetramorium caespitum* als dominanten und *Lasius niger* als subdominanten Art. Die vor dem Kahlschlag vorkommenden Waldarten wurden jedoch nicht völlig eliminiert und wurden mit der zunehmenden Dichte des Baumbestandes immer häufiger. Nach etwa 30 Jahren bildete sich die ursprüngliche Artengemeinschaft mit *Myrmica ruginodis* (als Leitart) und *Myrmica lobicornis* wieder aus (SZUJECKI et al. 1978). Die gleiche Artengemeinschaft bildete sich nach einem ähnlichen Zeitraum auch auf aufgeforstetem Ackerboden aus, die Sukzession verlief hier jedoch zunächst anders. Die Gemeinschaft von xerothermophilen Arten umfaßte die schon vorhandene *Myrmica rugulosa*, sowie *Lasius alienus* und *Formica cunicularia*. Im Laufe der nächsten 10-20 Jahre wurde auch hier *Tetramorium caespitum* zu einer dominierenden Art, bis sich die "Endgemeinschaft" eingestellt hat. Bei der generell hohen Ausbreitungsfähigkeit der Ameisen (RÖGENER & PFAU 1994) kann man davon ausgehen, daß auch inselhafte Biotope wie eine Aufforstung inmitten vom Ackerland, schnell von der für sie typischen Ameisenfauna besiedelt werden.

6.10.6 Zusammenfassung

Die Habitatwahl der bodennistender Ameisen wird in Mitteleuropa hauptsächlich von bodenphysikalischen Faktoren wie Temperatur und Feuchtigkeit bestimmt. Die meisten Arten kann man als thermophil und/oder xerophil bezeichnen. Das Mikroklima wird maßgeblich durch die lokale Vegetation beeinflusst. In kronendichten Wäldern kommt in der Regel nur eine bodennistende Ameisenart vor. Mit zunehmender Auflichtung und Austrocknung der Bestände wächst die Zahl der dort nistenden Arten. Ähnlich stellt sich die Situation in offenen Habitaten dar, wobei hier eine gewisse Pflanzendichte als Quelle der Nahrungs- und Nistressourcen unentbehrlich ist. Wenn innerhalb der Pflanzengesellschaften stabile mikroklimatische Verhältnisse herrschen, können in ihnen Ameisengemeinschaften erwartet werden, die durch eine bestimmte Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnisse (Nestzahl) charakterisiert sind.

Anthropogen verursachte abrupte Veränderungen der Pflanzengesellschaften wie Kahlschlag und Aufforstung setzt eine Sukzession in Gang, deren Verlauf hauptsächlich von aktuellen mikroklimatischen Verhältnissen abhängt. Der Bodentyp scheint für die Habitatwahl mancher Arten eine Rolle zu spielen, wahrscheinlich indirekt durch seine bodenphysikalische Eigenschaften und seinen Einfluß auf die Vegetation. In offenen Habitaten fördern flache Steine an der Bodenoberfläche die Arten- und Nestdichte der Ameisen. Ebenfalls indirekt dürften die bodenchemischen Faktoren einen Einfluß auf die Ameisen haben. In Mitteleuropa ist nur eine Art ausgesprochen halophil.

Die Ameisen scheinen relativ resistent gegenüber Luftschadstoffen zu sein. Bei einer starken Verschmutzung geht aber ihre Artenzahl zurück und auf extrem belasteten Standorten werden nur wenige Arten gefunden. Bei einigen Ameisenarten wurde Anreicherung von Schwermetallen festgestellt. Dies scheint keine gravierenden Folgen für die Population zu haben, ihre Nutzung als Indikatoren ist aber denkbar. Düngung mit Stickstoff wirkt sich durch verstärkten Pflanzenwuchs negativ aus. Obwohl kaum quantitative Daten vorhanden sind, sind die Habitatansprüche einzelner Ameisenarten recht gut bekannt, zumindest hinsichtlich der Standortfaktoren Temperatur und Bodenfeuchtigkeit. Der Zustand und die Veränderungen eines Biotops können daher anhand des Artenspektrums, der Nestdichte und der Dominanzverhältnisse beurteilt werden.

7. Kurze Darstellung bodenbiologischer Methoden

7.1 Mikroorganismen

7.1.1 Einleitung

Die mikrobielle Population des Bodens setzt sich aus der Mikroflora (Bakterien und Pilze) und der Mikrofauna (Protozoen, Nematoden) zusammen. Für die Mikrofauna gibt es spezielle Methoden der Bearbeitung (DUNGER & FIEDLER 1989), auf die hier nicht näher eingegangen werden soll. Um die mikrobielle Biomasse und ihre Aktivität (Leistung) im Boden zu bestimmen stehen eine Vielzahl von sowohl direkten als auch indirekten Meßmethoden zur Verfügung. Ein wichtiger Unterschied zu Methoden der Bodenzöologie besteht darin, daß in der Bodenmikrobiologie vor allem Summenparameter erfasst werden, die nicht zwischen unterschiedlichen taxonomischen Einheiten differenzieren. Es ist an dieser Stelle nicht möglich, die gesamte Palette der bodenmikrobiologischen Verfahren erschöpfend zu behandeln. Für die folgende Methodenübersicht wurde daher eine Auswahl getroffen. Dabei wurde versucht, die in der Bodenbiologie gegenwärtig am häufigsten angewendeten Verfahren zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse und verschiedener Stoffwechselleistungen darzustellen. Die Verfahren zur Untersuchung der Mikrofauna werden im Kapitel 7.2 dargestellt. Für eine detaillierte Beschreibung der Arbeitsvorschriften zu den vorgestellten sowie weiteren bodenmikrobiologischen Methoden wird auf die spezielle Literatur verwiesen (DUNGER & FIEDLER 1989, ALEF 1991, SCHINNER et al. 1993).

Klassische bodenmikrobiologische Methoden zur Bestimmung des Mikrobenbesatzes im Boden wie etwa die Auszählung der Mikroorganismen mit Hilfe des Mikroskops sowie die Bestimmung der Gesamt- oder Lebendkeimzahl von Bakterien und Pilzen nach dem KOCH'schen Plattenguß-Verfahren werden mehr und mehr durch indirekte Meßmethoden ersetzt, insbesondere physiologische Verfahren. Mit Hilfe dieser Methoden können sowohl die Struktur der Zönose (Biomasse, physiologische Gruppen) als auch funktionelle Eigenschaften der Population (Dekomposition, Respiration) erfaßt werden. Häufig wird eine spezifische Stoffwechselleistung der Bodenmikroorganismen unter definierten und standardisierten Bedingungen erfaßt. Mit Hilfe empirisch ermittelter Faktoren ist bei einigen Methoden die anschließende Umrechnung der ermittelten Werte in Biomasseeinheiten möglich. Die in der Literatur angegebenen Umrechnungsfaktoren differieren teilweise beträchtlich, weshalb die Gültigkeit eines Faktors für alle Bodentypen nicht gegeben ist.

7.1.2 Probenahme, Aufbereitung und Lagerung

Das Probenahmeregime hängt im wesentlichen von der Aufgabenstellung und den ausgewählten Meßmethoden ab. Dennoch sollten einige generelle Regeln für die Probenahme beachtet werden. Da der Boden nicht in seiner Gesamtheit untersucht werden kann, müssen Stichproben für die Ermittlung der gewünschten Meßwerte entnommen werden. Ein Problem stellt dabei die räumliche und zeitliche Variabilität vieler biologischer Parameter dar. Die räumliche Streuung der Meßwerte kann nur durch eine ausreichend große Zahl rando-misierter Parallelproben, die der zeitlichen Dynamik nur durch Zeitreihen erfaßt werden.

Der Wassergehalt des Bodens ist ein sehr wichtiger Faktor für die biologische Aktivität. Daher sollten extrem trockene oder nasse Bodenverhältnisse bei der Probenahme vermieden werden. Für die meisten mikrobiologischen Methoden hat sich ein Bodenwassergehalt von 40 - 60% der maximalen Wasserkapazität als sinnvoll erwiesen. Wird der Boden durch Zugabe von demineralisiertem Wasser auf den entsprechenden Wert eingestellt, so erhöht sich kurzfristig die mikrobielle Aktivität, da die Wiederbefeuchtung Nährstoffe mobilisiert. In diesem Fall ist der Boden vor der Messung dieser Parameter für eine Woche zu inkubieren, wobei Veränderungen der ursprünglichen mikrobiellen Bodenflora auftreten können.

Die Bodenproben sollten feucht auf 2 mm gesiebt und alle sichtbaren Pflanzenteile sowie Tiere sorgfältig entfernt werden. Da durch das Sieben Bodenaggregate teilweise zerstört und Nährstoffe freigesetzt werden können, sollte die Bestimmung biologischer Parameter nicht direkt im Anschluß an das Sieben geschehen. Ist eine Lagerung des Bodens nötig, so sollte dies bei ca. 4° C geschehen. Dabei muß ein Gasaustausch möglich sein und die Austrocknung des Bodens vermieden werden. Jede Entnahme von Boden aus seinem natürlichen Verband bedeutet eine Störung der physikalisch-chemischen Vorgänge und des Bodenlebens. Mit zunehmender Lagerungsdauer von Bodenproben sinkt deren biologische Aktivität. Daher sollte die Lagerung einen Zeitraum von 4 Wochen nicht überschreiten.

7.1.3 Methodenbeschreibung

Keimtest (Plattengußverfahren)

Bei dieser Methode werden von einer Bodensuspension Verdünnungsstufen hergestellt und Aliquots in Petrischalen mit Nähragar überführt. Nach einer definierten Bebrütungsdauer und -temperatur, z.B. 7 Tage bei 28°C, werden die sich entwickelnden Kolonien gezählt und unter Einrechnung der Verdünnung die Bakterienzahl für 1 g TG Boden berechnet. Aufgrund der unterschiedlichen Nährstoffansprüche der Bakterien werden mit dem Plattengußverfahren nur jene Mikroben erfaßt, die auf dem jeweils verwendeten Nährsubstrat und unter der gewählten Bebrütungstemperatur und -dauer vermehrungsfähig sind. Die Nachteile der Methode sind ihre hohe Selektivität sowie die mangelhafte Erfassung dormanter Organismen.

Direkte Beobachtung (Mikroskopie)

Hierfür werden Bodensuspensionen auf spezielle Objektträger (Zählkammern) aufgebracht und die mit Hilfe diverser Färbetechniken (u.a. Fluoreszenz) angefärbten Organismen gezählt und vermessen. Zur Berechnung der mikrobiellen Biomasse stehen empirisch ermittelte Faktoren zur Verfügung. Dieses direkte Verfahren zur Zählung von Mikroorganismen ist zeitaufwendig und erfordert besonders erfahrenes Personal. Eine Fehlerquelle stellt die z.T. schwierige Unterscheidung von lebenden und toten Bakterien und Pilzhyphen dar.

Chloroform Fumigation Inkubation (CFI)

Diese Methode zur indirekten Bestimmung der mikrobiellen Biomasse beruht auf der Veratmung (CO₂-Entwicklung) von mikrobiell gebundenem Kohlenstoff. Dazu wird eine Bodenprobe mit Chloroform begast (fumigiert), wodurch seine mikrobielle Biomasse abgetötet wird. Anschließend wird das Chloroform entfernt und ein Inoculum von 1 g unbegastem Boden untergemischt und die Probe bei 25°C über 10 Tage inkubiert. Das durch die Mineralisierung von Kohlenstoffverbindungen der abgetöteten Biomasse entstehende CO₂ wird in Natronlauge aufgefangen und titrimetrisch be-

stimmt. Parallel dazu wird eine unbegaste Probe unter gleichen Bedingungen inkubiert. Aus der Differenz zwischen der CO_2 Menge der begasten und der unbegasten Probe kann mit Hilfe eines empirisch ermittelten Faktors der Gehalt an mikrobieller Biomasse des Bodens errechnet werden. Die Methode ist nicht für Böden mit einem hohen Anteil an leicht abbaubaren Material (Glukose, Wurzeln und anderes frisches organisches Material) geeignet. Ein Problem stellt der nicht für alle Böden gleiche Proportionalitätsfaktor für die Umrechnung in mikrobielle Biomasse dar.

Chloroform Fumigation Extraktion (CFE)

Die CFE-Methode kann als eine Weiterentwicklung der CFI-Methode angesehen werden. Sie entscheidet sich von der oben beschriebenen CFI-Methode durch die Bestimmung des durch die Begasung mit Chloroform freigesetzten Kohlenstoffes in einem Bodenextrakt. Damit läßt sich der Bearbeitungszeitraum deutlich verringern. Für dieses Verfahren wird ebenfalls eine Bodenprobe mit Chloroform fumigiert. Der durch Autolyse der abgetöteten Biomasse freigesetzte Zellinhalt wird anschließend mit Hilfe einer K_2SO_4 -Lösung aus dem Boden extrahiert und eine quantitative Kohlenstoffbestimmung im Extrakt durchgeführt (z.B thermische Oxidation, Dichromat-Oxidation). Mit Hilfe eines empirisch ermittelten Faktors errechnet sich die mikrobielle Biomasse (Biomasse-Kohlenstoff) aus der Differenz zum C-Gehalt im Extrakt einer nicht-fumigierten Bodenprobe. Mit der gleichen Methode ist es möglich, im Bodenextrakt mikrobiell gebundenen Stickstoff und Phosphor zu quantifizieren. Die CFE-Methode ist für ein weiteres Bodenspektrum geeignet als die CFI-Methode, doch sind u.a. Böden mit einem hohen Gehalt K_2SO_4 -extrahierbarer organischer Verbindungen problematisch.

Substrat-induzierte Respiration (SIR)

Die SIR-Methode beruht auf der Eigenschaft von Mikroorganismen, auf die Zugabe von einer leicht verfügbaren Kohlenstoffquelle mit erhöhter Atmung (O_2 -Aufnahme bzw. CO_2 -Abgabe) zu reagieren. Dabei wird eine Bodenprobe mit Substrat (Glukose) vermischt und die daraufhin erhöhte mikrobielle CO_2 -Produktion gemessen. Der Methode liegt die empirisch ermittelte Beziehung zugrunde, wonach bei einer Temperatur von 22°C und Substratsättigung 40 mg mikrobiell gebundener Kohlenstoff stündlich 1 mL CO_2 produzieren. Die Konzentration des gebildeten CO_2 kann gaschromatographisch (statische Methode) oder mit Hilfe eines Infrarot-Gasanalytators im kontinuierlichen Durchfluß bestimmt werden. Die Vorteile der Methode sind ihre leichte Handhabbarkeit und die Möglichkeit, neben der Biomassebestimmung, anhand des zeitlichen Verlaufs der Atmungskurve, Hinweise auf die Stoffwechselaktivität der mikrobiellen Population zu erhalten. Da der Wassergehalt des Bodens auf die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen einen großen Einfluß hat, ist auf möglichst gleichbleibende Bodenfeuchte bei der Untersuchung zu achten. Ein Bodenwassergehalt von 40 - 60% der maximalen Wasserkapazität hat sich als geeignet erwiesen.

Adenosintriphosphat (ATP)

Die Bestimmung der Konzentration von ATP im Boden ermöglicht die indirekte Bestimmung der mikrobiellen Biomasse. Dabei wird vorausgesetzt, daß ATP nur in lebenden Zellen vorkommt und der ATP-Gehalt in den Zellen weitgehend konstant ist. Das ATP wird mit einem Extraktionsmittel (z.B. Na HCO_3 , CHCl_3) aus dem Boden gewonnen. Der Nachweis erfolgt über Messung der Lichtemission infolge der Reaktion von ATP mit Luziferin (Luziferin-Luziferase Test). Für Böden mit einem hohen Anteil an teilweise zersetzter organischer Substanz ist diese Methode ungeeignet, da

durch das Extraktionsmittel organische Substanz und andere, die Lichterzeugung hemmende Stoffe extrahiert werden. Neuere Untersuchungen zeigten, daß der ATP-Gehalt der Zellen von deren physiologischen Zustand abhängt und unter wechselnden Umweltbedingungen stark variieren kann. Eine Schätzung der mikrobiellen Biomasse ist daher nur unter streng standardisierten Bedingungen sinnvoll.

Enzymaktivität

Bei der Bestimmung der Enzymaktivität muß unterschieden werden zwischen Endo- und Exoenzymen. Während Endoenzyme nur im lebenden Organismus vorkommen, werden Exoenzyme von einem Organismus in den Boden abgegeben und können dort für bestimmte Zeit unabhängig vom lebenden Organismus existieren. Im Bereich der Endoenzyme ist die Bestimmung der Dehydrogenase-Aktivität ein in der Bodenmikrobiologie häufig angewendetes Verfahren. Dabei wird der Boden mit einer Triphenyltetrazoliumchloridlösung versetzt. Nach einer Bebrütungsdauer von 16 Stunden bei 25° C wird das freigesetzte Triphenylformazan (TPF) extrahiert und photometrisch gemessen. Von der großen Zahl an Exoenzymen im Boden werden z. B. Cellulase, Saccharase, Xylanase und Lipase untersucht. Allen Messungen der Enzymaktivität ist gemeinsam, daß der Boden unter Laborbedingungen mit einem entsprechenden Substrat inkubiert und das Reaktionsprodukt dann quantifiziert wird.

Kalorimetrie

Die mikrokolorimetrische Bestimmung der mikrobiellen Biomasse beruht auf der Wärmeveränderung durch biologische Prozesse. Bei 22°C vorinkubierter Boden wird analog zur SIR-Methode mit Glukose versetzt und die Wärmeproduktion metabolisch aktiver Mikroorganismen mit Hilfe eines Mikrokolorimeters ermittelt. Bei dieser Methode ist wie auch bei der SIR-Methode auf Einhaltung einer optimalen Glukosekonzentration sowie auf optimalen Wassergehalt zu achten.

Bodenatmung

Die Messung der Bodenatmung (Basalatmung) erlaubt neben der Untersuchung im Labor auch die direkte Bestimmung der Bodenrespiration unter Freilandbedingungen. Die Bodenatmung resultiert aus der O₂-Aufnahme und der CO₂-Abgabe aller im Boden lebenden Organismen im Rahmen der fermentativen Oxidation und des Zellaufbaus. Zur Messung im Labor wird die CO₂-Abgabe pro Zeiteinheit einer Bodenprobe ohne Zugabe von Substrat ermittelt (z.B. Absorption in NaOH und anschließende Titration oder Infrarotabsorption). Alternativ wird die O₂-Aufnahme mit Hilfe eines Sapro-maten gemessen, was besonders bei alkalischen Böden wegen der abiotischen Freisetzung von CO₂ sinnvoll ist.

Im Freilandversuch wird ein zylindrisches Gefäß (Volumen ca. 15 L) mit der Öffnung nach unten über einer definierten Fläche etwa 5 cm in den Boden gedrückt. Die aus der überdeckten Bodenfläche in das Versuchsgefäß diffundierende Menge CO₂ wird dort z.B. mit Natronkalk oder NaOH aufgefangen und anschließend durch Wägung bzw. Titration quantifiziert. Im Freilandversuch ist der potentiell erhebliche Anteil der Wurzelatmung von Pflanzen an der Bodenatmung zu berücksichtigen.

sichtigen. Ferner sind kleinräumige Unterschiede der Bodenfeuchte sowie Temperaturveränderungen (Sonneneinstrahlung) wichtige Faktoren.

7.2 Bodenfauna

7.2.1 Einleitung

In diesem Kapitel werden die wichtigsten Methoden zur Erfassung von Bodentieren genannt. Die Einzelheiten dieser Verfahren können dem Handbuch "Methoden der Bodenbiologie" (DUNGER & FIEDLER 1989) sowie einer Vielzahl von Einzelarbeiten entnommen werden (Diskussion aktueller Entwicklungen: CROSSLEY 1991). Da - wie in Kap. 3.1 dargelegt - Bodentiergemeinschaften taxonomisch außerordentlich heterogen sind und weil sich die vielen verschiedenen Arten auch hinsichtlich ihrer Biologie stark unterscheiden, gibt es keine Standardmethode für alle oder auch nur eine Mehrheit der Tierarten mitteleuropäischer Böden. Je nach Fragestellung, Standort, Tiergruppe und nicht zuletzt den verfügbaren Ressourcen muß jeweils eine bestimmte "Methodenbatterie" ausgewählt werden. Im Folgenden werden zuerst einige grundsätzliche Erwägungen für die Beprobung von Bodentieren angesprochen, bevor auf die wichtigsten, im Rahmen dieser Studie detailliert diskutierten, Tiergruppen genauer eingegangen wird.

7.2.2 Entnahme von Proben aus dem Freiland

Da Bodentiere aufgrund ihrer meist geringen Größe und verborgenen Lebensweise direkt im Freiland kaum erfaßt werden können, sind Bodenproben definierten Volumens oder Gewichts im Labor zu untersuchen. Je nach Fragestellung, Größe der zu fangenden Organismen, Biotop, Bodentyp und statistischem Anspruch kann für die Probennahme zur Bestimmung der Siedlungsdichte eine Vielzahl von unterschiedlichen Bodenstechern verwendet werden (Durchmesser ca. 3 - 6 cm für die Mesofauna bzw. bis zu 30 cm für die Makrofauna). Alternativ dazu kann Boden- bzw. Streumaterial von einer bestimmten Fläche entnommen werden. Um dagegen die Aktivitätsdichte (insbesondere von Arthropoden) zu erfassen, werden diverse Fallen eingesetzt (Fanggräben, Barberfallen, Köderfallen, Emergenzfallen, Unterschlupffallen).

In beiden Fällen ist zu beachten, daß das gesamte, für eine mehrfache Beprobung festgelegte Areal nicht zu klein gewählt wird (mindestens 1 ha), und daß es möglichst von einem breiten, nicht-beprobten Bereich umgeben ist, der der Abpufferung externer Einflüsse dient. Die zu beprobende Bodentiefe ist stark von der jeweiligen Tiergruppe, den Standorteigenschaften und der Fragestellung abhängig. Meistens liegt sie auf Ackerflächen bei 0 - 15 cm (Pflughorizont) und in Wiesen bzw. Wäldern bei 0 - 10 cm, wobei im letzteren Fall die Streuauflage (wenn möglich, nach Horizonten) getrennt zu erfassen ist.

Abundanz- bzw. Biomasseangaben von Tieren machen im allgemeinen nur Sinn, wenn sie auf bestimmte Flächen (meist 1 m²) oder Gewichts- bzw. Volumeneinheiten (z.B. 100 g Trockengewicht Streu) bezogen werden. Bezüglich des zu beprobenden Zeitraums ist für quantitative Untersuchungen mindestens ein Jahr nötig; besser ist ein Zeitraum von 3 - 4 Jahren, um die natürliche Variabilität einschätzen zu können. Der zeitliche Abstand zwischen den Probennahmen hängt

primär von der Populationsdynamik der interessierenden Tiergruppe ab; er kann zwischen wenigen Tagen (z.B. zur Einschätzung der akuten Effekte einer Chemikalie) und einigen Monaten (z.B. bei der Untersuchung klimatischer Einflüsse auf relativ langlebige Käferarten) liegen. Bei den meisten Tiergruppen sollten Proben zu verschiedenen Zeitpunkten im Jahr genommen werden, um Arten mit unterschiedlicher Phänologie zu erfassen.

Ein besonderes Problem, auf das hier nicht näher eingegangen werden kann, ist die inhomogene Verteilung (Mikro- bzw. Makrodistribution) aller Tiere auch auf scheinbar homogenen Untersuchungsflächen. Um dennoch eine repräsentative Einschätzung der Besiedlung geben zu können, müssen entsprechend viele Parallelproben (Replikate) genommen werden, deren Zahl je nach Methode und beprobter Tiergruppe schwankt (häufig: 3 - 10). Optimal für eine statistische Auswertung sind wesentlich höhere Zahlen; so werden für Enchytraeen z.B. Replikatzahlen > 20 empfohlen (ABRAHAMSEN 1969, ABRAHAMSEN & STRAND 1970). So viele Replikate können in Untersuchungen auf dem - anzustrebenden - Artlevel aufgrund des großen Aufwands bei der oft schwierigen Determination nicht umgesetzt werden, so daß viele faunistisch-ökologische Untersuchungen statistisch nicht sicherbare Ergebnisse liefern. Dieses Defizit kann teilweise durch lange Untersuchungszeiträume mit engen Probennahmeabständen ausgeglichen werden. Im Vergleich zur Auswertung von großen Stichprobenzahlen an wenigen Zeitpunkten sind allerdings hierfür statistische Verfahren nicht im gleichen Maße standardisiert bzw. in PC-Programmen verfügbar.

7.2.3 Freilandmethoden

Große Individuen unter den Bodentieren, speziell denen der Bodenoberfläche, können direkt im Freiland gefangen werden. Besonders wichtige Methoden sind dabei:

- Handaufsammlung: oft die beste, wenn auch zeitaufwendigste Methode;
- Aussiebung: für gut sklerotisierte Arthropoden, besonders in der Streu lebende Tiere, geeignet;
- Austreibung: durch Einsatz von leicht ätzenden Chemikalien werden die Tiere zum Verlassen der Streu- oder Bodenprobe veranlaßt;
- Saugfang: häufig angewendete Sammelmethode mit Hilfe von Exhaustoren; bei kleinen Tieren arbeiten diese manuell, bei größeren Tieren oder dem quantitativen Fang größerer Flächen dagegen mit Motorantrieb.

Wie erwähnt, stellen verschiedene Fallentypen eine wichtige Methode für den Fang laufaktiver, teils auch flugfähiger Arthropoden dar. Durch mechanische Verfahren werden die Tiere in eine mit Fangflüssigkeit (z.B. 4 % Formollösung) gefüllte Fangdose geleitet, wo die Tiere bis zur weiteren Bearbeitung fixiert werden können. Fangeffektivität und Fallendichte hängen stark von der zu fangenden Tiergruppe, dem Fallentyp und dem jeweiligen Biotop ab (z.B. FRANKE et al. 1989). Die wichtigsten Typen sind:

Fanggraben:

- in den Boden gegrabene oder als Plastikrinne eingesetzte Höhlung, oft mit einer Fangdose am schmalen Ende versehen;

Barberfalle:

- bündig mit der Bodenoberfläche eingegrabener Glas- oder Plastikbecher, oft mit Fangflüssigkeit gefüllt (BARBER 1931); in der Literatur werden eine Vielzahl von Varianten beschrieben: z.B. mit Schutzdach oder herausnehmbaren Plastikeinsatz (Einzelfalle nach DUNGER 1963); trotz ihrer häufigen Anwendung wird die Methode kritisiert, weil die mit ihr erhaltenen Werte nur die Aktivitätsdichte, nicht aber die Siedlungsdichte wiedergeben;

Köderfalle:

- je nach Zielgruppe Einsatz von Ködern (z.B. Fleisch, Zuckerlösung) in Barber- oder Einzelfallen;

"Markierung-Wiederfang-Technik":

- , z.B. für große Käfer (Carabiden), in Kombination mit Barber-, Einzel- oder Köderfalle, wobei dann die Dose nicht mit Fangflüssigkeit sondern mit Blättern etc. gefüllt wird, um Kannibalismus zu verhindern;
- Plastikkegels oder ähnlichen Gefäßen mit einer Grundfläche von ca. 0,1 - 1 m² insbesondere zum Fang von frisch geschlüpften Tieren, deren Larven im Boden leben; ähnliche Fanganordnungen können auch als Stammeklektor zum Fang von Rindenbewohnern eingesetzt werden;

Unterschlupffallen:

- ausgelegte, feuchtgehaltene Metallplatten, Stoffstücke o.ä. zur qualitativen Erfassung von versteckt lebenden (kryptobiontischen) Arten; wird nur selten angewandt.

Unabhängig von den hier aufgelisteten Methoden ist für viele Fragestellungen, insbesondere die Auswahl von geeigneten und repräsentativen Probeflächen, die qualitative Beobachtung kleiner Bodenprofile, abgegrenzter Streuflächen oder von ausgelegten Ködermaterialien nicht zu ersetzen.

7.2.4 Laboraustreibungsmethoden

Je nach Tiergruppe werden unterschiedliche Verfahren für die Austreibung von Bodentieren aus den im Freiland genommenen Bodenproben angewandt. Die wichtigsten Methoden sind:

Handauslese:

- für viele Gruppen der Makrofauna das beste Vorgehen, wenn die Proben frisch und in kleinen Portionen durchsucht werden können; erfahrene Bearbeiter erreichen sehr hohe Effizienzgrade, wobei die Tiere sich im allgemeinen durch ihre Bewegung verraten.

Nass- bzw. Trockenabsiebung:

- stark abhängig von Tiergruppe und vom Substrat: humusarme Sandböden sind gut, feuchtes Material und Streuauflagen o.ä. sind schlecht geeignet; oft, besonders beim Schlämmen (MORRISS 1922), werden mehrere Siebe abnehmender Maschenweite hintereinander geschaltet, wobei empfindliche Organismen leicht geschädigt werden.

Flotation:

- Nutzung der Tatsache, daß Tiere (z.B. Nematoden oder Dipterenlarven) in Flüssigkeiten geeigneter, d.h. dem Körpergewebe entsprechender Dichte im Gegensatz zu schwereren mineralischen bzw. leichteren organischen Teilchen schwimmen (z.B. SALT & HOLLICK 1944); eine schonende Zentrifugation erhöht die Trennschärfe.

Differenzierte Benetzbarkeit:

- zur Abtrennung der Mesofauna von organischem Material wie z.B. Torf; dabei wird die unterschiedliche Benetzbarkeit von Tier- bzw. Pflanzenkutikula ausgenutzt (z.B. HALE 1964).

Dynamische Austreibung (nass):

- Geeignet für semi-aquatische Mesofauna-Gruppen wie Nematoden und Enchytraeen, wobei aktive Tiere anhand eines Wärme- bzw. Feuchtgradienten die Probe verlassen und in einem wassergefüllten Gefäß aufgefangen werden (BAERMANN 1917).

Dynamische Austreibung (trocken):

- Zu dieser Gruppe gehören Verfahren wie BERLESE-, TULLGREN-, oder KEMPSON-Trichter, bei denen ein gerichteter Wärmegradient zur Austreibung der Tiere aus einer Bodenprobe benutzt wird (BERLESE 1905, TULLGREN 1918, KEMPSON et al. 1963); ihre Größe ist u.a. abhängig von der interessierenden Tiergruppe (Meso- oder Makroarthropoda); heute existieren eine Vielzahl von Varianten, die sich in Anordnung, Dauer des Austreibungsvorgangs, Wärmequelle, Fixierungsflüssigkeit etc. unterscheiden.

Auf die große Vielzahl spezieller Methoden kann im Rahmen dieser Übersicht nicht näher eingegangen werden. Statt dessen werden im Folgenden die wichtigsten Verfahren für die in Kap. 6 diskutierten Tiergruppen vorgestellt.

7.2.5 Methoden zur Erfassung der Enchytraeen

Optimal für die Untersuchung der Enchytraeen eines Standorts ist eine monatliche Beprobung, wobei kürzere Abstände zur Untersuchung von Akuteffekten, z.B. von Chemikalien, notwendig sind. Aufgrund des starken Einflusses klimatischer Faktoren auf die natürliche Populationsdynamik der Enchytraeenzönose sollten solche Untersuchungen immer über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden. Wegen des mit einem solchen Probenprogramm einhergehenden Arbeitsaufwands ist für mehrjährige Monitoringprogramme eine Reduktion zu empfehlen (z.B. vierteljährliche Probennahme).

Obwohl größere Individuen mit Federstahlpinzetten direkt aus Streu- oder Bodenproben gesammelt werden können, ist eine solche qualitative Erfassung nur für spezielle Probleme, wie z.B. zur Klärung taxonomischer Fragen oder die Beschaffung von Testorganismen, zu empfehlen. In allen anderen Untersuchungen erfolgt die Bodenprobennahme mit Probenstechern (aufklappbar; Innendurchmesser z.B. 5,6 cm, meist zwischen 5 bis höchstens 8 cm; mit leicht nach innen geneigtem Schneiderand, um eine Verdichtung der Probe zu verhindern). Da sich die meisten Enchytraeen (> 90 %) in den oberflächennahen Bodenschichten aufhalten ist im allgemeinen eine Beprobungstiefe von 12 - 20 cm Tiefe ausreichend.

Enchytraeen werden am besten mit einer Nass-Extraktionsapparatur nach dem O'CONNOR-Prinzip (O'CONNOR 1955), modifiziert nach GRAEFE (1984), aus dem Boden ausgetrieben (RÖMBKE 1995). Jede vorsichtig zerkrümelte Einzelprobe wird in ein Sieb (Durchmesser 15 cm; Maschenweite ca. 1 mm) umgefüllt, das in eine bis zur Oberkante der Probe mit Wasser gefüllte Auffangschale gehängt wird. Humusreiche Bodenproben wie z.B. Streuschichtproben verbleiben 1 - 2 Tage, humusarme Proben aus der Mineralschicht 3 - 7 Tage in der Apparatur. Eine Beschleunigung der Austreibung durch eine Wärmequelle (z.B. eine Glühbirne) über der Probe kann hilfreich sein, sollte aber sehr vorsichtig erfolgen (langsame Steigerung der Temperatur über mindestens 3 Stunden), da ansonsten zu viele Tiere, insbesondere Jungtiere und Fragmentationsstadien, im Boden verbleiben. Die sich am Boden der Auffangschale ansammelnden Würmer werden bei kleiner Vergrößerung unter dem Binokular ausgelesen und umgehend lebend im Durchlichtmikroskop bestimmt. Bei Kenntnis des Artenspektrums eines Standorts, speziell aus sauren Böden, ist wegen der geringen Artenzahl auch die Determination von fixiertem Material möglich (O'CONNOR 1971).

Für die Abschätzung der ökologischen Rolle der Enchytraeen an einem bestimmten Standort ist die Erfassung der Biomasse der Tiere notwendig. Da die direkte Wägung aufgrund des niedrigen Individualgewichtes der meisten Arten, wegen der potentiellen Verfälschung durch den wechselnden Darminhalt und vor allem wegen der schnellen Austrocknung sehr schwierig ist, kann die Biomasse auch indirekt abgeschätzt werden:

- Erstellung von artspezifischen Eichkurven zum Verhältnis von Länge und Gewicht (ABRAHAMSEN 1973a,b); dann Messung der Länge der toten Tiere einer Probe;
- Automatische Berechnung des Gewichts durch EDV-Erfassung des Längen/Volumen-Verhältnisses von eingebetteten Individuen sowie anschließender Verrechnung mit der weitgehend konstanten Dichte von Enchytraeen (RÖMBKE & KREYSCH 1989).

7.2.6 Methoden zur Erfassung der Regenwürmer

Die Methoden zum Fang von Regenwürmern haben sich seit 30 Jahren nur wenig verändert, obwohl kontrovers über die Vor- und Nachteile der verschiedenen Verfahren diskutiert wird (RAW 1960, ZICSI 1962, LEE 1985). Dabei wird zwischen passiven Methoden (z.B. Handauslese) und Verhaltensmethoden (z.B. chemische Austreibung) unterschieden.

Die Handauslese wurde zum ersten Mal von BRETSCHER (1896) angewandt und ist bis heute das Standardverfahren. Dabei wird die Erde unter einer bestimmten Fläche ausgestochen und entweder noch im Freiland oder im Labor makroskopisch untersucht. Die Probennahmetiefe wechselt je nach Standort, Bodentyp und Jahreszeit, liegt jedoch in Mitteleuropa meist bei 20 - 30 cm. Die Methode ist für kleine Individuen (< 2 cm Länge bzw. 200 mg Gewicht) schlecht geeignet. Ihr Hauptnachteil ist der Arbeitsaufwand für das sorgfältige Durchsuchen der Bodenproben. Sehr bewährt hat sich aber die Handauslese in einer Kombination mit einer Formol- oder Elektroaustreibung (HEIMBACH 1990).

Eine Kombination von Auswaschen und Sieben kann als die effektivste Methode angesehen werden, wenn entsprechende Apparaturen zur Verfügung stehen. Dabei werden Bodenproben in einer Lösung aus Formol (4 %) und Hexametaphosphat (2 %) zwei Tage lang fixiert. Anschliessend

werden in einer Siebanlage mit verschiedenen Siebgrößen nicht nur Regenwürmer sondern auch deren Kokons sowie andere Vertreter der Makrofauna separiert.

Bei den Verhaltensmethoden wird für die Austreibung der Tiere vor allem Formol benutzt, um Regenwürmer an die Bodenoberfläche oder aus ausgestochenen Bodenproben zu treiben. Diese Methode kann als "the most satisfactory method of a rather poor choice of chemical repellents" (LEE 1985) bezeichnet werden. Mit Formol werden nur aktive Tiere in Abhängigkeit von variablen Bodeneigenschaften wie Porenstruktur oder Feuchte erfaßt, so daß die Methode nur für Tiefgräber (speziell *Lumbricus terrestris*) oder für relative Standortvergleiche zu empfehlen ist. Da Formol Gesundheitsschäden (Carcinogen) verursachen kann, wird in jüngster Zeit vermehrt versucht, Ersatzstoffe wie z.B. Chloracetophenon oder Senflösungen für die Regenwurmaustreibung zu verwenden (GUNN 1992).

Verschiedentlich wurde versucht, in Anlehnung an Methoden für Arthropoden oder Enchytraeen (z.B. nach BAERMANN oder KEMPSON), Regenwürmer mit Wärme aus Boden- oder Streuproben auszutreiben. Die Methode erfaßt jedoch nur einen Ausschnitt der gesamten Zönose (z.B. kleine Würmer in dichten Wurzelmatte oder Nadelstreu).

Seit langem ist bekannt, daß Regenwürmer an die Oberfläche kommen, wenn stromführende Elektroden in die Erde gestochen werden (THIELEMANN 1986). Die Effektivität hängt stark von der Bodenfeuchte (Leitfähigkeit !) und anderen, im einzelnen bisher nicht näher charakterisierten Bodeneigenschaften ab, so daß absolute quantitative Untersuchungen nicht möglich sind. Dieses Verfahren kann daher nur für Standortvergleiche empfohlen werden, weil die Ergebnisse lediglich einen je nach Probennahmezeitpunkt unterschiedlich großen Ausschnitt der Gesamtzönose erfassen.

Verschiedentlich werden noch indirekte Methoden wie das Auszählen von Kothäufchen an der Oberfläche oder von Regenwurmgingen für bestimmte Fragestellungen angewandt.

7.2.7 Methoden zur Erfassung der Milben

Die im Folgenden beschriebenen Methoden ähneln sich weitgehend bei allen Mikroarthropoden, worunter außer Milben (Acari) speziell Springschwänze (Collembola) und eine Vielzahl kleinerer Gruppen, darunter vielen Jugendstadien der Makrofauna, zu verstehen sind. Zur Untersuchung der Lebensweise im Freiland sind qualitative Methoden der Aufsammlung nützlich, wie z.B. die Verwendung von Exhaustoren oder feinen Pinseln. Manche Arten können auch durch Ausklopfen (z.B. aus morschem Holz) oder das Auslegen von Ködern gefangen werden. Daneben sind die im Kap. 7.2.3 beschriebenen Fallentypen, wenngleich eher auf die Makrofauna ausgerichtet, auch zum qualitativen Fang von Milben geeignet.

Unter den quantitativen Sammelmethode wird die Naßsiebung (Schlämmung) wegen der Gefahr der Schädigung empfindlicher Arten selten angewandt. Eine ähnlich geringe Verbreitung scheinen Zentrifugations- und Flotationsverfahren zu haben, auch wenn gerade nach dem letztgenannten Prinzip - teils sehr aufwendig konstruierte - Apparaturen in der Literatur vorgeschlagen werden (z.B. BIERI & DELUCCHI 1980).

Die bei weitem wichtigste Methode zur Extraktion von Oribatiden aus Bodenproben ist die trockene dynamische Austreibung, die auf den Ideen von BERLESE (1905) oder TULLGREN (1918) aufbaut. Obwohl einfache Trichter mit einer Glühbirne als Wärmequelle sowie einem Plastikfläschchen als Auffanggefäß auch heute noch ohne Probleme angewandt werden, hat sich für die Bearbeitung von Probenreihen die Verwendung komplexer "High-Gradient-Extractors" durchgesetzt, bei der ca. 20 Gefäße in einer gekühlten Einheit mit EDV-gesteuerter Wärmeführung parallel angesetzt werden können (z.B. BIERI & LIENHARD 1978).

Bei der Trockenaustreibung macht man sich die bei den meisten Milben gegebene Neigung zunutze, vor Trockenheit, Erwärmung und Licht zu flüchten und zwar in den nächst tieferen Bodenhorizont. Bringt man statt seiner ein Auffanggefäß und über der auf einem feinen Drahtgitter aufgebrauchten Bodenprobe eine Licht- und Wärmequelle an, so wandern die Oribatiden in das Auffanggefäß aus. Dieser Austrieb darf nicht zu rasch erfolgen, damit die Tiere nicht vor Erreichen des Auffanggefäßes austrocknen, bzw. in eine trockenheitsbedingte "Schutzstarre" fallen, was dasselbe Ergebnis nach sich zöge. Entscheidend für den möglichst quantitativen Austrieb ist darüber hinaus die Gesamtdauer des Durchrocknungsvorganges.

Die Effektivität der Auslese von Milben hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab, wie z.B. Stauung der Bodenproben, Zeitverlauf der Extraktion (Wärmeregime), Größe der Probe sowie dem Verhalten der Organismen selbst (Schlüpfen von Jungtieren). Bei Beachtung der wichtigsten Vorichtsmaßnahmen wie Vermeidung langer Probenlagerung, zu dicker Probenschichten im Extraktionsgefäß sowie zu schneller Erhöhung des Wärmegradienten sollten aber Extraktionseffizienzen von mindestens 75 %, teils bis fast 100 % erreicht werden (VAN STRAALEN & RIJNINKS 1982).

Neben dieser dynamischen oder aktiven Extraktionsmethode ist v.a. in Großbritannien das Schockgefrieren einer Bodenprobe im Freiland durch Trockeneis, deren Einbettung in Gelatine und die nachfolgende Untersuchung von Dünnschliffen in Gebrauch (ANDERSON 1978). Hierdurch werden Milben wie auch andere Mesofaunagruppen mitsamt ihrem Mikrohabitat einer Beobachtung zugänglich gemacht.

Die Feststellung der Biomasse dieser kleinen Organismen durch Wägung ist bei entsprechend empfindlichen Geräten möglich, aber zeitaufwendig. Daher wird statt dessen oft die Biomasse über eine Länge-Masse-Korrelation abgeschätzt, wie sie z.B. BERTHET (1971) für Oribatiden angibt. Außer diesen generellen Formeln gibt es auch Anpassungen für bestimmte morphologische Typen (PERSSON & LOHM 1977).

7.2.8 Methoden zur Erfassung der Chilopoden, Diplopoden und Isopoden

Tausendfüßer (Diplopoda, Chilopoda) und Asseln (Isopoda) zählen zur Makrofauna des Bodens und können grundsätzlich mit den in Kap. 7.2.3 beschriebenen Methoden erfaßt werden. Die mit den verschiedenen Erfassungsmethoden erzielten Ergebnisse können sich erheblich unterscheiden (FRÜND 1991, PHILLIPSON & MEYER 1984, WYTWER 1990). Eine sinnvolle Methodenkombination für die Ermittlung eines vollständigen Arteninventars sind Barberfallen, Auslese bzw. Austreibung von Quadratproben und die gezielte Nachsuche an Sonderhabitaten (Totholz, unter/zwischen Steinen). Die höchste Artenzahl wird in der Regel mit Bodenfallen ermittelt. Dabei bleiben allerdings die eigentlichen Bodenbewohner (z.B. Asseln der Gattung Haplophthalmus, der

Doppelfüßer *Macrosternodesmus palicola*, Erdläufer) oft unentdeckt. Stattdessen sind laufaktive Arten - z.T. aus nicht bodentypischen Habitatstrukturen - meistens überrepräsentiert. Bodenfallenfänge sind deshalb sowohl in Hinblick auf die Siedlungsdichte wie auch bezüglich der Dominanzfolge der Arten nur mit großer Vorsicht zu interpretieren. Von Fangflüssigkeiten mit Essigsäure (z.B. der für Laufkäfer verwendeten "Renner'schen Lösung") ist abzuraten, da sie das Exoskelett der Doppelfüßer und Asseln angreifen.

In Studien, bei denen die Bioindikation des Bodenzustandes im Vordergrund steht, sollte die Auslese von Quadratproben als Basismethode zur Erfassung der Tausendfüßer und Asseln eingesetzt werden. Die Untersuchung von einem halben bis einem Quadratmeter je Standort in acht bis zehn Einzelproben im späten Frühling und Herbst/Winter reicht für ein zuverlässiges und methodenbezogen vollständiges Bild der Besiedlung des Standortes meist aus.

7.2.9 Methoden zur Erfassung der Carabiden

Große Laufkäfer können direkt mit Federstahlpinzetten, einem Exhaustor oder angefeuchtetem Pinsel aufgenommen werden. Mit einem Käfersieb kann zudem organisches Material (z.B. aus der Streuauflage) so eingeengt werden, daß das Untersuchungsgut relativ einfach per Hand (vorzugsweise auf heller Unterlage) durchsucht werden kann. Aus mineralischem Material (z.B. Sandbänken) werden die Käfer dagegen besser durch die Aufschwemmung mit großen Wassermengen erhalten. Weniger häufig angewandte qualitative Methoden zur Erfassung des Artenspektrums sind das Auslegen von Ködern (z.B. Aas, gärende Säfte) oder die Anlage künstlicher Vorzugshabitate.

Standardmäßig werden als quantitative Methoden für bodenbewohnende Laufkäfer entweder die Handauslese zur Bestimmung der Siedlungsdichte oder Barberfallen zur Bestimmung der Aktivitätsdichte empfohlen. Im ersteren Fall ist besonders darauf zu achten, daß die sowohl laufaktiven wie auch flugfähigen Käfer nicht während der Auslese entkommen. Bei der Handauslese reichen für kleinere bis mittelgroße Tiere Probenquadrate von 0,16 - 1 m² aus, während große Käfer weit umfangreichere Flächen (ca. 10 m²) benötigen. Selten ist es notwendig, Bodenschichten von mehr als 10 cm Tiefe zu durchsuchen, da sich weiter unten nur wenige Tiere aufhalten. Auch bei Barberfallen treten in Abhängigkeit von Größe und Aktivität der Carabiden große Unterschiede hinsichtlich Fangeffizienz und im Artenspektrum der Fänge auf (FRANKE et al. 1989). Dabei ist zu beachten, daß manche Fangflüssigkeiten in den Fallengefäßen die Laufkäfer sogar anlocken. In jedem Fall ist die Erfassung der Carabidenzönose eines Standorts nicht durch eine Methode allein möglich (BECK et al. 1988).

7.2.10 Methoden zur Erfassung der Ameisen

In fast allen faunistischen und ökologischen Untersuchungen werden folgende Erfassungsmethoden verwendet: Barberfallen, Handfang von Individuen außerhalb des Nestes sowie Nestsuche. BUSCHINGER (1979) empfiehlt Absuchen von Nistmöglichkeiten als die beste Methode zu einer möglichst vollständigen Erfassung. SCHMID (1985) plädiert für die Kombination von zwei Methoden: Nestsuche und Einsatz von Barberfallen. SEIFERT (1990b) unterstreicht die Nachteile von Barberfallen und lehnt sie als Quelle quantitativer Daten für Ameisen kategorisch ab. Für die quantitative Erfassung der Ameisenfauna eines Standortes dürfte Nestsuche die einzige geeignete

Methode darstellen. Es ist dabei angebracht, zwei Vorgehensweisen anzuwenden. Kleine, versteckt lebenden Arten werden durch genaues, kleinflächiges Absuchen erfaßt. Große Arten mit auffälligen Nestern aber geringer Nestdichte (wie die hügelbauenden Formica-Arten) sollten dagegen durch großflächiges Absuchen erfaßt werden (siehe SEIFERT 1986). Die dargestellte Vorgehensweise bedarf allerdings eines erheblichen Zeitaufwands und physischer Anstrengung.

Bei einer qualitativen Erfassung der Ameisenfauna dürfte die Kombination von Handfang, Nestsuche und Einsatz von Barberfallen die besten Ergebnisse bringen. Man muß dabei berücksichtigen, daß Arbeiterinnen mancher Arten bei der Nahrungssuche erhebliche Strecken zurücklegen können. Für das Vorkommen der Ameisen innerhalb des zu untersuchenden Biotops ist daher ein Nestnachweis entscheidend. Das langjährige, örtlich fixierte Bestehen von Ameisennestern macht diese Insektengruppe dafür geeignet, von ihnen bewohnte Biotope ökologisch zu charakterisieren. Da Ameisenkolonien kurz (1-3 Jahre) andauernde Umweltveränderungen in der Regel überleben können, zeigt ihre Existenz die langfristigen Standortbedingungen an (BUSCHINGER 1979, SCHULZ 1995). Die Erfassung kann während der gesamten warmen Wetterperiode durchgeführt werden.

7.3 Ökosystemare Funktionen

Mit den folgenden Methoden wird insbesondere der Anteil der Bodenmikroorganismen am Dekompositionsprozeß bestimmt (Übersicht in DUNGER & FIEDLER 1989), wobei auf die Untersuchung der Rhizosphäre nicht näher eingegangen wird.

Intensität der Cellulosezerersetzung im Labor oder Freiland:

Inkubation von Cellulosestreifen im Boden und Abschätzung des Zersetzungsgrads. Der große Vorteil dieses künstlichen Substrats im Vergleich zu natürlichen Materialien ist der schnelle Abbau der Cellulose. Eine Einschätzung der Abbaudynamik ist nach dem Abbau von ca. einem Drittel der Ausgangsmenge am sichersten einschätzbar. Dies ist, je nach Boden und Jahreszeit, bei Cellulose schon nach 2 - 5 Wochen der Fall, während es z.B. bei Buchenlaub mehrere Monate bis, im Extremfall, über ein Jahr dauern kann.

Köder-Lamellentest nach VON TÖRNE (1990 a,b):

Mit Hilfe von perforierten Trägerplatten werden dünnschichtige Köderlamellen (bestehend aus einem Cellulose/Agar-Agar-Gemisch) im oder auf dem Boden exponiert. Die Fraßaktivität von Mikroorganismen und Bodentieren kann mit Hilfe einer Lupe einfach und schon nach kurzer Zeit festgestellt werden. Die Aktivität selektiver Gruppen wird durch entsprechende Modifikationen der Lamellenfüllung (z.B. Blattstreu- oder Strohpulver) erfaßt. Obwohl die jeweiligen Absolutwerte stark von den äußeren Bedingungen wie dem Klima abhängen, sind vergleichende Aussagen, z.B. zwischen verschiedenen belasteten Standorten, gut möglich. Besondere Vorteile sind die Schnelligkeit und Einfachheit der Methode.

Netzbeutel-Methode (Litter-bag):

Beutel aus Kunststoff-Siebgewebe werden mit organischem Material (z.B. Laubstreu, Grasschnitt, Stroh, Cellulose) gefüllt auf oder in den Boden gelegt (BOCOCK & GILBERT 1957, CROSSLEY & HOGLUND 1962, HERLITZIUS 1985). Nach definierten Zeitpunkten werden Massenverlust, chemische Zusammensetzung (speziell das C/N-Verhältnis), Enzymaktivität oder die Besiedlung der Netzbeutel durch Mikroben oder Tiere festgestellt. In der Literatur werden viele Modifikationen der Hülle (z.B. Plastikdosen mit Siebgewebeboden und -deckel), der Maschengröße oder der Expositionsart (z.B. über dem Boden zur Bestimmung der Auswaschung organischer Stoffe) beschrieben. Insbesondere der Ausschluß bestimmter Tiergruppen je nach ihrer Körpergröße (genauer: ihres Körperdurchmessers) zur Messung ihres Anteils am Dekompositionsprozeß wird häufig angewandt. Als Problem bleibt die Anpassung dieser für Waldbiotope entwickelte Methode an andere Standorte, insbesondere Agrarökosysteme mit ihren vielfältigen anthropogenen Einflüssen (SIEDENTOP 1993).

Minicontainer - Testsystem (EISENBEIS 1994):

Eine Methode zur Messung der biologischen Aktivität in Böden stellt das Minicontainer-Testsystem dar, das die Vorzüge von Netzbeutel- und Köderstreifen-Verfahren kombinieren soll. Das Grundelement des Testsystems sind miniaturisierte "Netzbeutel", die, stabförmig angeordnet, sowohl im als auch auf dem Boden exponiert werden können. Die Abbaukinetik von natürlichen wie künstlichen Substraten (mit bzw. ohne Belastung) kann so einfach und in statistisch auswertbarer Anzahl bestimmt werden.

Mikro- bzw. makromorphologische Bodenuntersuchungen:

Zoogene Wirkungen auf die Struktur des Bodens werden auf verschiedenen Größenmaßstäben erfasst: an Bodenprofilen oder ausgegrabenen Monolithen kann z.B. die Auswirkung von Regenwurmgängern auf die Bodenbelüftung oder Durchwurzelung direkt gemessen werden, während die Lebensspuren der Mesofauna im Humusprofil (Fraßspuren, Exkrememente, Gänge) an Bodenschliffen bzw. -dünnenschliffen abzulesen sind (ZACHARIAE 1965, BABEL 1971, TOUTAIN 1981).

Einschätzung produktionsbiologischer Parameter:

Die für das Studium der Bodenfauna notwendigen Methoden entsprechen weitgehend den allgemein für die Untersuchung der Sekundärproduktion angewandten Verfahren, so daß an dieser Stelle auf die Literatur verwiesen wird (PETRUSEWICZ & MACFADYEN 1970, PETERSEN & LUXTON 1982, DUNGER & FIEDLER 1989).

7.4 Bodenkundliche Parameter

Im Rahmen dieser Studie ist die Beschreibung bodenkundlicher Methoden nicht vorgesehen. Dennoch soll zumindest darauf hingewiesen werden, daß parallel zu bodenbiologischen Untersuchungen eine möglichst umfassende Bestimmung der wichtigsten bodenphysikalischen bzw. bodenchemischen Faktoren die Interpretation aller Ergebnisse wesentlich erleichtert. Dabei ist die Ver-

wendung standardisierter Verfahren sowohl bei der Standortauswahl und Beprobung (z.B. SAG 1993) sowie bei der Messung einzelner Parameter (z.B. die ständig aktualisierten Richtlinien der "International Organization for Standardization (ISO)") gerade in Hinsicht auf die Feststellung bzw. Beurteilung von Belastungssituationen, dringend zu empfehlen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984, BLUME 1990).

8. Klassifikation von Bodenbiozönosen (J. Römbke, B. Förster)

8.1 Einführung

Gegenwärtig wird in der Bundesrepublik intensiv der Entwurf eines Bodenschutzgesetzes diskutiert (vgl. FOKUHL 1994), wobei zwischen stofflicher (meist chemischer) Belastungen von Böden allgemein und der Qualität von Böden spezifischer Standorte zu unterscheiden ist (DEBUS et al. 1994). Für ersteres werden standortunabhängig die Ermittlung und Festlegung von Vorsorge-, Prüf- und Gefahren-Werten von einzelnen Chemikalien sowie, in einem zweiten Schritt, deren Differenzierung in Hinsicht auf verschiedene Bodenfunktionen vorgeschlagen (KÖRDEL et al. 1996). Bei der Beurteilung von Böden mit ihren meist sehr komplexen und nicht bekannten Belastungen müssen dagegen standortspezifisch Handlungsanweisungen formuliert werden, ohne daß in den meisten Fällen unbelastete Vergleichsböden zur Verfügung stehen. Eine, sowohl im Rahmen einer Fachtagung des Umweltbundesamts (Berlin) genannte als auch in dieser Studie präferierte, Antwort für dieses Problem ist die Erarbeitung von regionalen Wertebereichen (inklusive Schwankungsbreiten) für diejenigen Faktoren (z.B. Bodentyp, Klima, Nutzungsart), durch die ein Standort bodenbiologisch charakterisiert wird (N.N. 1994; KÖRDEL et al. 1996). Aufgrund der großen Zahl möglicher Kombinationen dieser Faktoren ist die Zusammenfassung zu einer überschaubaren Menge von Standorttypen notwendig. Ein Vergleich der erwarteten mit der real vorgefundenen Besiedlung erlaubt dann Aussagen über den jeweiligen Standort. Mit anderen Worten: das bodenbiologische Klassifikationssystem dient als Screening-Methode für die Qualitätsbeurteilung von Böden

Unabhängig von diesen stark anwendungsbezogenen Überlegungen hat GRAEFE (1995) in Fortführung seines "Zersetzergesellschaften"-Konzepts die Nutzung eines bodenbiologischen Klassifikationssystems aus der Ökosystemtheorie abgeleitet. Neben einer begrifflichen Trennung zwischen Organismengesellschaften (d.h. Arten, die funktionell interagieren) und Taxozönosen (d.h. phylogenetisch definierten Einheiten) betont er vor allem die enge Interaktion von Mikroorganismen und Bodentieren, die sich in der Humusform eines Standorts manifestiert. Da aus praktischen Gründen weder Mikroben noch die Zoozönose insgesamt erfaßbar sind, werden Taxozönosen (z.B. Anneliden, Nematoden) als Indikatoren für die ökosystemare Umweltbeobachtung empfohlen. Besonders wichtig für die weitere Diskussion ist, daß Bodenbiozönosen im Vergleich zu den jeweiligen Bodeneigenschaften (Bodentyp) bzw. zum Makrohabitat (Vegetationstyp) in einem räumlich wie zeitlich anderen Maßstab reagieren: Schneller als der Bodentyp und kleinräumiger als der Vegetationstyp.

8.2 Klassifikation von Standorten mit mikrobiologischen Parametern

Im Rahmen von bodenmikrobiologischen Untersuchungen konnten vielfach Korrelationen zwischen mikrobiellen Kenngrößen (z.B. Biomasse, Stoffwechselaktivität) und abiotischen Bodenpa-

rametern (Gehalt an organischem Kohlenstoff, pH, Bodenart) beobachtet werden. Auch im Hinblick auf die höhere Vegetation wurden quantitative Beziehungen festgestellt (z.B. Gehalt an mikrobieller Biomasse im Boden und Netto-Primärproduktion von Wäldern). Ausgehend von diesen Beobachtungen stellt sich die Frage, ob es in terrestrischen Ökosystemen standorttypische bodenmikrobielle Eigenschaften (Strukturen und/oder Funktionen) gibt, auf deren Grundlage eine Klassifizierung von Standorten erfolgen könnte. Eine solche mikrobielle Klassifizierung setzt voraus, daß die Parameter zur Charakterisierung der Bodenmikroflora (Biomasse, Artenspektrum, Aktivität) in den unterschiedlichen Ökosystemtypen spezifische Werte besitzen und somit den Standort eindeutig definieren.

Im Vergleich zur Klassifizierung von Standorten mit Hilfe der Pflanzensoziologie ergeben sich für eine Standortcharakterisierung anhand der Bodenmikroflora besondere Probleme. Als wesentlicher Unterschied zur vegetationskundlichen Charakterisierung einer Fläche, die durch direkte Erfassung der Objekte am Standort vorgenommen werden kann, erfordert die Erfassung mikrobieller Parameter einen hohen methodischen Aufwand. Während höhere Pflanzen i.d.R. gut zu erkennen und zu identifizieren sind, bereitet es aufgrund der geringen Größe und der enormen Formenvielfalt der Mikroorganismen große Schwierigkeiten, das Artengefüge und die Biomasse zu erfassen. Die Mehrzahl der mikrobiellen Parameter kann nur indirekt und über aufwendige Verfahren im Labor ermittelt werden. Hinzu kommt, daß die Artenkenntnis in der Bodenmikrobiologie, auch für Mitteleuropa, noch lückenhaft ist.

Ein weiteres Problem bildet die zeitliche Oszillation der mikrobiellen Population und ihrer Leistung. Aufgrund der hohen Populationsdynamik kann die Bodenmikroflora sehr schnell auf kurzfristige Änderungen der physikalisch-chemischen Bedingungen im Boden reagieren, wodurch die quantitative mikrobielle Charakterisierung eines Standortes erschwert wird (vgl. GRAEFE 1995). Die genannten Probleme machen deutlich, daß zum gegenwärtigen Zeitpunkt eine definitive Standort-Klassifizierung auf Grundlage des mikrobiellen Arteninventars in Analogie zu pflanzensoziologischen Systemen, wenn überhaupt, dann allenfalls für Extremstandorte mit geringer Artenvielfalt (z.B. heiße Quellen) vorgenommen werden kann.

Erfolgversprechender für eine mögliche Klassifizierung sind physiologische Eigenschaften der Mikroflora. Einige wenige Versuche, die charakteristischen Eigenschaften der Bodenmikroflora unterschiedlicher Ökosysteme mit dem Ziel zu bestimmen, die Standorte nach diesen Kriterien zu differenzieren, liegen vor. Sie zeichnen sich vor allem dadurch aus, daß für die Erfassung der nötigen Parameter jeweils ein umfangreiches Untersuchungsprogramm nötig ist, das besonders der räumlichen und zeitlichen Variabilität der Meßwerte Rechnung trägt. Im Folgenden sollen diese Ansätze kurz dargestellt werden.

Ein methodischer Ansatz, der zunehmend Beachtung findet, ist die Bestimmung der spezifischen Leistung einer mikrobiellen Population. Dazu werden die mikrobielle Biomasse und eine Stoffwechselaktivität (z.B. die Respiration) in Beziehung zueinander gesetzt. Der Quotient aus Biomasse und Respiration, in der Literatur häufig als "metabolischer Quotient" oder "spezifische Atmung" angegeben, wird zur mikrobiellen Charakterisierung eingesetzt. Damit konnten, unabhängig von Bodeneigenschaften, Unterschiede zwischen Bewirtschaftungsformen in der Land- und Forstwirtschaft (ANDERSON & DOMSCH 1990; PIETIKÄINEN & FRITZE 1995), Auswirkungen chemischer Belastung (SCHÖNBORN & DUMPERT 1990) und Unterschiede zwischen verschiedenen ökologischen Sukzessionsstadien (INSAM & HASELWANDTER 1989; SANTRUCKOVA 1992)

festgestellt werden. OTHONEN (1994) weist jedoch darauf hin, daß der metabolische Quotient von zahlreichen Faktoren beeinflusst wird. Dieser Autor konnte keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Kontamination eines Kiefernwaldes mit Schwefel und dem metabolischen Quotienten beobachten. Auch die Studie von WARDLE & GHANI (1995) kommt zu dem Ergebnis, daß der metabolische Quotient nur bedingt als Bioindikator von ökosystemaren Störungen geeignet ist, da er in erheblichem Maße durch natürliche Stressoren beeinflusst wird.

Einen weiteren mikrobiologischen Orientierungswert für Agrarböden fand INSAM (1990) in der Regression zwischen dem Verhältnis von organischem und mikrobiellem Kohlenstoff einerseits und dem Verhältnis von Niederschlag und Verdunstung andererseits. Abweichungen von der Regressionsgeraden sollen auf Kohlenstoffzu- oder -abnahmen im System hinweisen. Damit sind Unterscheidungen zwischen kohlenstoffanreichernden und -verlierenden Systemen möglich. Voraussetzung ist jedoch, daß sich die betrachteten Böden im Kohlenstoffgleichgewicht befinden.

In den USA versuchen ZAK et al. (1994), die Bodenbakterien in verschiedene Gesellschaften zu unterteilen, die über ihre funktionelle Diversität (die Fähigkeit, bestimmte Substrate zu metabolisieren) definiert werden. Zur Charakterisierung der Bakterien-Gesellschaften werden, unterteilt in 6 Stoffgruppen, insgesamt 128 verschiedene Kohlenstoffverbindungen als Substrat angeboten und die Anzahl der metabolisierten Substrate pro Gruppe ermittelt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß es derzeit keine empirisch ermittelten Richtwerte für mikrobielle Kenngrößen gibt, weder in taxonomischer Hinsicht noch im Hinblick auf Biomassegehalte oder physiologische Eigenschaften, auf deren Grundlage eine eindeutige Standort-Klassifizierung vorgenommen werden könnte. Daher können die mikrobiellen Eigenschaften eines Standortes gegenwärtig nicht einem gültigen Orientierungswert im Sinne einer Klassifizierung gegenübergestellt und der Standort entsprechend eingeordnet werden.

Unbenommen davon besteht die Notwendigkeit, aufgrund der enormen Bedeutung der Mikroflora für das Ökosystem, bei bodenbiologischen Untersuchungen eine detaillierte Charakterisierung der mikrobiellen Eigenschaften vorzunehmen. Dazu sollten der Biomassegehalt sowie die physiologische Aktivität (z.B. Atmung) der Bodenmikroflora erfaßt werden. Der Vergleich der ermittelten Daten mit den Daten anderer Standorte erlaubt dann eine Beurteilung der quantitativen und qualitativen Bedeutung der Mikroflora für das untersuchte System und kann damit wichtige Hinweise auf mögliche Beeinträchtigungen aufgrund von Belastungen geben. Eine Extrapolation aus Untersuchungen mit "semiaquatischen" Tiergruppe auf die Reaktionen der Bodenmikroorganismen, z.B. in Hinblick auf Streßfaktoren, ist dabei nicht möglich.

8.3 Klassifikation von Standorten mit zoologischen Parametern

8.3.1 Vorbemerkung

Im Gegensatz zur Botanik (Vegetations-, Pflanzen- oder Phytosoziologie; z.B. ELLENBERG 1956, BRAUN-BLANQUET 1964, ELLENBERG et al. 1992, KÜCHLER & ZONNEVELD 1988) sind entsprechende Ansätze zur Beschreibung und Klassifikation von Standorten anhand ihrer Organis-

men in der Bodenzöologie eher selten. Von GHABBOUR (1991) werden dafür die folgenden Gründe angegeben:

- die Erfassung von Pflanzen ist methodisch wesentlich einfacher als die von Tieren: z.B. ist der Aufwand hinsichtlich Probennahme, Aufbewahrung etc. bei Tieren deutlich höher als bei Pflanzen;
- die taxonomische Bearbeitung von Tieren ist wegen der großen Artenzahl bzw. höheren taxonomischen Einheiten sowie ökologischer Typen wesentlich schwieriger;
- die Variabilität von Tiergesellschaften in Raum (Mobilität) und Zeit ist viel größer als bei Pflanzen.

Trotz dieser Schwierigkeiten hat die "zoosoziologische" Beschreibung von Bodenorganismen durchaus Vorteile, denn dadurch können Daten aus sehr verschiedenen Bereichen wie z.B. der Vegetationskunde oder der Bodenkunde integriert werden. Außerdem gibt die "Konservativität" von Tiergemeinschaften Informationen über die Entwicklung der jeweiligen Bodenbiozönose, die auf anderem Weg nicht oder nur viel schwerer zu erhalten sind (DUNGER 1983). In diesem Sinn ist die große taxonomische Heterogenität der Bodentiere gerade ein Vorteil, da so eine deutlich differenziertere Aufgliederung als mit Hilfe von Pflanzen möglich ist.

Klar abgelehnt werden muß für Bodenorganismen das sog. Inventarkonzept, nach dem eine Tiergemeinschaft nicht isoliert von der sie beherbergenden Pflanzengemeinschaft synökologisch beschrieben werden kann, da zwischen Tieren und Pflanzen aufgrund gemeinsamer Energiequellen sowie gleicher Umweltfaktoren eine sehr enge Bindung bestehe. Bei dieser Argumentation wird aber übersehen, daß Bodentiere und höhere Pflanzen diesen Faktoren in verschiedenen räumlichen wie zeitlichen Größenordnungen ausgesetzt sind (DUNGER & DUNGER 1983). Zudem werden bei der Erfassung der Phytozönose die für die Bodenbiozönose wichtigste Nahrung wie Mikroorganismen, Algen oder Pilze vegetationskundlich gar nicht berücksichtigt. Wird organisches Material wie Humus zur Ernährung genutzt, besteht kaum noch ein Zusammenhang zwischen Pflanzen- und Bodentiergemeinschaft eines Standorts. Inzwischen gibt es diverse Beispiele, daß unterschiedliche Zoozönosen in vegetationskundlich gleich definierten Flächen vorkommen oder umgekehrt (z.B. Collembolen (HAGVAR 1982), Enchytraeen (HECK & RÖMBKE 1990)).

Der Einsatz multivariater Analyseverfahren (z.B. Correspondence Analysis (CA) oder Principal Components Analysis (PCA); Übersicht in GHABBOUR (1991)) erleichtert die Handhabung der großen Datenmengen, die bei der bodenbiologischen Klassifikation von Standorten anfallen. Obwohl inzwischen eine Vielzahl von Beispielen (von der Untersuchung der Umgebung eines einzelnen Buschs (GHABBOUR et al. 1988) bis hin zum Vergleich von Ökosystemtypen aus verschiedenen afrikanischen Staaten (EI-SHISHINY & GHABBOUR 1987) und besonders in Sukzessionsstudien (z.B. HOWARD & ROBINSON 1995)) über die statistische Untersuchung des Einflusses einzelner Faktoren auf die Zusammensetzung und Verbreitung von Bodenorganismen vorliegen, erscheint ihre routinemäßige Anwendung im Rahmen des Bodenschutzes als problematisch. Meist werden damit Muster dargestellt, die nur für den speziellen Standort und nur für die gewählte Faktorenkombination zutreffend sind. Die Schlußfolgerungen sind entweder allgemein bekannt oder (noch) nicht reproduzierbar. Dennoch sind solche Ansätze, die zunehmend auch in ökotoxikologischen Testverfahren (speziell mit Mikrokosmen) eingesetzt werden, eine mögliche Herangehensweise zur Interpretation der Wirkungen von Streßfaktoren auf Biozönosen (vgl. FRÜND 1995).

8.3.2 Erste Ansätze auf der Ebene einzelner Tiergruppen

Auf der Ebene einzelner Tiergruppen wird seit langem versucht, gesetzmäßige Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen von bestimmten Arten und den den Standort charakterisierenden Faktoren zu finden (vgl. auch Kap. 6.2 - 6.10). Ziel dieser Untersuchungen ist es, die Tiere als Indikatoren für bestimmte Standorteigenschaften zu nutzen und damit die Grundlagen für eine Beurteilung eventueller Änderungen (= Schädigungen) zu legen. Obwohl dieses Ziel im weitesten Sinne auch für die vorliegende Studie gilt, kranken die im Folgenden kurz diskutierten Ansätze an Einschränkungen, die ihre praktische Umsetzung bisher verhindert haben:

- es wird nur eine Tiergruppe isoliert betrachtet;
- die Datenbasis ist relativ klein: oft werden nur Daten aus eigenen Untersuchungen in einer bestimmten Region verwendet;
- die untersuchten Standorte gehören nur einem "Makrohabitat" an (z.B. nur Moore);
- die für eine Standortcharakterisierung notwendigen bodenkundlichen, klimatischen oder Belastungsdaten liegen kaum vor;
- es wird die Korrelation zwischen Standort und Tierart als reine Grundlagenforschung betrieben; d.h. Anwendungsaspekte werden nicht berücksichtigt (z.B. BENGTSSON (1994), der die zeitliche Vorhersagbarkeit des Vorkommens verschiedener Mesofaunagruppen in Wäldern der Holarktis untersuchte);
- lange bestand eine Fixierung auf die Pflanzensoziologie als Bezugsbasis: es wurden Tiergesellschaften gesucht, deren Einheiten denjenigen der Vegetation entsprechen.

Zusammen mit den in der Einführung genannten allgemeinen Schwierigkeiten bei der Nutzung von Tieren führten diese Gründe dazu, daß sich die im Folgenden ohne Anspruch auf Vollständigkeit angeführten Beispiele mit wenigen Ausnahmen im Sinn der ursprünglichen Absicht nicht weiter durchsetzen konnten. Dennoch haben sie, bei aller Unvollständigkeit im Detail, einen erheblichen Wert als Grundlage der im nächsten Kapitel vorgestellten weitergehenden Klassifikationsansätze. Relativ einfache Rechenverfahren wie z.B. der ursprünglich für Protozoen vorgeschlagene "Weighted Coenotic Index" (WCI; WODARZ et al. 1992) werden nicht berücksichtigt.

Graphische Verteilungsanalyse von Enchytraeen an 178 Standorten Irlands (HEALY 1980):

Untersuchung der Korrelation des Vorkommens der einzelnen Arten mit 12 bodenkundlichen bzw. botanischen Parametern, von denen der pH-Wert, die Bodenfeuchte und, weniger, der Humusgehalt deutliche Einflüsse auf die Verbreitung und sehr grob auf die Häufigkeit der Tiere zeigten.

Faktorielle Analyse des Vorkommens von Enchytraeen und Lumbriciden an 42 Moor- und Wiesenstandorten Nordenglands (STANDEN 1979, 1980):

Mit Hilfe der Regressionsanalyse wurden die Zusammenhänge zwischen mehreren bodenkundlichen, klimatischen und botanischen Faktoren sowie dem Vorkommen und der Häufigkeit von Oligochaetenarten untersucht; statistisch signifikante Korrelationen ließen sich dabei zwischen der Artenzusammensetzung auf der einen und dem pH-Wert, dem organischen Gehalt des Bodens und der jeweils dominanten Pflanzenart auf der anderen Seite finden.

"Ecological Fullness" bei Regenwürmern nach PHILLIPSON et al. (1976):

In einer Weiterentwicklung von Ansätzen zur faktoriellen Analyse des Vorkommens von Lumbriciden wurde versucht, allgemein gültige Regeln für deren Verbreitung zu finden (vgl. auch LEE 1985). Dazu verglichen die Autoren insbesondere eigene Daten aus einem südeuropäischen Buchenwald (Brogden's Belt) mit schon erwähnten Angaben aus Schweden (NORDSTRÖM & RUNDGREN 1973, 1974). Ziel der statistischen Datenverarbeitung, bei der verschiedene ökologische Indices verwendet wurden, war die Berechnung der an einem bestimmten Standort zu erwartenden Artenzahl (Brogden's Belt: ca. 13). Durch Vergleich mit den tatsächlich gefundenen Arten (Brogden's Belt: 10) sollte es dann möglich sein, die "ökologische Qualität" dieses Standorts zu beurteilen. Unseres Wissens wurde dieser Ansatz nur einmal (für einen polnischen Eichen-Hainbuchenwald (ROZEN 1982)) aufgegriffen; wahrscheinlich weil die Datenbasis für eine solch weitgehende Beurteilung zu klein und teilweise in sich widersprüchlich war. Außerdem dürfte die relativ aufwendige statistische Verarbeitung, die je nach verwendetem Index nicht immer das gleiche Ergebnis brachte, abschreckend gewirkt haben.

Ökologische Bedeutung der edaphischen Faktoren für Oribatiden nach STRENZKE (1952):

das Vorkommen der Hornmilben Deutschlands wurde, hauptsächlich aufgrund eigener Studien, in Abhängigkeit von 4 Standortfaktoren (Wassergehalt, Gehalt an organogenen Bestandteilen, Azidität und Streubedeckung) untersucht. Jeder dieser Faktoren wurde wiederum in drei Werteklassen (Poly-, Meso- und Oligotypus) aufgeteilt, wodurch jede Art durch eine spezifische Kombination dieser Faktoren bzw. Klassen charakterisiert wird (vgl. Kap. 6.5.1). Trotz des vom Autor selbst eingeräumten "provisorischen Charakters" v.a. hinsichtlich der Feinabstufung der Intensitätsbereiche haben sich bis heute zahlreiche Arbeiten auf den von STRENZKE (1952) entwickelten Klassifizierungsvorschlag mit gutem Erfolg gestützt.

Ökologische Charakteristik der Hornmilben (Oribatei) nach WEIGMANN & KRATZ (1981):

Tabellarische Zusammenstellung des aus der Literatur bzw. eigenen Untersuchungen bekannten Vorkommens von 447 Hornmilbenarten Deutschlands bezogen auf insgesamt 23, meist vegetationskundlich definierten Standorttypen (inkl. 3 Kleinhabitatstypen, die nicht als Pflanzenformation definierbar waren wie z.B. Straßen); diese Pflanzenformationen wurden bewusst stellvertretend für komplexe Faktorenkomplexe verwendet, da letztere nur in den seltensten Fällen bekannt waren; für jede Art wird außerdem grob angegeben, ob es sich bei dem jeweiligen Nachweis um das "Haupt-" oder "Nebenvorkommen" handelt. Eine Diskussion des Vorkommens anhand weiterer Faktoren außer der Vegetation fehlt.

"Ökogramme" für Spinnen nach MARTIN (1991):

Darin werden verschiedene mitteldeutsche Spinnenarten über eine Kombination aus vier Standortfaktoren (Feuchtigkeit, Belichtung, Habitatstruktur, Biotopklasse) charakterisiert. Während die ersten beiden Faktoren in vier Werteklassen aufgeteilt werden, mußten für die Habitatstruktur (z.B. Grasstreu, Nadelstreu, Hohlraum) und die Biotopklasse (z.B. Freiflächen, Ufer, Moos) jeweils 7 Werteklassen definiert werden.

"Maturity Index" für Nematoden nach BONGERS (1990):

Mit dem ursprünglich für Nematoden, inzwischen auch bei anderen Bodentiergruppen angewandten sog. "Maturity Index" wird die Zusammensetzung einer Zönose in bezug auf den jeweiligen Anteil von r- und K-Strategen wiedergegeben. Dazu wird allgemein jeder Art, im Fall der Nematoden jeder Familie, ein Wert auf einer fünfteiligen r-K-Skala zugeordnet. Je nach Anteil der verschiedenen Familien kann demnach ein Standort klassifiziert werden, wobei aufgrund von intensiven Monitoringstudien in den Niederlanden (BONGERS et al. 1989; DE GOEDE & BONGERS 1994) Sollwerte für verschiedene Ökosysteme bekannt sind. Nematoden sind für einen solchen Ansatz gut geeignet, da in dieser Tiergruppe sehr unterschiedliche Lebensform- und Ernährungstypen vorkommen. Die Idee wird in Holland im Zusammenhang mit dem "Ecotope"-Ansatz angewendet (vgl. Kap. 8.3.5).

8.3.3 Pedozoologische Standortslehre (VOLZ)

Erfolgversprechender als die bisher genannten Ansätze ist die Idee von VOLZ, dessen erster Beitrag zu einer 'pedozoologischen Standortslehre' schon 1962 veröffentlicht wurde.

Tab. 48: Charakterisierung von Waldstandorten (I bis V) durch die Biomasse von Makrofaunagruppen in Abhängigkeit von abiotischen Merkmalen (Daten entnommen aus VOLZ 1962); pH (KCL) im A-Horizont gemessen

Standort I:

Pflanzensoz.	Cariciselongatae-Alnetum z.T. mit Übergang zu Pruno-Fraxinetum
Kennzeich.:	deckende Krautschicht
Bodentyp:	Gley bzw. Anmoorgley
Humusform:	Mull
pH (KCl):	7,0
Typische Merkmale:	hoher Anteil an Schalenschnecken; bei absinkendem Grundwasser und tiefgründigerem Boden Zunahme des Gewichtsanteils von Regenwürmern

Standort II:

Pfl. Kennzeichen:	Pruno-Fraxinetum (Erlen-Eschenwald) mit deckender Krautschicht
Bodentyp/- art	Semigley, lehmig bis sandig,
Humusform:	lockerer Mullboden
pH (KCL):	4,4 bis neutral
Typische Merkmale:	relativ ausgeglichenes Verhältnis fast aller Makrofaunagruppen; unter den Schalenschnecken dominieren große Formen, keine Nacktschnecken

Standort III:

Pfl. Kennzeichen:	Pruno-Fraxinetum typicum, Eichenwald, typ. Mullbödenstandorte,
Bodentyp/- art	Brauner Auenboden) oder Semigley, lehmig-tonig,
Humusform:	Mull
pH (KCL):	4,8 bis 6,8
Typische Merkmale:	starkes Dominieren der Regenwürmer (Anteil an der Gesamtfaua um 90 %); starkes Zurücktreten der Schalenschnecken, Anteil der Nacktschnecken gegenüber I und II zunehmend

Standort IV:

Pfl. Kennzeichen:	Eichen-Hainbuchenwald und Hainbuchen-Eichen-Birkenwälder
Bodentyp/- art	Gley-Pseudogley, z.T. auch Parabraunerde,
Humusform:	Moder
pH (KCL):	3,0 bis 4,2
Typische Merkmale:	reich an Käferlarven, Gewichtsanteil an Makrofauna > 10 %; Gewichtsanteil der Regenwürmer im Mittel um 50 %; dominieren der Nacktschnecken gegenüber den Schalenschnecken, welche fast völlig fehlen;

Standort V:

Pfl. Kennzeichen:	Kiefernwald mit Eichen durchsetzt
Bodentyp/- art	Sandstein-Ranker, sandig-steinig,
Humusform:	Moder in Rohhumus übergehend
pH (KCL):	3,2
Typische Merkmale:	hoher Anteil an Nacktschnecken und Dipterenlarven

VOLZ charakterisierte die Waldbodenstandorte mittels einer gravimetrischen Gruppenanalyse der Makrofauna. Dafür ermittelte er, zu welchen Gewichtsanteilen sich die Biomasse der Gesamtfaua eines Bodens aus Vertretern der wichtigsten Makrofaunagruppen (Regenwürmer, Schalenschnecken, Nacktschnecken, Käfer, Dipteren, Myriapoden, Asseln) zusammensetzt. VOLZ konnte so verschiedene Standorttypen charakterisieren (s.a. Tab. 48):

- I. Areale mit teilweise semiterrestrischem Charakter (Erlenbrüche, Gewässerränder)
- II. Feuchte, dunkelfarbige humusreiche Lockerböden
- III. Gesellschaften frischer Auwaldböden
- IV. Moderbodengesellschaften in Wäldern
- V. Montane Waldböden

Tab. 49: Charakterisierung von Waldstandorten (I bis IV) durch die Regenwurmgesellschaften (VOLZ 1962)

Standort I:	<i>Erlenbrüche, Gewässerränder</i>
Fast nie fehlend:	<i>L. rubellus, A. rosea, D. octaedra</i>
Häufig:	<i>A. caliginosa, A. chlorotica, O. lacteum, D. platyura</i>
An nassen Stellen	<i>E. tetraedra</i>
Charakterart	<i>E. tetraedra</i>
Differentialart:	<i>D. platyura</i>
Standort IIa:	<i>Weidenauen</i>
Fast nie fehlend:	<i>L. rubellus, A. rosea, A. limicola, A. chlorotica, O. lacteum</i>
Häufig:	<i>A. caliginosa</i>
Charakterart	<i>A. chlorotica</i>
Standort IIb:	<i>feuchtere Varianten von Eschen-Erlen-Auenwäldern, sandiger Untergrund</i>
Fast nie fehlend:	<i>L. rubellus, A. caliginosa, A. rosea, A. limicola, O. lacteum</i>
Häufig:	<i>A. handlirschi, D. rubida, D. pygmaea</i>
Differentialarten:	<i>D. pygmaea, A. handlirschi</i>
Standort III:	
Fast nie fehlend:	<i>L. rubellus, A. caliginosa, A. rosea, A. limicola, O. lacteum</i>
Standort IV:	<i>feucht</i>
Häufig:	<i>L. rubellus, D. octaedra</i>
Charakterarten:	<i>L. rubellus, D. octaedra</i>
Standort IV	<i>trocken</i>
Häufig:	<i>L. rubellus</i>
Charakterarten:	<i>L. rubellus</i>

Anmerkung:

Charakterart(en) = charakteristisch für den Standort

Differentialart(en) = häufig, aber nur an diesem Standort

Das Besondere an der Untersuchung von VOLZ ist, daß eine Einteilung der untersuchten Standorte auf Grund der Artenkombination der dort vorkommenden Regenwürmer zu einer fast gleichen Gliederung führte, wie sie sich durch die gruppenanalytischen Studien ergab. VOLZ charakterisierte die ersten vier Standorte durch die in Tabelle 49 wiedergegebenen Regenwurmgesellschaften. Nur der letzte Standorttyp (V) unterscheidet sich von der ersten Gliederung. Für den Standorttyp III fand VOLZ keine kennzeichnende Artenkombination, er betont jedoch, daß die Regenwürmer den Standorttyp dadurch charakterisieren, daß sie die dominierende Artengruppe im Boden stellen.

Trotz dieser guten Übereinstimmung wurde dieser Ansatz, die Gewichtsanteile der wichtigsten Bodenfaunagruppen für eine Klassifikation zu nutzen, kaum aufgegriffen, wofür zwei Gründe verantwortlich sein dürften:

- der Arbeitsaufwand für die Erfassung dieser Gruppen ist sehr hoch;
- eine auf der Makrofauna basierende Klassifikation ist nur für einen Teil aller Standorte geeignet, da dabei die Mesofauna unterschätzt wird;
- der häufigste Waldtyp kaum differenziert wird.

Bei einer Beschränkung auf die Regenwürmer bleibt zwar die zweite Einschränkung bestehen, doch ist dafür der methodisch/taxonomische Aufwand gering. Zudem ist die bodenbiologische Bedeutung der Lumbriciden gut belegt und vermittelbar, was für andere Bodentiergruppen so nicht gilt. Daher wurden die Würmer, wenn auch unabhängig von VOLZ, seitdem mehrfach genutzt (z.B. PHILLIPSON et al. 1976).

8.3.4 Zersetzergesellschaften (GRAEFE)

Eine weitere Variante von Standortklassifikationen stammt von GRAEFE (1992). Er schlägt eine Klassifikation nach sogenannten "Zersetzergesellschaften" vor, die durch den jeweiligen Besatz an Regenwürmern und Enchytraeen charakterisiert werden. Dabei spielen die bereits oben erwähnten 'Schlüsselarten' eine erhebliche Rolle. Eine "Zersetzergesellschaft" ist demnach eine "typische, von Umweltbedingungen abhängige Artenkombination streuzersetzender Mikroorganismen und Tiere, die aufeinander angewiesen sind und miteinander konkurrieren" (BEYLICH et al. 1994). Formal lehnt sich seine Typisierung, die inzwischen um eine weitere Ordnung des Küstenbereichs erweitert wurde (GRAEFE, mündl. Mittl.), in ihrer Gliederung und Namensgebung eng an das pflanzensoziologische Schema an (Tab. 50).

Tab. 50: Beispiele für Zersetzergesellschaften in Mitteleuropa (in Klammern typische Standortbeispiele; BEYLICH et al. 1994)

Ordnung	Verband	Assoziation
1 Lumbricetalia (Regenwurm Böden)	1.1 Lumbricion (Standorte mit guter Durchlüftung im Oberboden)	1.11 Stercutio-Lumbricetum (Mullwälder)
	1.2 Eiseniellion (durchnäßte, luftarme Böden)	1.12 Fridericio-Lumbricetum (Grünland)
		1.21 Octolasietum tyrtaei (reichere Bruchwälder)
2 Cognettietalia (Böden mit organischer Auflage)	2.1 Achaeto-Cognettion (Böden mit terrestrischen Auflagehumusformen)	2.11 Achaeto-Cognettietum (Sauerhumswälder)
	2.2 Cognettion sphagnetorum (Torfböden)	2.21 Cognettietum sphagnetorum (nährstoffreiche Moore)
3 Enchytraetalia (oft gestörte Plätze)	3.1 Enchytraeion (umgelagerte Böden)	3.11 Friederidio-Enchytraeetum (Äcker)
	3.2 Eisenion (Rottedepositionen)	3.12 Buchholzio-Enchytraeetum (urbane Trittböden)
		3.21 Eisenietum (Komposthaufen)

GRAEFE macht sich dafür das tendenziell antagonistische Verhalten der beiden Artengruppen zunutze: So nimmt bei niedrigem pH die Zahl der Regenwürmer ab, die der Enchytraeen zu. In Lehmböden sind Regenwürmer zahlreicher, auf Sandbodenflächen erreichen die Enchytraeen höhere Siedlungsdichten. Das Schema berücksichtigt außerdem die ökologischen Ansprüche (Einstufung der Arten relativ zu ihrem Vorkommen zur Bodenfeuchte sowie zur chemischen Bodenreaktion und zum Kalkgehalt), die verschiedenen Lebensformen (Horizontbindung, Ernährungsweise und Fortpflanzungsstrategien) sowie das Vorkommen (Charakterarten auf verschiedenen Klassifizierungsebenen, Konstanz am Standort) der beiden Tiergruppen. Diese Kriterien determinieren die Zuordnung von Arten zu einer bestimmten Zersetzergesellschaft, wobei jedem Faktor (z.B. Bodenfeuchte, pH-Wert, Stetigkeit in den Proben) analog zu den ökologischen Zeigerwerten der Pflanzensoziologie Werteklassen auf einer Skala (z.B. von 1 - 9) zugeordnet werden. Dabei stellen sowohl das oftmals indifferente (oder nicht bekannte) Verhalten der einzelnen Species gegenüber dem jeweiligen Faktor als auch die - nicht ganz einfache - Speziesdetermination der Enchytraeen ein Problem dar.

Insgesamt ist GRAEFE's Ansatz eine Ausweitung bestehender Überlegungen zur Einteilung von Bodenorganismen nach funktionellen Kriterien (vgl. Kap. 3.2; FABER 1991, BECK 1993, BELOTTI 1993) unter Einbeziehung der aus der Pflanzensoziologie entlehnten Terminologie. Dabei sind zwei Punkte besonders zu beachten:

- zum einen geht GRAEFE noch über die beschriebenen Konzepte hinaus, in dem er verschiedene Gruppen (Enchytraeen, Regenwürmer) zu ganzen "Zersetzergesellschaften" zusammenfaßt;
- und zum anderen fällt in seinem Beispiel die funktionelle Ebene mit der taxonomischen Einteilung weitgehend zusammen, da sich die Oligochaeten in ihrem Ernährungstyp mehr ähneln als, beispielsweise, Oribatiden oder Nematoden.

Eine Fragestellung der vorliegenden Studie ist daher, ob sich das, soweit bisher einschätzbar, erfolgreiche Konzept der mit Oligochaeten definierten Zersetzergesellschaften auf andere Bodenorganismen bzw. nicht von Oligochaeten besiedelte Standorte übertragen läßt. Außerdem ist unklar, in wie weit sich die ökologischen Ansprüche der einzelnen Bodentierarten, z.B. hinsichtlich ihrer Feuchte- oder pH-Präferenz, in Werteklassen (analog zum ökologischen Zeigerwertschema der Pflanzensoziologie) einpassen lassen; d.h. inwieweit sich die Zuordnung der einzelnen Arten quantifizieren läßt. In Hinsicht auf die Nutzung von Zersetzergesellschaften für die Beurteilung von Flächen, insbesondere in Hinsicht auf eine anthropogene Belastung, ist zudem zu fragen, ob ein aus 9 Typen (= Assoziationen) bestehendes System für die Detektion kleinerer Änderungen fein genug ist (vgl. Kap. 8.5).

8.3.5 Ecotopes/Ecological species group (SINNIGE et al.)

Im Rahmen des "Project on Ecological Sustainability of the Use of Chemicals" wird seit kurzem in Holland versucht, analog zur Klassifikation von Standorten anhand vegetationskundlicher Parameter ein System von terrestrischen Ökosystemen anhand der Bodenfauna zu entwickeln (SINNIGE et al. 1992). Dieser Ansatz gliedert sich in zwei Teile: zum einen die Definition einer überschaubaren Anzahl von relativ homogenen Standorttypen (= ecotopes) anhand weniger Faktoren sowie die Identifikation von "Soil Fauna Communities", die diesen ecotopes zugeordnet werden können. Als Faktoren und Klassen für die Standorttypisierung wurden die in Tab. 51 aufgelisteten Einstufungen verwendet, wobei die Klassengrenzen unterschiedlich gut definiert sind. Insgesamt sollen sich damit (bezogen auf die Niederlande) 136 sinnvolle Kombinationen ergeben, die allerdings unterschiedlich relevant sind. Außerdem lassen diese Typen sich sekundär wieder zu "ecotope-groups" zusammenfassen, so daß die endgültige Anzahl eine handhabbare Größe haben sollte.

Aus den verschiedenen Bodentiergruppen wurden Diplopoden, Chilopoden, Ameisen, Enchytraeen, Collembolen und Regenwürmer ausgewählt. Das Vorkommen der bisher aus den Niederlanden beschriebenen Arten der 6 Gruppen wurde dann anhand der in Tabelle 51 genannten Faktoren charakterisiert. Explizit wird darauf hingewiesen, daß die Zuordnung einer Art zu einem bestimmten "Ecotope" durch ihr Vorkommen dort (qualitativ) und nicht über quantitative Angaben (z.B. Abundanz pro m²) bestimmt wird. Problematisch erscheint dabei vor allem die häufig sehr geringen Kenntnisse über die ökologischen Ansprüche einer Art bzw. das Fehlen genauerer Angaben über die den Standort charakterisierenden Faktoren.

Tab. 51: Faktoren und deren Klassen, die für die Bodenfauna als relevant angesehen werden (SINNIGE et al. 1992)

Standortfaktor	Klasseneinteilung
Salinität	Salzig, Brackisch, Süß
Ausgangsmaterial / Bodentextur	Sand, Andere
Bodenfeuchte - Verfügbarkeit	Nass, Feucht, Trocken
Acidität/Nährstoffversorgung	Sauer, Schwach sauer, Basisch
Vegetationsstruktur	Wald/Gebüsch, Wiesen u.ä., Pioniervegetation
"Dynamics" (= verschiedene Arten der Störung)	Störung, Pflügen, Sanddrift
Streuabbaubarkeit/Humusform	Leicht, mittel und schlecht abbaubar

Während die Einordnung der Arten demnach meist (relativ schlecht bei den Myriapoden) möglich war, erfolgt umgekehrt die Definition der "Ecotopes" auf Tiergruppenniveau; d.h. eine Auflistung der in jedem "Ecotope" zu erwartenden Arten fehlt (noch). Die Einschätzung des Einflusses von anthropogenen Streßfaktoren, insbesondere Chemikalien, ist in Arbeit. Nach gegenwärtigem Kenntnisstand gibt es zwei hauptsächliche Hindernisse für eine weitergehende Umsetzung dieser Idee:

- das Wissen über die ökologischen Ansprüche der einzelnen Arten ist ungenügend;
- es wird befürchtet, daß die Anzahl der "Ecotopes" durch immer feinere Aufteilung für die praktische Anwendung zu groß wird.

Gerade letzteres scheint aufgrund von schlechten Erfahrungen aus dem Naturschutz ein Problem zu sein, da dort eine ganze Serie von spezifischen Standorttypen definiert wurde, für die jeweils eigene Managementansätze, Richtlinien usw. entwickelt werden müssen.

Trotz seiner Beschränkungen kann das holländische Verfahren wegen seines pragmatischen und breiten Ansatzes als zukunftsweisend gelten. Allerdings ist eine sofortige Umsetzung, z.B. im Rahmen des Bodenschutzes, nicht vorgesehen, da zuerst die genannten Defizite im Rahmen von Forschungsarbeiten bearbeitet werden sollen. Gegenwärtig noch nicht einschätzbar ist dagegen der Versuch, das bodenbiologische Klassifikationssystem mit dem pflanzensoziologischen System zu kombinieren, indem zwei Klassifikationsebenen definiert werden:

- "Ecotope"-Typen werden charakterisiert durch die Faktoren Salinität, Bodenfeuchte, pH-Wert, Nährstoffverfügbarkeit und Vegetation;
- "Ecotope"-Subtypen werden charakterisiert durch die Faktoren Bodenart, "Dynamics" (= verschiedene Störungen) und Streuabbaubarkeit/Humusform.

8.3.6 "Ecological Profiles" (BRIONES et al.)

BRIONES et al. (1995) haben in einem übergreifenden Ansatz versucht, den Einfluß verschiedener (20) Faktoren auf die Verbreitung von 12 Regenwurmartens in Spanien in Form eines "Ecological Profile" darzustellen. Dazu wird der Wertebereich des jeweiligen Faktors in 3 - 6 Klassen unterteilt.

In Spanien determinierten primär der pH-Wert, das C/N-Verhältnis, die Menge einiger Ionen sowie der Gehalt an organischen Material das Vorkommen der meisten Arten (bestimmt mittels Korrespondenzanalyse). Obwohl dieses Ergebnis kaum direkt auf Mitteleuropa übertragbar ist, sollen im folgenden die für die auch in Baden-Württemberg gefundenen Arten relevanten Faktoren tabellarisch in absteigender Effektivität dargestellt werden (Tab. 52). Ein determinierender Einfluß des jeweiligen Makrohabitats war nicht feststellbar.

Zusätzlich lassen sich die Präferenzansprüche derselben 9 Arten graphisch darstellen; d.h. für jeden Faktor wird in der folgenden Abbildung angegeben, ob die jeweilige Spezies eher niedrige, mittlere oder hohe Bereiche des jeweiligen Faktors präferiert (Abb. 14). Diese Angaben bildeten zusammen mit den Daten des Kap. 6.4 die Basis für die ökologische Charakterisierung der Regenwürmer im Rahmen der LfU-Validierung (vgl. Kap. 11.1.2).

Tab. 52: Determinierende Faktoren für jede Art in absteigender Wertigkeit (nach BRIONES et al. 1995)

Regenwurmspezies	Faktoren
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	Ca, PHH, Mg, C/N, K, POR, PHK, ARC
<i>Aporrectodea rosea</i>	B, AIR, GRU, Mg, LIG, Ca, MM2, ARC, AI
<i>Allolobophora chlorotica</i>	PHK, PHH, PHV, Ca, AI, N, FIN, MM2
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	B, K, LIF, LIG, Mg
<i>Eiseniella tetraeda</i>	B, HUM
<i>Lumbricus eiseni</i>	Mg, PHH, PHK, AI, Ca, PHV
<i>Lumbricus rubellus</i>	PHV, PHK, PHH, HUM, C/N, Ca, FIN, AI
<i>Octolasion cyaneum</i>	ARC, N, C, B
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	Ca, Na

Faktoren: AIR = "aeration", ARC = Ton, FIN = Feinsand, GRU = Grobsand, HUM = Feuchte, LIF = Feinschluff, LIG = Grobschluff, MM2 = Kiesgehalt, PHH = pH in Wasser, PHK = pH in KCl, PHV = pH der Streu, POR = Porosität; alle anderen Angaben Gehalt der jeweiligen Ionen.

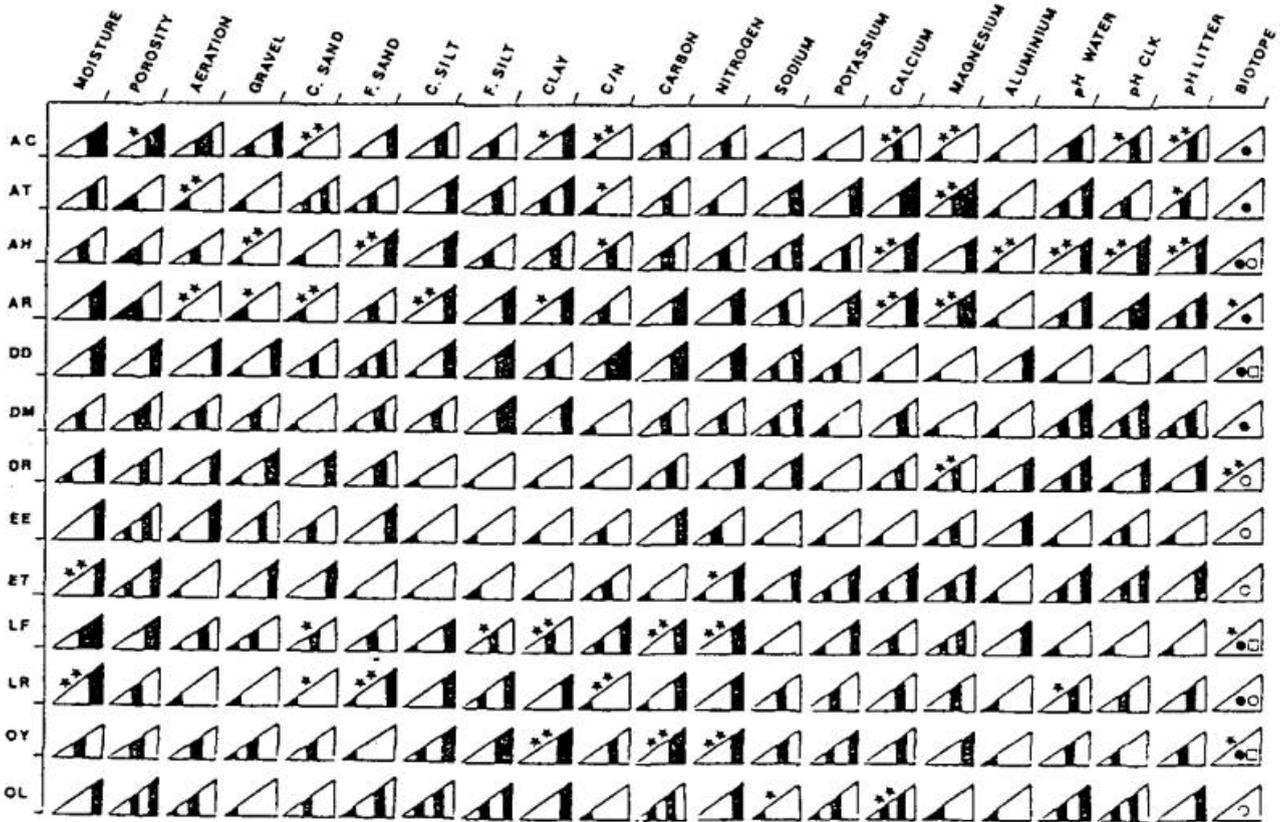


Abb. 14: Ökologische Charakterisierung für 12 Regenwurmarten (BRIONES et al. 1995). Der Grad der Schattierung deutet niedrige, mittlere oder hohe Werte des jeweiligen Faktors an. Beim Faktor "Biotope" (= Makrohabitat) bedeutet ein dunkler Punkt Wiese, ein Kreis Flußufer und ein Quadrat Wald. Die Sterne indizieren statistische Signifikanz zwischen erwartetem Vorkommen und Fe h- len ($p < 0,05$ bzw. $0,01$)

8.4 Schematische Zusammenfassung der Literaturdiskussion

In einem Übersichtsartikel wurden vor kurzem von EIJSACKERS (1992) die generellen Zusammenhänge zwischen verschiedenen bodenkundlichen Faktoren und dem Vorkommen mehrerer Bodentiergruppen für Waldstandorte dargestellt (Abb. 15).

Abb. 15: Generelle Zusammenhänge zwischen einzelnen bodenkundlichen Parametern von Waldstandorten und dem Vorkommen einiger wichtiger Organismengruppen (Zahlen in Klammern: Durchschnittliche Abundanz pro m²); verändert nach EIJSACKERS 1992)

ROHHUMUS	MODER	Mullhafter MODER	MULL
pH (sauer) <=====		=====> pH (neutral)	
pH 3.5 - 5.0 CEC 80 - 120 [me%] Basensättigung 20 - 40 % C:N > 20			pH 5.0 - 7.0 CEC 20 - 40 [me%] Basensättigung 40 - 100 % C:N < 15
Milben (400.000) Collembolen (80.000) Enchytraeen (50.000)	Milben, Collembolen und Insektenlarven	Myriapoden und Isopoden	Regenwürmer (200) Isopoden (50)
Insektenlarven (80) Myriapoden (250)	Myriapoden	Insektenlarven und Regenwürmer	Myriapoden (1.000) Insektenlarven (50)
Regenwürmer (20) Isopoden (20)	Regenwürmer und Isopoden	Milben und Collembolen	Milben (200.000) Collembolen (100.000) Enchytraeen (20.000)
Zunahme der Pilze	<=====>		Zunahme der Bakterien
Abnahme	Bildung von Ton-Humus-Komplexen		Zunahme

Dabei handelt es sich, trotz der Zahlenangaben, um eine sehr abstrahierte Darstellung, die für eine erste Orientierung, nicht aber die Klassifikation definierter Standorte geeignet ist:

- die Bodenorganismen werden auf dem Großgruppenniveau behandelt;
- die bodenkundlichen Angaben bzw. Prozesse gelten für weite Bereiche Europas;
- die Angaben zur Abundanz sind nur als Größenordnung zu verstehen.

8.5 Praktische Anwendungen von Klassifikationsansätzen

In der Bundesrepublik Deutschland sind unseres Wissens erst zwei Versuche unternommen worden, eine bodenbiologische Klassifizierung im regionalen Rahmen vorzunehmen.

Baden-Württemberg

Das erste Beispiel sind Untersuchungen in Baden-Württemberg, deren primäres Ziel die Erarbeitung eines immissionsökologischen Wirkungskatasters ist (LFU 1986, 1990). In diesem Programm wurden Anfang der achtziger Jahre neben 16 Meßstationen zur Bioindikation von Photooxidantien sowie limnologischen Versuchsstellen 60 Dauerbeobachtungsflächen an Waldstandorten eingerichtet. Die Bodenbiozönose sollte dabei anhand verschiedener Strukturparameter

(Besiedlung durch Lumbriciden, Enchytraeen, Gastropoden und Collembolen) charakterisiert werden. Aufgrund des sehr breiten methodischen Ansatzes war es nicht möglich, eine das Artenspektrum erfassende Beprobung durchzuführen. Durch dieses methodisch unbefriedigende Vorgehen sind die erarbeiteten Daten für eine Klassifikation der Standorte nicht geeignet.

In einem eigenen Pilotprojekt (Durchführung: Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe; Prof. Dr. L. Beck) wurden daher die bodenbiologischen Untersuchungen auf zwei Standorte beschränkt. Die dadurch mögliche intensivere Beprobung bestätigte die gute Eignung der oben genannten vier Tiergruppen für Monitoringzwecke. Anhand der verwendeten Parameter, z.B. der Abundanz und Artenzusammensetzung, ließen sich die beiden Standorte gut charakterisieren, wobei die Beurteilung durch parallel unternommene bodenkundliche Erkundungen (u.a. Erfassung von Humusgehalt und pH-Wert) erleichtert wurde. In Fortsetzung dieser Pilotuntersuchung wurden 10 weitere Waldstandorte in Baden-Württemberg für 2 Jahre in das Untersuchungsprogramm mit aufgenommen, um die Übertragbarkeit der gefundenen Ansätze zur Charakterisierung konkreter Standorte auf größere räumliche Einheiten zu überprüfen. Ziel dieser Untersuchungen ist ein zunächst auf Baden-Württemberg bezogenes System bodenbiologischer Kennzeichnung der wichtigsten naturräumlichen Einheiten. Dieses würde dann als Basis für die Beurteilung und Prognose möglicher Änderungen der Lebensräume durch Umwelteinflüsse dienen.

Industrie-Immissionen

In Schleswig-Holstein werden seit einigen Jahren 33 umfassend bodenkundlich charakterisierte Dauerbeobachtungsflächen vegetationskundlich, lichenologisch und bodenzoologisch untersucht (CORDSEN 1993). Die Landesbehörden erwarten, daß die - gleichrangig genannten - biologischen Verfahren "Veränderungen des Bodenzustands und der Eintragssituation aus der Luft schneller, empfindlicher und leichter registrierbar abbilden, als dies bei ausschließlich bodenkundlichen Untersuchungen möglich wäre" (zu ergänzen wäre hier: einschließlich rückstandsanalytischer Methoden). Die Bodenfauna wird dabei durch die Anneliden-Taxozönose ("Zersetzer-gesellschaft") stellvertretend abgedeckt (vgl. Kap. 8.3.4).

GRAEFE (1993) konnte die Anwendbarkeit seines Ansatzes an einem konkreten Beispiel belegen, bei dem die Auswirkungen eines Zementwerks auf die Annelidenzönose (primär Regenwürmer und Enchytraeen) und damit auf die Zersetzer-gesellschaften verschiedener Bodentypen (Podsol, Hochmoor) untersucht wurden (Abb. 16). Neben den Industrie-Immissionen ließ sich auch der Einfluß landwirtschaftlicher Maßnahmen (z.B. Entwässerung, Düngung) anhand der charakteristischen Artenzusammensetzung nachweisen. Bei der Beurteilung der Veränderungen ist besonders das unterschiedliche Zeitraster, z.B. die Geschwindigkeit von Dominanzverschiebungen und Humusformen, zu beachten. Die prinzipiell gleiche Herangehensweise ist auch bei anderen Streßfaktoren, wie z.B. Kalkungen, oder generell bei der Langzeitbeobachtung von Standorten möglich (BEYLICH et al. 1994).

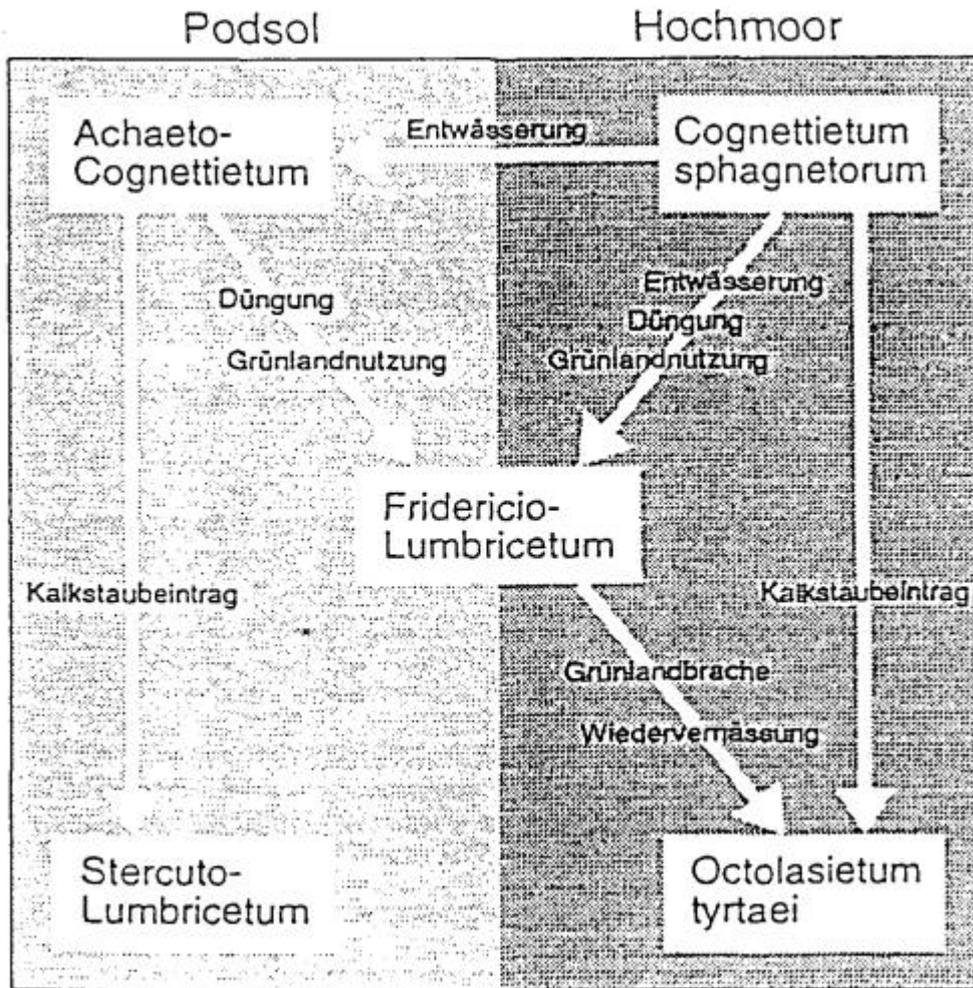


Abb. 16: Änderungen der Zersetzeresellschaften in Podsol- und Hochmoorböden nach Zementwerk-Immissionen und Bodennutzung (GRAEFE 1993)

9. Empfehlungen für Maßnahmen

Wie in den vorhergehenden Kapiteln gezeigt werden konnte, gibt es verschiedene Ansätze zur Typisierung und Beurteilung von Standorten mittels Bodenorganismen. Dabei werden Daten aus den Bereichen Bodenkunde, Meteorologie, Pflanzensoziologie und Ökotoxikologie bzw. Rückstandsanalytik integriert; d.h. das Ergebnis einer solchen Beurteilung kann durch Angaben aus einer der Teildisziplinen nicht erreicht werden. In diesem Kapitel werden sowohl allgemeine Voraussetzungen und Probleme einer Klassifizierung als auch konkrete Vorschläge für die Nutzung eines solchen Konzepts in Baden-Württemberg (einschließlich einer Validierung) besprochen.

9.1 Gliederung von Standorttypen

Voraussetzung für die Anwendung eines solchen Konzepts ist die Erarbeitung von Standorttypen für einen konkreten geographischen Bereich (hier: Baden-Württemberg). Zur Begrenzung des Untersuchungsaufwandes ist es dabei sinnvoll, die zu untersuchende Fläche durch Zusammenfassung funktionell und strukturell ähnlicher Gebiete auf eine überschaubare Anzahl bodenbiologischer Standorttypen zu beschränken. Von der Bearbeitung ausgeschlossen werden sollten Flächen wie Gewässerränder oder bebaute Gebiete. Ein Vorschlag für die Definition dieser Standorttypen erfolgt auf der Grundlage der in dieser Studie zitierten Literaturangaben. Vor der endgültigen Festlegung sind für eine so vielgestaltige Region wie Baden-Württemberg jedoch weitere Untersuchungen notwendig, um zu einem vernünftigen Kompromiß zwischen handhabbarer und aussagekräftiger Standorttypenzahl zu kommen.

Im einzelnen sollten die in Tab. 53 genannten, für das Vorkommen wichtiger Organismengruppen relevante Faktoren für eine Standortbeschreibung herangezogen werden. Für jeden Faktor werden zudem 3 (teils auf 5 erweiterbar; Angaben dann in eckigen Klammern) Werteklassen vorgeschlagen, die in ihrer Gesamtheit ausreichen sollten, die für Baden-Württemberg relevanten Standorte zu beschreiben. Das Makrohabitat, d.h. die Vegetationsstruktur, wird in die Liste der aufzuführenden Faktoren aufgenommen, wenngleich - wie im Kap. 6 dargelegt - diese nur in wenigen Fällen einen direkten Einfluß auf die Bodenbiozönose haben wird. Dennoch sprechen zwei Gründe für die Einbeziehung der Vegetation: einerseits kann die jeweils vorherrschende Pflanzengesellschaft indirekte Hinweise auf andere, ursächlichere Standortfaktoren geben, andererseits wird durch ihre Angabe die "Anschaulichkeit" des gesamten Ansatzes und seine Vergleichbarkeit gefördert.

Tab. 53: Vorschlag für relevante Faktoren und Werteklassen zur Standorttypisierung (in Anlehnung an verschiedene Autoren, inkl. SAG 1993; vgl. Kapitel 7)

Faktor	Werteklassen
Makrohabitat	Laubwald, Nadelwald, Wiese, Acker, Ruderalfläche
<u>Natürliche Faktoren</u>	
Bodenfeuchte [% TG]*	Trocken (< 20); Feucht (20 - 80); Naß (> 80); [Sehr trocken, < 10 %; Limnisch]
Boden-pH (CaCl ₂)	Sauer (3 - 5); Schwach sauer (5 - 7); Schwach basisch (7 - 9); [Sehr sauer (< 3); Sehr Basisch (> 9)]
Bodenart	Sand, Lehmig/Tonig, Organisch
Organischer Gehalt [%]	< 2; 2 - 5; 5 - 10; [< 1; > 10]
Humusform (in Wäldern)	Mull, Moder, Rohhumus
<u>Anthropogene Faktoren</u>	
Schwermetallbelastung	Ja/Nein
Pestizidbelastung	Ja/Nein
Bodenbearbeitung	Ja/Nein

* = Durchschnittliche Bodenfeuchte. Diese vorläufige Angabe sollte in eine aussagekräftigere Maßeinheit wie z.B. Prozent der maximalen Wasserkapazität umgewandelt werden.

Im einzelnen sollten daher - wenn möglich - folgende Daten für die Standorttypisierung bzw. die Charakterisierung einer konkreten Fläche herangezogen werden:

- Bodenkundliche Karten
- Meteorologische Daten
- Vegetationskundliche Charakterisierung (z.B. Infra-Rot-Remote-Sensing) einschließlich forst- bzw. landwirtschaftlicher Nutzung
- Emission/Immissions-Situation (z.B. Bodenschadstoffkarten für Schwermetalle, Belastung durch Straßenverkehr, Daten zur Klärschlammbelastung landwirtschaftlicher Standorte und/oder zur Altlastensituation).

Auf der Grundlage dieser Angaben wird dann eine Zuordnung von Bodenorganismenzönosen zu den sinnvollen Faktorenkombinationen (= Standorttypen) vorgenommen. Aus Gründen der Handhabbarkeit ist dabei anzustreben, deren Zahl nicht größer als 100 werden zu lassen, wobei die einzelnen Typen in bezug auf ihre Verbreitung in Baden-Württemberg von unterschiedlicher Relevanz sind.

Hinsichtlich der zu untersuchenden Organismen sind die in dieser Studie bearbeiteten zehn Gruppen in Mitteleuropa für eine Standorttypisierung in unterschiedlichem Maße geeignet. Dabei ist es für die Beurteilung eines bestimmten Standorts nicht notwendig, alle "geeigneten" Gruppen parallel zu bearbeiten, sondern einzelne Gruppen können je nach Standorteigenschaften ausgewählt werden. In jedem Fall sollte aber darauf geachtet werden, daß physiologisch/taxonomisch und vor

allem ökologisch unterschiedliche Organismen (z.B. verschiedene Trophieebenen) ausgewählt werden, um zu einer möglichst umfassenden Beurteilung zu kommen. Hierbei sind vor allem die verschiedenen Expositionspfade für anthropogene Belastungsfaktoren abzudecken.

Vor kurzem wurde zur Bearbeitung dieses Problems von der "Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlagen Bodenschutz der Bund-Länder-Umweltministerkonferenz" (1993) eine Empfehlung zur "Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen" veröffentlicht. Dabei wird bei einer durchschnittlichen Größe von ca. 1000 m² vom Grundsatz der bodenkundlichen und nutzungsspezifischen Homogenität ausgegangen. Im biologischen Teil werden darin die folgenden Organismengruppen bzw. Meßparameter als relevant für mitteleuropäische Verhältnisse angesehen (Tab. 54). In Übereinstimmung mit der vorliegenden Studie werden Mikroorganismen, Regenwürmer und verschiedene Mesofaunagruppen für eine Nutzung empfohlen. Unklar bleibt, weshalb keine - räuberische - Organismengruppe der Bodenoberfläche in das SAG-Konzept aufgenommen wurde.

Tab. 54: Empfohlene Bodenorganismen bzw. Meßparameter für Dauer-Beobachtungsflächen nach SAG (1993)

Organismengruppe	Meßparameter
Obligatorische Untersuchung	
Mikroorganismen	Mikrobielle Biomasse
Regenwürmer	Arten- und Dominanzspektrum, Abundanz
Ergänzende Untersuchungen	
Mikroorganismen	Proteaseaktivität
Mikroorganismen	Katalaseaktivität
Mikroorganismen	β-Glucosidaseaktivität
Mikroorganismen	Arginin-Ammonifikation
Mikroorganismen	Mikrobielle Basalatmung
Mikroorganismen	Metabolischer Quotient
Collembolen	Arten- und Dominanzspektrum, Abundanz
Nematoden	Arten- und Dominanzspektrum, Abundanz
Enchytraeen	Arten- und Dominanzspektrum, Abundanz

9.2 Beispiel einer bodenbiologischen Klassifizierung

Um die Nutzung des hier skizzierten Konzepts zu veranschaulichen, wird die Klassifizierung im folgenden beispielhaft auf einen Moderbuchenwald im Nordschwarzwald angewendet (Tab. 55). Auf dieser Grundlage sowie der in Kapitel 6 diskutierten Literatur wird dann die Bodenbiozönose

für die fünf Organismengruppen Mikroflora, Oribatiden, Enchytraeen, Lumbriciden und Carabiden prognostiziert (Tab. 56 und Tab. 57).

Abschließend werden die Unterschiede zwischen dieser Prognose sowie den Ergebnissen eines Untersuchungsprogramms aus den Jahren 1981 - 1985 (BECK et al. 1988) dargestellt. Um das Ergebnis dieses Vergleichs vorwegzunehmen: die Abundanz (soweit vergleichbar, z.B. bei den Lumbriciden), die Artenzahl und das Artenspektrum lassen darauf schließen, daß es sich bei Schluttenbach um einen relativ naturnahen, "typischen" Moder-Buchenwald handelt. Anders ausgedrückt: die vorhandenen Daten geben keinen Hinweis auf eine eventuell vorhandene Belastungssituation, doch muß dieses Ergebnis durch eine Feinanalyse der Dominanzverhältnisse verifiziert werden. Nach dieser Standortcharakterisierung ist die in den folgenden Teilkapiteln skizzierte bodenbiologische Besiedlung zu erwarten.

Tab. 55: Charakterisierung eines Moderbuchenwaldes im nördlichen Schwarzwald bei Schluttenbach (BECK et al. 1988)

Faktor	Werteklasse
Makrohabitat	Laubwald
<u>Natürliche Faktoren</u>	
Bodenfeuchte	Feucht (20 - 80 % TG)
Boden – pH	Sauer (3 - 5)
Bodenart	Organisch (Streuauflage)
Organischer Gehalt	> 10 %
Humusform (in Wäldern)	Moder
<u>Anthropogene Faktoren</u>	
Schwermetallbelastung	Nein
Pestizidbelastung	Nein
Bodenbearbeitung	Nein

9.2.1 Mikroflora

Die Streuauflage in Laubwäldern wird von nährstoffreichem Material gebildet, so daß eine starke Besiedlung durch saprophytische Mikroorganismen zu erwarten ist. Aufgrund des sauren pH kann von einer deutlichen Dominanz der Pilze ausgegangen werden. Bei einem mittleren Wassergehalt der Streu von 20 - 80 % sollten im Jahresdurchschnitt Biomassewerte von mehr als 1000 µg C_{mic}/g Streu TG vorhanden sein.

Die praktische Untersuchung ergab für die Bodenmikroflora Biomassewerte von durchschnittlich 2042 µg C_{mic}/g TG bezogen auf die gesamte Streuauflage und einen Untersuchungszeitraum von 4 Jahren (BECK et al. 1988). Dabei überwogen die Pilze in der Biomasse so sehr, daß mit der

eingesetzten Methode ein bakterieller Anteil nicht mehr nachweisbar war. Auf dem recht groben Niveau dieser Gegenüberstellung für diesen Standort fehlen Hinweise auf eine Beeinträchtigung der Mikroflora.

9.2.2 Oribatiden

In der Liste der deutschen Hornmilbenarten von WEIGMANN & KRATZ (1981) sind 94 Arten mit einem ihrer Hauptvorkommen in der Vegetationseinheit "bodensaure Laub- und Nadelwälder" aufgeführt (Tab. 56), wozu auch der hier vorgestellte Moder-Buchenwald zu rechnen ist. Im Ettlinger Wald wurden 68 % (64 Arten) der von WEIGMANN & KRATZ aufgeführten Arten gefunden. Statt der übrigen in der Liste genannten 30 Species traten 40 Arten im Ettlinger Wald auf, die nur mit "Nebenvorkommen" im Buchenwald (26 Arten) bzw. überhaupt nicht aufgeführt sind (14 Arten).

Damit sind von insgesamt 104 im Ettlinger Wald gefundenen Arten 90 Arten (87 %) in der Liste von WEIGMANN & KRATZ (1981) entweder mit Haupt- oder Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern verzeichnet. Der untersuchte Ettlinger Buchenwald weist somit in hohem Maße einen für bodensaure Wälder typischen Artenbestand an Oribatiden auf. Diese 87 % "Buchenwald-typische" Arten sind als Bewertungsgrundlage weit höher einzuschätzen als die 68 % an gefundenen, nach Liste "obligaten" Arten, denn eine Vorhersage über das zu erwartende Artenpotential kann sich i.d.R. nur auf grobe Biotopeinschätzungen wie etwa "bodensaurer Buchenwald" stützen. Eine Vorhersage berücksichtigt daher stets ein viel weiteres Artenspektrum als tatsächlich am Standort vorkommt, da vielfältige räumlich und zeitlich weitgespannte Faktoren wie geographischer Einzugsbereich, historische Entwicklung des Biotops, ökologische Mikrofaktoren der Raumstruktur u.v.m. eine Rolle spielen.

Bei einer Klassifizierung anhand der Oribatiden-Fauna ergibt sich das Problem, daß eine Gegenüberstellung von grober vegetationskundlicher Einordnung und der Zusammensetzung der Bodenfauna zwar generelle Übereinstimmungen ergibt, doch kaum über die allgemeine Feststellung "Hier steht ein Wald und er hat eine Waldfauna" hinausgeht.

Tab. 56: Hornmilben (Oribatiden)-Vorkommen im Moderbuchenwald Schluttenbach im Vergleich zu Habitatangaben bei WEIGMANN & KRATZ (1981) und sonstiger Literatur

Schluttenbach	Dom.	W & K 1981	Sonstige Literatur
<u>Eudominant</u>			
<i>Oppiella nova</i>	17,2	Ubiquist	Ubiquist ohne jede erkennbare Spezialisierung
<i>Suctobelba subcornigera</i>	11,2	Ubiquist	Ubiquist mit tendentieller Bevorzugung feuchter und saurer Biotope
<i>Tectocepheus velatus</i> (inkl. <i>T. minor</i>)	10,4	Ubiquist	Ubiquist ohne jede erkennbare Bevorzugung
<u>Dominant</u>			
<i>Oppiella ornata</i>	9,7	Wald, euryök	Ubiquist, bis ins Litoral verbreitet
<i>Suctobelba acutidens</i>	6,2	Wald, euryök	weitverbreitet, tendentielle Bevorzugung feuchter Wälder
<u>Subdominant</u>			
<i>Oppiella subpectinata</i>	4,1	Wald, feucht	weitverbreitet, tendentielle Bevorzugung feuchter, weniger saurer Biotope
<i>Oribatula tibialis</i>	3,3	Wald, euryök	weitverbreitet
<i>Suctobelba trigona</i>	2,8	Wald	weitverbreitet
<i>Suctobelba subtrigona</i>	2,6	Wald, feucht	weitverbreitet, tendentielle Bevorzugung weniger saurer Biotope
<i>Rhysotritia duplicata</i>	2,5	Wald	in Wäldern verbreitet
* <i>Brachychthonius impressus</i>	2,1	bs Wald, stenök	in Wäldern verbreitet
<u>Rezedent</u>			
* <i>Oppiella sigma</i>	1,9	Wald	in tendentiell sauren Wäldern
* <i>Liochthonius simplex</i>	1,7	bs Wald	fast nur in Wäldern
* <i>Suctobelba falcata</i>	1,7	Wald	in feuchten und bs Wäldern und Mooren
* <i>Chamobates cuspidatus</i>	1,7	Wald, feucht	in feuchten bis nassen Wäldern
* <i>Brachychochthonius honestus</i>	1,6	bs Wald, stenök	nur in Wäldern, selten
* <i>Cultroribula bicultrata</i>	1,4	Wald	fast nur in Wäldern
<i>Nothrus silvestris</i>	1,4	bs Wald	verbreitet vor allem in bs Wäldern
<i>Hypochthonius rufulus</i>	1,4	bs Wald, euryök	verbreitet in Wäldern und Mooren
* <i>Quadroppia paolii</i>	1,2	Wald, feucht	besonders in Wäldern
<i>Oppiella obsoleta</i>	1,0	Wald, mesophil	nicht weit verbreitet, aber in allen Biotopen
<i>Achipteria coleoptrata</i>	1,0	Wald, Wiesen, feucht	weitverbreitet in Wäldern und Wiesen

Subrezedente, aber stetige Arten

* <i>Damaeobelba minutissima</i>	0,8	bs Wald, stenök	in Wäldern, selten
<i>Phthiracarus anonymus</i>	0,8	Wald	in Wäldern, nicht sehr verbreitet
<i>Steganacarus herculeanus</i>		montaner Laubwald	
<i>Liacarus subterraneus</i>	0,6	selten	in Wäldern, nicht weit verbreitet
* <i>Ophidiotrichus connexus</i>	0,5	Wald, selten	in Buchenwäldern, selten
<i>Banksinoma lanceolata</i>	0,4	Wald, euryök	nicht weitverbreitet, aber in allen Biotopen
* <i>Liacarus xylariae</i>	0,4	selten	in Wäldern, selten
<i>Galumna lanceata</i>	0,2	Wald	weitverbreitet

* = "typische Arten", jedoch nicht im Sinne von Differentialarten botanischer Klassifizierung, da sie auch an anderer Stelle zu finden sind; bs Wald = bodensaurer Wald; Dom. = Dominanz [%]; W & K 1981 = Angaben nach Liste der deutschen Hornmilbenarten von WEIGMANN & KRATZ (1981).

Die Bedeutung der faunistischen Indikation liegt in der Feinanalyse, die sich auf wesentlich detailliertere Standortfaktoren beziehen muß. Daraus ergibt sich ein differenzierteres Beurteilungs- und Prognoseinstrument. Dazu bedarf es aber noch intensiver Ausarbeitungen auf dem Artniveau ausgewählter Tiergruppen und zwar für eine Region wie etwa Baden-Württemberg. Dafür sind vor allem genaue Bestandsaufnahmen repräsentativer Standorte nötig.

9.2.3 Enchytraeen

Aufgrund des niedrigen pH-Wertes, der Nahrungsqualität und der geringen Anzahl der Makrofauna, speziell Regenwürmer, ist eine artenarme, aber individuenreiche Enchytraeenzönose zu erwarten (Tab. 57). Die konkrete Erwartung basiert auf GRAEFE (1993, 1996). Demnach sollte als Zersetzergesellschaft ein Achaeto-Cognettium, d.h. eine Dominanz von Arten der Gattungen *Achaeta* und *Cognettia*, vorliegen. Insgesamt ist die Übereinstimmung recht groß, doch erfordern drei Unterschiede eine nähere Betrachtung:

- die Abundanz in Schluttenbach scheint kleiner zu sein als von GRAEFE angegeben; dies ist jedoch nicht sicherbar, da er keine Jahresmittelwerte, sondern das Ergebnis einer einmaligen Probennahme angibt, während die Fangzahlen aus Schluttenbach Mittelwerte einer siebenjährigen Untersuchung darstellen.
- hinsichtlich der Artenzusammensetzung ist der Vergleich schwierig, da es in der eigenen Untersuchung aus methodischen Gründen nicht möglich war, die Species der Gattung *Achaeta* aufzuschlüsseln. Unüblich für den Standort sind weniger die Einzelfunde wie der der Pionierart *Enchytraeus buchholzi*, die z.B. im Zuge von Wegearbeiten eingeschleppt worden sein kann, sondern das, wenn auch seltene, Auftreten von *Stercutus niveus*, einer Charakterart für Mull-Wälder. Dieser Fund kann evtl. als Hinweis für eine in den letzten Jahren abgelaufene Versauerung dieses Standorts interpretiert werden (Restvorkommen).
- Das Dominanzspektrum unterscheidet sich insofern, als daß laut Prognose der *Achaeta*-Anteil wesentlich höher sein müßte als real gefunden wurde. Dies dürfte daran liegen, daß in Schluttenbach primär die Streuauflage und weniger der Hauptlebensraum dieser Gattung, der obere Mineralboden, beprobt wurden.

9.2.4 Lumbriciden

Primär aufgrund des niedrigen pH-Wertes sowie der geringen Palatibilität des Buchenlaubs sind nur wenige Regenwurmarten in geringer Abundanz zu erwarten (Tab. 57). Die konkrete Erwartung basiert einerseits auf GRAEFE (1993), der zwei ähnliche Moderbuchenwälder im Solling bzw. im Rothaargebirge untersuchte. Andererseits sind für diesen Standorttyp in Mitteleuropa allgemein (vgl. Kap. 6.4.3) durchaus Zönosen, bestehend aus 1 - 2 Dendrobaena-Arten und Lumbricus rubellus, zu prognostizieren. Der Vergleich zeigt sowohl bei der Abundanz als auch beim Artenspektrum eine große Übereinstimmung. Der Nachweis der hauptsächlich an Baumstubben und vermoortem Holz vorkommenden Spezies Lumbricus eiseni dürfte primär auf dem sehr intensiven, mehrere Methoden umfassenden Erfassungsprogramm in Schluttenbach beruhen (RÖMBKE 1985).

9.2.5 Carabiden

Aufgrund der mikroklimatischen Gegebenheiten sind im Schluttenbach hauptsächlich Käferarten zu erwarten, die an die kühl-feuchten Bedingungen von Waldstandorten angepasst sind. Daher wurde in der Prognose von Tab. 57 weitgehend auf die in Tab. 35 genannten Arten, ergänzt durch einige für montane Flächen typische Spezies, zurückgegriffen. Dabei war es im Rahmen dieser Studie nicht möglich, alle (speziell die subrezentenen) Arten vorherzusagen. Im Vergleich zu den von FRIEBE (1983) gefundenen Artenspektrum (22 Arten aus 15 Gattungen), das in seiner absoluten Zahl als durchaus typisch für diesen Standorttyp gelten kann, ist eine weitgehende Übereinstimmung der wichtigen Arten (13 Arten aus 6 Gattungen) festzustellen. Bei den zusätzlich im Schluttenbach gefundenen Species handelt es sich überwiegend um Freiflächenarten mit relativ hohen Feuchteansprüchen.

Zur Verbesserung der Prognose werden gegenwärtig zwei Punkte bearbeitet:

- weitere, das Vorkommen bestimmende Faktoren sind zu identifizieren;
- die Dominanzanteile der wichtigsten Arten werden abgeschätzt, um eventuelle Unterschiede der Carabidenzönose genauer fassen zu können.

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt zeigt der Vergleich der prognostizierten und der real gefundenen Carabidenspezies keinen gravierenden Unterschied, der wiederum als Hinweis auf eine Belastungssituation dienen könnte (vgl. Kap. 11).

9.2.6 Schlußfolgerung

Bei sämtlichen untersuchten Organismengruppen ließ sich eine generelle (z.B. Mikroorganismen, Oribatiden, Enchytraeen) oder sogar differenzierte Übereinstimmung (z.B. Regenwürmer, Carabiden) zwischen der prognostizierten und der real vorkommenden Besiedlung feststellen. Hinweise auf eine Veränderung oder gar Belastungssituation sind nicht erkennbar. Allerdings ist aufgrund der langen und aufwendigen Untersuchung dieses Standorts die Situation als ungewöhnlich gut zu bezeichnen. Deutlich wird auch der hohe Einfluß der jeweils verwendeten Erfassungsmethodik (siehe z.B. Enchytraeen).

Tab. 57: Artenspektrum und Abundanz (Individuen/m²) der prognostizierten und der real gefundenen Bodenbiozönose im Moderbuchenwald Schluttenbach.

Prognose: Arten	Abundanz	Real: Arten	Abundanz
<i>Enchytraeen</i>			
Marionina clavata	> 30.000	Cognettia sphagnetorum	17.700
Achaeta camerani	> 30.000	Marionina clavata	16.900
Cognettia sphagnetorum	10.000 - 30.000	Marionina cambrensis	4.700
Achaeta brevivasa	3.000 - 10.000	Mesenchy. glandulosus	2.400
Achaeta danica	3.000 - 10.000	Achaeta spp	2.000
Marionina cambrensis	1.000 - 3.000	Cognettia cognettii	1.200
Mesenchy. glandulosus	1.000 - 3.000	Stercutus niveus	< 1.000
Cognettia cognettii	< 1.000	Bryodrilus ehlersi	< 1.000
Achaeta aberrans	< 1.000	Enchytronia parva	< 1.000
		Enchytraeus buchholzi	< 1.000
		Mesenchytraeus pelicensis	< 1.000
<i>Lumbriciden</i>			
Lumbricus rubellus	< 10	Lumbricus rubellus	9
		Dendrodrilus rubida	6
Allgemein: 3 Arten	ca. 25	Lumbricus eiseni	1
<i>Carabiden</i>			
Abax ovalis		Abax parallelus	
Abax parallelus		Abax parallelepipedus	
Abax parallelepipedus		Carabus coriaceus	
Carabus auronitens		Carabus auronitens	
Carabus coriaceus		Carabus nemoralis	
Carabus nemoralis		Carabus problematicus	
Carabus problematicus		Cychrus caraboides	
Cychrus caraboides		Molops elatus	
Molops elatus		Nebria brevicollis	
Molops piceus		Pterostichus metallicus	
Nebria brevicollis		Pterostichus oblongo-punctatus	
Pterostichus metallicus		Pterostichus pumilio	
Pterostichus niger		Zusätzlich:	
Pterostichus oblongo-punctatus		Carabus arvensis	
Pterostichus pumilio		Loricera pilicornis	
		Trechus quadristriatus	
		Anisodactylus binotatus	
		Diachromus germanus	
		Stenolophus teutonius	
		Acupalpus meridianus	
		Platynus ruficornis	
		Amara aenea	
		Dromius quadrimaculatus	

9.3 Anwendungsvorschläge

9.3.1 Erfassung struktureller und funktioneller Parameter

Eine bodenbiologische Typisierung ist nur dann sinnvoll, wenn unabhängig von zufälligen, oft klimatisch bedingten Schwankungen ein "Normalbereich" für die jeweiligen Meßparameter angegeben werden kann (BECK et al. 1988; KÖRDEL et al. 1996). Dieser Bereich läßt sich nur durch längerfristige Untersuchungen am gleichen Standort unter Verwendung der gleichen Methodik definieren. Solche Meßreihen sind insbesondere deshalb erforderlich, weil unbelastete Standorte als Referenzflächen zur Einschätzung der natürlichen Schwankungsbreite bodenbiologischer Funktionen und Strukturen in Mitteleuropa kaum mehr vorhanden sind.

Ausgehend von der bearbeiteten Literatur bieten sich als Meßparameter die Erfassung des Arten- bzw. Dominanzspektrums und die der Abundanz bzw. Biomasse an. Da die Erfassung der beiden letztgenannten Größen sehr aufwendig ist (zeitlich enges Beprobungsintervall, mindestens ein Jahreszyklus, ausreichende Replikanzahl für Statistik), sind diese Parameter wenig für ein Klassifizierungssystem von Standorten geeignet. Dennoch sollte als Groborientierung bei der Flächenbeurteilung darauf geachtet werden, daß auch bei qualitativer Probennahme ein quantitativer Bezug möglich ist (z.B. flächenbezogene Erfassung der Tiere).

Zwar ist die Erfassung des Arteninventars ebenfalls nicht unabhängig von der Probenanzahl, jedoch reichen dazu weniger Proben aus als beispielsweise für eine genaue Abundanzermittlung. In jedem Fall sollte man zur besseren Vergleichbarkeit bei der Beurteilung von Standorten standardisierte Methoden (z.B. eine Minimalzahl von Proben) für die Charakterisierung vorschreiben. Da Änderungen, z.B. durch eine Chemikalie, der Populationsdichte, des Arteninventars bzw. der Artenvielfalt Eingriffe in die trophische Struktur des Ökosystemausschnittes mit daraus resultierenden Veränderungen von Stoff-Flüssen und anderen Funktionen darstellen, sind die Parameter Arteninventar, Dominanzstruktur bzw. auf davon abzuleitende Parameter (charakteristische Artenkombinationen, Schlüsselarten, Lebensformen) besonders geeignet, den Einfluß von Stressoren zu verdeutlichen (FUNKE et al. 1989).

Dabei sollten aufgrund der unterschiedlichen Expositionssituation (d.h. Art und Einwirkungspfad einer Belastung) verschiedene Organismengruppen für ein Klassifikationssystem zur Verfügung stehen. Die Annahme, daß Streßfaktoren wie Chemikalien nur über die Bodenlösung wirken und damit nur die semiaquatische Fauna wie Anneliden oder Nematoden für ein solches System geeignet seien (GRAEFE 1995) ist nicht richtig. Genausowenig decken diese Organismengruppen eine evtl. Beeinträchtigung der Mikroflora ab: Die jeweilige physiologische Ausstattung spielt für die Reaktion gegenüber einer Chemikalie eine mindestens gleichwichtige Rolle, wie aus einer Vielzahl von Versuchen mit Pestiziden bekannt ist.

Im allgemeinen wird, allein aus praktischen Gründen (speziell um den Aufwand zu begrenzen) die Beurteilung eines Standorts auf der Erfassung struktureller Parameter beruhen. Auf einer höheren Integrationsebene sollten jedoch zusätzlich funktionelle Parameter erfaßt werden, die die Leistung der gesamten Biozönose wiedergeben. Dazu gehören insbesondere die Messungen der Bodenatmung (Respiration) und des Abbaus der organischen Substanz (Streuabbau):

- Bestimmung der Substrat-induzierten Atmung (Respiration)
- Mit dieser Methode wird die funktionell wichtigste Organismengruppe praktisch aller Böden erfasst. Erfahrungen über die Auswirkungen von Schadstoffen, z.B. Pflanzenschutzmittel, auf Mikroben liegen vor und wurden zur Erarbeitung eines Bewertungsschemas für diese Substanzen benutzt (DOMSCH et al. 1983).
- Messung des Streuabbaus. Die Messung der Dekomposition von organischer Substanz erfolgt als Gewichtsabnahme und durch Bestimmung des C/N-Verhältnisses mittels Netzbeuteln oder Streudosen. Durch diesen Meßparameter wird die Leistung der gesamten Bodenzönose auf höchster Integrationsebene erfaßt, wofür verschiedene Methoden in den letzten Jahren erfolgreich angewandt wurden (z.B. BECK et al. 1988; SIEDENTOP 1993).

Darüberhinaus kann die Aktivität der gesamten Bodenbiozönose relativ einfach mit dem Köderstreifen-Test (VON TÖRNE 1990a,b; KRATZ 1994b) oder der Minicontainer-Methode erfaßt werden (EISENBEIS 1994). Da Daten aus Freilandversuchen häufig nicht direkt auf andere Standorte übertragbar sind, könnte auch die Verwendung von speziellen Verfahren zur Untersuchung von Stressorwirkungen in komplexen Systemen unter kontrollierten Bedingungen notwendig werden (MORGAN & KNACKER 1994). Ein erprobtes Verfahren ist der Ansatz von Modellökosystemen (Mikrokosmen). Darunter versteht man reproduzierbare Laborsysteme, mit denen die in realen Ökosystemen stattfindenden Prozesse und Interaktionen simuliert werden.

Die möglichst vollständige Erfassung einer, wenn nicht gar mehrerer Tiergruppen erfordert die Anwendung verschiedener Methoden zur Beprobung und zur Extraktion, da bei vielen Organismengruppen (vgl. Kap. 7) mit keiner Methode auch nur die Mehrzahl der vorkommenden Arten adaequat erfaßt werden kann. Zudem ist für eine statistische Auswertung durch die inhomogen aggregierte Verteilung der Bodenorganismen eine sehr hohe Probenzahl für die zu vergleichenden Standorte notwendig. ABRAHAMSEN (1969) konnte z.B. für Enchytraeen zeigen, daß erst ab etwa 20 Parallelproben (= Replikate) der Variationskoeffizient unter 100 % bleibt. Wegen des damit verbundenen hohen Aufwandes hat sich in der Bodenbiologie in Abhängigkeit von der Tiergruppe und der angewandten Methode eine durchschnittliche Probenzahl von 3 bis 10 Replikaten pro Einheit etabliert. Diese Anzahl hat sich als ausreichend erwiesen, um den Einfluß zufälliger Fehler soweit zu verringern, daß allgemeingültige Aussagen getroffen werden können. Zur besseren Vergleichbarkeit der Standorte hinsichtlich ihres Arteninventars ist auf jeden Fall an allen Standorten die gleiche Probenzahl vorzusehen.

Versuche zur methodischen Standardisierung sind in der jüngsten Vergangenheit in der BRD z.B. im Rahmen der AG BODENMESOFAUNA unternommen wurden. Dieser Zusammenschluß von Bodenbiologen versucht, allgemein verbindliche Methoden (z.B. Probenanzahl, Durchmesser des Probenstechers, Auslesemethoden für bestimmte Bodentiergruppen, bestimmte Größen oder Maschenweiten von Netzbeuteln) per Absprache in den wichtigsten Arbeitsgruppen durchzusetzen. Aufgrund traditioneller Vorgaben und der Schwierigkeit, in laufenden Projekten die Methodik zu verändern, war diesen Anstrengungen bisher nur wenig Erfolg beschieden.

9.3.2 Beurteilung und Bewertung eines Stressoreinflusses

Um den Einfluß von nicht-natürlichen Belastungen zu erkennen, muß zuerst die "normale" Besiedlung für die charakteristischen Standorttypen (d.h. hinsichtlich ihrer Bodenbiologie vergleichba-

rer Standorte) Baden-Württembergs erarbeitet werden (vgl. Kap. 9.1). Dazu liefert diese Studie die Voraussetzungen. Wenn die optimale Artenzahl bzw. das Arteninventar und deren natürliche Schwankungsbreiten für die wichtigsten naturnahen Standorttypen definiert sind, kann das System um bekanntermaßen anthropogen beeinflusste Standorte erweitert werden. Dieses stufenweise Vorgehen ist notwendig, weil mitunter natürliche Faktoren gleiche Auswirkungen auf Populationsparameter oder das Arteninventar haben können wie anthropogene Belastungsfaktoren. Bei der Erarbeitung der Klassifizierung sind die belasteten Standorte nur mit unbelasteten Standorten desselben Typs zu vergleichen.

Bei der Diskussion um die Beeinflussung der Bodenbiozönosen durch Stressoren ist zwischen der Beurteilung und der Bewertung der Auswirkungen zu unterscheiden (WEIDEMANN 1990). Die Beurteilung von Auswirkungen erfolgt z.B. anhand von Veränderungen in der Habitatstruktur, Abweichungen im Arteninventar oder dem Fehlen von Schlüsselarten. Zur Beurteilung müssen besonders das Ausmaß und die Nachhaltigkeit der Auswirkungen berücksichtigt werden:

- Ist die Belastung flächenhaft oder eher punktuell ?
- Sind die Auswirkungen dauerhaft oder vorübergehend ? Wie häufig wiederholt sich die Belastung ? Kann sich eine Population bis zur nächsten Belastungssituation wieder erholen (z.B. durch Zuwanderung) ?
- Inwieweit kann die an einem Standort (oder Standorttyp) festgestellte Auswirkung auf andere übertragen werden ?
- Ist die Auswirkung wirklich anthropogen verursacht? Muß dies durch begleitende chemische Analytik sichergestellt werden ?

Bei der Bewertung der Auswirkungen geht es insbesondere um die Tolerierbarkeit der Belastung von Bodenbiozönosen unter Einbeziehung nicht-biologischer (z.B. ökonomischer) Kriterien. Ein allgemein anerkanntes Konzept dafür gibt es bisher nicht, da dieses stark vom Standpunkt des Betrachters abhängig ist. So müssen beispielsweise Vorgaben über die angestrebte Nutzung des Standorts (z.B. Naturschutzgebiet, Landwirtschaft, Erholung) in die Bewertung eingehen.

9.4 Allgemeine Vorgehensweise für die Nutzung der bodenbiologischen Klassifikation

Ausgehend von den in dieser Studie vorgestellten Daten und Erfahrungen lassen sich demnach Maßnahmen und Empfehlungen für die Anwendung eines bodenbiologischen Klassifikationssystems formulieren, wobei die Einzelheiten ohne Fachwissen bodenbiologischer Experten nur schwer festlegbar sind. Das System gliedert sich in sechs Schritte:

1. Erfassung bzw. Sammlung möglichst umfassender, bereits vorhandener Daten über den zu beurteilenden Standort bzw. Standorttyp;
2. Prognose der bodenbiologischen Besiedlung (jeweils standortspezifisch verschiedene Organismengruppen) ausgehend von den im I. Schritt genannten Daten (= Sollwert);
3. Beprobung des Standorts mit den für die ausgewählten Tiergruppen spezifischen Methoden (= Istwert);

4. Verifizierung durch Vergleich der real gefundenen biozönotischen Verhältnisse mit den prognostizierten Daten einschließlich einer Beurteilung der evtl. gefundenen Unterschiede;
5. Beurteilung der Ergebnisse (jeweils Vergleich von Soll- und Istwert):
 - Kein deutlichen Unterschiede: Kein Handlungsbedarf;
 - Deutliche Unterschiede: Verdacht auf eine Veränderung des Standorts in bezug auf eine Beeinträchtigung der Bodenbiozönose; d.h. Ursachenforschung (z.B. Rückstandsanalytik) und Konkretisierung des Schadeinflusses;
 - Widersprüchliche Ergebnisse (z.B. Unterschiede bei einzelnen, nicht allen Organismengruppen): Hinweis auf in der Prognose nicht berücksichtigte Faktoren (z.B. Chemikalienbelastung), was durch weitere Probenahmen zu überprüfen ist.
6. Im Fall einer Beeinträchtigung der Bodenbiozönose: Bewertung der Situation in Hinblick auf ökonomische oder soziale Kriterien. Dieser Schritt ist nicht mehr Teil der naturwissenschaftlichen Bearbeitung.

Generell folgt dieses Schema der Anwendung eines bodenbiologischen Klassifikationssystems Ideen einer Risikoabschätzung, wie sie von internationalen Organisationen (z.B. der EU oder der OECD) auf dem Gebiet der Chemikalienzulassung angewendet werden (z.B. FURLONG 1996). Danach entspricht der Schritt I einer Risikoidentifikation, die Schritte II und III einer Wirkungsanalyse, die Schritte IV und V einer Risikocharakterisierung und der Schritt VI dem Risikomanagement.

Eine Konkretisierung der einzelnen Schritte sowie eine Vereinheitlichung der verwendeten Methoden sind neben möglichst umfassenden regionalspezifischen Validierungsstudien Voraussetzungen für eine erfolgreiche Umsetzung dieses Konzepts. Es sollte aber daran erinnert werden, daß eine Maßnahmenfestlegung allein auf der Grundlage des Ergebnisses der bodenbiologischen Klassifikation eher unwahrscheinlich ist, da für eine solche Festlegung spezifischere Methoden, speziell aus der Rückstandsanalytik, notwendig sind. Mit anderen Worten: Die bodenbiologische Klassifikation ist aufgrund der komplexen ökosystemaren Zusammenhänge sowie der hohen Zahl an möglicher Belastungsfaktoren eher ein Screening-Ansatz. In Anbetracht der vielen potentiell beeinträchtigten Flächen ("Altlasten") in Deutschland wäre aber auch nur eine Eingrenzung dieser Menge ökonomisch wie ökologisch ein erheblicher Fortschritt für den Bodenschutz.

10 Einführung in die konkrete Validierung der Bodenbiologischen Standortklassifizierung auf der Basis von Daten der LfU Karlsruhe

10.1 Ziel der Validierung

Im Kapitel 9.4 war die allgemeine Vorgehensweise bei der bodenbiologischen Standortklassifizierung als sechsstufiger Prozess dargestellt worden. Davon ausgehend kann die Hypothese formuliert werden, daß aufgrund von Literaturkenntnissen, den Erfahrungen der Autoren im Untersuchungsgebiet Baden-Württemberg sowie ergänzenden bodenphysikalischen und -chemischen Daten eine Prognose über die an konkreten Standorten zu erwartende Zusammensetzung der Bodenorganismen in semi-quantifizierbarer Form möglich ist. Zur Überprüfung dieser Hypothese wurden die folgenden vier Schritte durchgeführt:

1. Zusammenfassung eigener Daten und denen der LfU über 11 Standorte;
2. Prognose der dort zu erwartenden Bodenbiozönosen am Beispiel der Enchytraeen, Regenwürmer, Oribatiden, Gamasinen, Chilopoden, Diplopoden, Isopoden und Carabiden;
3. Auswertung des in den letzten Jahren gesammelten Tiermaterials;
4. Vergleich und Diskussion beider Datensätze:
 - Anwendbarkeit der bodenbiologischen Klassifikation
 - Beurteilung der 11 Standorte in bezug auf ihre bodenbiologische Qualität.

Neben den 11 von der LfU über mehrere Jahre hinweg untersuchten Waldstandorten wurden mehrere andere Waldflächen, die in Projekten des SMNK in den letzten Jahren untersucht worden waren, zusätzlich, wenn auch in wechselnder Intensität, in diese Validierungsphase aufgenommen. Bewußt wurden dabei andere Biotoptypen (z.B. Wiesen) nicht bearbeitet, da dazu weder die vorhandene personelle Kapazität noch die Datenlage ausreichend sind.

Für jede der acht behandelten Organismengruppen (Ausnahme: Mikroflora (Datenlage und Variabilität erlauben deren Anwendung gegenwärtig nicht) und Ameisen) wird also die zu erwartende Besiedlung an den durch die LfU Baden-Württemberg untersuchten Waldstandorten prognostiziert und mit dem realen Vorkommen dieser Organismen verglichen. Das Ergebnis dieses Vergleichs dient sowohl der Beurteilung der Standorte in Hinsicht auf eine mögliche Belastungssituation als auch der Beurteilung der verschiedenen Tiergruppen für deren Einsatz im Rahmen einer bodenbiologischen Standortklassifizierung. Nicht zuletzt wird die Frage der praktischen Anwendbarkeit dabei diskutiert.

10.2 Auswahl der verwendeten Tiergruppen

Weltweit werden für eine biologische Indikation der Bodenqualität die Tiergruppen der Regenwürmer, Termiten, Collembolen und Nematoden als besonders aussagekräftig angesehen (STORK & EGGLETON 1992). Unter den Verhältnissen Mitteleuropas bzw. speziell Baden-Württembergs

wurden dagegen die Enchytraeidae, Lumbricidae, Oribatida und Carabidae als geeigneter angesehen. Da in dieser Zusammenstellung die Prädatoren noch unterrepräsentiert sind, wurden zusätzlich die Chilopoden und Gamasinen bearbeitet. Aufgrund relativ geringer Arten- und Individuenzahl, zugleich aber erheblicher ökologischer Bedeutung bei der Streuzersetzung bot sich zudem die Bearbeitung der Isopoda und Diplopoda an. Mehr den Charakter einer Vorstudie hat die Aufnahme der Formicoidea, die an den untersuchten Waldstandorten kaum eine Rolle spielen. Andererseits sind sie in anderen Biotopen, z.B. Trockenrasenflächen, von einer so immanenten Bedeutung, daß ihre Untersuchung bei einer evtl. Ausweitung des hier beschriebenen Ansatzes über Wälder hinaus notwendig ist. Von den wichtigen Tiergruppen des Bodens sind demnach nur die Protozoen, Nematoden und Collembolen nicht berücksichtigt worden.

Jede Tiergruppe - und damit auch Aspekte wie Handhabbarkeit und Aussagefähigkeit - werden nach einer festgelegten Kriterienliste beurteilt, die ihre weitergehende Verwendung einschätzbar macht. Diese Kriterienliste greift Ideen auf, wie sie in der Ökotoxikologie für die Evaluierung von Testmethoden gebräuchlich sind (z.B. RÖMBKE et al. 1996). Für jedes Kriterium wird dabei aus Gründen der Übersichtlichkeit in der folgenden Tabelle 58 eine dreistufige Klassifizierung verwendet:

- + = gut / unproblematisch;
- +/- = unklar / variabel;
- - = schlecht / fehlend

10.2.1 Praktikabilität

- Methodische Erfassung
- Taxonomischer Schwierigkeitsgrad
- Aufwand (z.B. viele Replikate in Raum und Zeit zur Erfassung des Artenspektrums)
- Auswertung durch Experten notwendig

10.2.2 Aussagekraft

- Weite Verbreitung
- Sensitivität gegenüber Streßfaktoren
- Differenzierte Aussagen möglich, z.B. aufgrund hoher (nicht zu hoher !) Artenzahl
- Gute Datenlage zur Ökologie und Biogeographie der Arten
- Nutzung in ähnlichen Konzepten.

Tab. 58: Übersicht über die Klassifizierung der verschiedenen Bodentiergruppen

Kriterium	Enchy.	Lumb.	Oriba.	Gama.	Chilo.	Diplo.	Isopo.	Carab.
Methodische Erfassung	+	+	+	+	+	+	+	+
Taxonomische Schwierigkeit	- *	+	-	-	+/-	+/-	+	+
Erfassungsaufwand	+/-	+	+/-	+/-	-	-	-	+
Expertenbewertung	-	+	-	-	+/-	+/-	+/-	+/-
Weite geogr. Verbreitung	+	+	+	+	+	+	+	+
Sensitivität gegenüber Stress	+	+/-	+/-	+	-	-	-	+/-
Geeignete Artenzahl	+	-	+/- *	+/- *	+	+	-	+
Verfügbare Datenmenge	+/-	+	-	-	+/-	+/-	+/-	+

+ = Gut/Unproblematisch;

+/- = Unklar;

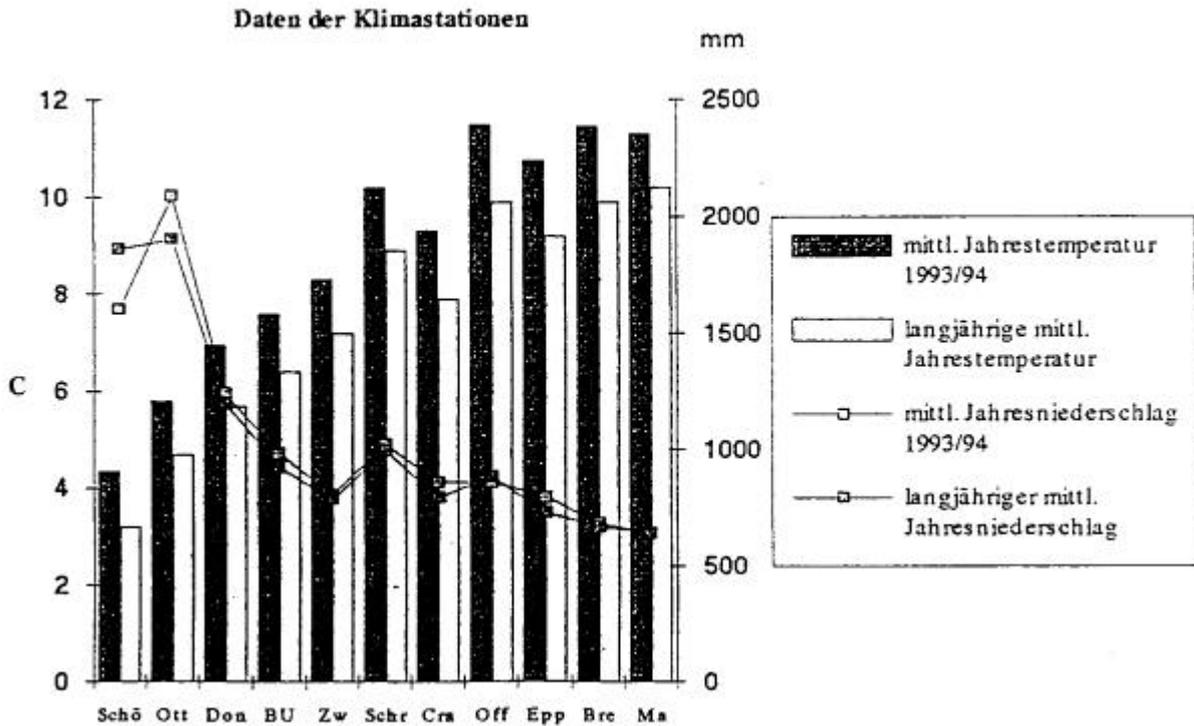
- = Schwierig/Nicht vorhanden;

* = evtl. einfacher auf Gattungs- oder höherer Ebene

10.3 Beschreibung der Standorte

Im Rahmen des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg werden von der Landesanstalt für Umweltschutz seit 1984 in einem landesweiten Untersuchungsnetz insgesamt 60 Wald-, 15 Grünland- und 38 Fließgewässer- Dauerbeobachtungsflächen untersucht. Hierbei liegen u.a. umfangreiche Datenerhebungen zu abiotischen Standortparametern sowie zu durch Schadstoffgehalte verursachten Schadsymptomen mittels Bioindikatoren vor. In der vorliegenden Untersuchung wurden 11 landesweit verteilte Waldstandorte ausgewählt (Abb. 17, Tab. 59). Dabei wurde die Auswahl zum einen nach charakteristischen pflanzensoziologischen Einheiten und zum anderen nach einer möglichen faunistischen Widerspiegelung von Schadstoffgradienten getroffen. Zusätzlich wurden sechs Standorte in den Vergleich mit einbezogen, deren Bearbeitung in anderen Projekten erfolgte: Schluttenbach (BECK et al. 1988), Auwald (BECK 1993), Kaiserstuhl (Winterlindenwald (BECK, unveröff.)), Bruchsal (RUF & RÖMBKE (im Druck)) und Bad Vilbel (KNACKER et al. 1994).

Abb. 17: Klimadaten der nächstgelegenen Station des Deutschen Wetterdienstes (Schö: Schönau, Ott: Ottenhöfen, Don: Donaueschingen, BU: Bad Urach, Zw: Zwiefalten, Schr: Schriesheim, Cra: Crailsheim Off: Offenburg, Epp: Eppingen, Bre: Breisach, Ma: Mannheim)



Tab. 59: Beschreibung der Standorte. Die Angaben stammen aus den Jahresberichten der LfU Baden - Württemberg (1990/91) sowie aus eigenen Erhebungen:

Standort: Bad Urach (Nummer: 130)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Buche
Pflanzengesellschaft:	Asperulo-Fagetum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	6,4
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	930
Humusform:	Mull, 6
Höhe über NN [m]:	720
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: +; H: -
pH-Wert im Ah-Horizont:	5,3
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	5,5
C/N Verhältnis:	24,3
Kationenaustauschkapazität (KAK):	385
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 1 290; Ah-Horizont: 14 560; % in der Streu: 8
Zeigerwerte der Pflanzen* :	mL: 3,5; mT: 4,8; mK: 3,2; mF: 5,4; mR: 6,5; mN: 6,1
Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn):	in der Streu: 0, nicht belastet; im Ah-Horizont: 1, gering belastet
Wert der Flechtenindikation:	2
Auflichtung des Waldbestandes:	1
Prozent der Arten der Krautschicht mit reduzierter Vitalität:	47
Einschätzung:	-pH und Säurezeiger der Pflanzen: wenig sauer mit Tendenz zum basischen -mäßig warm und frisch -mäßig stickstoffreich -eindeutiger Mull (L-Mull), H-Schicht fehlt, F-Schicht minimal -bei den Pflanzen auffallend: Schattenzeiger (geringste Lichtzahl)

Standort: Zwiefalten (Nummer: 140)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Buche
Pflanzengesellschaft:	Elymo-Fagetum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	6,7
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	780
Humusform:	Mull, - Mullmoder, 5
Höhe über NN [m]:	720
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: +; H: -
pH-Wert im Ah-Horizont:	5,0
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	5,3
C/N Verhältnis:	12,1
Kationenaustauschkapazität (KAK):	359
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 1 060; Ah-Horizont: 13 960; % in der Streu: 7
Zeigerwerte der Pflanzen* :	mL: 4,0; mT: 5,1; mK: 3,2; mF: 5,1; mR: 6,2; mN: 6,1
Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn):	in der Streu: 0, nicht belastet; im Ah-Horizont: 1, gering belastet
Wert der Flechtenindikation:	2
Auflichtung des Waldbestandes:	1
Prozent der Arten der Krautschicht mit reduzierter Vitalität:	44
Einschätzung:	-wenig sauer -bei Temperatur und Feuchte mittlere Position -mäßig stickstoffreich -Humusform Mull-Mullmoder, geringe F-Schicht, H-Schicht fehlt

Standort: Eppingen (Nummer: 292)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Buche
Pflanzengesellschaft:	Asperulo-Fagetum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	9,2
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	730
Humusform:	Moder, 5
Höhe über NN [m]:	220
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: ++; H: -
pH-Wert im Ah-Horizont:	4,4
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	5,4
C/N Verhältnis:	12,8
Kationenaustauschkapazität (KAK):	151
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 1 150; Ah-Horizont: 8 420; % in der Streu: 12
Zeigerwerte der Pflanzen* :	mL: 4,0; mT: 5,0; mK: 3,0; mF: 5,3; mR: 6,3; mN: 6,5
Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn):	in der Streu: 0, nicht belastet; im Ah-Horizont: 1,5, gering – mäßig belastet
Wert der Flechtenindikation:	3
Auflichtung des Waldbestandes:	2
Prozent der Arten der Krautschicht mit reduzierter Vitalität:	43
Einschätzung:	<ul style="list-style-type: none">- pH Boden fällt mit 4,4 nach unten heraus, pH der Streu deutlich höher, die Reaktionszahlen der Pflanzen würden Eppingen weniger sauer einstufen!- Bei Temperatur und Feuchte mittlere Position- Stickstoffreich!! Zweithöchster Wert der Pflanzenzeigerwerte (wird nur von Mannheim übertroffen), möglicherweise starker Lufteintrag von N ?! (aber das nach Zwielfalten engste C/N Verhältnis der Streu spricht für natürlicherweise hohen Stickstoffgehalt !!)- Hoher Wert der Flechtenindikation spricht für einen Eintrag von Luftschadstoffen

Standort: Crailsheim (Nummer: 310)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Buche
Pflanzengesellschaft:	Lathyrus-Fagetum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	7,9
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	800
Humusform:	Mull – Mullmoder, 5
Höhe über NN [m]:	420
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F:+ +; H: -
pH-Wert im Ah-Horizont:	5,9
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	5,4
C/N Verhältnis:	13,6
Kationenaustauschkapazität (KAK):	324
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 1 500; Ah-Horizont: 12 690; % in der Streu: 11
Zeigerwerte der Pflanzen* :	mL: 4,5; mT: 5,2; mK: 3,4; mF: 5,3; mR: 6,0; mN: 5,2
Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn):	in der Streu: 0, nicht belastet; im Ah-Horizont: 0,5, gering belastet
Wert der Flechtenindikation:	2
Auflichtung des Waldbestandes:	1
Prozent der Arten der Krautschicht mit reduzierter Vitalität:	21
Einschätzung:	- Bei allen Meßwerten mittlere Position, nichts Auffälliges

Standort: Schriesheim (Nummer: 350)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Buche
Pflanzengesellschaft:	Lazulo-Fagetum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	8,6
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	1000
Humusform:	Moder, 3
Höhe über NN [m]:	350
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: ++; H: ++
pH-Wert im Ah-Horizont:	3,8
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	4,7
C/N Verhältnis:	17,4
Kationenaustauschkapazität (KAK):	30
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 1 890; Ah-Horizont: 7 980; % in der Streu: 19
Zeigerwerte der Pflanzen* :	mL: 4,3; mT: 4,8; mK: 3,0; mF: 5,7; mR: 3,7; mN: 6,3
Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn):	in der Streu 1, Pb belastet; im Ah-Horizont: 2 mäßig belastet
Wert der Flechtenindikation:	4
Auflichtung des Waldbestandes:	2
Prozent der Arten der Krautschicht mit reduzierter Vitalität:	100
Einschätzung:	<ul style="list-style-type: none"> -Deutlich sauer -Mittlere Temperatur, Zeigerwerte der Pflanzen liegen am feuchten Ende -Relativ stickstoffreich, vermutlich Lufteintrag (vgl. Schwermetallbelastung; Flechtenwert) -Deutlicher Moder Humus mit gut ausgebildeten L-, F- und H-Horizonten - Hoher Niederschlag und hoher Feuchte- und Ozeanitäts-Werte der Pflanzen weisen auf Westwindsituation mit Steigungsregen und hohem Eintrag von anthropogenen luftgetragenen Schadstoffen aus Mannheim-Ludwigshafen - Nur mäßige Schwermetallbelastung, andere Schadstoffe??

Standort: Ottenhöfen (Nummer: 380)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Fichte
Pflanzengesellschaft:	Luzulo-Abietum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	6,5
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	1700
Humusform:	Moder - Rohhumus, 2
Höhe über NN [m]:	720
Ausbildung der organischen Auflage:	L/ F: +++; H: +++, ohne grenze zu Ah
pH-Wert im Ah-Horizont:	2,9
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	3,3
C/N Verhältnis:	--
Kationenaustauschkapazität (KAK):	81
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 7 580; Ah-Horizont: 17 680; % in der Streu: 33
Zeigerwerte der Pflanzen* :	mL: 4,8; mT: 5,2; mK: 3,3; mF: 4,5; mR: 3,7; mN: 3,2
Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn):	in der Streu: 0, nicht belastet; im Ah-Horizont: 1, gering belastet
Wert der Flechtenindikation:	2
Auflichtung des Waldbestandes:	3
Prozent der Arten der Krautschicht mit reduzierter Vitalität:	62
Einschätzung:	<p>-Deutlich sauer, niedrigster Boden pH</p> <p>-Temperatur für die Höhenlage relativ hoch (Zeigerwerte der Pflanzen mit dem dritthöchsten Wert) und niedriger Feuchtezeigerwert der Pflanzen (bei sehr hohen Jahresniederschlägen!). Bei beiden kommt wahrscheinlich die Südhang-Exposition des Standortes zum Ausdruck, Tendenz xerotherm (in Relation zur Höhenlage)!</p> <p>*** Bei den Niederschlägen Vorsicht!! LfU Station liegt auf der Hornisgrinde, Meßwerte von dort betragen 1900 mm Jahresniederschlag, schien uns zu hoch, daher die Angabe 1700 für den Standort, dieser Wert ist jedoch nur geschätzt!!</p> <p>-Niedrigster Stickstoffzeigerwert der Pflanzen (kein Schadstoffeintrag) zusammen mit niedrigstem Feuchtwert der Pflanzen kein Indiz für Steigungsregen mit Schadstofffracht!</p> <p>-Dickes Rohhumus-Moder Profil, vermutlich mit bedingt durch zeitweise starke Austrocknung wegen Hangneigung in Kammnähe und Exposition</p>

Standort: Donaueschingen (Nummer: 400)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Fichte
Pflanzengesellschaft:	Vaccinio-Abietum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	5,7
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	1200
Humusform:	Moder - Rohhumus, 2
Höhe über NN [m]:	1010
Ausbildung der organischen Auflage:	L/F: +++; H: +++
pH-Wert im Ah-Horizont:	3,6
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	4,2
C/N Verhältnis:	14
Kationenaustauschkapazität (KAK):	66
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 4 050; Ah-Horizont: 10 240; % in der Streu: 28
Zeigerwerte der Pflanzen* :	mL: 5,4; mT: 4,0; mK: 3,9; mF: 4,7; mR: 2,4; mN: 3,8
Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn):	in der Streu: 1, gering belastet; im Ah-Horizont: 1, gering belastet
Wert der Flechtenindikation:	1
Auflichtung des Waldbestandes:	1
Prozent der Arten der Krautschicht mit reduzierter Vitalität:	56
Einschätzung:	-Stark sauer, niedrigster Zeigerwert der Pflanzen, aber nicht extrem -Niedrigster Temperatur- und Feuchtezeigerwert der Pflanzen, in Zusammenhang damit höchster Kontinentalitätswert. Vielleicht Ausdruck eines ausgeprägten Wechsels zwischen Sommer und Winter mit langer Schneebedeckung!? -Geringer Stickstoffgehalt -> kein anthropogener Eintrag (siehe auch Flechtenindikation) -Rohhumus-Moder Profil -Höchster Lichtzeigerwert der Pflanzen, Tannen haben nicht so dichten Kronenschluß!

Standort: Schönau (Nummer: 410)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Buche
Pflanzengesellschaft:	Lazulo-Fagetum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	4,2
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	1860
Humusform:	Mull - Mullmoder, 5
Höhe über NN [m]:	1210
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: +; H: -
pH-Wert im Ah-Horizont:	3,7
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	4,0
C/N Verhältnis:	--
Kationenaustauschkapazität (KAK):	58
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 7 590; Ah-Horizont: 15 668; % in der Streu: 29
Zeigerwerte der Pflanzen* :	mL: 4,8; mT: 4,3; mK: 3,8; mF: 5,6; mR: 3,3; mN: 5,8
Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn):	in der Streu: unbekannt; im Ah-Horizont: 2, mäßig belastet
Wert der Flechtenindikation:	1
Auflichtung des Waldbestandes:	1
Prozent der Arten der Krautschicht mit reduzierter Vitalität:	64
Einschätzung:	Sauer nach pH und Pflanzenzeigerwerten -Gemäßigt kühl und feucht -Stickstoffgehalt nur mäßig, also kein extremer Lufteintrag (vgl. Flechtenindikation) -Schwer zu definierende Humusform, trotz niedrigem pH Mull - Mullmoder, extrem skelettreicher Boden -Im Vergleich zu viel organische Substanz in der Streu- auflage für einen Mullboden, struktureller Abbau aber mullähnlich -> Anreicherung von organ. Material durch geringe mikrobielle Aktivität wegen Kälte? -Geringer Schwermetallgehalt geogen?

Standort: Breisach (Nummer: 450)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Buche
Pflanzengesellschaft:	Carici-Fagetum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	9,9
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	670
Humusform:	Mull-Mullmoder, 5
Höhe über NN [m]:	320
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: +; H: -
pH-Wert im Ah-Horizont:	7,3
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	6,1
C/N Verhältnis:	15,9
Kationenaustauschkapazität (KAK):	310
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 2 840; Ah-Horizont: 11 390; % in der Streu: 20
Zeigerwerte der Pflanzen* :	mL: 4,9; mT: 5,3; mK: 3,2; mF: 5,2; mR: 7,0; mN: 6,0
Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn):	in der Streu: 0, nicht belastet; im Ah-Horizont: 0,5, gering belastet
Wert der Flechtenindikation:	2
Auflichtung des Waldbestandes:	1
Prozent der Arten der Krautschicht mit reduzierter Vitalität:	50
Einschätzung:	-Basischer Standort nach pH und Zeigerwerten der Pflanzen -Eher warm (zweithöchster Wärmewert der Pflanzen), mittlere Feuchte -Vom Stickstoffgehalt mäßig bis reich, relativ hohe Lichtzeigerwerte der Pflanzen (immer noch Schatten bis Halbschatten) -Humusprofil Mull -Mullmoder, H-Schicht fehlt weitgehend. -Im Vergleich zu viel organische Substanz in der Streuauflage für einen Mullboden -> Anreicherung von organ. Material durch hohe Produktivität des Standortes gekoppelt mit geringer mikrobielle Aktivität im Sommer wegen Austrocknung? Der Standort weist in der Streu den geringsten Wassergehalt auf!

Standort: Offenburg (Nummer: 470)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Buche
Pflanzengesellschaft:	Lazulo-Fagetum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	9,9
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	890
Humusform:	Moder-Mull, 4
Höhe über NN [m]:	250
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: +; H: -
pH-Wert im Ah-Horizont:	3,7
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	5,0
C/N Verhältnis:	17,5
Kationenaustauschkapazität (KAK):	69
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 1 540; Ah-Horizont: 6 570; % in der Streu: 19
Zeigerwerte der Pflanzen* :	mL: 4,0; mT: 4,5; mK: 3,3; mF: 5,5; mR: 2,3; mN: 4,0
Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn):	in der Streu: 1, gering belastet; im Ah-Horizont: 3, belastet
Wert der Flechtenindikation:	3
Auflichtung des Waldbestandes:	1
Prozent der Arten der Krautschicht mit reduzierter Vitalität:	50
Einschätzung:	<p>-Niedrigste Reaktionszahl der Pflanzen trotz relativ hohem pH in der Streu!</p> <p>-Trotz der Randlage zur Rheinebene niedrige Temperatur-Zeigerwerte der Pflanzen, die Vegetation weist den Standort als eher kühl aus, die mittlere Jahrestemperatur als eher warm</p> <p>-Hoher Feuchtzeigerwert der Pflanzen.</p> <p>-Der Stickstoffgehalt ist gering bis mäßig, die Flechten weisen jedoch einen relativ hohen Eintrag von Luftschadstoffen nach. Schwermetallbelastung!</p> <p>-Streuprofil Moder-Mull, H-Schicht fehlt weitgehend, widerspricht den niedrigen pH-Werten im Mineralboden und der Pflanzensoziologischen Ansprache als Luzulo-Fagetum</p>

Standort: Mannheim (Nummer: 520)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Buche
Pflanzengesellschaft:	Kiefernforst mit Buche
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	10,2
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	640
Humusform:	Rohhumus, 1
Höhe über NN [m]:	100
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: +++; H: +++
pH-Wert im Ah-Horizont:	3,6
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	4,5
C/N Verhältnis:	22,9
Kationenaustauschkapazität (KAK):	82
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 4 490; Ah-Horizont: 8 252; % in der Streu: 35
Zeigerwerte der Pflanzen* :	mL: 4,3; mT: 5,8; mK: 3,8; mF: 5,3; mR: --; mN: 6,5
Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn):	in der Streu: 3, belastet; im Ah-Horizont: 4, stark belastet
Wert der Flechtenindikation:	4
Auflichtung des Waldbestandes:	2
Prozent der Arten der Krautschicht mit reduzierter Vitalität:	100
Einschätzung:	<p>-pH Wert ist niedrig, keine Reaktionszahl der Pflanzen (trotz niedrigem pH keine Säurezeiger)</p> <p>-Wärmster Standort nach Temperatur und Zeigerwerten der Pflanzen, nach den Pflanzen nicht besonders trocken.</p> <p>-Stickstoffzahl ist hoch, höchster Zeigerwert, vermutlich auf anthropogenen Eintrag zurückzuführen (siehe Flechtenindikation), Stadtrandlage!</p> <p>-Rohhumus-Profil widerspricht etwas den hohen N-Werten, Belastung durch Schwermetalle!</p>

Standort: Schluttenbach (Nummer: 1000)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Buche
Pflanzengesellschaft:	Lazulo-Fagetum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	8,3
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	1050
Humusform:	Moder, 3
Höhe über NN [m]:	340
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: ++; H: ++
pH-Wert im Ah-Horizont:	3,7
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	3,9
Organ. Substanz [g/m ²]:	Streu: 2 430

Standort: Auwald (Nummer: 1010)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	verschiedene
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	10,1
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	830
Humusform:	Mull, 6
Höhe über NN [m]:	105
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: - ; H: -
pH-Wert im Ah-Horizont:	7,4
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	6,2

**Standort: Büchsenberg, Winterlinde
(Nummer: 1020)**

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Winterlinde
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	10,0
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	660
Humusform:	Mull, 6
Höhe über NN [m]:	250
Ausbildung der organischen Auflage:	L: +; F: - ; H: -
pH-Wert im Ah-Horizont:	7,5
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	6,7

**Standort: Büchsenberg, Flaumeiche
(Nummer: 1021)**

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Flaumeiche
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	10,0
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	660
Humusform:	Mull, 6
Höhe über NN [m]:	230
Ausbildung der organischen Auflage:	L: +; F: - ; H: -
pH-Wert im Ah-Horizont:	7,5
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	6,9

Standort: Bruchsal (Nummer: 1040)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Hainbuche, Stieleiche
Pflanzengesellschaft:	StellarioCarpinetum
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	10,2
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	640
Humusform:	Mull - Moder, 5
Höhe über NN [m]:	100
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: + ; H: +
pH-Wert im Ah-Horizont:	3,4
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	4,0

Standort: Bad Vilbel (Nummer: 1050)

Vegetation vorherrsch. Baumarten:	Buche, Esche
Pflanzengesellschaft:	Carpinion
Mittlere Jahrestemperatur [°C]:	9,5
Mittlerer Jahresniederschlag [mm]:	650
Humusform:	Mull-Moder, 5
Höhe über NN [m]:	105
Ausbildung der organischen Auflage:	L: ++; F: + ; H: -
pH-Wert im Ah-Horizont:	6,8
pH-Wert in der Streu (L- und F-Schicht):	6,2
C/N Verhältnis:	8,7

11. Einzeldarstellungen

11.1 Oligochaeta (J. Römbke)

Die Nutzung der Oligochaeten für die biologische Standortklassifizierung erfolgte in einem mehrstufigen Prozeß wie folgt, wobei besonderer Wert auf die Nachvollziehbarkeit des gewählten Ansatzes gelegt wurde:

- Analog zum Vorgehen in Kap. 9.1 wurden für verschiedene Bodenfaktoren jeweils dreigliedrige Werteklassen definiert (bezeichnet jeweils als 0,1,2).
- Speziell wurden die Faktoren Bodenfeuchte (B), pH-Wert (P) und Humusform (H) ausgewählt, da diese im Gegensatz z.B. zu Bodenart, Höhe des Standorts und Makrohabitat mit dem Vorkommen der Oligochaeten korreliert sind (z.B. hat der Standort Crailsheim (310) die Kodierung B1P1H0).
- Jeder Faktor wurde mittels eines Buchstabens und jede Klasse mit einer Zahl codiert: z.B. bedeutet B1 "mittlere Feuchte".
- Für jede Spezies (Ausnahme: manche Enchytraeidae s.u.) wurde das Präferenzvorkommen mittels der Kombination solcher Codes beschrieben: z.B. steht die Kombination B1P1H0 für eine Art, die mittlere Feuchte, leicht saure pH-Werte und eine Moder-Humusform präferiert.
- Dabei kann eine Art entweder nur durch eine Kombination (stenök) oder durch eine Vielzahl von Kombinationen (euryök) charakterisiert werden.
- Die Festlegung des Sollwertes ergab sich nun durch den formalen Vergleich zwischen den jeweiligen Standort- und Speziescodes: Wenn beide den gleichen Code hatten (z.B. B1P1H0), sollte die betreffende Art an diesem Standort unter natürlichen Bedingungen vorkommen.
- Zur Quantifizierung von auftretenden Unterschieden zwischen Soll- und Istwert wurde die Zahl der "zuviel" und die der "zuwenig" auftretenden Arten an diesem Standort in Prozent der Gesamtzahl aller Spezies (Soll- plus Istwert) angegeben.

Um die Vollständigkeit der Erfassung der Oligochätenzönose eines Standorts einschätzen zu können, wird bei der Diskussion der LfU-Flächen die jeweilige Probenzahl angegeben.

Die Klassifikation der 11 LfU-Standorte und von vier zusätzlichen Flächen (Schlottenbach, Auwald, Bruchsal, Bad Vilbel) erfolgte auf der Grundlage der Daten aus Tabelle 59. In den Einzeldarstellungen (Kap. 11.1.1 und 11.1.2) werden die wichtigsten Standortfaktoren nochmals aufgeführt, wobei im Rahmen dieses Berichts nur Feuchte, pH-Wert und Humusform bei der Kodierung berücksichtigt wurden.

Während bei Regenwürmern die Kodierung der ökologischen Ansprüche aufgrund von Literaturangaben (vgl. Kap. 6.4) relativ gut möglich war, erwies sich die Charakterisierung bei Enchytraeen als sehr problematisch, wofür verschiedene Gründe verantwortlich sind:

- die ökologischen Präferenzen fast aller Arten sind nicht bekannt (so fehlen z.B. Laborversuche weitgehend);

- die Ableitung dieser Präferenzen (d.h. der gesuchten Faktoren bzw. Werteklassen) aus Freilandstudien bzw. aus dem Vorkommen an verschiedenen Standorten ist schwierig, weil zum einen in vielen Studien die jeweiligen Bodenparameter (noch seltener deren Schwankungsbreite) nicht angegeben werden und weil zum anderen aufgrund taxonomischer Probleme leicht Fehlbestimmungen möglich sind.

Daher wurden nur in wenigen Fällen Enchytraeen auf der Artebene charakterisiert, während ansonsten Artengruppen gebildet wurden, die in manchen Fällen einer ganzen Gattung entsprechen (z.B. *Friderica* sp.), in anderen evtl. phylogenetische Einheiten innerhalb einer Gattung repräsentieren (z.B. die *Enchytraeus* sp.-Gruppe (d.h. ohne *E. norvegicus*). Um Verwechslungen zu vermeiden, wurden daher unabhängig von der taxonomischen Ebene alle verwendeten Enchytraeen als "Gruppe" und deren Auflistung - im Gegensatz zur "realen" Artenliste als "modifizierter" Istwert bezeichnet. Um den Vergleich nachvollziehbar zu gestalten, werden allerdings beide (reale wie modifizierte) Artenlisten in den Einzeldarstellungen aufgeführt.

Äußerst schwierig erwies sich der Umgang mit denjenigen Gattungen, deren Arten deutlich unterschiedliche ökologische Präferenzen zeigen, dennoch aber nur schwer unterscheidbar sind (z.B. *Achaeta* sp.; vgl. Kap. 6.3.2). Aufgrund dieser Schwierigkeiten ist nachvollziehbar, weshalb Enchytraeen bei der Standortklassifizierung im Fall der LfU-Flächen mehrfach den Ergebnissen bei anderen Tiergruppen zu widersprechen scheinen (vgl. Kap. 12). Eventuell kann durch eine erneute, verfeinerte Literaturlauswertung in solchen Fällen eine "funktionale" Aufteilung der Gattung in sich ähnlich verhaltende Gruppen (analog zum Beispiel *Enchytraeus* sp.) erarbeitet werden.

Im Gegensatz zu anderen Tiergruppen wie z.B. den Carabiden gibt es bei Enchytraeen und Lumbriciden nur geringe regionale Unterschiede; d.h. die Artenzusammensetzung ändert sich in Mitteleuropa kaum. Innerhalb dieses Untersuchungsgebiets gibt es wenige Fälle, in denen entweder endemische Arten bei der Bodenklassifikation zu beachten sind (z.B. *Lumbricus badensis* im Südschwarzwald) oder wo bekannte Arten durch andere, taxonomisch und ökologisch nah verwandte Arten ersetzt werden (z.B. in Westeuropa *Lumbricus friendi* statt *L. terrestris*). Davon zu unterscheiden ist, daß auch bei diesen endogäischen Bodentieren "Spezialisten" vorkommen, die zumindest mit dem hier vorgestellten, relativ einfachen Klassifizierungssystem nicht korrekt berücksichtigt werden können. Hierzu zählen z.B. Moosbewohner wie die Enchytraeenspezies *Bryodrilus ehlersi* oder der vor allem unter Rinde bzw. modernem Holz vorkommende Regenwurm *Lumbricus eiseni*. Allein wegen der meist nicht geeigneten Erfassungsmethoden lassen sich solche Arten nicht für die Klassifikation nutzen.

Ein grundsätzliches Problem bei der Quantifizierung der Unterschiede zwischen Soll- und Istwert ist deren Beurteilung. Aufgrund der bisherigen Erfahrungen wird im Rahmen dieses Berichts eine zweistufige Einteilung vorgeschlagen: Alle Standorte, bei denen beide Werte um höchstens 30 % differieren, gelten als unauffällig (+). Umgekehrt ist ein Unterschied von mehr als 30 % als Auffälligkeit (z.B. als Hinweis auf einen nicht berücksichtigten Faktor) zu bewerten (-). Dabei wird nicht zwischen "zuvielen" bzw. "zuwenigen" Arten unterschieden. In unklaren Fällen wird der jeweilige Standort als "+/-" kodiert. Bei einer Weiterentwicklung dieses Bewertungssystems müßte überprüft werden, ob bzw. wie der jeweilige Dominanzanteil in die Betrachtung einbezogen werden kann, denn jetzt können Einzelfunde die Bewertung stark beeinflussen.

Unabhängig von den hier für die beiden Oligochätengruppen vorgestellten Überlegungen zur bodenbiologischen Standortklassifizierung kann die Qualität von Sedimenten auf eine ganz ähnliche

Weise beurteilt werden (vgl. AHLF 1995). Wie im Boden wird dabei das Erreichen eines vorzugebenden, standortspezifischen Werts als "Zoobenthos-Index" vorgeschlagen. Dieser Index gibt das Verhältnis der theoretisch vorhandenen Artenzahl an unbelasteten Standorten unter optimalen Bedingungen und der tatsächlich nachgewiesenen Artenzahl wieder (ARGE 1991). Allerdings wurde bei der praktischen Anwendung in der Elbe fälschlicherweise davon ausgegangen, daß nie mehr Arten vorkommen können als erwartet wurden (d.h. der Index nimmt immer Werte zwischen 0 und 1 an). Diese Annahme ist im Kompartiment Boden, wo die Datenlage zur Verbreitung der Organismen deutlich schlechter ist als in Oberflächengewässern, mit Sicherheit nicht gerechtfertigt. Ein ökologisches Klassifikationssystem von Sedimenten wurde trotz einiger erfolgversprechender Beispiele auf regionaler Ebene bisher nicht erstellt.

11.1.1 Enchytraeidae

Im folgenden werden für ausgewählte Standorte die prognostizierte und reale Besiedlung mit Enchytraeen einander gegenübergestellt. Die ökologische Charakterisierung der Würmer ist Tabelle 60 zu entnehmen. Dabei wird aufgrund ungenügender Kenntnisse zur Ökologie vieler Arten teilweise auf die Gattungsebene zurückgegriffen. Außer den zusammenfassenden Angaben von GRAEFE (1996) führte die Literaturlauswertung (Kap. 6.3) zu diversen Neueinstufungen (in beiden Richtungen). Zu beachten ist, daß in Tabelle 60 viele Arten nicht auftauchen, deren ökologische Ansprüche zu wenig bekannt sind. Auffallend ist die breite ökologische Valenz der Art *C. sphagnetorum*, die in unterschiedlicher Dominanz und Häufigkeit an fast allen Standorten vorkommen kann.

Tab. 60: Matrix der ökologischen Ansprüche der Enchytraeen

Species	Feuchte	pH - Wert	Humusform	Kodierung
<i>Achaeta sp.</i>	B1	P0,P1,P2	H0,H1,H2	B1P0H0, B1P0H1, B1P0H2, B1P1H0, B1P1H1, B1P1H2, B1P2H0, B1P2H1, B1P2H2
<i>B. appendiculata</i>	B0,B1,B2	P1	H0	B0P1H0,B1P1H0, B2P1H0
<i>C. atrata</i>	B1,B2	P0,P1,P2	H0	B1P0H0, B1P1H0, B1P2H0, B2P0H0, B2P1H0, B2P2H0
<i>C. cognettii</i>	B0,B1	P0	H0,H1	B0P0H0, B0P0H1, B1P0H0, B1P0H1
<i>C. sphagnetorum</i>	B0,B1,B2	P0,P1	H0,H1,H2	B0P0H0, B1P0H0, B2P0H0, B0P0H1, B1P0H1, B2P0H1, B0P0H2, B1P0H2, B2P0H2, B0P1H0, B1P1H0, B2P1H0, B0P1H1, B1P1H1 B2P1H1 ,B0P1H2, B1P1H2, B2P1H2
<i>Enchytraeus sp.</i>	B0,B1,B2	P1,P2	H0	B0P1H0, B1P1H0, B2P1H0B0P2H0, B1P2H0, B2P2H0
<i>E. norvegicus</i>	B1	P0,P1	H0	B1P0H0, B1P1H0
<i>E. parva</i>	B1	P0,P1	H0	B1P0H0, B1P1H0
<i>Fridericia sp.</i>	B0,B1,B2	P1	H0	B0P1H0, B1P1H0, B2P1H0
<i>Henlea sp.</i>	B0,B1,B2	P1	H0	B0P1H0, B1P1H0, B2P1H0
<i>M. cambrensis</i>	B1	P0,P1	H0,H1,H2	B1P0H0, B1P1H0, B1P0H1, B1P1H1, B1P0H2, B1P1H2
<i>M. clavata</i>	B1	P0	H0,H1,H2	B1P0H0, B1P0H1, B1P0H2
<i>M. armatus</i>	B2	P1	H0	B2P1H0
<i>M. glandulosus</i>	B1	P1	H0,H1,H2	B1P1H0, B1P1H1, B1P1H2
<i>S. niveus</i>	B1	P0,P1	H0	B1P0H0, B1P1H0

Bad Urach (130)

Habitat:	Zitterpappel-Buchenwald
Kodierung:	B1P1H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	4
Bemerkung:	--
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. glandulosus</i> , <i>S. niveus</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>M. glandulosus</i> , <i>S. niveus</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	28 <i>Achaeta sp. (Z)</i> , <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. bohemica</i> , <i>A. camerani</i> , <i>A. eiseni</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>Cernosvitoviella sp.</i> , <i>C. atrata (?)</i> , <i>C. carpathica (?)</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. buchholzi</i> , <i>E. coronatus</i> , <i>E. minutus</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>F. bisetosa</i> , <i>F. caprensis</i> , <i>F. connata</i> , <i>F. galba</i> , <i>F. magna</i> , <i>F. paroniana</i> , <i>F. perrieri</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>Mesenchytraeus sp. (E)</i> , <i>M. glandulosus</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 12, Ist = 11 ==> Gesamt 23; Falsch 3 ==> 13 %
Beurteilung:	Soll- und Istwert stimmen gut überein. Das Vorkommen von <i>M. clavata</i> deutet auf lokal niedrigere pH-Werte hin.

Zwiefalten (140)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P1H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10

Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	4
Bemerkung:	--
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. glandulosus</i> , <i>S. niveus</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>S. niveus</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	24 <i>Achaeta sp. (Z)</i> , <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. bohemica</i> , <i>A. eiseni</i> , <i>A. microcosmi</i> , <i>A. parva (?)</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. buchholzi</i> , <i>E. coronatus</i> , <i>E. minutus</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>F. bisetosa</i> , <i>F. caprensis</i> , <i>F. galba</i> , <i>F. leydigi</i> , <i>F. paroniana</i> , <i>F. perrieri</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. vesiculata (?)</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 12, Ist = 11 == > Gesamt 23; Falsch 1 == > 4 %
Beurteilung:	Soll- und Istwert stimmen sehr gut überein.

Eppingen (292)

Habitat:	Zitterpappel-Buchenwald
Kodierung:	B1P1H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	4
Bemerkung:	--
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. glandulosus</i> , <i>S. niveus</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. clavata</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>S. niveus</i>

Enchytraeenarten real gefunden:	20 <i>A. abulba</i> , <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. bohemica</i> , <i>A. camerani</i> , <i>A. microcosmi</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. buchholzi</i> , <i>E. minutus</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>F. bulboides</i> , <i>F. galba</i> , <i>F. paroniana</i> , <i>F. perrieri</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 12, Ist = 12 == > Gesamt 24; Falsch 2 == > 8 %
Beurteilung:	Soll- und Istwert stimmen gut überein. Das Vorkommen von <i>M. clavata</i> deutet auf lokal niedrigere pH-Werte hin..

Crailsheim (310)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P1H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C1: 2 - 5
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S2: Nein
Anzahl Proben:	12
Bemerkung:	--
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. glandulosus</i> , <i>S. niveus</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. armatus</i> , <i>S. niveus</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	21 <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. bohemica</i> , <i>A. camerani</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>Cernosvitoviella sp.</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. cf. buchholzi</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp. A</i> , <i>Fridericia sp. B</i> , <i>F. bisetosa</i> , <i>F. galba</i> , <i>F. ratzeli</i> , <i>F. striata</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. armatus</i> , <i>M. pelicensis</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 12, Ist = 11 ==> Gesamt 23;
Beurteilung:	Soll- und Istwert stimmen gut überein. Das Auftreten von <i>M. armatus</i> deutet auf lokal feuchtere Verhältnisse hin.

Schriesheim (350)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P1H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H1: Moder
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	12
Bemerkung:	Eine Schadstoffbelastung durch Lufteintrag ist wahrscheinlich
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. parva</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>Cernosvitoviella sp.</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>S. niveus</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	15 <i>Achaeta sp. (aberrans ?)</i> , <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. cf. bohémica</i> , <i>Cernosvitoviella sp.</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. minutus</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>F. cf. bulboides</i> , <i>F. galba</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>M. pelicensis</i> , <i>S. niveus</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 12, Ist = 11 ==> Gesamt 23;
Beurteilung:	Außer typischen "Moder-Arten" wurden fünf weitere Arten gefunden, deren Vorkommen den Standort als "auffällig" kennzeichnen.

Ottenhöfen (380)

Habitat:	Fichtenwald
Kodierung:	B1P0H2
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A0: Sand
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H2: Rohhumus
SM – Belastung:	S2: Nein
Anzahl Proben:	4
Bemerkung:	--

Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i>
Istwert (mod.)	<i>C. cognetii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. parva</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>Mesenchytraeus sp</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	7 <i>C. cognetii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. parva</i> , <i>Marionina sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>Mesenchytraeus sp.</i>
Übereinstimmung:	Soll = 4, Ist = 6 ==> Gesamt 10; Falsch 4 ==> 40 %
Beurteilung:	Aufgrund der geringen Absolutzahl ist eine Beurteilung schwierig. Zudem sind die zusätzlichen Spezies nicht völlig untypisch für solche Standorte, so daß trotz des ggw. nicht erklärbaren Fehlens von <i>Achaeta sp.</i> eine Beurteilung als "unklar" als gerechtfertigt erscheint.

Donaueschingen (400)

Habitat:	Fichtenwald
Kodierung:	B1P0H2
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A0: Sand
Organ. Gehalt:	C0: < 2
Humusform:	H2: Rohhumus
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	4
Bemerkung:	--
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>M. glandulosus</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	10 <i>Achaeta sp. (Klein)</i> , <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. eiseni (?)</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>M. glandulosus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 4, Ist = 8 ==> Gesamt 12; Falsch 4 ==> 33 %
Beurteilung:	Trotz des knapp über dem "Grenzwert" liegenden Differenzwertes ist, noch deutlicher als beim vorherigen Standort, kaum auf eine besondere Auffälligkeit dieser Fläche zu schließen, da die zusätzlichen Arten i.w.S. solchen Waldböden zuzuordnen sind.

Schönau (410)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P0H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	4
Bemerkung:	Aufgrund der Lage des Standorts auf dem Gipfel des Belchen ist praktisch keine Streuschicht vorhanden.
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>S. niveus</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>M. glandulosus</i> , <i>S. niveus</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	18 <i>Achaeta sp. (DKL)</i> , <i>A. abulba</i> , <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. bohemica</i> , <i>A. camerani</i> , <i>A. eiseni</i> , <i>A. microcosmi</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. buchholzi</i> , <i>E. minutus</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>F. caprensis</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>M. glandulosus</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 9, Ist = 10 ==> Gesamt 19; Falsch 3 ==> 16 %
Beurteilung:	Soll- und Istwert stimmen gut überein..

Breisach (450)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P2H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P2: 7 - 9
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S2: Nein
Anzahl Proben:	4

Bemerkung:	Die räumliche Homogenität des relativ hohen pH-Werts im Mineralboden sollte überprüft werden.
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. atrata</i> , <i>Enchytraeus sp.</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. clavata</i> , <i>Mesenchytraeus sp.</i> , <i>S. niveus</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	22 <i>Achaeta sp. (DKL)</i> , <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. bohémica</i> , <i>A. camerani</i> , <i>A. eiseni</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>B. fallax</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. buchholzi</i> , <i>E. coronatus</i> , <i>E. minutus</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp. (NEU2)</i> , <i>F. bisetosa</i> , <i>F. galba</i> , <i>F. paroniana</i> , <i>F. ratzeli</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. clavata</i> , <i>Mesenchytraeus sp.</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 3, Ist = 11 ==> Gesamt 14; Falsch 10 ==> 71 %
Beurteilung:	Die auf den ersten Blick sehr hohe Abweichung ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß bei relativ hohem pH-Wert nur wenige Arten ihr Verbreitungsoptimum haben, umgekehrt aber viele noch durchaus existieren können. Eine Belastungssituation ist daher nicht unbedingt anzunehmen. Der Standort sollte demnach als "unklar" eingestuft werden.

Offenburg (470)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P0H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A0: Sand
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	4
Bemerkung:	Die Einordnung der Humusform (eher Moder ?) ist nicht eindeutig.
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>S. niveus</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>Cernosvitoviella sp.</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>Mesenchytraeus sp.</i> , <i>S. niveus</i>

Enchytraeenarten real gefunden:	21 <i>Achaeta sp. (DKL)</i> , <i>A. abulba</i> , <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. bohemica</i> , <i>A. camerani</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>Cernosvitoviella sp.</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. buchholzi</i> , <i>E. lacteus</i> , <i>E. minutus</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>F. bisetosa</i> , <i>F. galba</i> , <i>F. paroniana</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>Mesenchytraeus sp.</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 9, Ist = 13 ==> Gesamt 22; Falsch 4 ==> 18 %
Beurteilung:	Da nur eine <i>Cernosvitoviella</i> -Art in Offenburg vorkam, wurde diese Gruppe bei der Beurteilung mit <i>C. atrata</i> gleichgesetzt. Soll- und Istwert stimmen gut überein.

Mannheim (520)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P0H2
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A0: Sand
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H2: Rohhumus
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	4
Bemerkung:	Der Standort ist stadt-typischen Belastungen ausgesetzt.
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	28 <i>A. abulba</i> , <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. bohemica</i> , <i>A. camerani</i> , <i>A. microcosmi</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. minutus</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>F. bulboides</i> , <i>F. galba</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i>
Übereinstimmung:	Soll = 4, Ist = 8 ==> Gesamt 12; Falsch 4 ==> 33 %
Beurteilung:	Trotz der mit 33 % geringen quantitativen Unterschieden sind weitere Untersuchungen zu empfehlen, da die zusätzlichen Spezies für diesen Standorttypus ungewöhnlich sind (z.B. <i>Fridericia sp.</i>). Bei einem sauren Buchenwald können sie als Störungsanzeiger interpretiert werden.

Schluttenbach (1000)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P0H1
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 2 - 5
Humusform:	H1: Moder
SM – Belastung:	S2: Nein
Anzahl Proben:	ca. 35
Bemerkung:	Die Beprobung erfolgte nur in der Streuschicht; exemplarische Probenahmen im Mineralboden zeigten keine weiteren Arten.
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. parva</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. parva</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>M. glandulosus</i> , <i>S. niveus</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	14 <i>Achaeta sp.</i> , <i>Achaeta cf. affinoides</i> , <i>B. ehlersi</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. buchholzi</i> , <i>E. parva</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>Mesenchytraeus sp.</i> , <i>M. glandulosus</i> , <i>M. pelicensis</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 6, Ist = 9 ==> Gesamt 15; Falsch 3 ==> 20 %
Beurteilung:	Die Art <i>B. ehlersi</i> wurde wegen ihrer speziellen Lebensweise (Präferenz von Moospolstern) nicht berücksichtigt. Da es sich bei <i>Enchytraeus sp.</i> nur um einen Einzelfund (in 6 Jahren !) handelt, ist die Übereinstimmung zwischen Soll- und Istwert gut. Aufgrund der langen Bearbeitung dieses Standorts (J.R.) ist nicht auszuschließen, daß die Enchytraeenbesiedlung von Schluttenbach mit in die Überlegungen zur Sollwerterstellung eingegangen sind.

Auwald (1010)

Habitat:	Laubmischwald
Kodierung:	B2P1H0
Feuchte:	B2: Sehr feucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C1: 2 - 5

Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S0: ?
Anzahl Proben:	6
Bemerkung:	Stark wechselnde Feuchte im Jahresverlauf durch Nähe zum Rhein.
Sollwert:	<i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. armatus</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>Henlea sp.</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>S. niveus</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	21 <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. bohemica</i> , <i>A. camerani</i> , <i>A. eiseni</i> , <i>A. parva</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. buchholzi</i> , <i>E. lacteus</i> , <i>E. minutus</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>F. bisetosa</i> , <i>F. bulboides</i> , <i>F. bulbosa</i> , <i>F. caprensis</i> , <i>F. connata</i> , <i>F. galba</i> , <i>F. ratzeli</i> , <i>H. ventriculosa</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 7; Ist = 9 ==> Gesamt 16; Falsch 6 ==> Abweichungsquote 37 %
Beurteilung:	Die spezielle Situation dieses Standorts (wechselfeucht durch regelmäßige Überschwemmungen, sehr hohe Regenwurmabundanz) beeinflusst sicherlich den Übereinstimmungsgrad. Unklar ist daher, ob darüberhinaus andere Faktoren, z.B. für das Vorkommen von eher niedrige pH-Werte präferierende Spezies, verantwortlich sind.

Bruchsal (1040)

Habitat:	Mischwald
Kodierung:	B1P0H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	?
Organ. Gehalt:	?
Humusform:	H1: Mull
SM – Belastung:	S0: ?
Anzahl Proben:	5
Bemerkung:	Die Einordnung der Humusform (eher Moder ?) ist nicht eindeutig.
Sollwert:	<i>Achaeta sp.</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. cognettii</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>S. niveus</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta sp.</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus sp.</i> ,

	<i>E. norvegicus</i> , <i>Fridericia</i> sp., <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>Mesenchytraeus</i> sp., <i>S. niveus</i>
Enchytraeenarten real gefunden:	24 <i>Achaeta</i> sp., <i>A. aberrans</i> , <i>A. abulba</i> , <i>A. affinis</i> , <i>A. cf. affinoides</i> , <i>A. brevivasa</i> , <i>A. camerani</i> , <i>A. eiseni</i> , <i>A. microcosmi</i> , <i>B. appendiculata</i> , <i>B. ehlersi</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus</i> sp., <i>E. buchholzi</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>Fridericia</i> sp., <i>F. bulboides</i> , <i>F. perrieri</i> , <i>F. ratzeli</i> , <i>M. cambrensis</i> , <i>M. clavata</i> , <i>Mesenchytraeus</i> sp., <i>M. pelicensis</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 9, Ist = 10 ==> Gesamt 19; Falsch 7 ==> 37 %
Beurteilung:	Die Art <i>B. ehlersi</i> wurde wegen ihrer speziellen Lebensweise (Präferenz von Moospolstern) nicht berücksichtigt. Die hohe Zahl an Störungsanzeigern (z.B. <i>B. appendiculata</i>) spricht für eine Veränderung des Standorts, die sich evtl. aus seiner Waldrandlage (Wege) erklären läßt. Eine weitere Beobachtung ist notwendig. Eine Einteilung der Humusform als Moder würde übrigens an der Klassifizierung des Standorts kaum etwas ändern, da dann die Abweichung bei 50 % läge. Offenbar nimmt Bruchsal eine Zwischentellung ein, für die das gegenwärtig genutzte Klassifikationsschema noch zu grob ist.

Bad Vilbel (1050)

Habitat:	Mischwald
Kodierung:	B1P1H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C1: 2 - 5
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S2: Nein
Anzahl Proben:	ca. 14
Bemerkung:	--
Sollwert:	<i>Achaeta</i> sp., <i>B. appendiculata</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus</i> sp., <i>E. norvegicus</i> , <i>E. parva</i> , <i>Fridericia</i> sp., <i>Henlea</i> sp., <i>M. cambrensis</i> , <i>M. glandulosus</i> , <i>S. niveus</i>
Istwert (mod.)	<i>Achaeta</i> sp., <i>B. fallax</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Enchytraeus</i> sp., <i>E. norvegicus</i> , <i>Enchytronia</i> sp., <i>Fridericia</i> sp., <i>S. niveus</i>

Enchytraeenarten real gefunden:	<i>Achaeta sp. A</i> , <i>A. eiseni</i> , <i>B. fallax</i> , <i>C. atrata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>E. buchholzi</i> , <i>E. norvegicus</i> , <i>Enchytronia sp.</i> , <i>Fridericia sp.</i> , <i>F. alata</i> , <i>F. bisetosa</i> , <i>F. caprensis</i> , <i>F. galba</i> , <i>F. ratzeli</i> , <i>F. semisetosa</i> , <i>F. striata</i> , <i>F. sylvatica</i> , <i>S. niveus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 12, Ist = 9 ==> Gesamt 21; Falsch 3 ==> 14 %
Beurteilung:	Bei der Beurteilung wurden die Angaben zu <i>B. appendiculata</i> und <i>B. fallax</i> bzw. zu <i>E. parva</i> und <i>Enchytronia sp.</i> gleichgesetzt, da sich in diesen Fällen eine Übereinstimmung nicht ausschließen läßt. Aber selbst ohne diese Annahmen ist der Standort kaum als auffällig zu bezeichnen.

11.1.2 Lumbricidae

Bei den Regenwürmern wurde methodisch wie bei den Enchytraeen vorgegangen. Allerdings stammen von den 11 LfU-Standorten die Angaben zum Vorkommen der Lumbriciden von der LfU, sind also außer im Fall von Crailsheim (310) und Schriesheim (350) nicht überprüft worden. Der Erfassung erfolgte jeweils per Elektrofang, so daß vor allem bei skelettreichen Böden eine Unterschätzung des Artenspektrums wahrscheinlich ist. DAher sollten die Standorte, an denen im Rahmen des normalen LfU-Erfassungsprogramms keine Tiere gefangen wurden, nochmals überprüft werden. Bei der Einschätzung der Humusform-Präferenz wurden eigene Abschätzungen genutzt, während die übrigen Angaben direkt der Literatur (vgl. Kap. 6.4) entnommen wurden (Tab. 61).

Tab. 61: Matrix der ökologischen Ansprüche der Regenwürmer

Species	Feuchte	pH - Wert	Humusform	Kodierung
<i>A. caliginosa</i>	B0,B1,B2	P1	H0	B0P1H0, B1P1H0, B2P1H0
<i>A. chlorotica</i>	B2	P0, P1	H0	B2P0H0, B2P1H0
<i>A. limicola</i>	B2	P1*	H0	B2P1H0
<i>A. longa</i>	B1	P1	H0	B1P1H1
<i>A. rosea</i>	B1	P1	H0	B1P1H0
<i>D. rubida</i>	B1, B2	P0	H1,H2	B1P0H1, B2P0H1, B1P0H2, B2P0H2
<i>D. octaedra</i>	B1, B2	P0	H1, H2*	B1P0H1, B2P0H1, B1P0H2, B2P0H2
<i>E. tetraeda</i>	B2	P1, P2	H0*	B2P1A0, B2P2A0
<i>L. castaneus</i>	B2	P1	H0,H1	B2P1H0, B2P1H1
<i>L. eiseni</i>	B1*	P0	H1, H2*	B1P0H1, B1P0H2
<i>L. rubellus</i>	B1, B2	P0, P1	H0, H1, H2*	B1P0H0, B1P0H1, B1P0H2, B1P1H0, B1P1H1, B1P1H2, B2P0H0, B2P0H1, B2P0H2, B2P1H0, B2P1H1, B2P1H2

<i>L. terrestris</i>	B1	P0, P1	H0*	B1P0H0, B1P1H0
<i>O. cyaneum</i>	B1, B2	P0, P1, P2	H0*	B1P0H0, B1P1H0, B1P2H0, B2P0H0, B2P1H0, B2P2H0
<i>O. tyrtaeum</i>	B1, B2	P0, P1, P2	H0*	B1P0H0, B1P1H0, B1P2H0, B2P0H0, B2P1H0, B2P2H0

* Angaben: Abschätzungen

Bad Urach (130)

Habitat:	Zitterpappel - Buchenwald
Kodierung:	B1P1H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C1: 2 - 5
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	3
Bemerkung:	--
Sollwert:	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. longa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. cyaneum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Istwert	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Übereinstimmung:	Soll = 7, Ist = 5 ==> Gesamt 14; Falsch 2 ==> 14 %
Beurteilung:	Soll- und Istwert stimmen gut überein.

Zwiefalten (140)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P1H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C1: 5 - 10
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S1: Ja

Anzahl Proben:	3
Bemerkung:	--
Sollwert:	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. longa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. cyaneum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Istwert	(<i>Lumbricus rubellus</i>)
Übereinstimmung:	Soll = 7, Ist = 1 ==> Gesamt 8; Falsch 6 ==> 75 %
Beurteilung:	Es ist ggw. nicht erklärbar, weshalb an diesem für Regenwürmer durchaus günstigen Standort keine Lumbriciden gefangen wurden. Nur das Vorkommen von <i>Lumbricus rubellus</i> ist durch Aufsammlungen der LfU für Bioakkumulationsstudien belegt. Hinweise auf irgendwelche anthropogene Einflüsse fehlen, so daß laut KREIMES (pers. Mittl.) am ehesten methodische Gründe für dieses Ergebnis in Frage kommen. Der Standort wird daher als "unklar" beurteilt.

Eppingen (292)

Habitat:	Zitterpappel-Buchenwald
Kodierung:	B1P1H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	3
Bemerkung:	--
Sollwert:	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. cyaneum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Istwert	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Übereinstimmung:	Soll = 6, Ist = 4 ==> Gesamt 10; Falsch 2 ==> 20 %
Beurteilung:	Soll- und Istwert stimmen gut überein

Crailsheim (310)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P1H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7

Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C1: 2 - 5
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S2: Nein
Anzahl Proben:	12
Bemerkung:	In drei Proben der LfU wurden die Arten <i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. festivus</i> , <i>L. rubellus</i> und <i>O. tyrtaeum</i> gefunden. Unter der Annahme, daß <i>L. festivus</i> und <i>L. castaneus</i> identisch sind, besteht eine gute Übereinstimmung zwischen der kurzen (LfU) und langen (SMNK) Probenserie.
Sollwert:	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. longa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. cyaneum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Istwert	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. castaneus</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. cyaneum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Übereinstimmung:	Soll = 7, Ist = 7 ==> Gesamt 14; Falsch: 2 ==> 14 %
Beurteilung:	Soll- und Istwert stimmen gut überein

Schriesheim (350)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P0H1
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 2 - 5
Humusform:	H1: Moder
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	12
Bemerkung:	In drei Proben der LfU wurde nur die Art <i>L. rubellus</i> gefunden; d.h. bei Nutzung nur dieser Information wäre die Abweichung deutlich höher. Ein Schadstoffbelastung durch Lufteintrag ist wahrscheinlich.
Sollwert:	<i>D. octaedra</i> , <i>D. rubida</i> , <i>L. eiseni</i> , <i>L. rubellus</i>
Istwert	<i>D. rubida</i> , <i>E. tetraeda</i> , <i>L. rubellus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 4, Ist = 3 ==> Gesamt 7; Falsch: 3 ==> 43 %
Beurteilung:	Nach Literaturangaben haben die beiden Streuschichtbewohner <i>D. octaedra</i> und <i>D. rubida</i> gleiche ökologische Ansprüche. Allerdings scheint die erstere eher Nadelstreu als Nahrung zu bevorzugen, während die letztere Laubstreu präferiert. Das (scheinbare) Fehlen

	von <i>L. eiseni</i> dürfte methodisch bedingt sein; d.h. dieser Bewohner von vermoderndem Holz müßte in Schriesheim vorkommen. Unklar ist dagegen das Auftreten von limnischen Art <i>E. tetraeda</i> . Eine weitere Untersuchung dieses Standorts ist zu empfehlen.
--	---

Ottenhöfen (380)

Habitat:	Fichtenwald
Kodierung:	B1P0H2
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A0: Sand
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H2: Rohhumus
SM – Belastung:	S2: Nein
Anzahl Proben:	0
Bemerkung:	--
Sollwert:	<i>D. rubida</i> , <i>D. octaedra</i> , <i>L. rubellus</i>
Istwert	(<i>Lumbricus rubellus</i>)
Übereinstimmung:	Soll = 3, Ist = 1 ==> Gesamt 4; Falsch 2 ==> 50 %
Beurteilung:	Aufgrund methodischer Probleme (KREIMES, pers. Mittl.) ist das Fehlen von Regenwürmern (Ausnahme: <i>L. rubellus</i> aus Aufsammlungen) an diesem Standort nicht eindeutig als Auffälligkeit zu klassifizieren.

Donaueschingen (400)

Habitat:	Fichtenwald
Kodierung:	B1P0H2
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A0: Sand
Organ. Gehalt:	C0: < 2
Humusform:	H2: Rohhumus
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	0
Bemerkung:	--

Sollwert:	<i>D. rubida</i> , <i>D. octaedra</i> , <i>L. rubellus</i>
Istwert	(<i>Lumbricus rubellus</i>)
Übereinstimmung:	Soll = 3, Ist = 1 ==> Gesamt 4; Falsch 2 ==> 50 %
Beurteilung:	Aufgrund methodischer Probleme (KREIMES, pers. Mittl.) ist das Fehlen von Regenwürmern (Ausnahme: <i>L. rubellus</i> aus Aufsammlungen) an diesem Standort nicht eindeutig als Auffälligkeit zu klassifizieren.

Schönau (410)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P0H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	3
Bemerkung:	Aufgrund der Lage des Standorts auf dem Gipfel des Belchen ist praktisch keine Streuschicht vorhanden.
Sollwert:	<i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. cyaneum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Istwert	<i>A. rosea</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i>
Übereinstimmung:	Soll = 4, Ist = 3 ==> Gesamt 7; Falsch 3 ==> 43 %
Beurteilung:	Die auf den ersten Blick sehr große Differenz dürfte auf die geringe Artenzahl und die spezifischen Bedingungen dieses montanen Standorts zurückzuführen sein. Nicht berücksichtigt wurde das Auftreten der endemischen Spezies <i>L. badensis</i> ; eines der wenigen Beispiele für endemische Regenwürmer in Mitteleuropa. Das Fehlen der beiden <i>Octolasion</i> -Spezies deutet auf trockenere Verhältnisse hin, als sie durch die abiotischen Angaben nahegelegt werden. Das Fehlen von epigäischen Spezies ist durch die fehlende Humusaufgabe zu erklären.

Breisach (450)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P2H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P2: 7 - 9
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S2: Nein
Anzahl Proben:	3
Bemerkung:	Die räumliche Homogenität des relativ hohen pH-Werts im Mineralboden sollte überprüft werden.
Sollwert:	<i>O. cyaneum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Istwert	<i>O. tyrtaeum</i>
Übereinstimmung:	Soll = 2, Ist = 1 ==> Gesamt 3; Falsch 1 ==> 50 %
Beurteilung:	Aufgrund der sehr kleinen Absolutzahl ist der Quantifizierung in diesem Fall keine größere Bedeutung beizumessen. Da zudem die fehlende Art leicht mit der gefundenen <i>O. cyaneum</i> verwechselt werden kann, ist in diesem Fall nicht von einer Auffälligkeit auszugehen..

Offenburg (470)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P0H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A0: Sand
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	3
Bemerkung:	Die Einordnung der Humusform (eher Moder ?) ist nicht eindeutig.
Sollwert:	<i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. cyaneum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Istwert	<i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Übereinstimmung:	Soll = 4, Ist = 3 ==> Gesamt 7; Falsch 1 ==> 14 %
Beurteilung:	Soll- und Istwert stammen gut überein.

Mannheim (520)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P0H2
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A0: Sand
Organ. Gehalt:	C2: 5 - 10
Humusform:	H2: Rohhumus
SM – Belastung:	S1: Ja
Anzahl Proben:	0
Bemerkung:	Der Standort ist stadt-typischen Belastungen ausgesetzt.
Sollwert:	<i>D. rubida</i> , <i>D. octaedra</i> , <i>L. rubellus</i>
Istwert	-
Übereinstimmung:	Soll = 3, Ist = 0 ==> Gesamt 3; Falsch 3 ==> 100 %
Beurteilung:	Da auch in Aufsammlungen für das LfU-Bioakkumulationsprogramm keine Regenwürmer an diesem Standort gefangen wurden, ist davon auszugehen, daß die Tiere dort nicht mehr vorkommen und daß die komplexe Belastungssituation mit für dieses Ergebnis verantwortlich sein könnte.

Schluttenbach (1000)

Habitat:	Buchenwald
Kodierung:	B1P0H1
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C2: 2 - 5
Humusform:	H1: Moder
SM – Belastung:	S2: Nein
Anzahl Proben:	ca. 35
Bemerkung:	Die Beprobung erfolgte nur in der Streuschicht.
Sollwert:	<i>D. octaedra</i> , <i>D. rubida</i> , <i>L. eiseni</i> , <i>L. rubellus</i>
Istwert	<i>D. rubida</i> , <i>L. eiseni</i> , <i>L. rubellus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 4, Ist = 3 ==> Gesamt 7; Falsch: 1 ==> 14 %
Beurteilung:	Nach Literaturangaben haben die beiden Streuschichtbewohner <i>D. octaedra</i> und <i>D. rubida</i> weitgehend gleiche ökologische Ansprüche.

	Allerdings scheint die erstere eher Nadelstreu als Nahrung zu bevorzugen, während die letztere Laubstreu präferiert. Die Übereinstimmung zwischen Soll- und Istwert ist gut.
--	--

Auwald (1010)

Habitat:	Mischwald
Kodierung:	B2P1H0
Feuchte:	B2: Sehr feucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C1: 2 - 5
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S0: ?
Anzahl Proben:	15
Sollwert:	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. chlorotica</i> , <i>A. limicola</i> , <i>E. tetraeda</i> , <i>L. castaneus</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>O. cyaneum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Istwert	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. chlorotica</i> , <i>A. limicola</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. castaneus</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. cyaneum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
Übereinstimmung:	Soll = 8, Ist = 9 ==> Gesamt 17; Falsch: 3 ==> 18 %
Beurteilung:	Trotz der stark wechselnden Feuchte (Überschwemmungen) des Standorts scheint die Drainage des Bodens gut zu sein, denn sonst könnte <i>L. terrestris</i> nicht mehr bzw. <i>E. tetraeda</i> schon vorkommen. Der Nachweis von <i>A. rosea</i> ist gegenwärtig nicht erklärbar. Trotz dieser Unterschiede ist die Übereinstimmung zwischen Soll- und Istwert gut.gut.

Bruchsal (1040)

Habitat:	Mischwald
Kodierung:	B1P0H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P0: < 5
Bodenart:	?
Organ. Gehalt:	?
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S0: ?
Anzahl Proben:	6
Sollwert:	<i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>O. cyaneum</i> , <i>O. tyrtaeum</i>

Istwert	<i>D. rubida, D. octaedra, L. castaneus, L. rubellus</i>
Übereinstimmung:	Soll = 4, Ist = 4 ==> Gesamt 8; Falsch 6 ==> 75 %
Beurteilung:	Es besteht praktisch keine Übereinstimmung zwischen Soll- und Istwert. Würde man die Humusform eher als Moder einordnen, würde die Differenz dagegen auf 25 % sinken. Offenbar handelt es sich bei Bruchsal um einen Standort, dessen Standortfaktoren sich entweder in der letzten Zeit geändert haben (woran die Enchytraeen schon teilweise reagiert haben (vgl. Kap. 11.1.1) oder bei dem die Humusform kleinräumig sehr unterschiedlich ist. Zum ggw. Zeitpunkt muß er als auffällig eingestuft werden. Eventuell dokumentiert sich durch die differenzierte Reaktion der beiden Wurmgruppen deren unterschiedliche Körpergröße, Beweglichkeit oder Lebensspanne.

Bad Vilbel (1050)

Habitat:	Mischwald
Kodierung:	B1P1H0
Feuchte:	B1: Mittelfeucht
pH – Wert:	P1: 5 - 7
Bodenart:	A1: Schluff
Organ. Gehalt:	C1: 2 - 5
Humusform:	H0: Mull
SM – Belastung:	S2: Nein
Anzahl Proben:	ca. 14
Sollwert:	<i>A. caliginosa, A. longa, A. rosea, L. rubellus, L. terrestris, O. cyaneum, O. tyrtaeum</i>
Istwert	<i>A. caliginosa, A. longa, A. rosea, L. castaneus, L. rubellus, L. terrestris, O. cyaneum, O. tyrtaeum</i>
Übereinstimmung:	Soll = 7, Ist = 8 ==> Gesamt 17; Falsch: 1 ==> 7 %
Beurteilung:	Das Auftreten von <i>L. castaneus</i> in Crailsheim wie Bad Vilbel, obwohl von der Matrix her nicht zu erwarten, könnte auch daran liegen, daß die Feuchteansprüche dieser Art doch nicht so hoch sind, wie bisher angenommen. Eine genauere Literaturrecherche wird zur Klärung dieses Punktes unternommen.

11.1.3 Zusammenfassung

In der Tabelle 62 wird die Beurteilung der Standorte anhand ihrer Oligochaetenbesiedlung zusammengefasst. Generell fällt auf, daß in den meisten Fällen Soll- und Istwert gut übereinstimmen. Zugleich werden die Grenzen einer quantifizierten, reinschematischen Beurteilung deutlich: Werden nur die Klassifizierungssymbole betrachtet, so müßten aufgrund der Enchytraeenbesiedlung sieben und bei den Lumbriciden sogar acht Standorte als auffällig bezeichnet werden. Wird dagegen das in den Einzeldarstellungen aufgeführte "Expertenwissen" über die jeweiligen Standorte bzw. das spezifische Artenspektrum mit in die Beurteilung einbezogen, so entsteht ein modifiziertes Bild (Klassifikationssymbole ohne Klammern in Tab. 62), nachdem deutlich weniger Standorte problematisch sind. Aufgrund sowohl der Enchytraeen- wie auch der Lumbricidenbesiedlung sind demnach Schriesheim, Mannheim und Bruchsal (und bei den Enchytraeen evtl. der Auwald) als auffällig zu bezeichnen. Nach Vorlage von weiteren Ergebnissen anderer Standorte wird die gewählte Klassifizierung zu überprüfen sein.

Tab. 62: Übersicht über die Standortklassifizierung mit Hilfe der Oligochaeten. Angegeben ist jeweils der Unterschied zwischen Soll- und Istwert in Prozent der Gesamtzahl aller erwarteten plus gefangenen Arten sowie die daraus abgeleitete Beurteilung (+ = < 30 %; - = > 30 %; +/- = unklare Fälle). Wenn diese Beurteilung durch weitere Informationen modifiziert wurde, so ist das ursprüngliche Symbol in Klammern aufgeführt.

Nummer	Standort	Enchytraen Prozent	Beurteilung	Lumbriciden Prozent	Beurteilung
130	Bad Urach	13 %	+	14 %	+
140	Zwiefalten	4 %	+	75 %	(-) +/-
290	Eppingen	8 %	+	20 %	+
310	Crailsheim	13 %	+	14 %	+
350	Schriesheim	38 %	-	43 %	-
380	Ottenhöfen	40 %	(-) +/-	50 %	(-) +/-
400	Donaueschingen	33 %	(-) +	50 %	(-) +/-
410	Schönau	16 %	+	43 %	(-) +/-
450	Breisach	71 %	(-) +/-	50 %	(-) +
470	Offenburg	18 %	+	14 %	+
520	Mannheim	33 %	-	100 %	-
1000	Schluttenbach	20 %	+	14 %	+
1010	Auwald	37 %	-	18 %	+
1040	Bruchsal	37 %	-	75 %	-
1050	Bad Vilbel	14 %	+	7 %	+

11.2 Oribatida (L. Beck, F. Horak, S. Woas)

11.2.1 Einleitung

Oribatiden zeichnen sich - wie in Kap. 6.3 dargestellt - durch eine Reihe von Reaktionen auf biotische und abiotische Umweltfaktoren aus, die als Zeigereigenschaften für ökologische Zustandsbeschreibungen, speziell für die Funktionsfähigkeit von Nahrungsnetzen und Zersetzerketten in Streu und Oberboden genutzt werden können. Sie haben zudem mit anderen Tiergruppen der Mesofauna gemeinsam, daß ihre Kleinheit, verbunden mit hoher Individuendichte und Ortstreue, eine minimale Probengröße und damit umweltschonende Probenahme erlaubt, die durch eine wenig aufwendige Austreibetechnik ergänzt wird.

Demgegenüber stellen die Oribatiden eine taxonomisch schwierige Gruppe dar, so daß Artenlisten vielfach unzuverlässig und schwer vergleichbar sind. Dies beeinträchtigt die Übertragung von Informationen und machte es notwendig, für die vorliegende Untersuchung vorwiegend eigene Daten zu verwenden. Diese stammen zu einem Teil aus parallelen Untersuchungen für den faunistischen Fundkataster Baden-Württemberg, eines Programms, das zu den Standardaufgaben des Staatlichen Museum für Naturkunde Karlsruhe gehört, zum anderen Teil aus Untersuchungen im Rahmen des Ökologischen Wirkungskatasters der LfU oder aus ökotoxikologischen Projekten, die im Auftrag des Landes oder Bundes durchgeführt wurden.

Untersucht wurden 17 südwestdeutsche Waldstandorte, zum Vergleich werden weitere 3 Waldstandorte aus Mecklenburg (MORITZ 1963, 1965) herangezogen. Beprobt wurde jeder Standort mindestens über 2 Jahre hinweg im Frühjahr und Herbst mit jeweils 2 x 2 Bodenstecher-Einstichen, die in die entsprechenden Schichten des Auflagehorizonts sowie - 5 und 5-10 cm des A-Horizonts getrennt wurden. Bei Standorten mit längeren und umfangreicheren Probenserien wurden die Werte von einem oder maximal zwei Jahren verwendet.

Die Kennzeichnung der Standorte mit Hilfe der Oribatiden-Zönosen kann derzeit nur ein erster Versuch sein, der zeigen soll, wie weit die ökologischen Aussagemöglichkeiten dieser Tiergruppe reichen. Grundsätzliches hierzu wurde von BECK et al. (1996) anhand einer, mit der vorliegenden weitgehend übereinstimmenden Standortauswahl erläutert. Danach kommen vor allem zwei taxonomische Elemente für die Bioindikation mittels Oribatiden in Frage:

1. Großgruppen

Gliederung der Oribatiden insgesamt in 5 Gruppen, die ihrerseits weiter, häufig dichotom, geteilt werden können (BECK et al. 1996). Sie wurden nach dem Verfahren von WOAS (1990) erarbeitet und stellen mutmaßliche, phylogenetisch begründete Verwandtschaftseinheiten dar, die weiter in engere Verwandtschaftsgruppen untergliedert werden können.

Diese Großgruppen werden entweder nach dem relativen Anteil ihrer Arten an der Gesamtartenzahl (Artendominanz) oder nach dem relativen Anteil der Individuen der zugehörigen Arten an der Gesamtzahl der Individuen (Individuendominanz) eingesetzt. Die Artendominanz der Großgruppen ist in erster Linie geeignet zur großräumigen geographisch-ökologischen Kennzeichnung von Oribatiden-Gemeinschaften. Sie erlaubt insbesondere auch den Vergleich mit vielen Literaturzitationen aus aller Welt, auch wenn deren Artenansprache oft oberflächlich und unzulänglich ist. Die

Individuendominanz kann auch in engerem geographischem Rahmen zur ökologische Differenzierung und Charakterisierung von Standorten beitragen, vor allem zur Großgliederung von Standorten, dem Herausarbeiten von Faunenbereichen, Standorttypen oder Standortgruppen.

2. Arten

Sie sind die selbstverständliche Basis jeder ökologischen Arbeit und damit auch der Bioindikation. Auch die Großgruppen fassen ja lediglich Arten zusammen; allerdings genügen hierfür "Morphospezies" und die Kenntnis ihrer Zugehörigkeit zu Gattungen oder Familien, was weitaus einfacher zu und zeitsparender zu erarbeiten ist als die präzise Artbestimmung. Diese ist aber Voraussetzung zur bioindikatorischen Arbeit auf Artniveau.

WEIGMANN & KRATZ (1981) verwenden die Begriffe "Hauptvorkommen" und "Nebenvorkommen", definiert über die Stetigkeit und Abundanz der Arten an einem Standort. Man könnte die Arten damit auch als "Haupt-" oder "Nebenarten" der entsprechenden Zönose bezeichnen. Vor dem Leitbild der Synusie als Beschreibung bzw. Kennzeichnung der Zönose eines Standorts verwenden wir im folgenden vor allem zwei Begriffe:

- Differentialarten, die nur in Zönosen von bestimmten Standorten oder zu definierenden Standortgruppierungen vorkommen, dort aber nicht jeweils alle vertreten sein müssen; es dürften häufig "Nebenarten" in oben genanntem Sinne sein, Arten, die vor allem nicht mit hoher Dominanz hervortreten;
- Charakterarten oder kennzeichnende Arten, die stetig und dominant in bestimmten Standorten oder größeren -Standortbereichen vorkommen, aber eben nicht ausschließlich dort; sie entsprechen "Hauptarten" in oben genanntem Sinne.

Der Begriff "Zeigerarten" ist durch die Vegetationskunde festgelegt und bezieht sich - auch in der Zoologie - auf bestimmte Standortfaktoren.

Die Abgrenzung und Benennung von Differential- und Charakterarten oder - unter Einbeziehung der Gruppen verschiedener taxonomischer Niveaus, von Artengruppen bis Großgruppen - von Differential- oder Charaktereigenschaften von Zönosen bestimmter Standorte kann sich immer nur auf den vorgegebenen geographisch-ökologischen Rahmen beziehen, im vorliegenden Fall auf "südwestdeutscher Waldstandorte". Wie der Vergleich mit den norddeutschen Standorten zeigt, dürfte er sich aber mit einer größeren Datenbasis auf Mitteleuropa ausweiten lassen.

Auf der Basis dieser Abgrenzungen werden Standorte zu Standortgruppen, Standorttypen und schließlich Faunenbereichen zusammengefasst, die jeweils durch eine bestimmte Bandbreite von Parametern gekennzeichnet sind, die wir als Soll- oder Erwartungsbereiche bezeichnen. Abweichungen von diesen Erwartungsbereichen werden als bioindikatorische Hinweise auf mögliche Abweichungen der Umweltverhältnisse durch natürliche oder anthropogene Belastungen oder Störungen benutzt.

Alle Zahlenangaben im Folgenden beziehen sich, sofern nichts anderes erwähnt, auf die Dominanz der entsprechenden Gruppen oder Arten, ausgedrückt in % der Gesamtzahl an adulten Oribatiden.

11.2.2 Kennzeichnung und Gliederung von Standorten mittels Parametern der Oribatiden-Zönosen

Die 17 südwestdeutschen Waldstandorte lassen sich 3 Faunenbereichen zuordnen:

1. Auwald - Faunenbereich
2. Mediterran - pannonischer Faunenbereich
3. Boreal - zentraleuropäischer Faunenbereich

Tab. 63: Übersicht über die verwendeten Parameter der 17 südwestdeutschen und 3 Norddeutschen Waldstandorte.

Standorte: 130 (Urach), 140 (Zwiefalten), 292 (Eppingen), 350 (Schriesheim), 380 (Ottenhöfen), 400 (Donaueschingen), 410 (Schönau), 450 (Breisach), 470 (Offenburg), 520 (Mannheim), 1000 (Schluttenschbach), 1010 (Auwald), 1020 (Winterlindenwald), 1021 (Flaumeichenwald), 1040 (Bruchsal), 1050 (Vilbel), GRH (Eschenwald/Grubehagen, MORITZ 1963), AbG (Altbuchenbestand/Greifswald, MORITZ 1965), HHG (Eschen-Stieleichenwald /Helmshagen, MORITZ 1965):

LFU																		
Taxa	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	FAT	HUF	PH	JND	JT	HNN	I1
STO																		
1010	-	-	-	19,8	0,0	0,0	30,1	54,3	3,8	58,1	4,6	AUW	MLL	7,4	830	10,1	105	1
1021	+	+	-	24,9	0,0	1,2	0,0	13,1	1,2	14,3	3,2	MDP1	MLL	7,5	660	10,0	235	1
450	-	+	-	13,9	0,6	3,1	0,0	11,4	9,3	20,7	10,2	MDP2	MMO	7,3	670	9,9	320	3
1020	-	-	+	3,0	26,2	12,8	0,0	9,9	8,8	18,7	0,7	MDP3	MLL	7,5	660	10,0	250	3
1050	-	-	-	3,7	0,0	0,0	20,1	28,7	19,8	48,5	29,6	BZE1a	MLL	7,0	650	9,5	150	1
130	-	-	-	5,4	0,0	5,2	0,0	30,0	3,3	33,3	17,5	BZE1a	MLL	5,3	930	6,4	720	2
310	-	-	-	8,7	0,7	3,5	0,0	23,7	7,8	31,5	3,8	BZE1a	MMO	5,9	800	7,9	420	3
292	-	-	-	8,4	11,6	1,0	0,2	20,2	8,7	28,9	2,2	BZE1a	MMO	4,4	730	9,2	220	2
140	-	-	-	4,2	0,0	3,3	0,0	12,5	8,5	21,0	8,1	BZE1b	MMO	5,0	780	6,7	725	3
1040	-	-	-	4,3	4,2	5,6	0,0	3,7	4,8	8,5	1,2	BZE2a	MMO	3,9	640	10,2	100	4
520	-	-	-	3,7	1,5	0,5	0,0	7,9	2,1	10,0	0,3	BZE2a	ROH	3,6	640	10,2	100	4
470	-	-	-	2,3	7,4	2,0	0,0	8,5	6,7	15,2	1,7	BZE2a	MOM	3,7	890	9,9	250	4
380	-	-	-	7,5	3,1	3,1	0,0	17,6	2,7	20,3	0,7	BZE2b	MOR	2,9	1700	6,5	720	5
350	-	-	-	2,6	0,6	3,4	0,0	17,0	4,2	21,2	2,4	BZE2b	MOD	3,8	1000	8,6	350	2
1000	-	-	-	4,2	0,1	1,1	0,0	18,8	3,0	21,8	1,8	BZE2b	MOD	3,7	1050	8,3	340	4
400	-	-	-	6,5	0,0	0,3	0,0	12,6	1,4	14,0	4,9	BZE2c	MOR	3,6	1200	5,7	1010	5
410	-	-	-	7,6	0,0	2,5	0,0	9,7	0,4	10,1	1,8	BZE2c	MMO	3,7	1860	4,2	1215	3
MORITZ																		
Taxa	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	FAT	HUF	PH	JND	JT	HNN	I1
STO																		
GRH	-	-	-	8,4	0,0	3,8	0,0	13,1	18,1	31,2	29,8	BZE1a	MMO	5,8	614	8,1	-	-
AbG	-	-	-	6,9	0,0	1,5	0,0	23,8	13,2	37,0	1,7	BZE1a	MMO	4,3	614	8,1	-	-
HHG	-	-	-	7,0	0,0	0,2	0,0	7,3	3,4	10,7	3,8	BZE2a	MOR	3,6	614	8,1	-	-

Tab. 63 (Forts.): Übersicht über die verwendeten Parameter der 17 südwestdeutschen und 3 Norddeutschen Waldstandorte:

LFU	12	13	14	15	16	17	18	19	20	FAT	HUF	PH	JND	JT	HNN	I1
Taxa																
STO																
1010	6,6	0,0	3,9	3,9	0,0	0,0	0,0	5,1	6,1	AUW	MLL	7,4	830	10,1	105	1
1021	4,4	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	50,2	3,2	MDP1	MLL	7,5	660	10,0	230	1
450	48,5	6,3	12,6	18,9	0,4	5,0	0,2	5,2	1,2	MDP2	MMO	7,3	670	9,9	320	3
1020	71,7	9,4	11,6	21,0	0,0	0,0	0,7	4,2	1,7	MDP3	MLL	7,5	660	10,0	250	3
1050	17,4	0,0	10,9	10,9	0,0	0,9	0,0	0,3	0,5	BZE1a	MLL	7,0	650	9,5	150	1
130	38,8	6,7	4,7	11,4	0,5	1,5	11,6	5,1	0,0	BZE1a	MLL	5,3	930	6,4	720	2
310	46,6	14,0	3,2	17,2	0,0	5,7	0,1	6,3	3,1	BZE1a	MMO	5,9	800	7,9	420	3
292	53,6	4,5	10,3	14,8	0,0	4,2	0,1	6,3	0,5	BZE1a	MMO	4,4	730	9,2	220	2
140	66,4	4,4	15,8	20,2	0,0	2,4	15,0	0,3	0,1	BZE1b	MMO	5,0	780	6,7	720	3
1040	70,7	28,8	1,1	29,9	3,8	0,1	0,0	14,3	0,9	BZE2a	MMO	3,9	640	10,2	c100	4
520	39,4	4,2	1,2	5,4	0,0	0,5	0,1	20,3	26,4	BZE2a	ROH	3,6	640	10,2	100	4
470	68,2	19,6	15,0	34,6	1,4	3,3	1,0	11,8	0,8	BZE2a	MOM	3,7	890	9,9	250	4
380	40,2	11,9	5,8	17,7	3,0	0,0	0,5	11,7	19,6	BZE2b	MOR	2,9	1700	6,5	720	5
350	51,4	5,3	3,6	8,9	5,1	7,2	4,3	11,3	9,7	BZE2b	MOD	3,8	1000	8,6	350	2
1000	62,0	17,2	4,1	21,3	1,9	9,7	0,5	7,4	2,5	BZE2b	MOD	3,7	1050	8,3	340	4
400	71,1	9,9	7,6	17,5	0,7	7,5	29,1	3,4	0,0	BZE2c	MOR	3,6	1200	5,7	1010	5
410	76,1	11,2	8,0	19,2	8,6	0,0	26,8	4,4	0,0	BZE2c	MMO	3,7	1860	4,2	1210	3
MORITZ																
Taxa	12	13	14	15	16	17	18	19	20	FAT	HUF	PH	JND	JT	HNN	I1
STO																
GRH	20,8	4,9	1,7	6,6	0,4	0,0	0,0	1,1	0,2	BZE1a	MMO	5,8	614	8,1	-	-
AbG	51,7	15,8	15,8	31,6	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	BZE1a	MMO	4,3	614	8,1	-	-
HHG	72,9	30,6	10,1	40,7	0,2	0,0	7,4	0,7	0,4	BZE2b	MOR	3,6	614	8,1	-	-

Legende zur Tabelle 63:**Arten bzw. Artengruppen:**

1. Licnodamaeus pulcherrimus (+ vorhanden, - fehlend)
2. Zetorchestes spp. (+ vorhanden, - fehlend)
3. Epilohmannia spp. (+ vorhanden, - fehlend)
4. Basale Höhere Oribatiden + Eupheredermata (ohne Autognetidae), Dominanz
5. Oppiella minutissima, Dominanz
6. Quadropia spp., Dominanz
7. Protoribates spp., Dominanz
8. Pterogasterina gesamt, Dominanz
9. Niedere Oribatiden (ohne Phthir - und Euphthiracaroida und ohne Brachychthoniidae), Dominanz
10. Pterogasterina gesamt und Niedere Oribatiden (ohne Phthir - und Euphthiracaroida und ohne Brachychthoniidae (Gruppe X);
11. Phthiracaroida;
12. Oppioidea gesamt;
13. Oppiella nova;
14. Oppiella subpectinata;
15. Oppiella nova und O. subpectinata;
16. Oppiella sigma;
17. Oppiella ornata;
18. Oppiella falcata;
19. Brachychthoniidae,
20. Euphthiracaroida

FAT:	Faumentyp
AUW:	Auwald
MDP:	Mediterran / pannonisch
BZE:	Boreal – zentraleuropäisch
HUF:	Humusform
MLL:	Mull
MMO:	Mull – Moder
MOM:	Moder – Mull
MOD:	Moder
MOR:	Moder – Rohhumus
ROH:	Rohhumus
PH:	PGH – Wert, KCL
JND:	Mittlerer Jahresniederschlag
JT:	Mittlere Jahrestemperatur
HNN:	Höhenmeter über NN
I1:	Anzahl der Individuen/m ² : 1 = < 10000, 2 = < 20000, 3 = < 30000, 4 = < 100000 5 = > 100000

1. Auwald - Faunenbereich

Standort: Auwald bei Au am Rhein (Standort 1010, "Auwald")

Differentialeigenschaften:

Der Auwald unterscheidet sich von allen anderen Waldstandorten durch einen extrem hohen Anteil an Pterogasterina (>50 %); diese Gruppe Höherer Oribatiden erreicht in allen anderen Standorten höchstens 30 % (Tab. 63). Als weitere Besonderheit tritt im Auwald eine Art der Gattung Ameronothrus auf, deren meisten Arten im marinen Litoral anzutreffen sind (SCHULTE 1975).

Charaktereigenschaften:

Charakteristisch für den Auwald ist ferner der relativ hohe Anteil der Gruppierung aus den Basalen Höheren Oribatiden und Eupheredermata (20 %) und der sehr hohe Anteil von Protoribates capucinus (30 %) (Tab. 63).

Bemerkungen:

Vergleichbar hohe Dominanzen erreichen die Basalen Höheren Oribatiden und Eupheredermata auch in Standorten am Kaiserstuhl. Protoribates ist nur noch an einem weiteren Standort eudominant, dem Buchenwald bei Bad Vilbel; ansonsten kommt er noch einmal subzedent in Eppingen vor, an allen übrigen Standorten fehlt diese Gattung. Protoribates gehört zu den Haplozetidae, einer Familie der Pterogasterina, deren Verbreitungsschwerpunkt in südlicheren Faunenregionen und vor allen Dingen in den Tropen liegt. In Europa sind die Arten der Gattung Protoribates hauptsächlich aus Wäldern der südlichen Provence (Frankreich), aus Griechenland und von der Halbinsel Krim vermeldet (GORDEYEVA 1970; LIONS 1976; ASIKIDIS & STAMOU 1991). Dennoch wird man die Arten dieser Gattung nicht direkt als mediterran-pannonisches Faunenelement für den europäischen Bereich ansehen können, treten doch einzelne Arten auch an zahlreichen Stellen in Mitteleuropa auf. Sie werden hier allerdings von WEIGMANN & KRATZ (1981) nur mit Nebenvorkommen aufgeführt. Arten der Gattung Protoribates sind daher wohl eher Zeigerarten für lokale warme Standortbedingungen als für mediterran-pannonisch beeinflusste Standorte. Die Basalen Höheren Oribatiden und die Eupheredermata des Auwaldes zeigen ebenfalls, im Gegensatz zu den Standorten am Kaiserstuhl, keine Arten mit ausgesprochen mediterran-pannonischer Verbreitung.

Der Auwald-Faunenbereich ist noch nicht klar abzugrenzen, weil erst ein einziger Standort untersucht wurde. Wie weit der untersuchte Auwald mit anderen Auwäldern vergleichbar ist, kann derzeit nicht beurteilt werden. Obwohl Einzelstandort, wird der Auwald wegen seiner auffallenden Besonderheiten trotzdem als gesonderter Faunenbereich aufgeführt.

2. Mediterran-pannonischer Faunenbereich

3 Standorte, alle am Kaiserstuhl:

- Buchenwald bei den Lilientaler Höfen (Standort 450, "Breisach")
- Winterlindenwald am Büchsenberg (Standort 1020, "Winterlindenwald")

- Flaumeichenwald am Büchsenberg (Standort 1021, "Flaumeichenwald")

Differentialeigenschaften:

Vorkommen von Arten der Gattungen *Licnodamaeus*, *Zetorchestes* oder *Epilohmannia*.

Diese Gattungen zeigen vorzugsweise eine südliche bzw. mediterran-pannonische Verbreitung (GRANDJEAN 1931; TRAVÉ 1963; GORDEYEVA 1970; LIONS 1976; KRISPER 1984; ASIKIDIS & STAMOU 1991). Nördlichere Funde der Arten dieser Gattungen sind außerordentlich spärlich und auch hier ausschließlich auf wärmere Standorte beschränkt. Sie stellen somit für den europäischen Raum ein charakteristisches Faunenelement der mediterran-pannonischen Region dar.

Charaktereigenschaften:

Als weitere Faunenelemente dieser Region können für den europäischen Raum auch die Gattungen *Machuella*, *Oxyoppioides*, *Fosseremus* und *Nellacarus* angesehen werden (BERLESE 1905, PAOLI 1908, HAMMER 1961; PIFFL 1961, KUNST 1963, GRANDJEAN 1965), die sonst noch vereinzelt in den wärmeren Standorten Vilbel, Bruchsal und Breisach, sehr selten auch in den kühleren Standorten Urach (*Nellacarus*) und Schriesheim (*Machuella*) angetroffen werden können. Kennzeichnend für wärmere Wälder mit hohem pH >7 ist auch das starke Hervortreten der Basalen Höheren Oribatiden und der Eupheredermata. Diese erreichen sowohl im Flaumeichenwald als auch im Buchenwald bei Breisach einen Dominanzwert von über 13 %; mit Ausnahme des ebenfalls warmen und gleichfalls durch einen hohen pH ausgezeichneten Auwaldes tritt die entsprechende Gruppierung mit maximal 9 % in den übrigen Wäldern nicht mehr eudominant hervor. Im Winterlindenwald erreicht die Gruppe Basale Höhere Oribatiden und Eupheredermata nur 3 %; dort treten statt dessen 2 Arten der Oppioidea mit zusammen 39 % hervor, *Oppiella minutissima* (26 %) und *Quadropia paolii* (13 %).

Größere Abundanzen sind für *Oppiella minutissima* u.a. durch MINGUEZ-MARTINEZ (1981) aus einem Steineichen- und Ulmenwald in der Umgebung von Madrid gemeldet. Die Art *Quadropia paolii* sensu WOAS (1986) ist zudem synonym mit den Arten *Q. quadricarinata* sensu PAOLI, 1908, *Q. michaeli* MAHUNKA, 1977 und *Q. quadricarinata* sensu MAHUNKA, 1977; diese Arten wurden aus Italien und Griechenland beschrieben. Die hohe Dominanz von *Oppiella minutissima* und *Quadropia paolii* kennzeichnet somit alternativ zur Dominanz Basaler Höherer Oribatiden und Eupheredermata medi-terran-pannonische Bedingungen. Beide Arten kommen in den meisten der untersuchten südwestdeutschen Wälder vor, meist aber nur in geringerer Abundanz. Lediglich *O. minutissima* erreicht noch in 2 weiteren Wäldern, Offenburg und Eppingen, dominante Werte, und beide Standorte liegen in der Oberrheinebene bzw. nicht weit davon entfernt im Kraichgau. Generell ist im mediterran-pannonischen Faunenbereich - ebenso wie im Auwald - ein Anteil der Oppioidea unter 50 % zu erwarten, sieht man von der Ausnahme mit dem Hervortreten der beiden südlichen Arten ab.

3. Boreal - zentraleuropäischer Faunenbereich

13 Standorte:

- Schwäbische Alb, Kalkbuchenwald bei Bad Urach (Standort 130, "Urach")
- Schwäbische Alb, Kalkbuchenwald bei Münzdorf (Standort 140, "Zwiefalten")

- Kraichgau, Buchenwald bei Eppingen (Standort 292, "Eppingen")
- Hohenlohe, Kalkbuchenwald bei Kirchheim/Jagst (Standort 310, "Crailsheim")
- vorderer Odenwald, Moderbuchenwald bei Schriesheim (Standort 350, "Schriesheim")
- vorderer Schwarzwald, Fichtenwald bei Ottenhöfen (Standort 380, "Ottenhöfen")
- Hochschwarzwald, Fichten-/Tannenwald bei Eisenbach (Standort 400, "Donaueschingen")
- Hochschwarzwald, Buchenwald auf dem Belchen (Standort 410, "Schönau")
- Schwarzwaldrand/Oberrheintalgraben, Buchenwald bei Oberschopfheim (Standort 470, "Offenburg")
- Rheinebene, Buchen-/Kiefernwald am Stadtrand von Mannheim (Standort 520, "Mannheim")
- nördlicher Schwarzwaldrand, Moderbuchenwald bei Ettlingen (Standort 1000, "Schlutenbach")
- Rheinebene, Eichen-/Hainbuchenwald im Hardtwald (Standort 1040, "Bruchsal")
- Wetterau, Kalkbuchenwald bei Bad Vilbel (Standort 1050, "Vilbel")

Differentialeigenschaften:

Dieser Faunenbereich umfaßt den weitaus größten Teil des südwestdeutschen Raumes und ist weitaus heterogener als die beiden vorgenannten. Deshalb werden sich auf diesem Niveau keine Differentialeigenschaften feststellen lassen; solche sind erst bei Aufspaltung in einheitlichere und engere umgrenzte Standortgruppierungen zu erwarten. Hierfür dürften dann auch "Nebenarten" eine Rolle spielen, die derzeit bei weitem noch nicht vollständig überprüft werden konnten, die aber, wie beispielsweise bei der Abgrenzung des mediterran-pannonischen Faunenbereichs als Differentialarten eine wichtige Rolle spielen können.

Charaktereigenschaften:

Der Faunenbereich insgesamt läßt sich zunächst nur durch einige negative oder Ausschlußkriterien kennzeichnen: Die oben genannten mediterran-pannonischen Arten fehlen (*Licnodamaeus*, *Epilohmannia*, *Zetorchestes*) oder treten selten und spärlich auf (*Machuella*, *Oxyoppioides*, *Fosseremus*, *Nellacarus*). Die Dominanzwerte für die Gruppierung aus Basalen Höheren Oribatiden und Eupheredermata liegen unter 10 %. Die Arten *Oppiella minutissima* und *Quadroppia paolii* bleiben - mit Ausnahme eines Standorts - deutlich unter 10 %. Anhand einer Gruppe X, die sich aus den Niederen Oribatiden und *Pterogasterina* exklusive *Phthir-* und *Euphthiracaroidea* sowie *Brachychthoniidae* zusammensetzt, lassen sich die Standorte des boreal-zentraleuropäischen Faunenbereichs zwei unterschiedlichen Standorttypen zuordnen. Standorttyp 1 mit einer Dominanz der Gruppe X von deutlich über 25 % umfaßt Standorte mit einem Boden-pH >4 und der Humusform Mull bis Mull-Moder; Standorttyp 2 mit einer Dominanz der Gruppe X deutlich unter 25 % wird durch ausgesprochen bodensaure Standorte mit einem pH <4 und Humusformen Mull-Moder bis Rohhumus mit Schwerpunkt auf den moderartigen Humusformen repräsentiert (Tab. 63 & 64).

Dem Standorttyp 1 lassen sich zunächst die Standorte Vilbel, Urach, Crailsheim und Eppingen zuordnen und im Vergleich mit den mecklenburgischen Standorten der Eschenwald bei Grubenhagen (MORITZ 1963) und der Altbuchenbestand bei Greifswald (MORITZ 1965). Dieser Standorttyp umfaßt ausschließlich Wälder mit mull- bis mullmoderartigem Auflagehorizont. In südwestdeutschen Standorten dieses Standorttyps - die anderen Standorte sind aus methodischen Gründen hier nicht vergleichbar - sind die Oribatiden mit Abundanzen <25.000, meist 8.000 - 21.000 adulte Individuen pro m² relativ gering vertreten bei Artenzahlen <60, meist 49-56 Arten bei 4 Probenentnahmen in 2 Jahren (Tab. 64).

Tab. 64: Einige quantitative und qualitative Parameter der Oribatiden-Zönose der Standorte des boreal - entraleuropäischen Faunenbereichs:

Standorttyp	Standort	Abundanz	Artenzahl	Dominanz						
				Gruppe X	Pterogaster.	Phthiracaro.	Oppi-oidea	Euph-thirac.	O.nova/subject.	O.fal-cata
1 a	Vilbel	8.000	49	49	29	30	17	<1	11	0
1 a	Urach	16.000	54	33	30	18	39	0	11	12
1 a	Crailsheim	21.000	50	32	24	4	47	3	17	<1
1 a	Eppingen	16.000	20	29	20	2	54	<1	15	<1
1 b	Zwiefalten	27.000	55	21	13	8	66	<1	20	15
2 b	Schluttenbach	61.000	72	22	19	1	62	3	21	<1
2 b	Schriesheim	16.000	63	21	17	2	51	10	9	4
2 b	Ottenhöfen	134.000	67	20	18	2	40	20	18	<1
2 a	Offenburg	38.000	62	15	9	2	68	1	35	1
2 a	Mannheim	45.000	53	10	8	<1	39	26	5	<1
2 a	Bruchsal	63.000	67	9	4	1	71	1	30	0
2 c	Donaueschingen	114.000	69	14	13	5	71	0	18	29
2 c	Schönau	26.000	35	10	10	2	76	0	19	27

An Standorten mit einem pH >5 wie Vilbel, Urach und am mecklenburgischen Vergleichsstandort Grubenhagen können die Phthiracaroidea eine beträchtliche Dominanz (>15 %) erreichen. In keinem der Wälder dieses Standorttyps 1 übersteigt der Anteil der Oppoidea den Wert von 60 %, meist dürfte er unter 55 oder gar 50 % liegen. Die Euphthiracaroidea sind meist sehr spärlich (<1 %) vertreten, nur in Crailsheim erreichen sie 3 %. Die Artengruppe Oppiella nova/subjectinata stellt mit 11-17 % ein sehr stetiges, eudominantes Faunenelement dieser Wälder dar (Tab. 64).

Der Standorttyp 2 zeichnet sich neben seinem geringeren Individuenanteil der Gruppe X (<25 %) durch einen stets sehr geringen Anteil an Phthiracaroidea aus (<5 %). Er umfaßt die Standorte Schluttenbach, Schriesheim, Ottenhöfen, Offenburg, Mannheim, Bruchsal, Donaueschingen, Schönau sowie den mecklenburgischen Vergleichsstandort Helmshagen (MORITZ 1963) (Tab. 63 & 64). Sie umfassen zwar ein weites Spektrum der Humusform, wenn auch reine Mullböden nicht mehr vertreten sind; ihr pH jedoch liegt in der Ah-Schicht stets unter 4. Die Abundanz der adulten Oribatiden liegt durchschnittlich zwischen 35.000 und 65.000, in feuchten, von Fichte dominierten Nadelwäldern auch über 100.000 Individuen, die Artenzahl über 60, meist zwischen 62 und 72. Deutliche Abweichungen dieser Werte nach unten, etwa bei der Abundanz in Schriesheim, bei der Artenzahl in Mannheim, bei Abundanz und Artenzahl in Schönau sind bioindikatorisch von Bedeutung (siehe weiter unten).

Die ersten drei der genannten Standorte, nämlich Schluttenbach, Schriesheim und Ottenhöfen bilden die Standortgruppe 2b, "östlicher Gebirgsrand des Oberrheintalgrabens" in einer Höhenlage zwischen 350 und 700m. Sie haben eine noch relativ hohe Dominanz der Gruppe X von 20-22 %; in den beiden folgenden Standortgruppen, nämlich die der "Rheinebene" mit Offenburg, Mannheim und Bruchsal (Standortgruppe 2a) und des "Hochschwarzwald" mit Donaueschingen und Schönau (Standortgruppe 2c) erreicht die Gruppe X nur noch eine maximale Dominanz von 15 % (Tab. 64). Der Anteil der Oppioidea liegt in dieser Standortgruppe in der Regel über 60 %. Unterschritten wird dieser Wert in Schriesheim mit 51 % und besonders deutlich in Ottenhöfen und Mannheim mit 40 bzw. 39 %. Mit einer Dominanz von 10, 20 bzw. 26 % nimmt dagegen die Dominanz der Euphthiracaroidea an diesen Standorten in der gleichen Reihenfolge zu, während sie sonst maximal 3 % erreicht.

Innerhalb der Oppioidea ist die bereits erwähnte Artengruppe *Oppiella nova/subpectinata* und die Art *O. falcata* von bioindikatorischem Interesse. Erste weist in der Standortgruppe 2 meist eine Dominanz zwischen 18 und 35 % auf; an zweien der drei schon mehrfach als abweichend erwähnten Standorte, nämlich Schriesheim und Mannheim, liegt ihre Dominanz mit 9 bzw. 5 % weit unter dem Durchschnitt, worauf weiter unten näher eingegangen wird. *O. falcata* ist in der Regel nur subrezent vertreten, nur zwei Standorte der Standortgruppe 2, nämlich Donaueschingen und Schönau übertreffen diese Dominanzstufe mit 29 bzw. 27 % erheblich.

Oppiella falcata wird von SCHATZ (1979) als "zahlreich" für einen Zirbenwald im Raum Obergurgl/Tirol (2700 m, pH 3,4-4,4) angegeben. Auch die Angaben von DALENIUS (1960) für die Torneträsk-Region (Schwedisch Lappland) beziehen sich, sofern es sich um deutlich hervorgehobene Vorkommen von *O. falcata* handelt, vorwiegend auf Standorte oberhalb von 800-1000 m. *O. falcata* kann zumindest in Zentral- und Nordeuropa als ein Faunenelement vornehmlich kühlerer oder kalter und damit meist höher gelegener Standorte angesehen werden. Damit stimmt nicht nur das eudominante Vorkommen dieser Art in den beiden genannten Standorten Donaueschingen und Schönau überein, sondern auch dasjenige in den beiden ebenfalls höher gelegenen Standorten des Standorttyps 1, Urach und Zwiefalten (Tab. 65).

Innerhalb der jeweiligen Standorttypen kann also *Oppiella falcata* als Charakterart der höhergelegenen, im Jahresdurchschnitt kühl bis kalten Standorte dienen. Daß die Höhenlage als Indiz für das Vorkommen nicht ausreicht, zeigt der Fichtenwald-Standort Ottenhöfen, der ein mehrfacher Hinsicht bereits als abweichend festgestellt wurde. Es ist der Standort mit dem niedrigsten pH (2,9), einer mächtigen, stark zum Rohhumus tendierenden Moder-auflage, die sich aber infolge der starken Hangneigung nach Südwesten zeitweise stark erwärmen dürfte.

Tab. 65: Dominanz von *Oppiella falcata*

Standort	Höhe über NN [m]	Mittl. Jahrestemp.[°C]	<i>Oppiella falcata</i> Dominanz [%]
Donaueschingen	1010	5,7	29
Schönau	1210	4,2	27
Zwiefalten	720	6,7	15
Urach	720	6,4	12
übrige südwestdeutsche Standorte (Ausnahme Ottenhöfen)	< 420	> 7,9	< 4

Innerhalb des Standorttyps 2 lassen die beiden Hochschwarzwald-Standorte durch den übereinstimmend hohen Anteil von *Oppiella falcata* bei hoher Gesamtdominanz der Oppioidea und in der Norm liegender Dominanz der Gruppe X und der Phthiracaroidea als Standortgruppe 2c abgrenzen.

Die unterschiedliche Dominanz der Pterogasterina erlaubt darüber hinaus eine Trennung der übrigen Standorte des Standorttyps 2 in zwei weitere Gruppen: Die Standortgruppe 2a mit einem niedrigen Anteil an Pterogasterina unter 10 %, und eine Standortgruppe 2b mit einem hohen Pterogasterina-Anteil von über 15 %. Die erste Gruppe umfaßt die drei Standorte in der Rheinebene, nämlich Offenburg, Mannheim und Bruchsal, die zweite Gruppe die Standorte am östlichen Gebirgsrand, nämlich Schluttenbach, Schriesheim und Ottenhöfen.

Der mecklenburgische Vergleichsstandort Helmshagen (MORITZ 1963) fügt sich mit einer niedrigen Dominanz der Pterogasterina (7 %), einer hohen Gesamtdominanz der Oppioidea (73 %) gut in die Standortgruppe 2 a ein.

Diese Standorte sind durch einen eher niedrigen Jahresniederschlag unter 700mm (Ausnahme Offenburg) geprägt, die Standorte der Gruppe b zeichnen sich dagegen entsprechend ihrer Lage am Gebirgsrand durch höhere Niederschläge >1000mm aus (Tab. 63).

Weder eindeutig dem Standorttyp 1 noch dem Standorttyp 2 läßt sich der Standort Zwiefalten (140, pH 5,0) zuordnen. Mit 55 Arten, einer mit 8 % leicht erhöhten Dominanz der Phthiracaroidea gehört er eher dem Standorttyp 1 als dem Standorttyp 2 an. Der mit 66 % hohe Anteil an Oppioidea und die niedrige Dominanz der Gruppe X (21 %) spricht eher für einen Zugehörigkeit zum Standorttyp 2. Insgesamt weisen wir ihn vorerst dem Standorttyp 1 zu, wo er aber eine eigene Standortgruppe 1b repräsentiert (Tab. 63).

11.2.3 Zusammenfassende Beurteilung der Standorte bzw. Zönosen und ihrer Belastungssituation (Sollwerte und Abweichungen)

Von den drei Faunenbereichen ist der erste, der Auwald-Faunenbereich, bisher nur durch einen einzigen Standort vertreten. Deshalb lassen sich die oben dargestellten Differential- und Charaktereigenschaften nur als mutmaßlich oder wahrscheinlich diesen Faunenbereich kennzeichnend beurteilen.

Auch der zweite, mediterran-pannonische Faunenbereich, ist erst mit drei Standorten vertreten. Alle drei liegen am Kaiserstuhl, der durch sein Klima und die offene Verbindung über die burgundische Pforte zum mediterranen Raum in vielen Tier- und Pflanzengruppen einen Vorposten mediterraner Elemente bildet. Im Falle der Oribatiden umgreift deren Verbreitungsgebiet auch im Osten die Alpenbarriere, so daß wir diesen Faunenbereich für diese Tiergruppe als mediterran-pannonisch einstufen.

Er ist zum einen durch eine Reihe von Arten Differential- und Charakterarten aus diesem Klimabereich sehr gut gekennzeichnet; zum anderen lassen sich auch auf Gruppenebene zwei Charakteristika erkennen, entweder eine hohe Dominanz Basaler Höherer Oribatiden und Eupheredermata - diese Eigenschaft verbindet diesen Bereich mit dem des Auwaldes, oder eine hohe Dominanz von *Oppiella minutissima* und der Gattung *Quadroppia*; welche Faktoren die eine oder die andere Variante bedingen, läßt sich noch nicht beurteilen.

Die beiden genannten Faunenbereiche sind in Südwestdeutschland mit hoher Wahrscheinlichkeit auf kleine Gebiete begrenzt, die nur wenige Prozent der Fläche ausmachen dürften. Der dritte, boreal-zentraleuropäische Faunenbereich umfaßt dagegen vermutlich das ganze übrige Gebiet von der Rheinebene bis zum Hohenlohischen, der Schwäbischen Alb über das Allgäu zum Schwarzwald, dem Kraichgau und dem südlichen Odenwald. Entsprechend vielfältig sollten die Zönosen sein, und obwohl mit 13 Standorten die weitaus meisten unserer Untersuchung aus diesem Bereich stammen, bedarf es noch einer erheblichen Verbreiterung der Datenbasis, um sie zuverlässig und definitiv zu kennzeichnen.

Dennoch lassen sich Gruppierungen erkennen, die die Unterscheidung in zwei Standorttypen mit jeweils zwei bis drei Standortgruppen erlauben. Diese sind zum jetzigen Zeitpunkt als Entwürfe zu betrachten, nicht als definitive Gruppierungen, vor allem was die Grenzwerte der jeweiligen Parameter betrifft; aber es zeichnet sich doch ein System der südwest-deutschen Waldstandorte ab, das vielleicht noch nicht vollständig, aber in seiner Tendenz mit einiger Wahrscheinlichkeit nicht mehr beliebig ist und durch den nächsten, neu untersuchten Standort wieder in Frage gestellt wird.

Der Standorttyp 1 umfaßt mit 5 untersuchten Standorten noch eine sehr große Bandbreite der verschiedenen Parameter. Gruppierungen lassen sich erst in Ansätzen erkennen, indikatorische Elemente ebenfalls; zu letztem gehört *Oppiella falcata*, die Standorttyp-übergreifend die montanen, kühlen bis kalten Standorte kennzeichnet. Ansonsten lassen sich für den gesamten Standorttyp derzeit folgende Eigenschaften bestimmen:

- Abundanz adulter Oribatiden $<30.000 \text{ Ind./m}^2$
- Anzahl der Arten <60
- Dominanz der Gruppe X $>25 \%$

- Dominanz der Oppioidea <60 %
- Dominanz der Euphthiracaroida <5 %

Der Standorttyp 2 umfaßt 8 Standorte und damit fast die Hälfte aller untersuchten Wälder. Die vorliegenden Daten gestatten hier über eine Untergliederung in drei Standortgruppen hinaus auch eine erste Einschätzung von Abweichungen von der mutmaßliche Schwankungs-breite der Sollwerte. Charaktereigenschaften des Standorttyps 2 sind:

- Abundanz adulter Oribatiden >30.000 Ind./m²
- Anzahl der Arten >60
- Dominanz der Gruppe X <25 %
- Dominanz der Oppioidea >60 %
- Dominanz der Phthiracaroida und Euphthiracaroida jeweils <5 %

Die Standortgruppen lassen sich innerhalb der durch den Standorttyp vorgegebenen Grenzen wie folgt kennzeichnen:

Standortgruppe 2a:

- Dominanz der Gruppe X <15 %
- Dominanz der Oppioidea >65 %
- Dominanz der Pterogasterina <10 %

Standortgruppe 2b

- Dominanz der Gruppe X >20 %
- Dominanz der Oppioidea <65 %
- Dominanz der Pterogasterina >10 %

Standorttyp 2c:

- Dominanz der Gruppe X <15 % (wie 2a)
- Dominanz der Oppioidea >65 % (wie 2a)
- Dominanz der Pterogasterina >10 % (wie 2b)
- Dominanz von *Oppiella falcata* >25 %

Abweichungen

Vier Standorte weichen in ihrer Oribatiden-Zönose deutlich von den geschilderten Sollwertbereichen ab und alle vier gehören zum Standorttyp 2 im boreal-zentraleuropäischen Faunenbereich: Schriesheim, Ottenhöfen, Mannheim und Schönau (Tab. 66). Dies wird in unterschiedlicher Weise bereits an den Generalparametern Abundanz und Artenzahl sichtbar: Die Abundanz adulter Oribatiden liegt in Schriesheim deutlich, in Schönau weniger unter der Grenze von ca. 30.000 Ind./m²., in Mannheim dürfte sie im unteren Durchschnittsbereich liegen, während Ottenhöfen die mit 134.000 Ind./m² die höchste Abundanz aller Standorte aufweist. Die Artenzahl ist am Belchen extrem, in Mannheim weniger, aber immer noch deutlich niedriger als der, in Schriesheim und Ottenhöfen vorhandene, Erwartungsbereich.

Tab. 66: Standorte mit deutlich abweichenden Zönose – Parametern

	Abundanz insgesamt	Artenzahl insgesamt	Dominanz Oppioidea	Dominanz Euphthirac.	Dominanz div. Gruppen	Belastungssituation
Schriesheim	--	+	-	-	-	-
Ottenhöfen	+	+	-	--	-	(-)
Mannheim	+	-	-	--	--	--
Schönau	-	--	+	+	+	+

Nach Abundanz und Artenzahl weicht Ottenhöfen nicht vom Erwartungsbereich ab. Seine Abundanz ist sehr hoch, in Nadelwäldern aber mit Moder-Rohhumus-Auflage und niedrigem pH <4 ist dies zu erwarten, wie der Vergleich mit dem Standort Donaueschingen zeigt. Auch die Artenzahl entspricht durchaus den Erwartungen: Auffällig ist hingegen die mit den Standorten Schriesheim und Mannheim gleichlaufende, markante Abweichung in der Dominanz der Oppioidea und der Euphthiracaroidea. Als ebenfalls überhöht müssen die Dominanzwerte für die Brachychthoniidae angesehen werden. Diese erreichen an kühlen bis kalten Standorten (<8°C) normalerweise kaum über 5 %, erst an wärmeren Standorten (>8°C) steigt ihre Dominanz über 10 %, nur an den wärmsten Standorten (>9,5°C) kann sie 20 % übersteigen und im geradezu "mediterranen" Flaumeichenwald am Kaiserstuhl 50 % erreichen. Die Oribatidenzönose weist damit Ottenhöfen zum einen parallel mit Schriesheim und Mannheim als abweichend aus, ohne aber wie diese beiden Standorte in der Abundanz oder in der Artenzahl reduziert zu sein. Die positive Abweichung bei den Brachychthoniidae, ebenso wie die mit 6 % relativ hohe Dominanz der Gruppe *Oppiella minutissima* und *Quadropia* lässt in Ottenhöfen trotz der generellen Angabe seiner Jahresmitteltemperatur von 6,5°C, die nicht vor Ort gemessen wurde, auf ein wärmeres Lokalklima schließen, als es seiner Höhenlage entspricht. Grund hierfür dürfte die starke Hangneigung (25-30°) in Südwestexposition sein. Die extreme Moder-Rohhumusaufgabe begünstigt durch ihre gute Wärmeaufnahme- und -speichereigenschaft ein wärmeres Bodenklima.

Die Abweichung der Standorte Schriesheim und Mannheim wurde bereits angesprochen: Beide sind wie Ottenhöfen mit einem pH <4 bodensaure Standorte. In Schriesheim ist der Dominanzwert der Oppioidea mit 51 % zu niedrig und fällt zusammen mit einer drastischen Reduzierung der Abundanz der Oribatiden insgesamt. Die analoge Steigerung der Dominanz der Euphthiracaroidea ist ebenso zu beobachten wie eine negative Abweichung der Dominanz der Artengruppe *Oppiella nova/subpectinata*, die in dem direkt vergleichbaren Standort Schluttenbach, aber auch in Ottenhöfen mindestens doppelt so hoch ist.

Am drastischsten weicht der Standort Mannheim von dem Erwartungsbereich ab, sowohl was die Gruppen Oppioidea und Euphthiracaroidea, die Artengruppe *Oppiella nova/subpectinata* und die Gesamt-Artenzahl betrifft. Die "mediterrane" Artengruppe *Oppiella minutissima/Quadropia* ist trotz der hohen Standorttemperatur ebenfalls unterrepräsentiert.

Der Standort Belchen bietet ein sehr heterogenes Bild: Nach den beiden Generalparametern Abundanz und Artenzahl müßte er als nicht nur abweichend, sondern a priori bereits als gestört betrachtet werden. Diese Einschätzung wird aber durch keinen qualitativen Parameter gestützt, die Dominanz aller in Frage kommender Gruppen und Arten liegt im Erwartungsbereich, sieht man davon ab, daß dieser Zönose viele rezedente und subrezedente Arten fehlen, die sonst das Artenspektrum bereichern. Möglicherweise ist auch die niedrige Abundanz nicht als Belastungsindiz aufzufassen, denn sein Auflagehorizont hat deutlich mullartigen Charakter und Mullböden haben generell niedrige Oribatidenabundanzen, wie Standortgruppe 1 zeigt.

Stellt man für die abschliessende Beurteilung der Abweichungen die an den Oribatiden-Zönosen erzielten Ergebnisse in den Rahmen der übrigen untersuchten oder bekannten Verhältnisse, dann ergibt sich folgendes:

- Der Standort Schönau, der ja auf einem Gipfel des Belchen in 1215m ü.NN. liegt, einen schüttereren Buchen-Tannenwald auf einem skelettreichen Urgestein-Schuttboden trägt, der trotz des niedrigen pH von 3,7 keinen ausgeprägten Auflagehorizont aufweist, beherbergt mit einiger Wahrscheinlichkeit einen für diese Verhältnisse typische, eben artenarme, mäßig abundante Oribatidenzönose.
- Der Standort Ottenhöfen verhält sich genau umgekehrt wie Schönau: Die Generalparameter Abundanz und Artenzahl weichen nicht negativ von den Erwartungswerten ab, wohl aber die Dominanz indikatorisch wichtiger, charakteristischer Gruppen. Diese Abweichungen indizieren teilweise ein wärmeres Lokal- und Bodenklima, könnten aber zusätzlich Hinweis auf eine Belastung des Standorts durch luftgetragene Schadstoffe sein. Die Südwestexposition in 700m Höhe am Westrand des Schwarzwaldes, die starke Versauerung des Bodens mit einem pH <3 und die schon stark zum Rohhumus tendierende, mächtige Streuauflage könnten diese Annahme stützen.
- Beim Standort Schriesheim wird die drastische negative Abweichung des Generalparameters Abundanz durch eine gleichsinnige Abweichung auch der qualitativen Dominanz-Parameter ergänzt. Im Kontext der negativen Flechten-Indikation dieses Standorts, dem beobachteten vollständigen Verschwinden der Moosschürzen am Fuß der Bäume und der bekannten Luftmesswerte, die eine beträchtliche Schadstoffbelastung signalisieren, müssen die Abweichungen als Anzeichen für eine Belastung der Oribatiden-Zönose gewertet werden. Daß die Artenzahl noch wenig beeinträchtigt ist, könnte ein Hinweis darauf sein, daß die Belastung noch im Bereich des Pufferungsvermögens der Zönose liegt.
- Der Standort Mannheim zeigt neben der Reduzierung der Artenzahl die deutlichste Abweichung der Dominanzparameter. Vergleicht man diesen Standort zudem mit dem von Lage, Klima und Boden her sehr ähnlichen Standort Bruchsal, dann wäre auch die Abundanz als reduziert anzusehen. Wir haben noch keine ausreichende Vergleichsbasis, dies zu beurteilen. Immerhin ist Mannheim ein Mischwald mit einem erheblichen Anteil an Kiefern und einer mächtigen Rohhumusauflage, die auch einen Vergleich mit Ottenhöfen nahelegt; dabei würde sich die Abundanz in Mannheim noch negativer darstellen. Die Gesamtsituation des Standorts am Stadtrand der Großstadt Mannheim mit hohem Freizeitdruck, hohem Stickstoffeintrag, negativer Flechten-Indikation lassen die Interpretation der Abweichungen der Zönose-Parameter als deutliche Belastungsindizien zu.

Die Standorte des Standorttyps 1 zeigen ebenfalls kein einheitliches Bild; vielmehr läßt sich ein deutliches Gefälle von Standort zu Standort bei den indikatorisch wichtigsten Gruppen-Dominanzen feststellen. Allerdings fällt es bei dem derzeitigen Informationsstand auf der Basis von

nur 5 Standorten schwer, innerhalb dieser Gruppierung weiter zu differenzieren und damit auch mögliche Abweichungen zu identifizieren, zumal die Generalparameter Abundanz und Artenzahl sich in einem verhältnismäßig engen, als charakteristisch anzusehenden Bereich halten. Die Ausweitung der Datenbasis ist hier ebenso wie bei den übrigen Standort-Gruppierungen Voraussetzung weiterer Bemühungen um Bioindikation von Standorten und ihrer Belastungssituation mit Hilfe der Oribatiden-Zönosen.

11.3 Gamasina (A. Ruf)

Von den Wald-Dauerbeobachtungsflächen der LfU Baden-Württemberg wurde die Gamasinen-Fauna von sechs Standorten erfaßt. Bisher wurden 3 Probennahmeterminen ausgewertet (Frühjahrs- und Herbstprobennahme 1992 und die Frühjahrsprobennahme 1993). Insgesamt wurden 4605 Gamasinen gefunden, die sich auf 105 Taxa aufteilen. Davon sind die meisten als Arten anzusprechen, 18 haben einen unklaren taxonomischen Status. Darunter sind alleine 10 Taxa innerhalb der Gattung Pergamasus, die noch nicht hinreichend bearbeitet ist. Je eine bisher unbeschriebene Art wurde in der Gattung Veigaia und in der Gattung Zercon gefunden. Lediglich zwei Arten konnten an allen sechs Standorten nachgewiesen werden, 59 kamen nur an jeweils einem Standort vor.

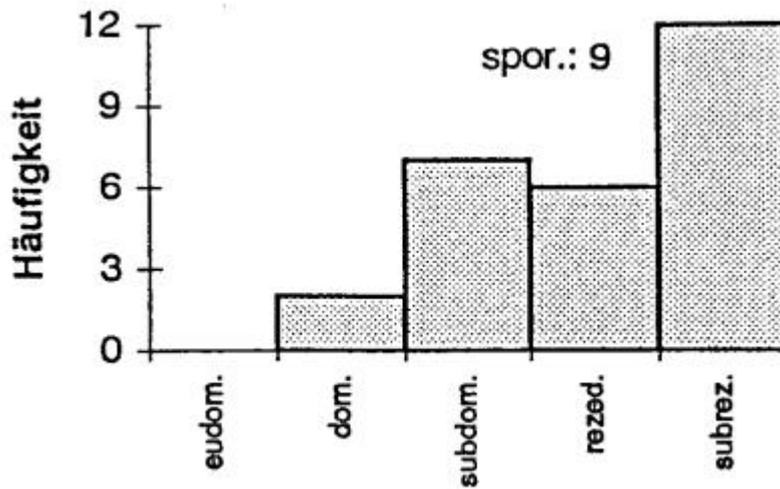
Die Beurteilung des ökologischen Zustandes der Böden mit Hilfe der gefundenen Arten gründet sich auf zwei Verfahren. Zum einen die Einschätzung der "Biologischen Aktivität" und des Sukzessionszustandes nach KARG & FREIER (1995) und der "Reife-Index" nach RUF (1996). Das erste Verfahren berücksichtigt hauptsächlich Indikator-Arten, -Gattungen und -Familien, aus deren Vorhandensein die Bewertung abgeleitet werden kann. Für das zweite Verfahren können aus der Literatur Sollwerte für Wälder mit bestimmten Humusformen abgeleitet werden. Die Sollwerte sind im allgemeinen Teil angegeben. Zur differenzierten Beurteilung wurde noch ein "Toleranzbereich" für jede Humusform festgelegt, der 30 % des entsprechenden Medianwertes umfaßt.

Für eine Beurteilung mit Hilfe der Dominanzstruktur erwies sich das vorliegende Material als noch nicht ausreichend. Um diese Eigenschaft der Zönose zu berücksichtigen, wurde die Dominanzstruktur in groben Klassen nach ENGELMANN (1978) für jeden Standort angegeben. Da kein expliziter Erwartungswert für die einzelnen Standorte dafür vorliegt, kann auf dieser Eigenschaft keine Indikation beruhen.

Zwiefalten (140)

Es wurden 36 Taxa mit 322 Individuen nachgewiesen. Die Artenzahl ist sicherlich noch nicht vollständig erfaßt, beim letzten Probennahmetermin kamen nochmals 8 Arten hinzu, die Artensättigungskurve steigt immer noch an. 42 % der hier vorkommenden Arten, die 34 % der Individuen stellten, konnten nur hier nachgewiesen werden. Der Standort weicht faunistisch am stärksten von den anderen ab. Die Artendiversität ist hoch (Shannon-Wiener Index = 2,82), die Dominanzstruktur ist in Abbildung 67 dargestellt. Wie zu erwarten, sind die meisten Arten in den Dominanzklassen subzedent und sporadisch vertreten.

Abb. 18: Verteilung der Arten auf Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978) am Standort Zwiefalten (140):



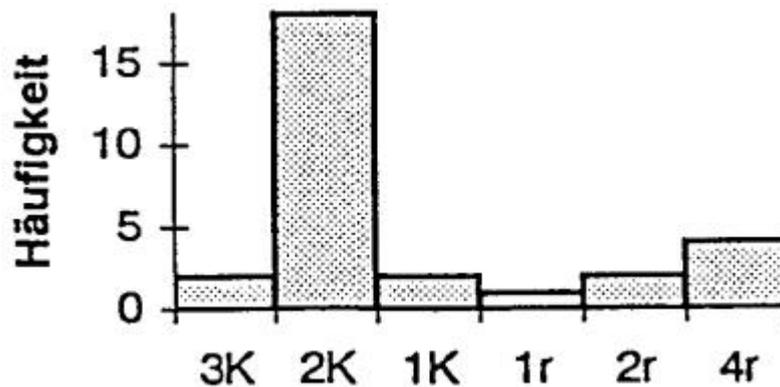
Beurteilung:

Tab. 67: Indikatorarten nach KARG & FREIER (1995) am Standort Zwiefalten (140)

Große <i>Pergamasus</i> - Arten	<i>Veigaia</i> - Arten	Rhodacaridae
Pergamasus crassipes Pergamasus barbarus	Veigaia nemorensis Veigaia exigua Veigaia kochi Veigaia transisalae	
2 Arten	4 Arten	4 Arten

Das Vorhandensein von 4 Arten der Familie Rhodacaridae würde dem Standort ein geringes Sukzessionsalter zuschreiben. Zwei große Pergamasus-Arten und vier Arten der Gattung Veigaia bedeuten eine hohe biologische Aktivität und ein fortgeschrittenes Sukzessionsalter. Ein Hinweis auf eine Belastung soll aus dieser Diskrepanz nicht abgeleitet werden. Die Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten ist in Abbildung 19 angegeben. Arten aus dem gesamten Spektrum sind vertreten. Am häufigsten sind die K-selektierten Arten, auffallend sind jedoch die drei Arten, die sehr stark r-selektiert sind (4r), die zur Unterfamilie Parasitinae gehören.

Abb. 19: Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten nach RUF (1996) am Standort Zwiefalten (140):

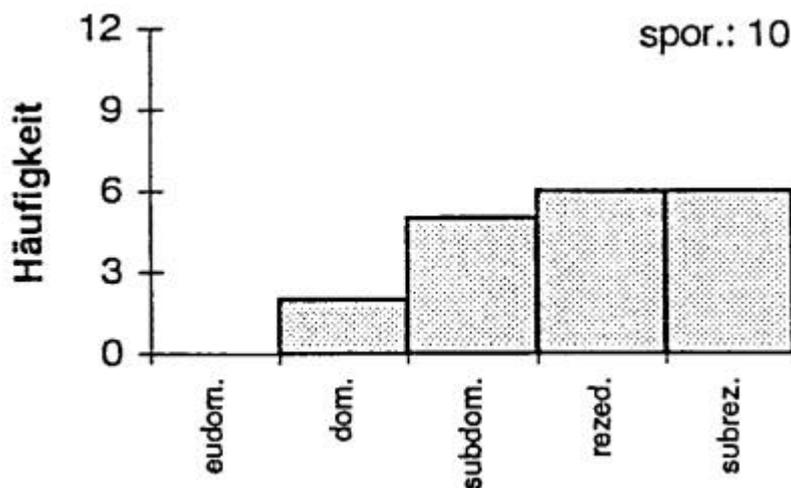


Der "Reife-Index" beträgt 0,72, für Mullböden liegt der Sollbereich zwischen 0,63 und 0,75. Obwohl am letzten Probennahmetermin noch 14 % der Arten hinzukamen, veränderte sich der "Reife-Index" nur von 0,73 auf 0,72. Das Artenspektrum ist noch nicht erfaßt, aber der Wert des "Reife-Index" dürfte sich nicht mehr stark ändern. Der Standort ist als intakt zu bezeichnen und entspricht der Erwartung aus der Literatur.

Schriesheim (350)

Es wurden 29 Taxa mit 746 Individuen nachgewiesen. Die Artenzahl ist näherungsweise vollständig erfaßt, beim letzten Probennahmetermin kamen nur 3 Arten hinzu, die Artensättigungskurve verläuft flach. 20 % der hier vorkommenden Arten, die 15 % der Individuen stellten, konnten nur hier nachgewiesen werden. Der Standort weicht faunistisch kaum von den anderen ab.

Abb. 20: Verteilung der Arten auf Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978) am Standort Schriesheim (350):



Die Artendiversität ist mäßig hoch (Shannon-Wiener Index = 2,37), die Dominanzstruktur ist in Abbildung 20 dargestellt. Wie zu erwarten, sind die meisten Arten in den Dominanzklassen subrezent und sporadisch vertreten. Die Verschiebung zu den Arten mit den geringen Dominanzwerten ist jedoch nicht so deutlich ausgeprägt.

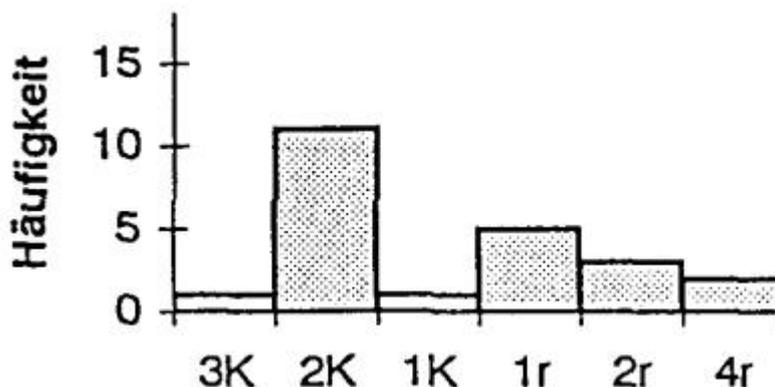
Beurteilung:

Tab. 68: Indikatorarten nach KARG & FREIER (1995) am Standort Schriesheim (350)

Große <i>Pergamasus</i> - Arten	<i>Veigaia</i> - Arten	Rhodacaridae
<i>Pergamasus crassipes</i> <i>Pergamasus germanicus</i>	<i>Veigaia nemorensis</i>	
2 Arten	1 Art	Keine Art

Zwei große *Pergamasus*-Arten und nur eine Art der Gattung *Veigaia* bedeuten eine reduzierte biologische Aktivität. Das Fehlen von Rhodacariden wäre charakteristisch für reife Waldböden. Die Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten ist in Abbildung 21 angegeben. Arten aus dem gesamten Spektrum sind vertreten. Auffallend sind relativ viele Arten, die mäßig r-selektiert sind (1r), die zur Familie Ascidae und Laelapidae gehören und die meist nicht so häufig in Wäldern anzutreffen sind.

Abb. 21: Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten nach RUF (1996) am Standort Schriesheim (350):



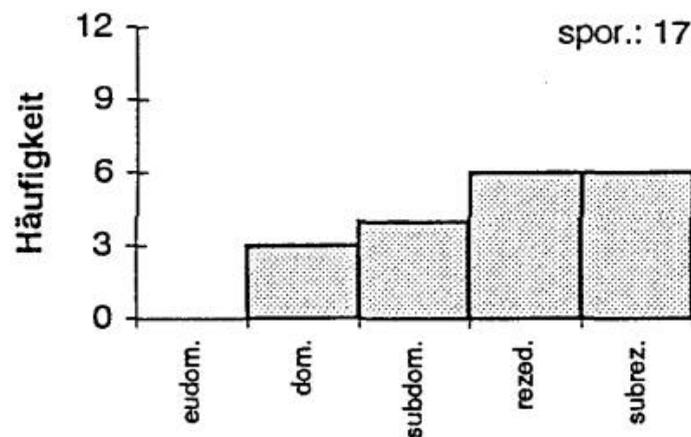
Der "Reife-Index" beträgt 0,58, für Moderböden liegt der Sollbereich zwischen 0,69 und 0,84, der Toleranzbereich zwischen 0,63 und 0,87. Am letzten Probennahmetermin kamen nur noch 10 % der Arten hinzu, der "Reife-Index" veränderte sich von 0,59 auf 0,58. Das Artenspektrum ist relativ gut erfasst, der Wert des "Reife-Index" ist stabil. Der Standort ist als gestört zu bezeichnen, er entspricht nicht der Erwartung aus der Literatur.

Donaueschingen (400)

Es wurden 36 Taxa mit 1619 Individuen nachgewiesen. Die Artenzahl ist näherungsweise vollständig erfaßt, beim letzten Probennahmetermin kamen nur 4 Arten hinzu, die Artensättigungskurve verläuft flach. 33 % der hier vorkommenden Arten, die 51 % der Individuen stellten, konnten nur hier nachgewiesen werden. Der Standort weicht in den dominanten Arten stark von den anderen ab.

Die Artendiversität ist niedrig (Shannon-Wiener Index = 2,32), die Dominanzstruktur ist in Abbildung 22 dargestellt. Wie zu erwarten, sind die meisten Arten in den Dominanzklassen subrezent und sporadisch vertreten, besonders viele Arten wurden als sporadisch klassifiziert, sie machen beinahe die Hälfte aller Arten aus.

Abb. 22: Verteilung der Arten auf Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978) am Standort Donaueschingen (400):



Beurteilung:

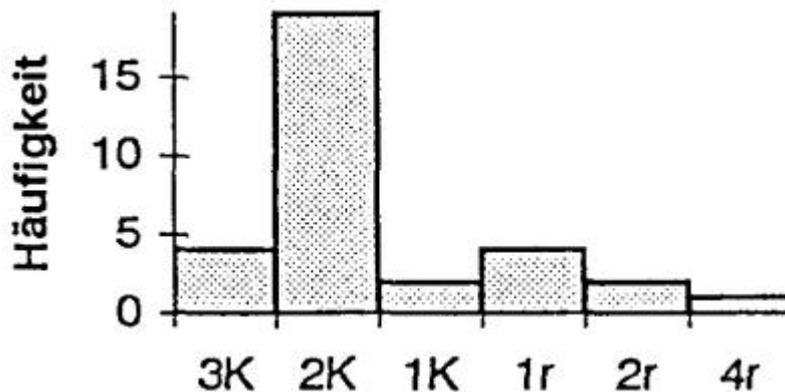
Tab. 69: Indikatorarten nach KARG & FREIER (1995) am Standort Donaueschingen (400)

Große <i>Pergamasus</i> - Arten	<i>Veigaia</i> - Arten	Rhodacaridae
<i>Pergamasus crassipes</i>	<i>Veigaia nemorensis</i>	<i>Veigaia nov. sp</i>
<i>Pergamasus germanicus</i>	<i>Veigaia exigua</i>	
<i>Pergamasus hamatus</i>	<i>Veigaia cerva</i>	
3 Arten	4 Arten	1 Art

Drei große *Pergamasus*-Arten und vier Arten der Gattung *Veigaia* bedeuten eine hohe biologische Aktivität und ein fortgeschrittenes Sukzessionsalter. Trotzdem konnte noch eine Art aus der Familie der Rhodacaridae nachgewiesen werden, die in solchen Böden schon abgelöst sein sollte. Die

Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten ist in Abbildung 23 angegeben. Arten aus dem gesamten Spektrum sind vertreten. Am häufigsten sind die K-selektierten Arten, die stärker r-selektierten Arten sind wenig repräsentiert.

Abb. 23: Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten nach RUF (1996) am Standort Donaueschingen (400):



Der "Reife-Index" beträgt 0,81, für Rohhumusböden liegt der Sollbereich zwischen 0,81 und 0,82. Obwohl am letzten Probennahmetermin noch 17 % der Arten hinzukamen veränderte sich der "Reife-Index" nur von 0,82 auf 0,81. Das Artenspektrum ist relativ gut erfasst, der Wert des "Reife-Index" ist stabil. Der Standort ist als intakt zu bezeichnen und entspricht der Erwartung aus der Literatur.

Schönau (410)

Es wurden 28 Taxa mit 225 Individuen nachgewiesen. Die Artenzahl ist sicherlich noch nicht vollständig erfasst, beim letzten Probennahmetermin kamen nochmals 6 Arten hinzu, die Artensättigungskurve steigt immer noch an. 25 % der hier vorkommenden Arten, die 4 % der Individuen stellten, konnten nur hier nachgewiesen werden. Trotz seiner extremen Lage weicht der Standort faunistisch kaum von den anderen ab.

Die Artendiversität ist am niedrigsten (Shannon-Wiener Index = 2,27), die Domianzstruktur ist in Abbildung 24 dargestellt. Wegen der geringen Individuenzahl wurde nicht zwischen subrezedenten und sporadischen Arten unterschieden. Die Arten mit niedrigen Dominanzwerten machen über die Hälfte aller Arten aus.

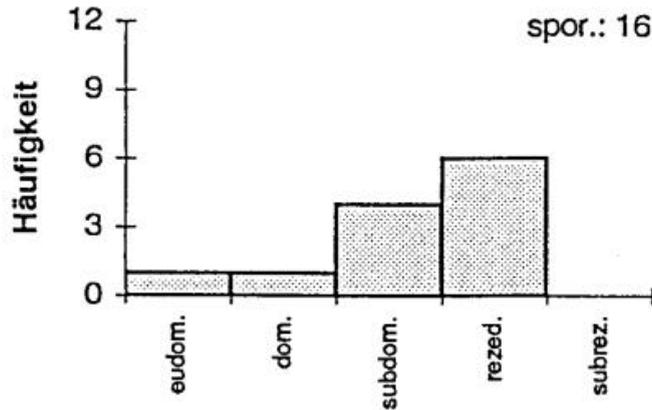


Abb. 24: Verteilung der Arten auf Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978) am Standort Schönau (410):

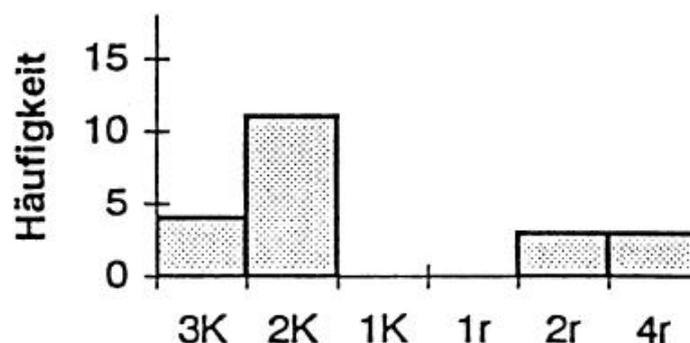
Beurteilung:

Tab. 70: Indikatorarten nach KARG & FREIER (1995) am Standort Schönau (410)

Große <i>Pergamasus</i> - Arten	<i>Veigaia</i> - Arten	Rhodacaridae
<i>Pergamasus crassipes</i>	<i>Veigaia nemorensis</i> <i>Veigaia nov. sp</i> <i>Veigaia cerva</i>	
1 Art	3 Arten	2 Arten

Nur eine große Pergamasus-Art und drei Arten der Gattung Veigaia bedeuten eine reduzierte biologische Aktivität. Dazu würden die beiden Rhodacariden-Arten passen, die für ein frühes Sukzessionsalter stehen. Die Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten ist in Abbildung 25 angegeben. Arten aus dem mittleren Bereich (1K und 1r) fehlen. Am häufigsten sind die K-selektierten Arten, die stärker r-selektierten Arten sind aber auch relativ stark vertreten.

Abb. 25: Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten nach RUF (1996) am Standort Schönau (410):

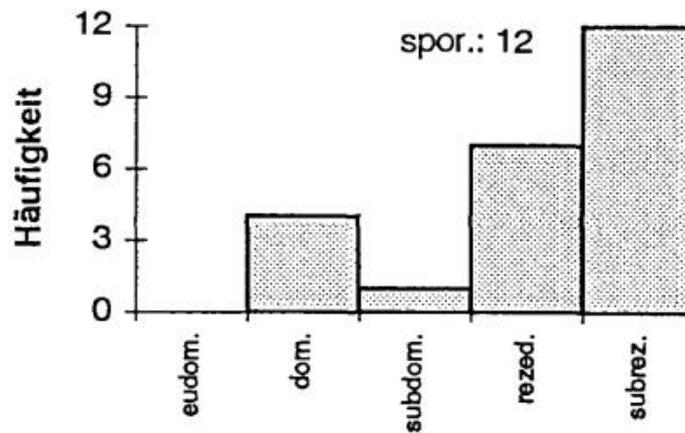


Der "Reife-Index" beträgt 0,68, für Mullböden liegt der Sollbereich zwischen 0,63 und 0,75. Am letzten Probennahmetermin kamen noch 39 % der Arten hinzu, der "Reife-Index" veränderte sich deutlich von 0,81 auf 0,68. Das Artenspektrum ist noch nicht erfaßt, der Wert des "Reife-Index" könnte sich noch ändern. Der Standort ist (zur Zeit) als intakt zu bezeichnen und entspricht der Erwartung aus der Literatur.

Offenburg (470)

Es wurden 36 Taxa mit 744 Individuen nachgewiesen. Die Artenzahl ist sicherlich noch nicht vollständig erfaßt, beim letzten Probennahmetermin kamen nochmals 8 Arten hinzu, die Artensättigungskurve steigt immer noch an. 31 % der hier vorkommenden Arten, die 5 % der Individuen stellten, konnten nur hier nachgewiesen werden. Der Standort weicht faunistisch kaum von den anderen ab. Die Artendiversität ist mäßig hoch (Shannon-Wiener Index = 2,33), die Domianzstruktur ist in Abbildung 26 dargestellt. Wie zu erwarten, sind die meisten Arten in den Dominanzklassen subrezedent und sporadisch vertreten. Auffallend ist, daß nur wenige Arten in der Klasse subdominant enthalten sind.

Abb. 26: Verteilung der Arten auf Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978) am Standort Offenburg (470):



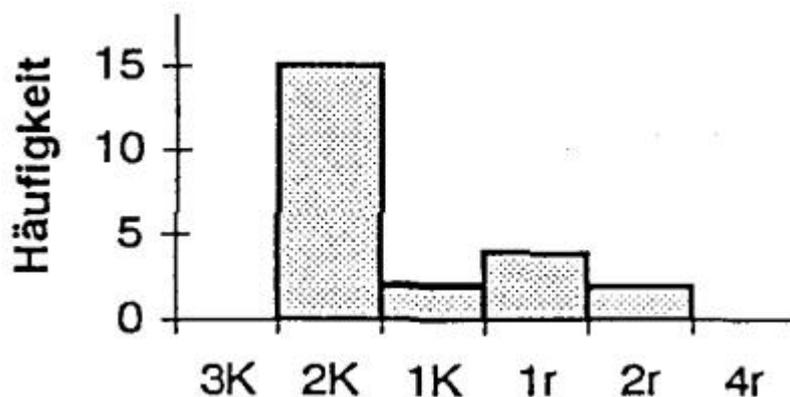
Beurteilung:

Tab. 71: Indikatorarten nach KARG & FREIER (1995) am Standort Offenburg (470)

Große <i>Pergamasus</i> - Arten	<i>Veigaia</i> - Arten	Rhodacaridae
<i>Pergamasus crassipes</i> <i>Pergamasus germanicus</i>	<i>Veigaia nemorensis</i> <i>Veigaia cerva</i> <i>Veigaia exigua</i>	
2 Art	3 Arten	keine Art

Zwei große Pergamasus-Arten und drei Arten der Gattung Veigaia bedeuten eine relativ hohe biologische Aktivität. Das Fehlen von Rhodacariden wäre charakteristisch für reife Waldböden. Die Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten ist in Abbildung 27 angegeben. Auffallend ist das Fehlen der extremen K- und r- Strategen, die an allen anderen Standorten vertreten sind. Zumindest die Zerconidae (3K Arten) sind in jedem Wald vorhanden.

Abb. 27: Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten nach RUF (1996) am Standort Offenburg (470):



Der "Reife-Index" beträgt 0,80, für Mullböden liegt der Sollbereich zwischen 0,63 und 0,75. Am letzten Probennahmetermin kamen noch 17 % der Arten hinzu, der "Reife-Index" veränderte sich von 0,85 auf 0,80. Das Artenspektrum ist noch nicht gut erfaßt, der Wert des "Reife-Index" könnte sich noch ändern. Abweichend von der Erwartung ist das Fehlen der Zerconidae und der Parasitinae. Der Standort ist weiterhin zu beobachten, er entspricht nicht ganz der Erwartung aus der Literatur.

Mannheim (520)

Es wurden 33 Taxa mit 931 Individuen nachgewiesen. Die Artenzahl ist näherungsweise vollständig erfaßt, beim letzten Probennahmetermin kam nur 1 Art hinzu, die Artensättigungskurve verläuft flach. 24 % der hier vorkommenden Arten, die 3 % der Individuen stellten, konnten nur hier nachgewiesen werden. Der Standort weicht faunistisch kaum von den anderen ab. Die Artendiversität ist mäßig hoch (Shannon-Wiener Index = 2,43), die Domianzstruktur ist in Abbildung 28 dargestellt. Die Dominanzstruktur ist uneinheitlich, es gibt eine eudominante Art, keine dominante und sehr viele subdominante Arten.

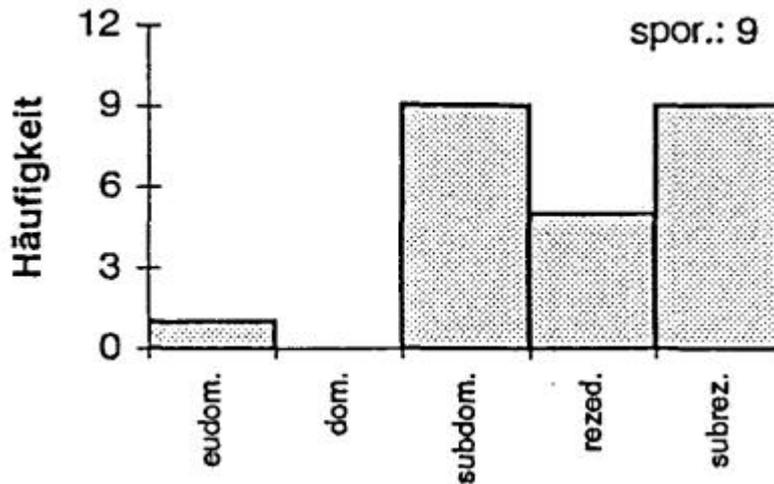


Abb. 28: Verteilung der Arten auf Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978) am Standort Mannheim (520):

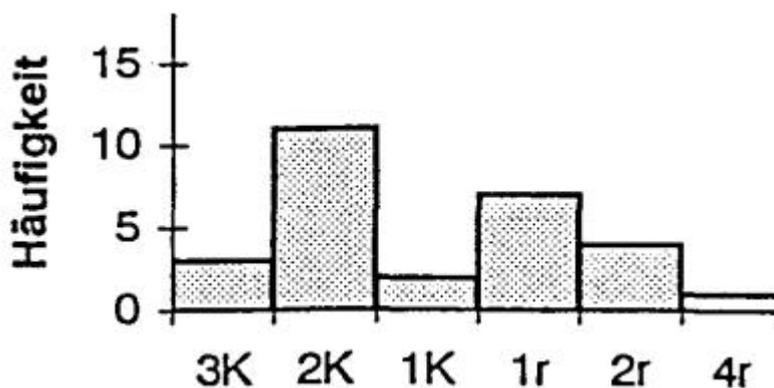
Beurteilung:

Tab. 72: Indikatorarten nach KARG & FREIER (1995) am Standort Mannheim (520)

Große <i>Pergamasus</i> - Arten	<i>Veigaia</i> - Arten	Rhodacaridae
<i>Pergamasus crassipes</i>	<i>Veigaia nemorensis</i>	
<i>Pergamasus germanicus</i>	<i>Veigaia cerva</i>	
2 Art	2 Arten	1 Art

Zwei große Pergamasus-Arten und zwei Arten der Gattung Veigaia bedeuten eine mäßige biologische Aktivität. Es konnte noch eine Rhodacaride nachgewiesen werden, die einen frühen Sukzessionszustand indizieren würde. Die Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten ist in Abbildung 29 angegeben. Arten aus dem gesamten Spektrum sind vertreten. Auffallend sind relativ viele Arten, die mäßig r-selektiert sind (1r), die zur Familie Ascidae (6 Arten) und Laelapidae (1 Art) gehören und die meist nicht so häufig in Wäldern anzutreffen sind.

Abb. 29: Verteilung der Arten auf die verschiedenen Fortpflanzungsarten nach RUF (1996) am Standort Mannheim (520):



Der "Reife-Index" beträgt 0,64, für Rohhumusböden liegt der Sollbereich zwischen 0,81 und 0,82, der Toleranzbereich zwischen 0,68 und 0,93. Am letzten Probennahmetermin kamen nur noch 3 % der Arten hinzu, der "Reife-Index" veränderte sich nicht mehr. Das Artenspektrum ist relativ gut erfaßt, der Wert des "Reife-Index" ist stabil. Der Standort ist als gestört zu bezeichnen, er entspricht nicht der Erwartung aus der Literatur.

Zusammenfassung

Im Überblick über alle sechs Standorte entsprechen drei den Erwartungen, hier würde die Gamasinenzönose intakte ökologische Verhältnisse im Boden indizieren. Drei Standorte entsprechen nicht den Erwartungen. Hier indiziert die Gamasinenzönose gestörte ökologische Verhältnisse im Boden (Tab. 73).

Tab. 73: Überblick über die Beurteilung der sechs untersuchten Standorte mit Hilfe der Gamasinenzönose

Standort	Nr.	Humusform	biol. Aktivität	Reife-Index	Erwartung ?
Zwiefalten	140	Mull	+/-	0,72	+
Schriesheim	350	Moder	+/-	0,58	-
Donaueschingen	400	Rohhumus	+/-	0,81	+
Schönau	410	Mull	+/-	0,68	+
Offenburg	470	Mull	+/-	0,8	-
Mannheim	520	Rohhumus	+/-	0,64	-

Die biologische Aktivität differenziert nicht genügend zwischen den untersuchten Wäldern. Da die anderen Indikatorarten in allen Wäldern vorkamen, sind die Arten der Familie Rhodacaridae die einzigen, auf denen eine Differenzierung begründet werden kann. Der "Reife-Index" berücksichtigt die gesamte Zönose und scheint für die Indikation des ökologischen Zustandes der Wälder geeigneter.

Fazit

Raubmilben sind empfindliche Indikatoren für den Zustand ihres Lebensraumes, den Boden. Dies konnte hier auch am Beispiel verschiedenen beeinträchtigter Wälder in Baden-Württemberg bestätigt werden. Mit dem "Reife-Index" liegt ein einfaches und wirksames Instrument zur Beurteilung der Zönose vor. Weitere Untersuchungen müssen noch zeigen, ob sich diese Gruppe als Frühwarnsystem einsetzen läßt und auch erst beginnende Veränderungen im ökologischen Gefüge indizieren kann. Jedoch muß der Beurteilung eine Determination aller Individuen auf Artebene vorangehen. Das Verfahren verspricht zwar sensibel und effektiv zu sein, es kann jedoch nicht von ungeschultem Personal durchgeführt werden. Zur qualifizierten Beurteilung müssen Fachleute eingesetzt werden. Dies ist mit einem entsprechenden Finanz- und Zeitaufwand verbunden.

11.4 Chilopoden, Diplopoden und Isopoden (H-C. Fründ)

Die Hundertfüßer (Chilopoda), Doppelfüßer (Diplopoda) und Asseln (Isopoda) wurden mit Bodenfallen gefangen. Es wird über die Ergebnisse des Jahres 1994 berichtet. Die Determination der Asseln erfolgte durch Michael Scheurig und wurden für alle elf Standorte durchgeführt. Die Hundert- und Doppelfüßer (Determination: H.-C. Fründ) konnten von neun Standorten bearbeitet werden; Bad Urach (130) und Eppingen (292) mußten aus Kapazitätsgründen unberücksichtigt bleiben.

Es wurden 14 Hundertfüßer-, 21 Doppelfüßer- und 12 Asselarten nachgewiesen. Die Fangzahlen sind in den Tabellen 74a bis 74c dokumentiert. Wie bereits in Kap. 7.2.8 angemerkt, werden in Bodenfallenfängen überwiegend laufaktive, epigäische Arten der genannten Tiergruppen nachgewiesen, während im Boden lebende Formen nicht zuverlässig erfaßt werden können. Bei den Hundertfüßern sind vor allem die Erdkriecher (Geophilomorpha) unterrepräsentiert, und Arten, die ausgedehnte nächtliche Exkursionen (v.a. an Baumstämmen) unternehmen, treten mit größerer Häufigkeit als in Quadratproben auf. Bei den Doppelfüßern und Asseln ist der Anteil der mit Bodenfallen unzureichend erfaßten Arten geringer, betrifft jedoch gerade kleine, im Boden lebende Formen, die besonders deutliche Anzeiger für die ökologischen Qualität des Bodens sind.

Tab. 74a: Bodenfallen-Fangzahlen der Hundertfüßer an neun Waldstandorten des Immissionsökologischen Wirkungskatasters im Jahr 1994

Arten	140	310	350	380	400	410	450	470	520
<i>Lithobius crassipes</i>	6	1							
<i>Lithobius forficatus</i>		1				1	5		4
<i>Lithobius microps</i>							1		
<i>Lithobius muticus</i>							1		
<i>Lithobius dentatus</i>	19		9				1		
<i>Lithobius macilentus</i>	10	9	2	19	12	3	1		
<i>Lithobius mutabilis</i>	35	8	20			1			
<i>Lithobius piceus</i>	2	3				1			
<i>Lithobius pygmaeus</i>				1	7				
<i>Lithobius tricuspis</i>	1	1	2	1					
<i>Lithobius spec.</i>	1	1		1			1	1	
<i>Cryptops hortensis</i>			4						2
<i>Cryptops parisi/anomalans</i>								1	
<i>Schendyla nemorensis</i>			1					2	2
<i>Strigamia acuminata</i>				1				1	
<i>Strigamia transsilvanica</i>				1					

Standorte: 140 (Zwiefalten), 310 (Crailsheim), 350 (Schriesheim), 380 (Ottenhöfen), 400 (Donaueschingen), 410 (Schönau), 450 (Breisach), 470 (Offenburg), 520 (Mannheim)

Tab. 74b: Bodenfallen-Fangzahlen der Doppelfüßer an neun Waldstandorten des Immissionsökologischen Wirkungskatasters im Jahr 1994

Arten	140	310	350	380	400	410	450	470	520
<i>Allaiulus nitidus</i>	2		1				6		
<i>Brachydesmus superus</i>								3	
<i>Chordeuma sylvestre</i>	5	1			1		5		
<i>Craspedosoma? juv. *)</i>		1	8					2	
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	2								
<i>Cylindroiulus punctatus</i>									4
<i>Glomeris connexa</i>		3		1					
<i>Glomeris conspersa/undulata</i>	35	39					51	4	
<i>Glomeris hexasticha bavarica</i>		1							
<i>Glomeris intermedia</i>		2							
<i>Glomeris marginata</i>		2	21						
<i>Julus scandinavicus</i>	1	17	9	1			44	16	
<i>Leptoiulus simplex glacialis</i>				28		4			
<i>Melogona gallica</i>							15		
<i>Mycogona germanicum</i>			2	34	5	1		1	
<i>Polydesmus angustus</i>			4	1?			2	8	
<i>Polydesmus denticulatus</i>			4	6	12		2	8	
<i>Polydesmus inconstans</i>			1						
<i>Proteruiulus fuscus</i>			1?						
<i>Tachypodoiulus niger</i>	1	7					15	5%	
<i>Unciger foetidus</i>				1					

*) evtl. auch Juvenile der Gattungen *Rhymogona* und *Xylophageuma*

Tab. 74c: Bodenfallen-Fangzahlen der Asseln an elf Waldstandorten des Immissions-ökologischen Wirkungskatasters im Jahr 1994

Arten	130	140	292	310	350	380	400	410	450	470	520
<i>Armadillidium opacum</i>			1						6		
<i>Armadillidium pictum</i>			2	8	120				9		1
<i>Armadillidium vulgare</i>											3
<i>Haplophthalmus</i> sp.*)							1		17		
<i>Lepidoniscus minutus</i>			1								
<i>Ligidium hypnorum</i>	78	35	6	29					5	1	
<i>Oniscus asellus</i>	2		3		61	2		1	3	2	6
<i>Philoscia</i> sp. (<i>muscorum</i> ?)											1
<i>Porcellio monticola</i>									33		
<i>Porcellium conspersum</i>	18	56	3	29							
<i>Trachelipus rathkei</i>											16
<i>Trachelipus ratzeburgi</i>			4	8	6				3		
<i>Trichoniscus</i> spec.+)	922	1398	60	155	11	27	1	1	102	56	

Standorte: 130 (Bad Urach), 140 (Zwiefalten), 292 (Eppingen), 310 (Crailsheim), 350 (Schriesheim), 380 (Ottenhöfen), 400 (Donauschingen), 410 (Schönau), 450 (Breisach), 470 (Offenburg), 520 (Mannheim)

Um Ähnlichkeiten zwischen den Artenbeständen der Standorte und dem Vorkommen der Arten deutlich zu machen, wurden die Daten einer Korrespondenzanalyse unterzogen (vgl. TER BRAAK 1987, FRÜND 1995). Dabei zeigt sich ein Hauptunterschied zwischen dem Standort Mannheim (520) einerseits und allen übrigen Standorten andererseits (Abb. 30: 1. Hauptachse der Korrespondenzanalyse). Für die Differenzierung der übrigen Standorte ist die zweite Hauptachse der Korrespondenzanalyse aussagefähiger. In Tabelle 75 ist die Arten- Standorttabelle der zweiten Hauptachse entsprechend umgruppiert.

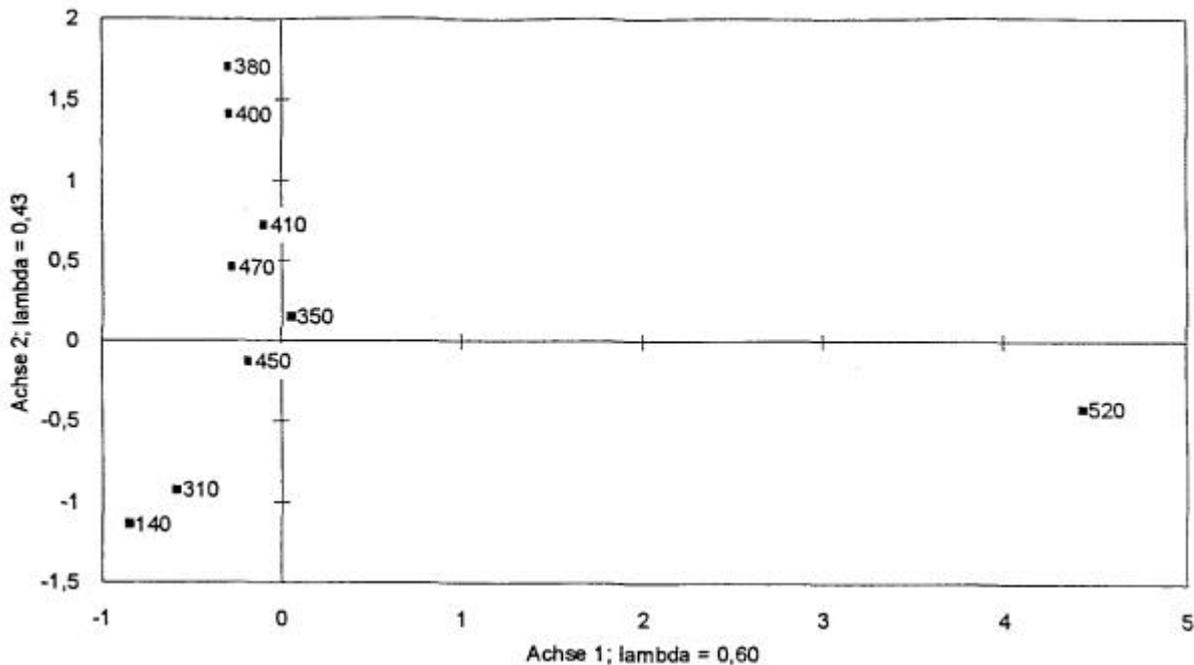
Tab. 75: Anordnung der Standorte und Arten gemäß den Positionen in der zweiten Hauptachse der Korrespondenzanalyse.

Der Standort Mannheim wurde wegen seiner tiefgreifenden Andersartigkeit abgesetzt (vgl. 1. Hauptachse der Korrespondenzanalyse). Die Fangzahlen wurden in Häufigkeitsklassen umgewandelt: X = zwei oder mehr Individuen; + = Einzelfang

ART	-1,14 Zwiefa. 140	-0,93 Crails. 310	-0,13 Breis. 450	0,15 Weinh. 350	0,45 Offen. 470	0,72 Schönau 410	1,40 Donau. 400	1,70 Ottenh. 380	-0,42 Mannh. 520	Score
<i>Cylindroiulus caeruleocinc</i>	X									-2,66
<i>Lithobius crassipes</i>	X	+								-2,50
<i>Porcellium conspersum</i>	X	X								-2,41
<i>Glomeris intermedia</i>		X								-2,17
<i>Unciger foetidus</i>		+								-2,17
<i>Glomeris hexasticha bavar</i>		+								-2,17
<i>Allaiulus nitidus</i>	X	+	X							-1,61
<i>Lithobius piceus</i>	X	X				+				-1,60
<i>Ligidium hypnorum</i>	X	X	X		+					-1,31
<i>Lithobius mutabilis</i>	X	X		X		+				-1,04
<i>Glomeris consp/undul</i>	X	X	X		X					-1,01
<i>Lithobius dentatus</i>	X		+	X						-0,98
<i>Cylindroiulus punctatus</i>									X	-0,98
<i>Trachelipus rathkei</i>									X	-0,98
<i>Armadillidium vulgare</i>									X	-0,98
<i>Philosciasp.</i>									+	-0,98
<i>Glomeris marginata</i>		X		X						-0,91
<i>Chordeuma sylvestre</i>	X	+	X				+			-0,80
<i>Tachypodoiulus niger</i>	+	X	X		X					-0,77
<i>Armadillidium pictum</i>		X	X	X					+	-0,74
<i>Trachelipus ratzeburgi</i>		X	X	X						-0,70
<i>Lithobius forficatus</i>		+	X			+			X	-0,51
<i>Cryptops hortensis</i>				X					X	-0,32
<i>Lithobius microps</i>			+							-0,29

<i>Lithobius muticus</i>			+							-0,29
<i>Porcellio monticola</i>			X							-0,29
<i>Armadillidium opacum</i>			X							-0,29
<i>Glomeris connexa</i>		X						+		-0,14
<i>Julus scandinavicus</i>	+	X	X	X	X			+		-0,08
<i>Lithobius tricuspis</i>	+	+		X				+		-0,04
<i>Craspedo/Rhymogona??</i>		+		X	X					0,14
<i>Polydesmus inconstans</i>				+						0,35
<i>Trichoniscus spec.</i>	X	X	X	X	X	+	+	X		0,39
<i>Schendyla nemorensis</i>			X	+	X					0,39
<i>Lithobius macilentus</i>	X	X	+	X		X	X	X		0,65
<i>Polydesmus angustus</i>			X	X	X		X		+	0,87
<i>Oniscus asellus</i>			X	X	X	+		X	X	0,89
<i>Haplophthalmus sp.</i>			X				+			0,89
<i>Cryptops parisi/ano.?</i>					+					1,09
<i>Brachydesmus superus</i>					X					1,09
<i>Melogona gallica</i>					X					1,09
<i>Polydesmus denticulatus</i>			X	X	X		X	X		1,67
<i>Strigamia acuminata</i>			+					+		1,82
<i>Mycogona germanicum</i>				X	+	+	X	X		2,23
<i>Leptoiulus simplex glacial</i>					X			X		2,79
<i>Lithobius pygmaeus</i>					X			+		3,48
<i>Strigamia transsilvanica</i>								+		3,93
<i>Proteruiulus fuscus</i>								X		3,93

Abb. 30: Anordnung der neun untersuchten Standorte in der ersten Hauptebene der Korrespondenzanalyse. Die Zahlen an den Punkten sind die Standortnummern. Die Nähe der Punkte zueinander entspricht der Ähnlichkeit der Chilopoden-, Diplopoden- und Isopodenfauna der entsprechenden Standorte.



Die neun untersuchten Standorte lassen sich nach ihrer Besiedlung durch Hundertfüßer, Doppelfüßer und Asseln grob in vier Gruppen einteilen.

1. Basenreiche Mullhumus - Buchenwälder mit gemäßigttem Standortklima: 140 Zwiefalten, 310 Crailsheim
2. Buchenwaldstandorte mit teilweise für die Bodenfauna ungünstigen Bedingungen (Wechsellrockenheit, Bodenacidität, Gipfelklima, ..): 450 Breisach, 350 Weinheim, 470 Offenburg, 410 Schönau
3. Montane, bodensaure Nadelwaldstandorte des Schwarzwaldes: 400 Donaueschingen, 380 Ottenhöfen
4. Stadtnaher, bodensaurer Kiefern - Buchenwald mit urbaner Belastung: 520 Mannheim

Die zweite Gruppe ist recht heterogen. Sie enthält mit dem Standort Breisach einen seiner Bodenchemie nach eindeutig basenreichen Buchenwald, in dem auch typische Zeigerarten der zugehörigen Zersetzergesellschaft nachgewiesen wurden. Durch das Fehlen der mesophilen Asselart *Porcellium conspersum* einerseits und das Vorkommen von *Oniscus asellus* den beiden *Polydesmus*-Arten andererseits ist das nachgewiesene Arteninventar aber doch dem der bodensauren Waldstandorte ähnlicher als den collin-submontanen Wäldern von Zwiefalten und Crailsheim. Möglicherweise würde die bodenökologische Verwandtschaft zwischen Breisach und den Standorten Zwiefalten und Crailsheim bei einer stärker die endogäischen Arten berücksichtigenden Erfassungsmethode eher hervortreten.

Aus dem langjährig untersuchten "Ettlinger Forst" (Schluttchenbach (1000)) liegen veröffentlichte Daten über die Hundertfüßer und Doppelfüßer vor (FRÜND 1992, SCHALLNASS et al. 1993).

Nach seinen Dominanzverhältnissen ist dieser Moderhumus-Buchenwald am ehesten in die oben genannte Gruppe 3 einzuordnen. Anscheinend sind Niederschlagsreichtum und Bodenacidität die wesentlichen Standortfaktoren für die Abgrenzung dieser Gruppe, und die Baumart ist zumindest nicht unbedingt entscheidend.

Nachfolgend werden für jeden Standort die erwarteten Hundertfüßer-, Doppelfüßer- und Asselarten den tatsächlichen Fangergebnissen gegenübergestellt und kommentiert.

140 Zwiefalten

Basenreicher Waldmeister-Buchenwald mit mullartiger Humusform auf Terra fusca in subkontinentalem Klimabereich und in submontaner Höhenstufe (725 müNN); der Untersuchungsbestand liegt in einem v.a. nach Westen geneigten Hang.

Chilopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Lithobius mutabilis* (dominant)

Soll:	typische Art mesophiler Laubwälder; Dominanzzunahme mit steigender Kontinentalität;
Ist:	nachgewiesen (dominant)

- *Lithobius dentatus* (rezedent)

Soll:	typische Art mesophiler Laubwälder;
Ist:	nachgewiesen (subdominant); häufiger als erwartet

- *Lithobius macilentus* (rezedent - subdom.)

Soll:	typische Waldart, v.a. an feuchten u./o. staunassen Mikrohabitaten;
Ist:	nachgewiesen (subdom.)

- *Lithobius curtipes*, *crassipes* o. *aeruginosus*

Soll:	typ. Begleitarten in Mull – Moder - Profilen
Ist:	<i>L. crassipes</i> nachgewiesen

- *Geophilus oligopus*

Soll:	euryök, im Mineralboden
Ist:	nicht nachgewiesen; Methodik?

- *Strigamia acuminata*

Soll:	typ. Art der Laubwaldstreu
Ist:	nicht nachgewiesen; Methodik?

- *Necrophloeophagus flavus*

Soll:	in regenwurmreichen Böden
Ist:	nicht nachgewiesen; Methodik?

Zusätzlich nachgewiesene Arten

- *Lithobius piceus*

v.a. in Laubwäldern, aber nie dominant; zusätzliches Vorkommen Hinweis auf Strukturvielfalt des Standorts

- *Lithobius tricuspis*

westeuropäische Art; in Laubwäldern; zusätzliches Vorkommen Hinweis auf Strukturvielfalt des Standorts

Diplopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Allaiulus nitidus*

Soll:	Charakterart basenreicher (Wald-) Böden
Ist:	nachgewiesen

- *Tachypodoiulus niger*

Soll:	in nicht zu sauren Waldböden
Ist:	nachgewiesen

- *Julus scandinavicus*

Soll:	euryöker Waldbewohner
Ist:	nachgewiesen

- *Chordeuma silvestre*

Soll:	euryöker Waldbewohner
Ist:	nachgewiesen

- *Glomeris marginata*

Soll:	euryöker Waldbewohner
Ist:	nachgewiesen

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Cylindroiulus caeruleocinctus*

calciphile Offenlandart 2 Individ.; Zufallsfang oder Hinweis auf Fremdeinfluß

- *Glomeris conspersa/undulata*

typ. Waldart; leicht thermophil; regionaltypischer Vertreter der Gattung

Asseln

Erwartete charakteristische Arten:

- *Trichoniscus pusillus*

Soll:	euryök in der Streuaufgabe
Ist:	Nachweis in extrem hoher Aktivitätsabundanz

- *Haplophthalmus mengei*

Soll:	typ. Art von Böden mit Mullhumus
Ist:	nicht nachgewiesen; Methode?

- *Porcellium conspersum*

Soll:	typ. für mesophile Laubwälder
Ist:	nachgewiesen

- *Trachelipus ratzeburgi*

Soll:	typ. für mesophile Laubwälder
Ist:	nicht nachgewiesen; Klima?

- *Oniscus asellus*

Soll:	euryök in Wäldern, oft an Holz
Ist:	nicht nachgewiesen

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Ligidium hypnorum*

nach Literatur hygrobionte Art; ausreichend feuchte Aufenthaltsorte vorhanden

Gesamtbewertung:

Die Fauna entspricht weitgehend den Erwartungen für den Standort. Haplophthalmus mengei ist vermutlich ebenso wie Strigamia acuminata und Necrophloeophagus flavus in Quadratproben noch nachweisbar. Der Fund von Cylindroiulus caeruleocinctus könnte auf lokal wärmebegünstigte und erosionsbeeinflusste Hangbereiche hindeuten.

310 Crailsheim

Basenreicher Platterbsen-Buchenwald mit mullartiger Humusform auf pseudovergleyter Terra fusca in subkontinentalem Klimabereich und collin/submontaner Höhenstufe (420 mÜNN); die artenreiche Florenliste deutet auf eine Heterogenität des Untersuchungsbestandes hin.

Chilopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- Lithobius mutabilis (dominant)

Soll:	typische Art mesophiler Laubwälder; Dominanzzunahme mit steigender Kontinentalität
Ist:	nachgewiesen (subdominant)

- Lithobius dentatus (rezedent)

Soll:	typische Art mesophiler Laubwälder;
Ist:	1994 nicht nachgewiesen, aber 1988-91 in Quadratproben)

- Lithobius macilentus (rezedent- subdom.)

Soll:	typische Waldart, v.a. an feuchten u./o. staunassen Mikrohabitaten
Ist:	nachgewiesen (dominant)

- Lithobius curtipes, crassipes o. aeruginosus

Soll:	typ. Begleitarten in Mull-Moder-Profilen.
Ist:	<i>L. crassipes</i> nachgewiesen (die anderen beiden Arten 1988-91 in Quadratproben)

- Geophilus oligopus

Soll:	euryök, im Mineralboden
Ist:	nicht nachgewiesen; Methodik?

- Strigamia acuminata

Soll:	typ. Art der Laubwaldstreu
Ist:	nicht nachgewiesen; aber 1988-91 in Quadratproben: Methodik!

- *Necrophloeophagus flavus*

Soll:	in regenwurmreichen Böden
Ist:	nicht nachgewiesen; Methodik?

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Lithobius piceus*

v.a. in Laubwäldern, aber nie dominant; zusätzl. Vorkommen Hinweis auf Strukturvielfalt des Standorts

- *Lithobius tricuspis*

westeuropäische Art; in Laubwäldern; regionaltypische Begleitart

- *Lithobius forficatus*

euryök; Einzelfänge in Bodenfallen überall möglich

Diplopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Allaiulus nitidus*

Soll:	Charakterart basenreicher (Wald-) Böden
Ist:	nachgewiesen

- *Tachypodoiulus niger*

Soll:	in nicht zu sauren Waldböden
Ist:	nachgewiesen

- *Julus scandinavicus*

Soll:	euryöker Waldbewohner
Ist:	nachgewiesen

- *Chordeuma silvestre*

Soll:	euryöker Waldbewohner
Ist:	nachgewiesen

- *Glomeris marginata*

Soll:	euryöker Waldbewohner
Ist:	nachgewiesen (rezedent)

- *Polydesmus* sp. (*denticulatus* o.a.)

Soll:	Streu-Lebensformtyp mit \pm euryöken Arten
Ist:	nicht nachgewiesen; in Quadratproben wurde 1988 ein juv. <i>Polydesmus</i> gefangen.

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Unciger foetidus*

euryöke, oberirdisch lebende Art mit östlicher Verbreitung (1 Individ.); entspricht östlicher geograph. Lage des Untersuchungsgebiets

- *Glomeris conspersa/undulata*

typ. Waldart; leicht thermophil regionaltypischer Vertreter der Gattung

- *Glomeris connexa*

an feuchten und kühlen, auch bodensauren Standorten, Hinweis auf Standort-heterogenität

- *Glomeris hexasticha bavarica*

Waldart mit östl. Verbreitungsschwerpunkt in nicht zu sauren Böden; Vorkommen biogeographisch zu erwarten

- *Glomeris intermedia*

Waldart mit westl. Verbreitungsschwerpunkt in nicht zu sauren Böden; Vorkommen biogeographisch unerwartet

- *Craspedosomidae* (*Craspedosoma rawlinsii* juv.?)

an bewaldeten und offenen Feuchtstandorten, auch als Pionier (1 juv. Individ.); Hinweis auf feuchte Teilbereiche?

Asseln

Erwartete charakteristische Arten:

- *Trichoniscus pusillus*

Soll:	euryök in der Streuauflage
Ist:	nachgewiesen.

- Haplophthalmus mengei

Soll:	typ. Art von Böden mit Mullhumus
Ist:	nicht nachgewiesen, jedoch zahlreich in Quadratproben 1988-91: Methode!

- Porcellium conspersum

Soll:	typ. für mesophile Laubwälder
Ist:	nachgewiesen.

- Trachelipus ratzeburgi

Soll:	typ. für mesophile Laubwälder
Ist:	nachgewiesen.

- Oniscus asellus

Soll:	euryök in Wäldern, oft an Holz
Ist:	nicht nachgewiesen

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- Ligidium hypnorum

nach Literatur hygrobionte Art; ausreichend feuchte Aufenthaltsorte vorhanden

- Armadillidium pictum

Vorkommen in Edellaubwäldern mit Präferenz für Stubben etc. anscheinend laufaktive Art (in Quadratproben 1988-91 deutlich seltener gefangen)

Gesamtbewertung:

Der Standort Crailsheim fällt durch die Artenvielfalt der Diplopoden und Chilopoden auf. Besonders das gemeinsame Vorkommen von drei Arten der Lithobius-Untergattung Mono-tarsobius (nach den Ergebnissen der Quadratproben 1988-91) und von fünf Saftkuglerarten (Diplopodengattung Glomeris) ist bemerkenswert. Dies läßt sich einerseits mit der geographischen Zwischenlage zwischen westlichem und östlichem Verbreitungsgebiet interpretieren (Glomeris intermedia/hexasticha, Uh-ciger foetidus, Lithobius tricuspis), andererseits weisen die gefundenen Arten auch auf eine starke

Heterogenität des Standortes hin. Nach dem Vorkommen von *Glomeris connexa*, cf. *Craspedosoma* und (in Quadratproben 1988-91) *Lithobius curtipes* sind feucht-kühl-saure Mikrohabitate zu erwarten, während die Zönose insgesamt durch Arten geprägt wird, die für basenreichere, mesophile Standorte kennzeichnend sind. Interessanterweise zeichnet sich Crailsheim auch in den Vegetationsdaten durch hohe Artenzahl und eine gewisse Heterogenität des Zeiger-wertspektrums aus.

350 Schriesheim

Hainsimsen-Buchenwald mit Humusform Moder auf podsoliger Braunerde aus Granit in subozeanischem Klimabereich und colliner Höhenstufe (300 müNN); hoher Niederschlag (Jahresmittelwert 1000 mm) und hohe Feuchte- und Ozeanitätswerte der Pflanzen weisen auf Westwindsituation mit Steigungsregen hin. Die Schwermetallgehalte im Boden (bes. Pb in der Streu), eine sehr stark immissionsbeeinflusste Flechtenflora (Bonitätsstufe IV) und eine bei sämtlichen Arten der Krautschicht beobachtete reduzierte Vitalität lassen eine Beeinträchtigung durch anthropogene Schadstoffe aus dem Ballungsraum Mannheim/Ludwigshafen vermuten.

Chilopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Lithobius mutabilis* (dominant)

Soll:	typische Art mesophiler Laubwälder; Dominanzzunahme mit steigender Kontinentalität
Ist:	nachgewiesen (dominant)

- *Lithobius dentatus* (rezedent)

Soll:	typische Art mesophiler Laubwälder;
Ist:	nachgewiesen (dominant)

- *Lithobius macilentus* (rezedent- subdom.)

Soll:	typische Waldart, v.a. an feuchten u./o. staunassen Mikrohabitaten
Ist:	nachgewiesen (rezedent)

- *Lithobius curtipes*, *crassipes* o. *aeruginosus*

Soll:	typ. Begleitarten in Mull-Moder-Profilen.
Ist:	nicht nachgewiesen (auch nicht in Quadratproben 1988-91)

- *Geophilus oligopus*

Soll:	euryök, im Mineralboden.
--------------	--------------------------

Ist:	nicht nachgewiesen, aber 1988-91 in Quadratproben: Methodik!
-------------	--

- *Strigamia acuminata*

Soll:	typ. Art der Laubwaldstreu
Ist:	nicht nachgewiesen, aber Schwesterart <i>S. transsilvanica</i> in Quadratproben 1988/89

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Lithobius tricuspis*

westeuropäische Art; in Laubwäldern regionaltypische Begleitart *Cryptops hortensis* in Rheinland und Niederlanden in Buchenwäldern häufig; sonst mehr stellenweise und oft an anthropogen gestörten Orten; Zusammenhang mit Stickstoff-Einträgen?

- *Schendyla nemorensis*

euryök; auch an armen, sauren und gestörten Standorten Vorkommen der Art ist im Prinzip immer möglich

Diplopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Julus scandinavus*

Soll:	euryöcker Waldbewohner, auch in sauren Sandböden
Ist:	nachgewiesen (subdominant)

- *Mycogona germanicum*

Soll:	in feucht/saueren 7 kühlen Mittelgebirgswäldern
Ist:	nachgewiesen

- *Glomeris marginata*

Soll:	euryöcker Waldbewohner
Ist:	nachgewiesen (dominant)

- Polydesmus denticulatus

Soll:	euryöke Art der Bodenstreu
Ist:	nachgewiesen

- Cylindroiulus punctatus

Soll:	atlantisch verbreitete Art mit Bevorzugung von Totholz
Ist:	1994 nicht nachgewiesen, jedoch in Quadratproben 1989 - 91

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- Polydesmus angustus

westlich verbreitete ± euryöke Waldart; ausbreitungsfähig aber trockenheitsempfindlich; Standortfeuchte?

- Polydesmus inconstans

euryök, oft als Pionier in Offen- und Ackerland; Hinweis auf fehlende Artensättigung der Gemeinschaft?

- Craspedosomidae (*Craspedosoma rawlinsii* juv.?)

an bewaldeten und offenen Feuchtstandorten, auch als Pionier; Standortfeuchte?

Asseln

Erwartete charakteristische Arten:

- Trichoniscus pusillus

Soll:	euryök in der Streuauflage
Ist:	1994 nicht nachgewiesen, jedoch in Quadratproben 1989 - 91

- Porcellium conspersum

Soll:	typ. für mesophile Laubwälder
Ist:	nicht nachgewiesen; zu basenarm?

- *Trachelipus ratzeburgi*

Soll:	typ. für mesophile Laubwälder
Ist:	nachgewiesen

- *Oniscus asellus*

Soll:	euryök in Wäldern, oft an Holz
Ist:	nachgewiesen (dominant)

- *Ligidium hypnorum*

Soll:	nach Lit. hygrobionte Art
Ist:	nicht nachgewiesen; zu basenarm?

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Armadillidium pictum*

Vorkommen in Edellaubwäldern mit Präferenz für Stubben etc. (eudominant)

Gesamtbewertung:

Dem Charakter des bodensauren Moderhumuswaldes entsprechend fehlen die neutro- und basophilen Arten unter den Doppelfüßern und Asseln. Zwei der zusätzlich nachgewiesenen Diplopedenarten lassen sich mit der Standortfeuchte in Verbindung bringen. *Polydesmus inconstans*, von dem allerdings nur ein Individuum gefangen wurde, könnte eventuell als Störungszeiger angesehen werden. Die Asselarten *Armadillidium pictum* und *Oniscus asellus* sammeln sich bevorzugt in morschem Holz und unter abgestorbener Rinde. Die sehr hohen Aktivitätsdichten dieser beiden Arten sprechen für ein Übergewicht des Tothholzelements in der Bodenfauna. Das entspricht der mit anderen Arten gewonnenen Einschätzung im Ergebnis der 1988 bis 1991 durchgeführten Untersuchungen mit Quadratproben und der Beprobung von Stubben und Moospolstern als Sonderhabitaten.

380 Ottenhöfen

Fichten-Tannenwald (*Luzulo-Abietetum*) in submontan/montaner Höhenlage (720 müNN) im Westhang des Schwarzwaldes auf Braunerde aus Granit. Die Humusform wird von BECK als Moder bis Rohhumus angesprochen. Der pH-Wert des Bodens ist mit pH 2,9 im Ah und pH 3,3 in der Streu sehr niedrig. Die hohen Jahresniederschläge (Steigungsregen) am Standort haben wegen des relativ lichten Baumbestandes und der Südhang-Exposition wahrscheinlich nur geringen Einfluß auf die Standortverhältnisse. Nach den Ellenberg-Feuchtezeigerwerten der Vegetation handelt es sich eher um einen frischen bis trockenen Standort (mittlere Feuchtezahl 4,5).

Chilopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Lithobius macilentus*

Soll:	typische Waldart, v.a. an feuchten u./o. staunassen Mikrohabitaten
Ist:	nachgewiesen

- *Lithobius pygmaeus*

Soll:	typ. Art für Moder- und Rohhumus-Wälder des Schwarzwaldes
Ist:	nachgewiesen

- *Geophilus oligopus*

Soll:	euryök, im Mineralboden
Ist:	nicht nachgewiesen; Methodik?

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Strigamia acuminata*

typ. Art der Laubwaldstreu (1 Individ.)

- *Strigamia transsylvanica*

in Laubwaldstreu (1 Individ.)

Diplopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Mycogona germanicum*

Soll:	in feucht/sauer/kühlen Mittelgebirgswäldern
Ist:	nachgewiesen (dominant)

- *Glomeris connexa*

Soll:	an feuchten und kühlen, auch bodensauren Standorten
Ist:	nachgewiesen (1 Individ.)

- *Leptoiulus simplex glacialis*

Soll:	Glazialreliktart in Wäldern der höheren Lagen des Schwarzwaldes
Ist:	nachgewiesen (dominant)

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Polydesmus denticulatus*

euryöke Art der Bodenstreu

- *Julus scandinavicus*

1 Individ.

- *Proteroiulus fuscus*

unter Baumrinde; Zufallsfang

Asseln

Erwartete charakteristische Arten:

- *Trichoniscus pusillus*

Soll:	euryök in der Streuauflage
Ist:	nachgewiesen

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Oniscus asellus*

euryök in Wäldern, oft an Holz (2 Individ.)

Gesamtbewertung:

Unter den Chilopoden und Diplopoden treten mehrere für einen montanen Scharzwald-standort typische Arten auf. Die Feuchte und Kühle bevorzugenden Arten *Mycogona germanicum* und *Leptoiulus simplex glacialis* kommen in besonders hoher Aktivitätsdichte vor. *Julus scandinavicus* wird in montaner Lage nur selten gefunden; die Art hat in der Schweiz ihren Häufigkeitsschwerpunkt in der collinen Zone (Pedroli-Christen 1995). *Proteroiulus fuscus* kommt bodenunabhängig unter Rinden vor und ist indikatorisch ohne Bedeutung.

400 Donaueschingen

Fichten-Tannenwald (Vaccioni-Abietetum) in montaner Höhenlage (1010 müNN) im zentralen Schwarzwald auf podsoliger Braunerde aus tonigem Sandstein. Die Humusform wird von BECK als Moder bis Rohhumus angesprochen. Der Boden ist sauer (pH 3,6 im Ah). Das Allgemeinklima wird in den Jahresberichten der LfU als subozeanisch eingestuft, die mittlere Kontinentalitätszahl der Pflanzen ist mit 3,9 allerdings höher als an den anderen untersuchten Standorten.

Chilopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Lithobius macilentus*

Soll:	typische Waldart, v.a. an feuchten u./o. staunassen Mikrohabitaten
Ist:	nachgewiesen

- *Lithobius pygmaeus*

Soll:	typ. Art für Moder - und Rohhumus - Wälder des Schwarzwaldes
Ist:	nachgewiesen

- *Geophilus oligopus*

Soll:	euryök, im Mineralboden
Ist:	nicht nachgewiesen; Methodik?

Keine zusätzlich nachgewiesenen Arten

Diplopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Mycogona germanicum*

Soll:	in feucht/saueren 7 kühlen Mittelgebirgswäldern
Ist:	nachgewiesen (2 Individ.)

- *Glomeris connexa*

Soll:	an feuchten und kühlen, auch bodensauren Standorten
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Leptoiulus simplex glacialis*

Soll:	Glazialreliktart in Wäldern der höheren Lagen des Schwarzwaldes
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Xylophageuma vomrathi*

Soll:	endemische Waldart des zentralen Schwarzwaldes
Ist:	nicht nachgewiesen

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Polydesmus denticulatus*

euryöke Art der Bodenstreu (2 Individ.)

- *Polydesmus angustus*

westlich verbreitete ± euryöke Waldart; ausbreitungsfähig aber trockenheitsempfindlich (2 Individ.)

- *Chordeuma sylvestre*

euryöker Waldbewohner (1 Individ.)

Asseln

Erwartete charakteristische Arten:

- *Trichoniscus pusillus*

Soll:	euryök in der Streuauflage
Ist:	nachgewiesen (1 Individ.)

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Haplophthalmus spec.*

Charakterart von Mullhumusböden (1 Individ.)

Gesamtbewertung:

Es wurden nur sehr wenige Tiere gefangen. Die beiden *Lithobius*-Arten und *Mycogona germanicum* sind die an diesem Standort mit größter Häufigkeit zu erwartenden Arten. Das Vorkommen der Asselgattung *Haplophthalmus* ist für diesen Standort vollkommen überraschend und lässt sich höchstens mit zufälliger Einschleppung an Vögeln oder Wild erklären. Das Fehlen der erwarteten endemischen und Glazialreliktarten geht mit einem Auftreten eher euryöker und ausbreitungstarker Diplopodenarten parallel. Die Ursache hierfür ist nicht erkennbar.

410 Schönau

Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) auf Braunerde aus Moränenmaterial (Granit) in montaner Höhenstufe (1230 müNN) und subozeanischem Klimabereich. Die Untersuchungsfläche liegt auf einem Berggipfel. Trotz eines niedrigen pH (pH 3,7 im Ah; pH 4,0 in der Streu) hat die Humusform des extrem skelettreichen Bodens den Charakter eines Mull-Moder.

Chilopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Lithobius macilentus*

Soll:	typische Waldart, v.a. an feuchten u./o. staunassen Mikrohabitaten
Ist:	nachgewiesen

- *Lithobius pygmaeus*

Soll:	typ. Art für Moder - und Rohhumus - Wälder des Schwarzwaldes
Ist:	nicht nachgewiesen (Streu zu mullartig?)

- *Geophilus oligopus*

Soll:	euryök, im Mineralboden
Ist:	nicht nachgewiesen; Methodik?

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Lithobius forficatus*

euryök, durch Ruderalisierung begünstigt; Skelettreichtum!

- *Lithobius mutabilis*

typische Art mesophiler Laubwälder; Dominanzzunahme mit steigender Kontinentalität; Skelettreichtum = strukturell reiches Angebot an Aufenthaltsorten

- *Lithobius piceus*

v.a. in Laubwäldern, aber nie dominant; Skelettreichtum = strukturell reiches Angebot an Aufenthaltsorten

Diplopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Mycogona germanicum*

Soll:	in feucht/sauer/kühlen Mittelgebirgswäldern
Ist:	nachgewiesen

- *Glomeris connexa*

Soll:	an feuchten und kühlen, auch bodensauren Standorten
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Leptoiulus simplex glacialis*

Soll:	Glazialreliktart in Wäldern der höheren Lagen des Schwarzwaldes
Ist:	nachgewiesen

- *Xylophageuma vomrathi*

Soll:	endemische Waldart des zentralen Schwarzwaldes
Ist:	nicht nachgewiesen

Keine zusätzlich nachgewiesene Arten

Asseln

Erwartete charakteristische Arten:

- *Trichoniscus pusillus*

euryök in der Streuauflage nachgewiesen (1 Individ.)

Zusätzlich nachgewiesene Arten

- *Oniscus asellus*

euryök in Wäldern, oft an Holz (1 Individ.)

Gesamtbewertung

Bei generell sehr niedrigen Aktivitätsdichten entsprechen die nachgewiesenen Chilopoden, Diplopoden und Asseln durchaus den Erwartungswerten für einen montanen Buchenstandort mit eher mull-moderartiger Humusform. Der in Richtung Mull tendierende Charakter der Streuauflage wird besonders von den Chilopoden angezeigt. Der für die Moder- bis Rohhumuswälder von Ottenhö-

fen (380) und Donaueschingen (400) typische *Lithobius pyg-maeus* fehlt hier. Stattdessen finden sich mit *Lithobius mutabilis* und *L. piceus* zwei eher mullartigen Moder von Laubwäldern bevorzugende Arten. Das Auftreten der beiden kalt- und feuchtstenothermem Diplopodenarten korrespondiert mit dem rauhen Gipfelklima des Standortes. Möglicherweise hat die (aufgrund von Aushagerung?) geringe verfügbare Streumenge eine Bedeutung für die niedrige Aktivitätsabundanz der Diplopoden und Asseln. Der große Vorrat an organischer Substanz im Ah dürfte jedoch für die Mesofauna nutzbar sein, so daß den *Lithobius*-Arten, die sich überwiegend von Collembolen, kleinen Dipteren und Enchyträen ernähren, ein ausreichendes Beuteangebot zur Verfügung stehen könnte.

450 Breisach

Seggen-Trockenhang-Buchenwald (Carici-Fagetum) auf Pararendzina aus Löß in colliner Höhenlage (320 müNN) und subkontinentalem Allgemeinklima. Die Untersuchungsfläche liegt an einem nach Westen geneigten Hang. Standorttypisch (s. ELLENBERG (1982: 132)) ist trotz des basischen pH-Wertes (pH 7,3 im Ah) eine relativ mächtige Streuschicht entwickelt, die sich mit einer durch häufige Austrocknung des Bodens gehemmten Zersetzungsaktivität erklären läßt ("Trockenmoder").

Chilopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Lithobius mutabilis*

Soll:	typische Art mesophiler Laubwälder; Dominanzzunahme mit steigender Kontinentalität
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Lithobius muticus*

Soll:	in Trockenrasen und lichten, trockenwarmen Wäldern, v.a. mit Eichen
Ist:	nachgewiesen

- *Lithobius microps*

Soll:	im Ah warmer Mullböden; oft in gestörten Böden (Stadtböden)
Ist:	nachgewiesen

- *Strigamia crassipes*

Soll:	eher xerothermophile Schwesterart von <i>S. acuminata</i> , auch in Offenland
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Necrophloeophagus flavus*

Soll:	euryök in regenwurmreichen Böden
Ist:	nicht nachgewiesen; Methodik?

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Lithobius forficatus*

euryök, durch Ruderalisierung begünstigt begünstigt durch Wechsellrockenheit und Erosion?

- *Lithobius dentatus*

typische Art mesophiler Laubwälder; Vorkommen in Refugialstrukturen?

- *Lithobius macilentus*

typische Waldart, v.a. an feuchten u./o. staunassen Mikrohabitaten; Vorkommen in Refugialstrukturen am Hangfuß?

- *Strigamia acuminata*

typ. Art der Laubwaldstreu; Vorkommen in Refugialstrukturen?

- *Schendyla nemorensis*

euryök; auch an armen, sauren und gestörten Standorten

Diplopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Allaiulus nitidus*

Soll:	Charakterart basenreicher (Wald -) Böden, hygrophil
Ist:	nachgewiesen

- *Tachypodoiulus niger*

Soll:	in nicht zu sauren Waldböden
Ist:	nachgewiesen (subdominant)

- *Glomeris conspersa*

Soll:	leicht thermophile Waldart; häufigster <i>Glomeris</i> der Schweiz
Ist:	nachgewiesen (dominant)

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Julus scandinavicus*

euryöker Waldbewohner mit gewissen Feuchteansprüchen; codominantes Vorkommen!

- *Chordeuma sylvestre*

Waldart, v.a. an kühlen, feuchten Standorten in Refugialbereichen am Hangfuß?

- *Polydesmus angustus*

westlich verbreitete ± euryöke Waldart; ausbreitungsfähig aber trockenheitsempfindlich in Refugialbereichen am Hangfuß?

- *Polydesmus denticulatus*

euryöke Art der Bodenstreu

Asseln

Erwartete charakteristische Arten:

- *Trichoniscus pusillus*

Soll:	euryök in der Streuauflage
Ist:	nachgewiesen

- *Haplophthalmus mengei*

Soll:	typ. Art von Böden mit Mullhumus
Ist:	nachgewiesen (<i>Haplophth. spec.</i>)

- *Porcellio scaber*

Soll:	leicht xerothermophil, eurytop, durch Ruderalisierung begünstigt
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Armadillidium pictum*

Soll:	Vorkommen in Edellaubwäldern mit Präferenz für Stubben etc.
Ist:	nachgewiesen

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Ligidium hypnorum*

nach Literatur hygrobionte Art ausreichend feuchte Aufenthaltsorte vorhanden

- *Trachelipus ratzeburgi*

typ. für mesophile Laubwälder in Refugialbereichen am Hangfuß?

- *Oniscus asellus*

euryök in Wäldern, oft an Holz

- *Armadillidium opacum*

Präferenz für feucht/frische Wälder in Refugialbereichen am Hangfuß?

- *Porcellio monticola*

westlich des Rheins verbreitet, in Wäldern

Gesamtbewertung:

Die zu erwartenden Arten konnten weitgehend nachgewiesen werden. Für *Lithobius mutabilis* liegt der Standort eventuell schon außerhalb seines Verbreitungsgebietes. Die Mehrzahl der zusätzlich nachgewiesenen Arten ist ökologisch als \pm feuchteliebend und trockenheitsempfindlich einzustufen, was für einen stark wechselliebenden und warmen Standort über-rascht. Entsprechendes zeigt die Vegetation: Vergleicht man die Vegetationszeigerwerte mit denen, die in ELLENBERG (1982: 131) für Seggen-Trockenhang-Buchenwälder im Kaiserstuhl aufgeführt sind, so fällt am Untersuchungsstandort Breisach 450 eine höhere Feuchtezahl (5,2 statt 4,8) und eine wesentlich höhere Stickstoffzahl (6,0 statt 4,5) auf.

470 Offenburg

Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) auf vergleyter Parabraunerde aus Löß in colliner Höhenlage (260 müNN) und subkontinentalem Allgemeinklima. Auffällig ist ein starker pH-Sprung zwischen der Streuauflage (pH 5,0) und dem Mineralboden (pH 3,7 im Ah-Horizont). Die niedrige Reaktionszahl der Pflanzen (2,3) spiegelt die Säureverhältnisse im Mineralboden wider. Trotz der niedrigen pH-Werte im Mineralboden und der vegetationskundlichen Ansprache als Luzulo-Fagetum hat das Streuprofil Moder- bis Mullcharakter. Die H-Schicht fehlt weitgehend. Nach den Ergebnissen der Flechtenindikation ist der Standort mit Luftschadstoffen belastet.

Chilopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Lithobius mutabilis*

Soll:	typische Art mesophiler Laubwälder; Dominanzzunahme mit steigender Kontinentalität
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Lithobius dentatus*

Soll:	typische Art mesophiler Laubwälder;
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Lithobius macilentus*

Soll:	typische Waldart, v.a. an feuchten u./o. staunassen Mikrohabitaten
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Lithobius crassipes*

Soll:	typ. Begleitart in Mull-Moder-Profilen n
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Strigamia acuminata*

Soll:	typ. Art der Laubwaldstreu
Ist:	nicht nachgewiesen; Methodik?

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Cryptops parisi/anomalans*

thermophil (*C. parisi* weniger) mit synanthroper Tendenz; Lokalklima? Totholzangebot? anthropogener Einfluß?

- *Schendyla nemorensis*

euryök; auch an armen, sauren und gestörten Standorten

Diplopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Cylindroiulus punctatus*

Soll:	atlantisch verbreitete Art mit Bevorzugung von Totholz
Ist:	nicht nachgewiesen;

- *Polydesmus denticulatus*

Soll:	euryök in Bodenstreu
Ist:	nachgewiesen;

- *Glomeris conspersa*

Soll:	leicht thermophile Waldart; häufigster <i>Glomeris</i> der Schweiz
Ist:	nachgewiesen (<i>G. conspersa</i> o. <i>undulata</i>)

- *Julus scandinavicus*

Soll:	euryöker Waldbewohner mit gewissen Feuchteansprüchen
Ist:	nachgewiesen

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Mycogona germanicum*

Waldart, v.a. an kühlen, feuchten Standorten; Mikroklima des Standorts noch im Toleranzbereich der Art

- *Polydesmus angustus*

westlich verbreitete ± euryöke Waldart; ausbreitungsfähig aber trockenheitsempfindlich

- *Tachypodoiulus niger*

in nicht zu sauren Waldböden für Luzulo-Fagetum ungewöhnlich

- *Brachydesmus superus*

kulturfolgend, nicht in sauren Böden, in Hecken und Feldgehölzen anthropogene Störung?

Melogona gallica

euryöke Waldart der planaren bis collinen Stufe Westeuropas

Asseln

Erwartete charakteristische Arten:

- *Trichoniscus pusillus*

Soll:	euryök in der Streuauflage
Ist:	nachgewiesen

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Ligidium hypnorum*

nach Literatur hygrobionte Art; feuchte und basenreiche Aufenthaltsorte vorhanden

- *Oniscus asellus*

euryök in Wäldern, oft an Holz

Gesamtbewertung:

Auffällig ist das weitgehende Fehlen der Steinkriecher (Lithobiiden) unter den Chilopoden, von denen nur ein nicht eindeutig bestimmtes Jungtier gefangen wurde. Die Diplopoden sind zwar artenreicher vertreten, aber das Arteninventar ist untypisch zusammengesetzt. *Brachydesmus superus* ist eine euryöke Art, die vor allem in bearbeiteten Böden, eutrophen Brachen und Auen gefunden wird. Ihr Vorkommen in einem Luzulo-Fagetum ist sehr ungewöhnlich und weist auf anthropogene Störeinflüsse hin. Die Assel *Ligidium hypnorum* ist nach bisherigen Beobachtungen an den Standorten des Immissionsökologischen Wirkungs-katasters eher auf neutrale bzw. basenreiche als auf nasse Böden beschränkt. Ihr Vorkommen in einem sauren Hainsimsen-Buchenwald ist demnach ebenfalls ungewöhnlich. *Mycogona germanicum* ist dagegen grundsätzlich als standorttypisch anzusehen (und kommt normalerweise nicht zusammen mit *Brachydesmus superus* vor). Sie wurde nur wegen der hohen Jahresmitteltemperatur des Standortes (9,9 °C) nicht erwartet. Interessanterweise zeigt aber auch die Vegetation ein eher kühles Standortklima an, so daß die von der Klimastation Bühlertal (190 müNN) stammenden Daten wohl für das Untersuchungsgebiet nur beschränkt gültig sind.

Das Fehlen der Lithobiiden (die meisten Arten sind gegen anthropogene Störungen ihres Lebensraums empfindlich) und das Auftreten säuremeidender Diplopoden- und Asselarten legen den Verdacht nahe, daß vor relativ kurzer Zeit ein Eingriff in den bodenökologischen Zustand des Standortes erfolgt ist.

520 Mannheim

Buchenforst mit Kiefern auf podsoliger Braunerde aus Niederterrassenmaterial in planar-colliner Höhenlage (100 müNN) in subkontinentalem Klimabereich. Die Humusform ist Rohhumus. Der Boden ist sauer (pH im Ah 3,6; in der Streu 4,5) und mit Schwermetallen belastet. Auch nach der Flechtenindikation und der Beurteilung der Pflanzenvitalität in der Krautschicht handelt es sich um einen belasteten Standort.

Chilopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Lithobius forficatus*

Soll:	euryök und synanthrop, durch Ruderalisierung begünstigt
Ist:	nachgewiesen

- *Schendyla nemorensis*

Soll:	euryök; auch an armen, sauren und gestörten Standorten
Ist:	nicht nachgewiesen; Methodik?

Zusätzlich nachgewiesene Art:

- *Cryptops hortensis*

in Rheinland und Niederlanden in Buchenwäldern häufig; sonst mehr stellenweise und oft an anthropogen gestörten Orten; Totholzangebot? anthropogener Einfluß?

Diplopoden

Erwartete charakteristische Arten:

- *Cylindroiulus punctatus*

Soll:	atlantisch verbreitete Art mit Bevorzugung von Totholz
Ist:	nachgewiesen

- *Polydesmus denticulatus*

Soll:	euryök in Bodenstreu
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Julus scandinavicus*

Soll:	euryöker Waldbewohner mit gewissen Feuchteansprüchen
Ist:	nicht nachgewiesen

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- *Polydesmus angustus*

westlich verbreitete ± euryöke Waldart; ausbreitungsfähig aber trockenheitsempfindlich

Asseln

Erwartete charakteristische Arten:

- *Trichoniscus pusillus*

Soll:	euryök in der Streuauflage
Ist:	nicht nachgewiesen

- *Oniscus asellus*

Soll:	euryök in Wäldern, oft an Holz
Ist:	nachgewiesen

- Porcellio scaber

Soll:	euryök und synanthrop, stadtypisch, in Kiefernwald, Offenland
Ist:	nicht nachgewiesen

Zusätzlich nachgewiesene Arten:

- Armadillidium vulgare

synanthrop, calciphil, bes. in offenen Lebensräumen; Störungszeiger, stadtypische Art

- Armadillidium pictum

Vorkommen in Edellaubwäldern mit Präferenz für Stubben etc.; Totholzangebot?

- Trachelipus rathkei

euryöke, anthropotolerant, v.a. im Offenland stadtypische Art

- Philoscia spec. (cf. muscorum)

euryöke, anthropotolerante Art in der Streuauflage; stadtypische Art

Gesamtbewertung:

Die Fangergebnisse bei Chilopoden und Diplopoden entsprechen weitgehend den Erwartungen für einen Kiefernwald mit Rohhumus. Cryptops hortensis wird durch Reichtum an Totholz, mächtige Streuauflagen und Stickstoffanreicherungen begünstigt. Die Asselfauna ist artenreicher als an einem natürlichen sauren Podsol-Rohhumuswald. Besonders Armadillidium vulgare und Trachelipus rathkei spiegeln den Einfluß der mit den zahlreichen Erholungssuchenden verbundenen Stoffeinträge am Standort wider. Ein Einfluß der Schwermetallbelastung auf die untersuchten Tierartengruppen ist nicht erkennbar.

11.5 Carabiden (*M. Scheurig*)

11.5.1. Einleitung

Die Bearbeitung der Laufkäfer erfolgte in Zusammenarbeit mit W. Hohner, D. Weick & F. Brechtel. Hinsichtlich Verbreitung und Biotoppräferenzen sind Carabiden eine umfangreich untersuchte Tiergruppe. Es existieren Klassifikationsansätze, die zunächst nach Großstrukturen der Habitateinheiten, wie z.B. Waldarten oder Feldarten einteilen (THIELE 1964a), bzw. die Artenverteilung über eine Vielzahl von unterschiedlichen Habitattypen von Waldstandorten bis hin zu verschiedenen Typen von Offenlandstandorten erfassen. So führten TURIN et al. (1991) eine Klassifizierung und ökologische Charakterisierung von Carabidenarten basierend auf einem umfangreichen und langjährig vorliegenden Datenmaterial in den Niederlanden durch. Im Nordosten Englands klassifizierte LUFF et al. (1989) die Laufkäfer von 248 Probenahmestellen nach Habitatgruppen von Wäldern, trocken bzw. feuchtem Grünland, Uferbiotopen, Marschland und Küsten.

Eine große Anzahl von Untersuchungen beschäftigt sich mit dem Bezug von Carabidenarten zu Pflanzengesellschaften. So werden die Zönosen verschiedener Waldgesellschaften zum Beispiel bei THIELE & KOLBE (1962), RABELER (1962), LAUTERBACH (1964), RABELER (1969), ROTH et al. (1983) und VOGEL & KROST (1990) dargestellt. Die Angaben zur Verbreitung der Arten in den unterschiedlichen Vegetationsgesellschaften sind jedoch bei den Autoren zum Teil widersprüchlich. Es sind insbesondere die klimatischen Bedingungen eines Standortes, die für die Verteilung der Carabiden relevant sind und die u.a. von den Vegetationseinheiten geprägt werden. Zu vielen Arten von Laufkäfern existieren autökologische Daten die in Laborversuchen ermittelt wurden (PAARMANN 1966, TIETZE 1973b, BECKER 1975, THIELE 1977) und die sie hinsichtlich ihrer Präferenzen für Feuchtigkeit, Temperatur und Licht charakterisieren. Sie lassen sich im allgemeinen gut mit der Biotopwahl im Freiland vereinbaren und stellen insbesondere die Carabidenzönosen im Gradienten von Wald zu Offenlandstandorten gut heraus. Die für die Biotopwahl von Carabiden relevanten Parameter werden in RÖMBKE et al. (1994b) zusammengefasst.

Die Differenzierung von Wäldern ist schwieriger. Gleiche autökologische Charakterisierungen von Arten müssen nicht auch gleiche Verteilungen in Waldgesellschaften bedeuten, zumal auch Präferenzen nicht fein genug erfaßt werden können. Außerdem kommen Konkurrenz- bzw. Nahrungsverhältnisse hinzu. Daneben besteht weiterhin eine geographische Komponente bei der Verbreitung der Arten. Ferner kann das Verbreitungsbild lückenhaft sein, d.h., daß Arten nicht in allen potentiell geeigneten Biotopen auch vorkommen müssen.

Es ist das Ziel der vorliegenden Untersuchung, eine charakteristische, biotoptypische Carabidenfauna verschiedener Waldtypen unter dem regionaltypischen Aspekt für Baden- Württemberg herauszuarbeiten, um den Soll-Zustand der in Wäldern zu erwartenden Arten prognostizieren zu können. Diese Erwartungswerte können im Vergleich mit den gefundenen Artenspektren der Standortbeurteilung dienen und im Sinne einer Belastungsindikation Argumentationshilfen bieten.

11.5.2. Charakterisierung standortspezifischer Artenspektren

Bei der Auswertung der Standorte anhand ihrer Artenspektren soll im folgenden sowohl die Bildung von Artengruppen als auch von Standortgruppen herausgearbeitet werden. Auf eine ausführliche Darstellung und Diskussion in SCHEURIG et al. (1996) wird verwiesen. Zunächst wurden in Anlehnung an die Vorgehensweise bei pflanzensoziologischen Untersuchungen die Arten und Standorte untereinander so gruppiert, daß sich Artengruppen und ein möglichst ausgeprägter Gradient der Artenspektren zwischen den Standorten ergab. Als Hintergrund dieser Gruppierung dienten zudem autökologische Daten der einzelnen Arten aus der Literatur. Die für die Verbreitung von Carabiden entscheidenden Faktoren sind speziell Feuchtigkeit, Temperatur und Lichtverhältnisse (vgl. LAUTERBACH 1964, THIELE 1964a, TIETZE 1973a,b,c, BECKER 1975, THIELE 1977, RÖMBKE et al. 1994b).

Die Ansprüche der Carabidenarten an diese Faktoren wurden in Präferenzversuchen im Labor ermittelt, wobei insbesondere solche Angaben verwendet wurden, denen eine vergleichbare Methodik bei den Versuchen zugrundelag. Sie beziehen sich in erster Linie auf die Untersuchungen von THIELE (1977) sowie THIELE (1964a) und ergänzend auf die Arbeiten von PAARMANN (1966), TIETZE (1973b) und LAUTERBACH (1964). Angaben zu diesen drei Parametern, die aus dem Vorkommen der Arten im Freiland abgeleitet wurden, werden nur ergänzend herangezogen.

In Tabelle 76 sind die nach ihren Artenspektren (unterteilt in 7 Blöcke) gruppierten Standorte dargestellt.

		Schö.	Ott.	Don.	B.U.	Zwie.	Schr.	Offen.	Epp.	Cra.	Brei.	Ma.
<i>Pterostichus melanarius</i>	eu	■				+						
<i>Amara convexior</i>	eF		+									
<i>Calathus micropterus</i>	eW			+								
<i>Pterostichus strenuus</i>	eu			+								
<i>Dromius agilis</i>	eW			+								
<i>Carabus morio</i>	eu				+							
<i>Loricera pilicornis</i>	eF					+						
<i>Poecilus versicolor</i>	eF					+						
<i>Carabus silvestris</i>	eW	+	⊙	⊙			+					
<i>Pterostichus pumilio</i>	eW	■	■	+	+	+	+	+		+		
<i>Cychrus caraboides</i>	eW	+	■	+		+						
<i>Pterostichus aethiops</i>	eW			▲		+						
<i>Carabus auronitens</i>	eW	■	+	⊙	⊙	⊙			■			
<i>Molops elanus</i>	sW	+		■	▲	▲			+			
<i>Trichostichus nitens</i>	eW		+		▲	▲	+		+			
<i>Carabus irregularis</i>	sW				■	▲						
<i>Cychrus attenuatus</i>	eW				▲							
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	eW	■	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	▲	■		
<i>Abax ovalis</i>	sW	■	■		⊙	⊙	■	⊙	⊙		+	
<i>Pterostichus niger</i>	eu	+			■	■			▲			
<i>Pterostichus rufidus</i>	eu	+			+	+					+	
<i>Carabus violaceus</i>	eu			■				⊙			■	+
<i>Carabus coriaceus</i>	eu	+	⊙		▲	■	+	■	■	⊙	▲	
<i>Abax parallelepipedus</i>	eW	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	▲	▲
<i>Carabus nemoralis</i>	eu		■	▲	▲	■	⊙	⊙	⊙	▲	▲	▲
<i>P. oblongopunctatus</i>	eW		▲	■	■		■		+	■	▲	⊙
<i>Carabus problematicus</i>	eW				+		+		⊙			■
<i>Molops pieus</i>	sW		+		■	+		▲	■	⊙	⊙	
<i>Abax parallelus</i>	sW	+	⊙			+	+	■	▲	⊙	⊙	+
<i>Amara ovata</i>	eF				▲							
<i>Carabus granulatus</i>	eu					+		+				
<i>Harpalus distinguendus</i>	eF						+					
<i>Carabus arvensis</i>	eW						+	+				
<i>Licinus hoffmanneggi</i>	eW							+				
<i>Stomis pumicatus</i>	eF							+				
<i>Trochus quadristriatus</i>	eF							+				
<i>Carabus intricatus</i>	eW							■				+
<i>Nebria salina</i>	eF								+			
<i>Poecilus cupreus</i>	eF								+			
<i>Trochus obtusus</i>	eW								+			
<i>Harpalus latus</i>	eu								▲	+		
<i>Carabus ullrichi</i>	sF										+	
<i>Nebria brevicollis</i>	eu						+					+
<i>Notiophilus rufipes</i>	eu						+					⊙
<i>Notiophilus aquaticus</i>	eF								+			▲
<i>Bembidion lampros</i>	eF											▲

Tab. 76: Dominanzklassen der Carabidenarten an den LfU-Standorten: Schönau(Schö.), Ottenhöfen (Ott.), Donaueschingen (Don.), Bad Urach (B.U.), Zwiefalten (Zwie.), Schriesheim (Schr.), Offenburg (Offen.), Eppingen (Epp.), Crailsheim (Cra.), Breisach (Brei.), Mannheim (Ma.).
Eudominant = großer Kreis, dominant = kleiner Kreis, subdominant = Quadrat, rezedent = Dreieck,

subrezedent = Kreuz.

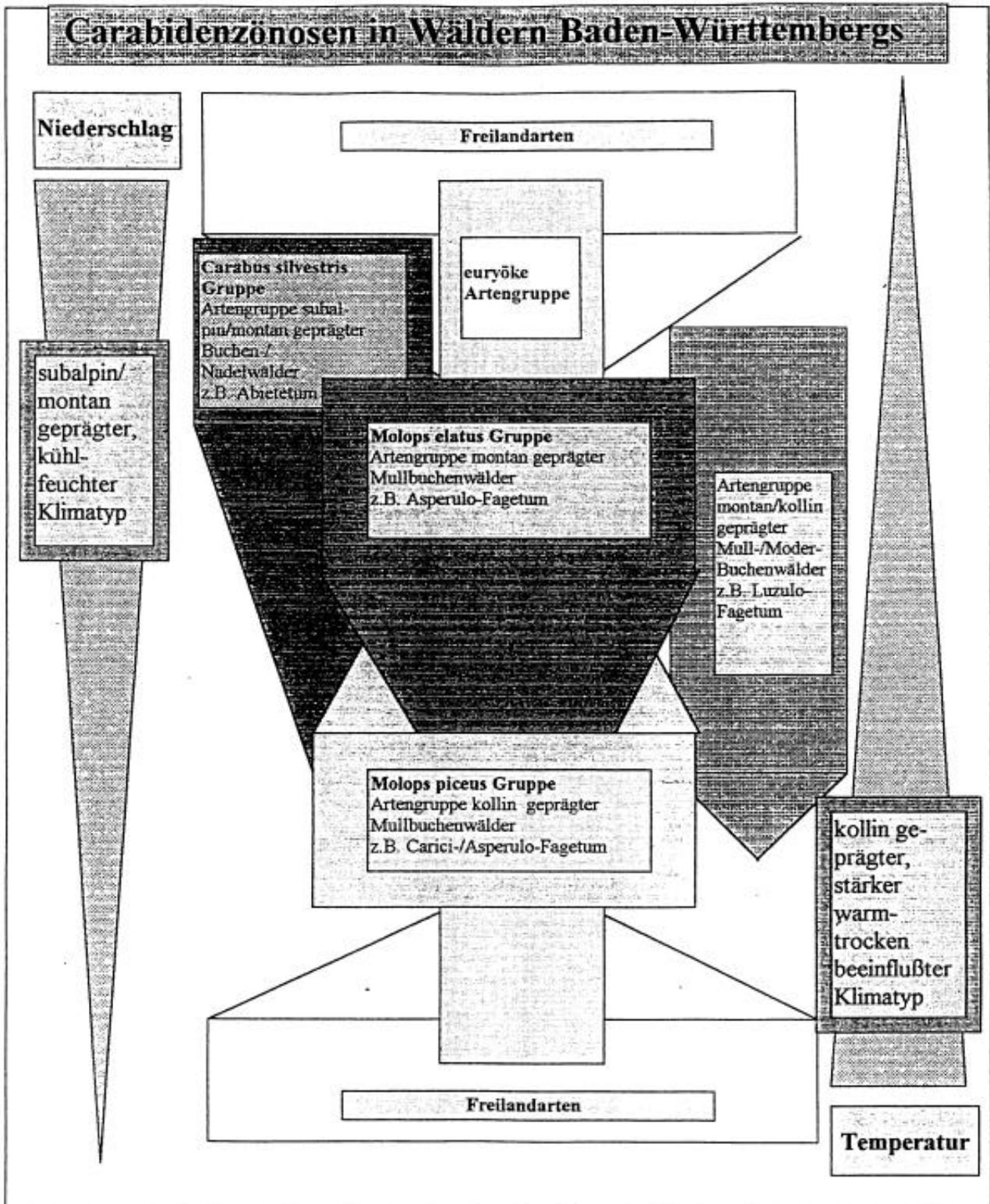
Die Angaben beziehen sich auf die Mittel-werte von 1993 und 1994. Angaben zur Biotopbindung: sW = stenotope Waldart, eW = eurytope Waldart, eu = eurytop (Vorkommen in Wäldern und in Offenlandstandorten), eF = eurytope Feldart, sF = stenotope Feldart.

Die Anordnung der Standorte mit dem Gradienten der Artenspektren zeigt einen Verlauf von den montan gelegenen Standorten mit ihrem kühl-feuchten Klimatyp, hin zu den kollin/-planaren, stärker warm und trocken geprägten. Dies entspricht weitgehend auch der Reihung die sich aus den Klimadaten der Standorte ergibt. Die Daten zu Niederschlägen und Temperaturen der Untersuchungsflächen stellen die Werte der nächstgelegenen Klimastation des Deutschen Wetterdienstes dar (siehe Kapitel 10.3). Sie sind also als Makroklima der entsprechenden Region zu verstehen und spiegeln nicht vollständig die lokalen Verhältnisse der Untersuchungsflächen wider, die z.B. durch die Expositionsverhältnisse davon abweichen können. So könnte die unterschiedliche Eingruppierung von Crailsheim zu interpretieren sein, das laut den Klimadaten eher in Richtung der kühl-feucht geprägten Standorte tendiert.

Es lassen sich verschiedene Artengruppen erkennen, von denen sich die Gruppe, die sich aus den Arten des ersten und letzten Blocks zusammensetzt, durch einen hohen Anteil an stenotopen und eurytopen Feldarten sowie eurytopen Arten auszeichnet. Diese Arten treten überwiegend in geringen Dominanzstufen auf. Sie können als Begleitfauna in Wäldern gewertet werden und einer Feinindikation dienen. Demgegenüber stehen Arten, die überwiegend höhere als nur subrezedente Dominanzstufen in den Waldstandorten erreichen und die zur allgemein verbreiteten Carabidenfauna von Wäldern gehören. Es handelt sich um eurytope und stenotope Waldarten sowie eurytope Arten, die zu 5 Artengruppen gehören.

Die *Carabus silvestris*-Gruppe zeigt den Schwerpunkt ihrer Verbreitung in den montan bis subalpin gelegenen und am stärksten kühl-feucht geprägten Standorten. Es handelt sich hier um eurytope Waldarten die in diesen klimatisch z.T. extremen Verhältnissen und unter den Bedingungen in Nadelwäldern vorkommen. Die *Molops elatus* Artengruppe, die sich neben eurytopen auch aus stenotopen Arten zusammensetzt, hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in den von einem ausgeglichenen kühl-feuchten Waldklima geprägten Standorten Bad Urach und Zwiefalten, die auch botanisch sehr artenreiche Wälder darstellen. Sie sind charakteristische von der Makrofauna geprägte Mullbuchenwälder die für Carabiden günstige Nahrungsbedingungen bieten. Eine weitere Gruppe, die sich aus den Arten *Pterostichus burmeisteri* und *Abax ovalis* zusammensetzt, zeigt ein breites Verteilungsspektrum von den montanen bis in die kollin geprägten Standorte hinein und über die verschiedenen Waldgesellschaften von Nadelwäldern, Mullbuchenwäldern bis hin zu den Moderbuchenwäldern. Sie treten dabei meist in höheren Dominanzstufen auf und lassen in ihrer Häufigkeit eine Abnahme hin zu den kollinen und überwiegend warm-trocken geprägten Standorten Crailsheim, Breisach und Mannheim erkennen. Nach ihrer autökologischen Präferenz zeigen sie das gleiche Verhalten. Sie sind wie viele Arten der vorherigen Gruppe hygrophil, psychrophil und skotophil (THIELE 1977) und mitteleuropäisch verbreitet (HORION 1941).

Abb. 31: Schematische Darstellung der wechselseitigen Verhältnisse unter den Artengruppen und der makroklimatischen Bedingungen:



Die euryöke Artengruppe setzt sich aus allgemein in Wäldern verbreiteten Arten zusammen, die auch an den Untersuchungsflächen über alle Waldgesellschaften verteilt sind. Die Präferenzspektren der einzelnen Arten zeigen nun schon ein deutlich euryökeres Verhalten und sind in den euryhygrien oder xerophilen, bzw. eurythermen oder thermophilen Bereich verschoben. Dementsprechend zeigen die Arten auch z.T. den Schwerpunkt ihrer Verbreitung in den kollinen und eher warm-trocken geprägten Standorten. So erreichen z.B. *Carabus violaceus*, *C. nemoralis*, *C. coriaceus* oder *C. problematicus* hier ihre höchsten Dominanzstufen. *Abax parallelepipedus* zeigt ebenso eine mehr oder weniger kontinuierliche Zunahme seiner Dominanz in diesem Gradienten von Ottenhöfen bis Breisach. Es handelt sich in dieser Gruppe weiterhin auch um einige Arten mit eurytoper Verbreitungsangabe, d.h. sie kommen sowohl in Wäldern als auch in Offenlandstandorten vor. So gehören viele Arten dieser Gruppe zur Carabidenfauna von Hecken und Gebüsch (THIELE 1964b, FUCHS 1969).

Die *Molops piceus*-Artengruppe setzt sich außer der namensgebenden Art noch aus *Abax parallelus* zusammen und zeigt ihren Verbreitungsschwerpunkt in den eher warm-trocken geprägten kollinen Waldstandorten. Dort weisen diese stenotopen Waldarten, die mit ihrem stenöken autökologischen Verhalten an bestimmte Waldverhältnisse angepaßt sind, ihre höchsten Dominanzstufen auf. Besonders charakteristisch scheint das gemeinsame Auftreten der beiden Arten zu sein. Der nach THIELE (1977) hygrophile, psychrophile und skotophile *Molops piceus* zeigt im Labor das gleiche Präferenzverhalten wie *Molops elatus* der in der Artengruppe der kühl-feuchten Standorte steht. *Molops piceus* wird jedoch von KOCH (1989) und HORION (1941) zwar als besonders montan verbreitet genannt, geht aber auch tiefer in die Ebenen gegenüber der als uneingeschränkt montan charakterisierten Art *Molops elatus*. *Molops piceus* ist also trotz seiner Dominanz in den kollinen Standorten eine Art die auf ein typisches und ausgeprägtes Waldklima angewiesen ist.

Demgegenüber weist *Abax parallelus* zwar auch ein hygrophiles und skotophiles Verhalten auf, darüber hinaus ist er aber eurytherm (THIELE 1977). Mit diesem Hintergrund wird sein Verhalten verständlich, daß er stärker als *Molops piceus* in den wärmeren und trockeneren Standortsbereich der planaren Wälder vordringt. *Molops piceus* verliert sich unter diesen für seine Lebensansprüche zu ungünstigen Bedingungen und dürfte in planaren Wäldern kaum noch anzutreffen sein. Die zusammengefaßten Dominanzen der Arten innerhalb einer Artengruppe sind in Tabelle 77 dargestellt. Sie zeigt die kontinuierliche Zu- bzw. Abnahme der jeweiligen Artengruppe in ihrem Gradienten und stellt charakteristische Werte für die Standorte zur Verfügung (siehe auch Abb. 33 in Kapitel 11.5.4).

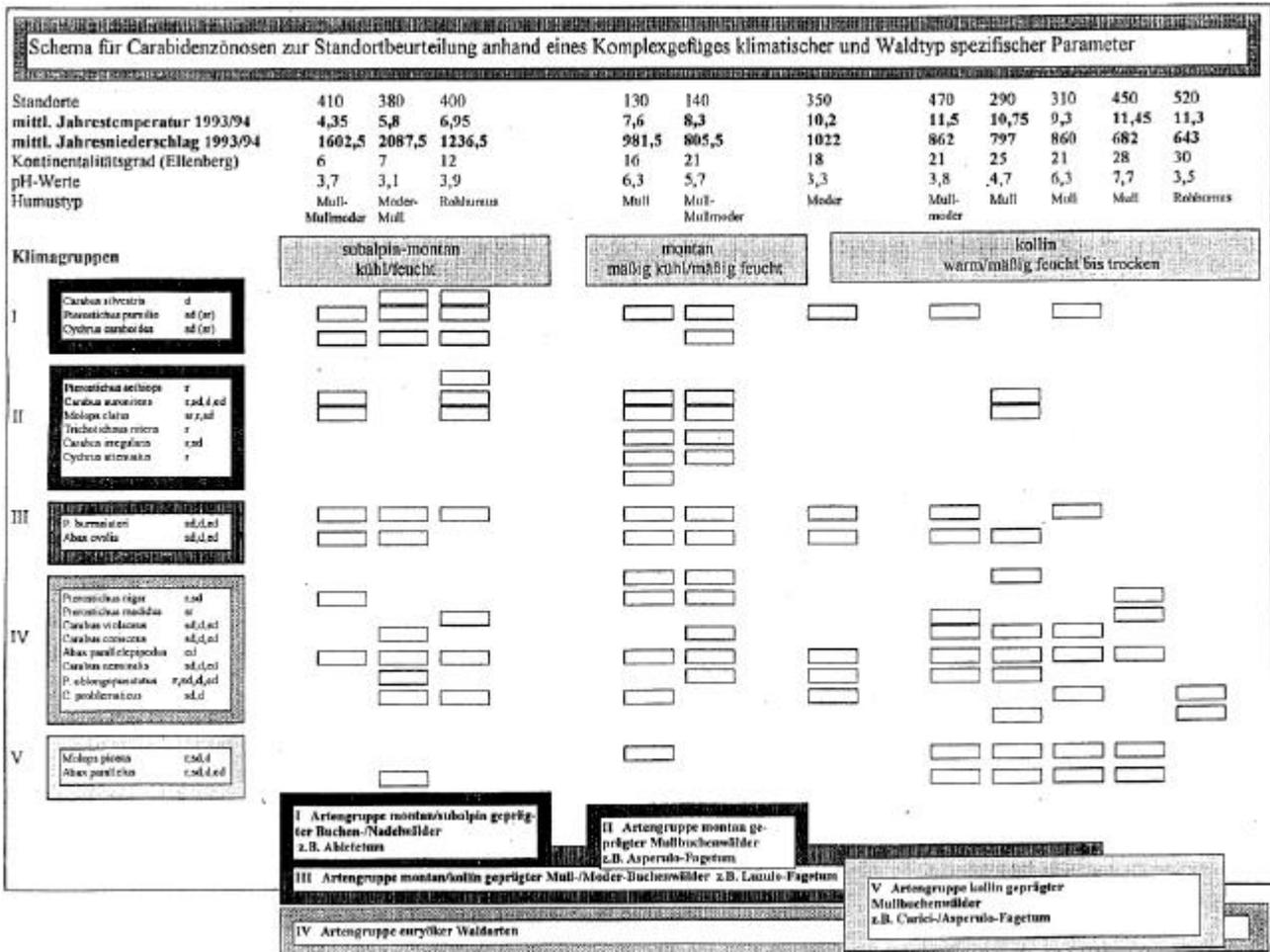
Tab. 77: Dominanzen der Artengruppen in % (1993/94)

Artengruppe	Schön- au 410	Otten- höfen 380	Donau- eschingen 400	Bad Urach 130	Zwie- falten 140	Schries- heim 350	Offen- burg 470	Eppin- gen 290	Crails- heim 310	Brei- sach 450	Mann- heim 520
<i>Car. silvestris</i>	3	31	18	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Molops elatus</i>	5	1	11	11	16	0	0	5	0	0	0
<i>Abax ovalis</i>	8	29	28	50	28	46	23	9	3	1	0
<i>Euryöke Waldart.</i>	82	33	42	35	54	52	68	79	83	75	79
<i>Molops piceus</i>	1	6	0	2	1	1	6	6	14	24	0
<i>Freilandarten</i>	2	0	2	2	1	1	3	2	0	0	21

Aus den jeweiligen Artengruppen stellen sich charakteristische Zönosen in den Waldstand-orten dar und zeigen in ihrem Zusammenspiel einen Gradienten von montan geprägtem kühl-feuchten zu einem kollin/planar geprägten stärker warm und trocken beeinflussten Klimatyp (Abb. 31). Die Arten der *Carabus silvestris*-, *Molops elatus*- und *Abax ovalis*-Artengruppe sowie der Gruppe euryöker Waldarten und der *Molops piceus*-Artengruppe stellen Charakterarten dar, die je nach ihrer autökologischen Präferenz in mehr oder weniger engem Bereich innerhalb der Waldstandorte und in einer höheren Fangzahl bzw. charakteristischen Dominanz auftreten. Das Artenspektrum dieser Gruppen stellt somit einen Grundbestand an meist häufigen Arten dar, die für mitteleuropäische Wälder typisch und in diesen weit verbreitet sind, die aber dennoch in ihrem Zusammenspiel charakteristische Zönosen in Wäldern erkennen lassen. Dies steht im Gegensatz zu Beurteilungsansätzen, die sich auf das Vorkommen von seltenen Arten beziehen.

Anhand der Artengruppen werden Vorhersagen der Carabidenzönosen in bestimmten Wäldern ermöglicht. Dabei sind die Arten aufgrund ihrer weiten Verbreitung in Waldgesellschaften auch mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erwarten. Die Abbildung 30 gibt aufgrund einer ja/nein Entscheidung des Vorkommens in einer für die betreffende Art charakteristischen Dominanzstufe in diesem Waldtyp, Hinweise auf zu erwartende Arten aufgrund der klimatischen Einordnung der Wälder. Dabei müssen nicht immer alle Arten jeder Artengruppe vorhanden sein. Entscheidend dürften vielmehr charakteristische Beiträge jeder Artengruppe zur Zönose sein. Aufgrund des Vergleichs der Artengruppen dieser prognostizierten Zönose mit den tatsächlich gefundenen Verhältnissen, kann man die Standorte im Hinblick auf Abweichungen beurteilen. Zur ergänzenden Beurteilung können dann die in geringeren Dominanzstufen auftretenden Begleitarten in Wäldern dienen.

Abb. 32: Darstellung der Carabidenzönosen in Wäldern Baden - Württembergs. Die Rechtecksymbole bedeuten ein Vorkommen der Art in einer der für sie charakteristischen Dominanzstufe (ed: eudominant, über 10 %, d: dominant, 5 - 10 %, sd: subdominant, 2 - 5 %, r: rezedent, 1 - 2 %, sr: subrezedent, <1%):



Im Rahmen einer Beurteilung der Untersuchungsstandorte zeigt sich für Schönau eine sehr starke Dominanz der Gruppe der euryöken Waldarten. Darunter macht Abax parallelepipedus den weitestgehenden Teil aus. Angesichts der Höhenlage mit 1215 m und dem damit verbundenen extremen Klima ist der Anteil euryöker Arten nachvollziehbar. Ansonsten sind Arten aus den zu erwartenden Carabus silvestris- und Molops elatus-Artengruppen vorhanden (zum Teil subdominant). Ferner zeigt auch die Abax ovalis Gruppe ihre Präsenz.

Donaueschingen liegt mit dem eudominanten Auftreten von Carabus silvestris, der wie bereits diskutiert in Nadelwaldbiotopen verbreitet ist und dem Auftreten weiterer Arten dieser Gruppe sowie dem Vorhandensein von Arten der Molops elatus-Gruppe in charakteristischer Dominanzstufe, in dem zu erwartenden Gradientenverlauf. Ottenhöfen dagegen weicht in seiner Zönose davon ab. Während die Artengruppe der montan/subalpin geprägten Buchen- und Nadelwälder noch in charakteristischer Weise repräsentiert ist, ergeben sich in der Molops elatus-Artengruppe Lücken. Diese werden ausgefüllt durch das Auftreten der Molops piceus-Gruppe. Danach drängt

sich der Schluß auf, daß in Ottenhöfen ein stärkerer Einfluß von Wärme und Trockenheit gegeben sein muß. Es liegt mit 720 m Höhe zwar deutlich niedriger als Schönau und Donaueschingen, stellt aber dennoch einen montanen Standort dar. Auch sind die Bodenverhältnisse in Nadelwäldern infolge der gut drainierenden Nadelstreuauflage, im Vergleich zu Laubstreu trockener. Wesentlich für diesen Befund ist jedoch die Süd-West Exposition und die Hangneigung von 25 bis 30 % in Ottenhöfen.

Einen Hinweis auf den höheren Wärmeeinfluß in Ottenhöfen geben auch die nach Ellenberg ermittelten Zeigerwerte der Pflanzen (vgl. Kap. 10.3). Sie wurden auf den Untersuchungsflächen direkt gemessen, während die Klimadaten von den nächstgelegenen Wetterstationen stammen und nur das Makroklima darstellen. So liegt die mittlere Temperaturzahl bei 5,2 für Ottenhöfen und erreicht damit Werte wie die von Crailsheim oder annähernd von Breisach. Donaueschingen und Schönau liegen weit unter diesem Wert.

Die mesophilen Mullbuchenwälder Bad Urach und Zwiefalten stellen erwartungsgemäß die artenreichsten Zönosen dar, mit einem ausgeprägten Auftreten der Arten der *Molops elatus*-Gruppe bei einem ausgeglichen montan kühl-feuchten bis mäßig kühl-feuchten Klimatyp. Sie sind charakteristische Standorte der Makrofauna, die entsprechend repräsentiert ist. Demgegenüber sind Moderbuchenwälder wie Schriesheim und Offenburg meist artenärmer. Dennoch reiht sich Offenburg in den Artengruppengradienten ein, mit der diesen Standort charakterisierenden *Molops piceus*-Gruppe. Diese Standorte stellen im Hinblick auf die klimatischen Verhältnisse einen Übergang von den montan zu den ausgesprochen kollin geprägten Standorten dar, der auch in der jeweiligen Zönose nachzuvollziehen ist.

Auffallend ist der Standort Schriesheim. Bei genauer Betrachtung fallen hier charakteristische Anteile der Carabidenzönose aus. So ist ein Ausfall an Arten in der zu erwartenden *Molops elatus*-Artengruppe zu verzeichnen bzw. diese erreichen keine höheren Dominanzanteile. Nur *Pterostichus pumilio* stellt noch ein - allerdings in geringer Häufigkeit - typisches Faunenelement dar. Auch die *Molops piceus*-Artengruppe erreicht im Hinblick auf ein potentiell, lokal wärmebeeinflusstes Mikroklima, keine höheren Dominanzanteile. Für ein eventuell wärmeres Klima könnten einige Begleitarten sprechen, wie z.B. *Carabus arvensis*, eine xerophile, thermophile und euryphote Art, oder *Notiophilus rufipes*, der im folgenden noch behandelt wird. Ansonsten erreichen nur die Arten der Gruppe euryöker Waldarten und der *Abax ovalis*-Artengruppe, die ja ebenfalls ein relativ ausgeprägtes eurytopes Verbreitungsbild zeigt, höhere und für die einzelnen Arten charakteristische Dominanzanteile.

Crailsheim und Breisach zeigen ein charakteristisches Bild ihrer Zönosen im Hinblick auf höhere Dominanzanteile der Arten in den zu erwartenden Artengruppen. Neben dem Auftreten der Arten der Gruppe euryöker Waldarten in meist höheren Dominanzstufen, sind insbesondere die Arten der *Molops piceus*-Gruppe dominant bzw. eudominant vertreten. An diesen Standorten ist nun auch ein Ausklingen der *Abax ovalis*-Gruppe festzustellen. Die Artengruppen der kühl-feucht geprägten Standorte fehlen hier.

Auch der in 220 m Höhe gelegene kolline Standort Eppingen weist die charakteristische Zönose nach dem Gradienten der Artengruppen auf. Hier ist jedoch, bei etwas geringeren Dominanzstufen der *Molops piceus*-Gruppe im Vergleich mit Crailsheim oder Breisach, ein Vorkommen von Arten der *Molops elatus*-Artengruppe zu verzeichnen. Davon erreicht *Carabus auronitens* ein subdomi-

nantes Niveau. Dies läßt sich folglich als einen kühl-feuchten mikroklimatischen Einfluß am Standort Eppingen interpretieren. Der geringere Dominanzanteil der *Molops piceus*-Artengruppe gegenüber den anderen kollinen Mullbuchenwäldern Crailsheim und Breisach wird im folgenden noch in Kapitel 11.5.3 diskutiert.

Es zeigt sich hier, daß die Artengruppen nicht ausschließlich für einen Höhengradienten stehen, sondern für einen Komplex aus kühl-feuchten bzw. warm-trocken geprägten Klimabedingungen. Diese können je nach den autökologischen Präferenzen der einzelnen Arten physiologische Stressbedingungen bedeuten, oder aber geeignete Habitate darstellen, die dann potentiell besiedelt werden. So können Einflüsse von kühl-feuchten Klimabedingungen auch lokal in der Ebene oder an bestimmten Standorten vorkommen. So weisen z.B. mehrere Autoren auf ein Vorkommen von *Carabus auronitens* in der Ebene bzw. kollinen Standorten hin. Ebenso können warm-trocken geprägte Klimabedingungen auch an montanen Standorten auftreten, die dann, wie das Beispiel Ottenhöfen bereits gezeigt hat, durch die kollin dominierende *Molops piceus*-Artengruppe charakterisiert werden.

Von allen Untersuchungsflächen fällt insbesondere das Artenspektrum in Mannheim auf. Die nach dem Artengruppengradienten zu erwartende *Molops piceus*-Gruppe fehlt in höheren Dominanzanteilen. Es treten hier nur die Gruppe der euryöken Waldarten sowie einige Arten der Freilandgruppe in Erscheinung. Auch die euryöken Waldarten zeigen gegenüber allen anderen Standorten ein verändertes Bild. *Abax parallelepipedus*, der an allen Untersuchungsflächen und in zahlreichen Arbeiten anderer Autoren als eudominante Art auftritt, geht in Mannheim sehr stark zurück. Die Dominanzfolge wird hier von *Pterostichus oblongopunctatus* angeführt, der an den anderen Flächen nie höher als subdominant vertreten war. Die Art mit der zweithöchsten Dominanz stellt der eurytope *Notiophilus rufipes* dar. Er ist eine nach KOCH (1989) in Heiden, Dünen, anmoorigen Böden, Wärmehängen, trockenen Laubwäldern, insbesondere der Fagetalia und *Quercu-Betuletum* Gesellschaften und in sandigen Flußauen verbreitete Art. Im nordwestdeutschen Flachland gehört er anscheinend fest zur Fauna der azidophilen Eichen-Mischwälder einschließlich der Buchen-Eichenwälder, wobei insbesondere das *Quercu-Betuletum* zu den bevorzugten Biotopen zählt (RABELER 1969). Diese von RABELER (1969) in Quelkhorn in der Nähe von Bremen untersuchten Eichen-Birkenwälder, in denen er die Art nachwies, gehören zu einem bewaldeten Dünengebiet. Dies entspricht z.T. auch den Verhältnissen in Mannheim. Der planar gelegene Bestand in der Rheinebene stellt einen Buchen-Kiefernwald auf Sandboden dar. Der im allgemeinen spärlich zu findende Käfer und der nach TRAUTNER (1992b) in der Roten Liste mit dem Gefährdungsgrad 3 aufgeführt ist, scheint für solche trockenen und relativ warmen Wälder der Ebenen auf Sandböden typisch zu sein.

Weiterhin sind hier zwei eurytope Feldarten rezident vertreten. *Notiophilus aquaticus* ist in Heiden, Waldrändern, trockenen Torfen und auf landwirtschaftlich genutzten Flächen verbreitet (KOCH 1989). *Bembidion lampros* kommt ebenso auf Äckern, sowie auf Ruderalflächen, in Gärten, Waldrändern, Heiden, Trockenrasen und montan auch in Wäldern vor (KOCH 1989). Diese Art zeigt auch das entsprechende Präferenzverhalten im Labor und kann als euryhygr, mesotherm und skotophil charakterisiert werden (TIETZE 1973b). Auch das Vorkommen und die Präferenzen von *Nebria brevicollis* mit seinem euryhygren, thermophilen und skotophilen Verhalten (THIELE 1977) lassen sich in diesem Zusammenhang des zunehmenden Auftretens von Offenlandarten interpretieren. Diese Art kommt weniger in größeren, geschlossenen Waldungen vor, als vielmehr in Waldrändern und Hecken, also dem Übergangsbereich von Wald- zu Feldbiotopen und streut von ihrem

Vorzugshabitat in beide aus (THIELE 1964b, FUCHS 1969). Ebenso ist in Mannheim das Vorkommen des auch in Offenburg auftretenden wärmeliebenden *Carabus intricatus* zu bemerken. Mannheim weist also einen hohen Dominanzanteil an eurytopen und eurytopen Feldarten, insbesondere des thermophilen *Notiophilus rufipes* in seiner Zönose auf und zeigt innerhalb des Artengruppengradienten eine Tendenz zu den Verhältnissen in Offenlandstandorten.

Die in den Untersuchungsflächen charakterisierten Artengruppen beziehen sich auf die Verhältnisse in Baden-Württemberg. Zönosen und Biotopverbreitung bei Carabiden lassen sich hinsichtlich ihrer regionalen Besonderheiten kritisch diskutieren. So kann z.B. unter den verschiedenen regionalen Bedingungen ein Biotopwechsel bei einer Art zu beobachten sein. THIELE (1964b) erwähnt in diesem Zusammenhang bei *Carabus nemoralis*, einer euryöken Waldart, nach Norden hin - mit verstärkt atlantischem Klimaeinfluß - eine immer geringere Bindung an den Wald. Auch TURIN et al. (1991) stellt die allgemeine Tatsache eines geographisch oder auch höhenbedingten Habitatwechsels heraus. In dieser langjährigen Untersuchung zur Verbreitung von Carabiden in den Niederlanden werden bestimmte Arten als Waldarten charakterisiert, die im Vergleich mit einer Klassifikation von Grünlandbiotopen in Großbritannien nach EYRE & LUFF (1990b) über viele Habitatgruppen verbreitet waren. Nach einer weiteren Untersuchung von LUFF et al. (1989) in England kommen TURIN et al. (1991) zu dem Schluß, daß bestimmte Arten, wie z.B. *Carabus violaceus*, *Pterostichus cristatus* oder *P. madidus* ein stärker eurytopes Verhalten in ihrer Habitatpräferenz in Großbritannien gegenüber der Situation in den Niederlanden zeigen.

11.5.3. Indikation von Belastungseinflüssen

Ausfall und Degradierung von Artengruppen könnten als ein Einfluß von Störfaktoren interpretiert werden. Die Standorte Mannheim und das in dessen Beeinflussungsbereich gelegene Schriesheim sind, wie sich anhand der Flechtenindikation oder dem Prozentanteil der Arten mit reduzierter Vitalität in der Krautschicht zeigt, einer hohen Belastung ausgesetzt (Flechtenindikation: Schadstufe 4). In Mannheim kommt ferner ein mit dem Begriff Freizeitdruck umschriebener Streßfaktor hinzu. So ist die für Mannheim charakteristische Artengruppe der euryöken Waldarten stark verarmt. In den Untersuchungen an vergleichbaren Standorten, die im Kapitel 11.5.4 noch behandelt werden, ist das Häufigkeitsverhältnis der Arten dieser Gruppe wesentlich ausgeglichener. So kommen dort die Arten *Carabus violaceus*, *Carabus coriaceus*, *Abax parallelepipedus*, *Carabus nemoralis* und *Carabus problematicus* in meist wesentlich höheren Fangzahlen und im Verhältnis zu *Pterostichus oblongopunctatus* in einem ausgeglicheneren Häufigkeitsverhältnis vor (LANG 1993, RIEGER 1995). Ein starkes Auftreten dieser euryöken Arten ist an solchen Standorten auch aufgrund ihres überwiegend warm-trocken orientierten Präferenzverhaltens zu erwarten. Insbesondere *Abax parallelepipedus* kommt an diesen Vergleichsstandorten in durchgängig höheren Fangzahlen zwischen 16 und 80 Individuen über einen Zeitraum von April bis September vor. Auch in den eigenen Untersuchungsflächen war er ja eine durchgängig häufige Art. In Mannheim wurden indes nur 4 Exemplare im gesamten Zeitraum von 2 Jahren gefangen. Das einseitige Dominanzverhältnis in Mannheim innerhalb dieser Artengruppe drückt sich in den Individuenzahlen von *Pterostichus oblongopunctatus* (1993) mit 47 und den anderen Arten mit jeweils 1, bzw in 1994 mit 111 Individuen gegenüber 1 bis maximal 9 Individuen (*Carabus problematicus*) gut aus.

Neben der Degradierung dieser Artengruppe ist das Ausfallen der *Molops piceus*-Arten-gruppe zu verzeichnen. Hier muß jedoch auch berücksichtigt werden, daß die Präsenz dieser Gruppe im

zunehmend warm-trockenen Gradienten schwächer wird. Insbesondere *Molops piceus*, der nach seinem Präferenzverhalten auf ein gewisses Feuchtigkeitsniveau angewiesen ist, ist an solchen Standorten wie Mannheim nicht mehr zu erwarten. Dies zeigen auch die Vergleichsstandorte in Kapitel 11.5.4. *Abax parallelus* dringt dagegen weiter in solche klimatischen Bereiche vor. Er ist an den Vergleichsstandorten der Artengruppenverifizierung sowohl bei LANG (1993) in einem zu den anderen Arten relativ hohen Anteil vorhanden - wenn auch nur sehr wenige Individuen insgesamt innerhalb des Probenzeitraums von 6 Wochen gefangen wurden - als auch bei RIEGER (1995) zum Teil in subdominanten und somit charakteristischen Anteilen vertreten. Auch bei RIEGER (1995) tritt er nicht an allen Standorten bzw. nur in Einzelexemplaren auf. Dennoch dürfte die Fangzahl von Mannheim mit 1 Exemplar innerhalb von zwei Jahren als gering einzustufen sein.

In Schriesheim zeigt sich eine Verarmung der Zönose durch den Ausfall charakteristischer Artengruppen, die innerhalb des Gruppengradienten zu erwarten wären. Dies wurde bei der Standortbeschreibung bereits ausgeführt und läßt sich im Rahmen der Schadstoffbelastung diskutieren (siehe auch Kapitel 11.5.4). Interessant ist in diesem Zusammenhang auch das subrezedente Auftreten von *Nebria brevicollis* und *Notiophilus rufipes*, die sonst nur in Mannheim vorkamen und die als eurytope Arten, die auch in Offenlandbiotopen vorkommen, auf gewisse Störungseinflüsse hindeuten könnten.

Ottenhöfen fällt durch einen hohen Auflichtungsgrad der Waldbestände auf, die durch Luftschadstoffe verursacht sein dürften. Dies könnte neben der Süd-West Exposition eine Erklärung für den bereits angesprochenen diagnostizierten Wärmeeinfluß an diesem Standort sein, den das Auftreten der *Molops piceus*-Gruppe nahelegt.

Nach der Flechtenindikation weist Eppingen mit der Schadstufe 3 die zweithöchste Belastungssituation auf. Hier fällt auf, daß im Vergleich mit den anderen kollinen Mullbuchen-wäldern Crailsheim und Breisach die Dominanzanteile der für diese Standorte charakteristischen *M. piceus*-Gruppe in Eppingen am niedrigsten liegen. Andererseits treten hier aber Arten der *M. elatus*-Gruppe auf und würden somit im Hinblick auf Konkurrenzverhältnisse einen Ausgleich zwischen den Gruppen und geringere Dominanzstufen verständlich machen. Dennoch ist bei den Arten der *Molops piceus*-Gruppe in Eppingen ein zum Teil recht deutlicher Rückgang in den Dominanzen zu verzeichnen, wie sich in Tabelle 76 erkennen läßt. So zeigt insbesondere *Abax parallelus* gegenüber Crailsheim und Breisach einen sehr niedrigen Wert. In Tabelle 78 sind die Dominanzanteile der Arten der *Molops piceus*-Gruppe von den Standorten zusammenfassend dargestellt, für die diese Artengruppe charakterisierend ist.

Tab. 78: Dominanz der Arten der *Molops piceus* - Artengruppe [%]

Arten	Ottenhöfen	Offenburg	Eppingen	Crailsheim	Breisach
<i>Molops piceus</i>	0,2	1,4	4,3	6,2	6,6
<i>Abax parallelus</i>	6,2	4,9	1,2	7,9	17,1

Auch Tabelle 77, die die zusammengefaßten Dominanzen der jeweiligen Artengruppe darstellt, zeigt für Eppingen einen niedrigen Wert der *Molops piceus*-Gruppe innerhalb der kollinen Vergleichstandorte. Möglicherweise deutet sich hier eine Belastungssituation für Eppingen an, zumal auch ein relativ hoher Anteil an Offenlandarten gegeben ist. Andererseits könnte auch eine Art Übergangsstadium mit dem Anteil der kühl-feuchte Bedingungen anzeigenden *Molops elatus*-Gruppe bzw. der für eher warm-trockene Verhältnisse stehenden *Molops piceus*-Gruppe gegeben sein. Um eine Aussage treffen zu können müßte jedoch der Standort weiter beobachtet und das Verhalten dieser Artengruppe im Vergleich mit den Verhältnissen an weiteren Standorten überprüft werden.

Offenburg, das zwar ähnliche Dominanzverhältnisse wie Eppingen im Vergleich zu den anderen kollinen Standorten zeigt, stellt dagegen von seiner Humusform her einen Übergang zu Moderbuchenwäldern dar. Diese Waldtypen sind gegenüber Mullbuchenwäldern im Hinblick auf die Makrofauna eher als verarmt zu beurteilen und insofern lassen sich die etwas geringeren Dominanzstufen der Arten der *Molops piceus*- bzw. *Molops elatus*-Gruppe, wie auch die Verhältnisse in Schluttenbach zeigen, eher als typischen Zustand verstehen.

11.5.4 Verifizierung der Zönosen

Zur Verifizierung der in Kapitel 11.5.2 charakterisierten Zönosen wurden weitere Standorte in Baden-Württemberg aus der Literatur herangezogen. Dabei diente der bodensauere Buchenwald Schluttenbach (FRIEBE 1983) dem Vergleich mit den Standorten Offenburg und insbesondere Schriesheim. Ergänzend wurden weitere Dauerbeobachtungsflächen des Immis-sionsökologischen Wirkungskatasters der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg verglichen, die von LANG (1993) auf ihre Carabidenfauna hin untersucht worden waren. Dabei sollte mit dem Standort Karlsruhe (Standortnummer 500) insbesondere die Carabidenfauna eines planaren Standortes betrachtet werden und das Verhalten der kollinen *Molops piceus*-Artengruppe mit ihrem oben diskutierten Ausklingen in solchen warm und trocken geprägten Standorten. Infolge einer unterschiedlichen Methodik bei der Probennahme wurde der in der vorliegenden Arbeit untersuchte Standort Mannheim auch von LANG (1993) übernommen um ihn direkt mit dem von LANG (1993) untersuchten Standort Karlsruhe vergleichen zu können. Eberbach stellt einen weiteren Moderbuchenwald und Pfalzgrafenweiler einen Nadelwald dar. Weiterhin wurden in einem kollin gelegenen Luzulo-Fagetum drei Standorte nach SCHWAN (1995) betrachtet sowie ergänzend eine kolline Hohlweghecke im Kraichgau (SCHWAN 1995). In Tabelle 80 sind die Standorte zusammenfassend dargestellt.

Der kollin gelegene Standort Schluttenbach zeigt aufgrund seiner relativ hohen Niederschlagsmenge und seiner durchschnittlichen Jahrestemperatur von 8,3 °C, sowie seiner Nord-West Exposition Anteile der kühl/feuchte Bedingungen präferierenden Artengruppen sowie der *Abax ovalis*- und der euryöken Waldartengruppe (Tab. 80). Er fügt sich damit gut in den Artengruppengradienten ein. Auch wenn Moderbuchenwälder im allgemeinen als stärker artenverarmt als Mullbuchenwälder gelten, so zeigt Schluttenbach doch einen höheren charakteristischen Anteil an Arten der *Carabus silvestris*- und *Molops elatus*-Artengruppe als Schriesheim, was die bereits diskutierte Belastungssituation dieses Standortes unterstützen könnte. Ebenso sind die Anteile der stenotopen Waldarten in Schluttenbach höher.

Tab. 79: Standortbeschreibung weiterer Untersuchungsflächen zur Verifizierung der Carabidnosen nach Literaturangaben:

Zitat	FRIEBE (1983)	LANG (1993)	LANG (1993)	LANG (1993)	LANG (1993)	SCHWAN (1995)	dto.	dto.		
Standort	Schlutten- bach	Karlsruhe 500	Weinheim (Ma?) 520	Eberbach 340	Pfalz- grafen- weiler360	Jöhlingen	dto.	dto.		
Fallenbezeichnung		LFU	LFU	LFU	LFU	W1	W2	W3		
naturräuml. Einheit	nördl. Schwarz- waldvor- wand	Nördl. Oberrhein- ebene	Nördl. Ober- rhei- nebene	Odenwald	Schwarz- wald	Kraichgau	dto.	dto.		
Höhe (m)	310 - 340	112	100	400	670-690	170-210	dto.	dto.		
Höhenstufe	kollin	planar	planar	sub- montan	sub- montan	kollin	dto.	dto.		
Allgemeinklima	sub- atlantisch	subkon- tinentale	subkon- tinentale	sub- ozeanisch	sub- ozeanisch	sub- kontinental	dto.	dto.		
DWD-Station	-	Karlsruhe (112m)	Mann- heim (96m)	Eberbach (178m)	Schöm- berg (635m)	Bretten (188m)	dto.	dto.		
(langj.) mittl. Jahres- temperatur	8,3	10,1	10,2	8,9	7,3	8,8	dto.	dto.		
(langj.) mittl. Jahres- niederschlag	1050	741	642	996	1048	734	dto.	dto.		
Biotop	Buchen- wald	Buchen- wald	Misch- wald	Buchen- wald	Nadel- wald	Buchen- wald	dto.	dto.		
Vegetationseinheit	Luzulo- Fagetum	Luzulo- Fagetum	Kiefern- forst mit Buche	Luzulo- Fagetum	Luzulo- Abietetum	Luzulo- Fagetum	dto.	dto.		
Humus	Moder	Moder	Moder	F-Mull	Moder	Moder	dto.	dto.		
pH-Wert (Ah)	3,8 - 4,7	3,6	3,4	3,6	3,7					
Bodenart		lehmgiger Sand	lehmgiger Sand	toniger Sand	schluffi- ger Lehm O	Lößlehm	dto.	dto.		
Exposition	NW	-	-	-	-		S	-		
allg. Bemerkungen	Hanglage		Ma mehr Sandan- teile als Ka		örtlich mit Lößlehm	trocken/- warm	trocken/ warm	frisch		
						Waldrand	30m v. Waldrand	Waldes- innere		
Fangzeitraum (Monate)	ganzjährig	3/4, 5/6, 8/9 1993	3/4, 5/6, 8/9 1993	3/4, 5/6, 8/9 1993	3/4, 5/6, 8/9 1993	Mai-Juni	dto.	dto.		
Fangdauer (Tage)	7 pro Monat	14, 14, 14	14, 14, 14	14, 14, 14	14, 14, 14	45	dto.	dto.		
Fallenzahl	12	5,5,5	5,5,4	5,3,0	5,5,4	3	dto.	dto.		
Zitat	SCHWAN (1995)	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
Standort	Jöhlingen	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
Fallenbezeichnung	Hw1N	Hw1S	Hw2N	Hw2S	Hw3N	Hw3S	Hw4N	Hw4S	Hw5N	Hw5S
naturräuml. Einheit	Kraichgau	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
Höhe (m)	170-210	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
Höhenstufe	kollin	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
Allgemeinklima	subkon- tinentale	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
DWD-Station	Bretten (188m)	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.

Tab. 79 (Forts.): Standortbeschreibung weiterer Untersuchungsflächen zur Verifizierung der Carabidenzönosen nach Literaturangaben:

Zitat	SCHWAN (1995)	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
(langj.) mittl. Jahrestemperatur	8,8	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
(langj.) mittl. Jahresniederschlag	734	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
Biotop	Hohlweghecke	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
Vegetationseinheit	Chaerophylletum temuli	Aegopodietum podagrariae	Chaerophylletum temuli	Aegopodietum podagrariae	Chaerophylletum temuli	Chaerophylletum temuli				
Humus	-									
pH-Wert (Ah)										
Bodenart	Lößlehm	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
Exposition	S	N	SSW	NNO	S	N	SSO	NNO	SSO	NNO
allg. Bemerkungen	evtl. sommerl. Bodenaus-trockung	evtl. konstant hohe Bodenfeuchte	evtl. sommerl. Bodenaus-trocknung	evtl. konstant hohe Bodenfeuchte	evtl. sommerl. Bodenaus-trocknung	evtl. sommerl. Bodenaus-trocknung				
	Hohlwegsohle	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
Fangzeitraum (Monate)	Mai-Juni	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
Fangdauer (Tage)	45	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.
Fallenzahl	2	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.	dto.

Der aufgrund der klimatischen Daten und der Vegetationsgesellschaft mit Schluttenbach vergleichbare Standort Eberbach zeigt ebenfalls diese Verteilung in den Artengruppen und fügt sich in den Artengruppengradienten ein. Dies trifft auch für Pfalzgrafenweiler zu, der sich den vergleichbaren montanen Nadelwäldern Ottenhöfen und Donaueschingen einreihet.

Tab. 80: Dominanzklassen der Carabiden an weiteren Standorten Baden - Württembergs (Verifizierungsstandorte der Zönosen)

	Schluttenbach	Karlruhe 500	Weinheim (Ma?)520	Eberbach 3-40	Pfalzgrafenweiler 360
<i>Pterostichus melanocephalus</i>					
<i>Amara convexior</i>					
<i>Calathus micropterus</i>					
<i>Pterostichus sternus</i>					
<i>Dromius agilis</i>					
<i>Carabus monilis</i>					
<i>Loricera pilicornis</i>					
<i>Poecilus versicolor</i>					
<i>Carabus silvestris</i>					●●
<i>Pterostichus pumilio</i>	■			●	●●
<i>Cychrus caraboides</i>	+				
<i>Pterostichus aethiops</i>					
<i>Carabus auroniensis</i>	▲			●	●●
<i>Molops elatus</i>	+				
<i>Trichotichnus nitens</i>					
<i>Carabus irregularis</i>					
<i>Cychrus attenuatus</i>					
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	●			●	
<i>Abax ovalis</i>					
<i>Pterostichus niger</i>					
<i>Pterostichus madidus</i>					
<i>Carabus violaceus</i>					
<i>Carabus coriaceus</i>	+	●			
<i>Abax parallelepipedus</i>	●	●●			●●
<i>Carabus nemoralis</i>	+		■		●●
<i>P. oblongopunctatus</i>	●	●●	●	●	
<i>Carabus problematicus</i>	▲	●●			
<i>Molops piccus</i>					
<i>Abax parallelus</i>	▲	●			
<i>Amara ovata</i>					
<i>Carabus granulatus</i>					
<i>Harpalus distinguendus</i>					
<i>Carabus arvensis</i>	+				
<i>Licinus hoffmannseggii</i>					
<i>Stenus pumicatus</i>					
<i>Trechus quadristriatus</i>					
<i>Carabus intricatus</i>					
<i>Nebria salina</i>					
<i>Poecilus cupreus</i>					
<i>Trechus obtusus</i>					
<i>Harpalus latus</i>		●			
<i>Carabus ulrichi</i>					
<i>Nebria brevicollis</i>	+				
<i>Notiophilus rufipes</i>		●	■		
<i>Notiophilus aquaticus</i>					
<i>Bembidion lampros</i>					
<i>Stenolophus teutonius</i>	+				
<i>Dromius quadrimaculatus</i>	+				
<i>Carabus cancellatus</i>					
<i>Dromius melanocephalus</i>					
<i>Harpalus rufipes</i>					
<i>Notiophilus palustris</i>					
<i>Amara communis</i>					
<i>Amara femiliaris</i>					
<i>Anisodactylus binotatus</i>					
<i>Calathus fuscipes</i>					
<i>Carabus auratus</i>					
<i>Harpalus anacis</i>					
<i>Harpalus dimidiatus</i>					
<i>Platymus assimilis</i>					
<i>Platymus dorsalis</i>					
<i>Trichotichnus laevicollis</i>					

Der Standort Karlsruhe zeigt gemäß den Erwartungen nach dem Artengruppengradienten eine Zönose, die sich aus der Artengruppe der euryöken Waldarten und der *Molops piceus*-Gruppe zusammensetzt. Ebenso ist wie in Mannheim ein starkes Auftreten von *Notiophilus rufipes* zu verzeichnen. Es bestätigt sich das Ausklingen der *Molops piceus*-Artengruppe an planaren, stark warm und trocken beeinflussten Standorten mit dem Verschwinden von *Molops piceus*. *Abax parallelus*, der aufgrund seines stärker ausgeprägten euryöken Verhaltens weiter in diese Verhältnisse vordringen kann, ist in charakteristischem, höheren Dominanzanteil vertreten.

Der unmittelbare Vergleich der beiden mit gleicher Methodik von LANG (1993) untersuchten Standorte Karlsruhe und Mannheim unterstützt die oben diskutierte Belastungssituation für Mannheim. Auch wenn die Standorte in dieser Untersuchung nur kurzzeitig beprobt wurden und insgesamt nur wenige Individuen gefangen wurden, so zeigt sich doch in Karlsruhe ein ausgewogeneres Häufigkeitsverhältnis in der Zönose. Die Artengruppe der euryöken Waldarten stellt sich relativ artenreich dar und auch in der *M. piceus*-Gruppe ist der stenotope *Abax parallelus* in relativ hohem Anteil vertreten, was insgesamt dem Artengruppengradienten entspricht. Der direkt vergleichbare Standort Mannheim zeigt ein stark verarmtes Bild seiner Zönose. Innerhalb der euryöken Waldarten tritt nur *Pterostichus oblongopunctatus* in höheren Anteilen auf, während die *M. piceus*-Gruppe vollständig ausfällt. Der in den eigenen Untersuchungsflächen an allen Standorten bis auf Mannheim eudominante *Abax parallelepipedus* fehlt auch hier, während er interessanterweise im direkten Vergleichsstandort Karlsruhe (LANG 1993) ebenfalls in eudominantem Anteil vorkommt.

Eine weitere, hier nicht dargestellte Untersuchung, die ebenfalls wie die von LANG (1993) im Hardtwald bei Karlsruhe durchgeführt wurde und in der insgesamt 9 verschiedene Waldstandorte bzw. Waldtypen beprobt wurden (RIEGER 1995), weist ebenfalls ein Artenspektrum auf, das sich in den Artengruppengradienten einreihen läßt. Die einzelnen Standorte zeigen ein charakteristisches Bild der Artengruppe der euryöken Waldarten, mit einem diversen und zahlreichen Auftreten von Arten dieser Gruppe. Auch *Abax parallelepipedus* tritt an allen Flächen dieser Untersuchung in hohen Fangzahlen auf. Ebenso zeigt sich die Präsenz der *Molops piceus*-Gruppe durch das z.T. relativ hohe Auftreten von *Abax parallelus* an 6 der Untersuchungsflächen. Weiterhin sind zahlreiche begleitende Arten vertreten. Es zeigt sich so ein in überwiegendem Maße mit Karlsruhe (LANG 1993) vergleichbares Bild der Zönose, das ebenfalls Mannheim als besonderen, verarmten Standort herausstellt.

Tab. 81: Dominanzklassen der Arten an weiteren Standorten zur Verifizierung der Zönosen:

	Jöhlingen			Jöhlingen			Jöhlingen			Jöhlingen			Jöhlingen		
	dia. W1	dia. W2	dia. W3	dia. Hw1N	dia. Hw1S	dia. Hw2N	dia. Hw2S	dia. Hw3N	dia. Hw3S	dia. Hw4N	dia. Hw4S	dia. Hw5N	dia. Hw5S		
<i>Pterostichus rotundatus</i>				⊖			⊠	■		■		■	▲		
<i>Arctia convexior</i>															
<i>Calathus micropieris</i>															
<i>Pterostichus stercoratus</i>															
<i>Dromius agilis</i>															
<i>Cambus moralis</i>	■	+		⊙	■	⊙	■	■	■	⊙	■		▲		
<i>Loricus pilicornis</i>				▲	■				▲						
<i>Pezomachus vesicolor</i>															
<i>Cambus rivestris</i>															
<i>Pterostichus pumilio</i>															
<i>Cybrus oxiboides</i>															
<i>Pterostichus aethiops</i>															
<i>Cambus aurantiacus</i>	▲	+	⊙	■	■	■	■	▲		■	⊙		■		
<i>Melops elatus</i>															
<i>Trichotichus niger</i>															
<i>Cambus irregularis</i>															
<i>Cybrus stercoratus</i>															
<i>Pterostichus burmeisteri</i>															
<i>Abax ovata</i>	■	■				⊙	■	■	⊙	■					
<i>Pterostichus niger</i>															
<i>Pterostichus madidus</i>															
<i>Cambus violaceus</i>	▲	■	▲	▲		■	▲	▲			■				
<i>Cambus coriaceus</i>	■			▲											
<i>Abax parallelipipedus</i>	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙		
<i>Cambus nemoralis</i>	⊙	⊙	⊙	■		⊙	■	▲		⊙	■	⊙	⊙		
<i>P. oblongopunctatus</i>		+	⊙			■	⊙			⊙					
<i>Cambus problematicus</i>															
<i>Melops pictus</i>		+			■		■	▲	⊙						
<i>Abax praetibus</i>	▲	+	+	■			⊙	⊙	■	⊙	■	⊙	■		
<i>Arctia ovata</i>															
<i>Cambus granulatus</i>		+													
<i>Harpalus distinguendus</i>															
<i>Cambus arvensis</i>		▲	⊙												
<i>Licinus hoffmannseggii</i>															
<i>Stenia puncticornis</i>															
<i>Tarachus quadristriatus</i>				■	⊙		▲	■					⊙		
<i>Cambus intricatus</i>															
<i>Nebria sativa</i>															
<i>Pezomachus cupreus</i>	▲						▲	▲							
<i>Tarachus obtusus</i>															
<i>Harpalus latus</i>															
<i>Cambus ulrichi</i>	■			▲			▲	▲							
<i>Nebria baevicolis</i>	■	+		⊙	⊙		⊙	■	⊙		■	⊙	⊙		
<i>Notiophilus rufipes</i>															
<i>Notiophilus squaticus</i>															
<i>Bombidion lemprei</i>		+	▲		■			■			■				
<i>Stenocryptus jurticus</i>															
<i>Dromius quadrimaculatus</i>															
<i>Cambus oscarletus</i>		+		⊙	■	■	▲	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙		
<i>Dromius melanocarpus</i>	▲														
<i>Harpalus rufipes</i>	■	+		■		■	■	■	■	▲	⊙	■	▲		
<i>Notiophilus pubescens</i>	▲	▲	■												
<i>Arctia communis</i>															
<i>Arctia ferulifera</i>													▲		
<i>Acicodactylus bicinctus</i>				▲									▲		
<i>Calathus fuscipes</i>					■	■	■	■							
<i>Cambus auratus</i>				▲	■			▲	■			■			
<i>Harpalus ereticus</i>															
<i>Harpalus dimidiatus</i>															
<i>Platyrus aeneus</i>				■	■		⊙	⊙				■	⊙		
<i>Platyrus dorsalis</i>				⊙	⊙	■	■	⊙	■		⊙	■	■		
<i>Trichotichus laevicollis</i>						■	■	■			■				

Als weiterer Vergleichsstandort wurde an dem von SCHWAN (1995) untersuchten kollinen Buchenwald im Kraichgau eine charakteristische und daher zu erwartende Zönose gefunden (Tab. 81). So zeigt die divers ausgebildete Artengruppe der euryöken Waldarten eine ausgeprägte Dominanz, mit eudominantem Anteil von *Abax parallelepipedus* an allen drei Fallenstandorten. Hingegen weist die *Molops piceus*-Gruppe einen verarmten Zustand auf. In diesem Zusammenhang lassen sich verschiedene Gründe diskutieren. Zum einen weist SCHWAN (1995) auf relativ warm-trockene Bedingungen dieses sonnseitig exponierten Teiles des Untersuchungsgebietes hin. Wie bereits diskutiert kann diese Artengruppe unter stark ausgeprägten Bedingungen solcherart in ihrer Präsenz nachlassen. Immerhin ist sie im an diesen Waldstandort anschließenden Hohlweg, der ein z.T. stärker ausgebildetes kühl-feuchtes Mikroklima aufweist, in charakteristischen Dominanzanteilen vertreten (siehe unten). Zum anderen gibt SCHWAN (1995) eine anthropogene Beeinträchtigung für diesen Standort an. So liegt der Fallenstandort W 1 dieses in langjähriger Nutzung stehenden Wirtschaftswaldes unmittelbar am Waldrand, der sich durch das Fehlen eines Waldmantels auszeichnet. Weiter wird zum Beispiel zwischen W 1 und W 2 die Baumschicht auf einer kleinen Fläche vorwiegend von standortfremden Kiefern aufgebaut. Auch die Artenarmut der Krautschicht, die sich überwiegend aus weitverbreiteten Arten zusammensetzt, gibt der Autor in diesem Zusammenhang an.

Aus den am Fallenstandort W 3 fast ausschließlich die Bodenvegetation bildenden *Impatiens parviflora* bzw. *Galium odorata* schließt SCHWAN (1995) auf ein etwas feuchteres Mikroklima an dieser weiter im Waldesinneren gelegenen Fläche. In diesem Untersuchungsbereich findet sich auch ein dominantes Auftreten von *Carabus auronitens*, der als Vertreter der kühl-feucht präferierenden *Molops elatus*-Artengruppe wie bereits diskutiert auch in der Ebene vorkommen und entsprechende Verhältnisse anzeigen kann. Er zeigt auch wieder im Bereich der anschließenden Hohlweghecke zum Teil höhere Dominanzanteile. Des weiteren ist der Waldrandstandort W 1 gegenüber W 2 und W 3 durch höhere Dominanzanteile von eurytopen und Offenlandarten gekennzeichnet, wie z.B. durch *Nebria brevicollis*, eine Art des Grenzbereiches von Wald und Hecken, die hier subdominant vertreten ist und im anschließenden Heckenbereich des Hohlweges zum Teil dominante und eudominante Anteile erreicht.

Die an diesen Buchenwald anschließende Hohlweghecke (SCHWAN 1995) zeigt nun erwartungsgemäß einen starken Einfluß der Begleitarten an der Zönose. Die zum großen Teil aus eurytopen und Offenlandarten zusammengesetzte Gruppe erreicht nun regelmäßig dominante und eudominante Anteile. Dennoch läßt sich im Verlauf der Hecke von einem siedlungsnahen Bereich bis hin zum Wald die charakteristische Artengruppenverteilung eines kollin geprägten Waldstandortes erkennen. Dabei zeigt insbesondere der Teil mit dem am stärksten ausgeprägten Waldcharakter, also dem am stärksten durch kühl-feuchtes Mikroklima beeinflussten Bereiches, ein charakteristisches Auftreten der *Molops piceus*-Artengruppe, ein relativ diverses Bild der Gruppe der euryöken Waldarten, sowie geringere Anteile der *Abax ovalis*-Gruppe und das stellenweise Vorkommen von *Carabus auronitens*. Diese Bereiche der Hohlweghecke scheinen als Rückzugsbiotope einer charakteristischen Waldcarabidenfauna von besonderer Bedeutung zu sein. In Abbildung 33 ist die Artengruppenverteilung der Zönosen aller Standorte in einem Gradienten vom Heckenbiotop über die planaren bis hin zu kollin und montan gelegenen Wäldern zusammenfassend dargestellt.

Im Hinblick auf die geringen Fangzahlen und die kurzzeitige Beprobung von 3 mal 14 Tagen im März/April, Mai/Juni und August/September bei einer Exposition von je 5 Fallen in den Untersu-

chungen von LANG (1993), ergibt sich die Diskussion nach den Mindestanforderungen bei der Probennahme zur Erfassung einer Zönose. Ein direkter Vergleich dieser Studie mit anderen Standorten die umfangreicher beprobt wurden, ist sicherlich nicht möglich. Dennoch spiegelt sich an den 4 Standorten das charakteristische Bild der Artenspektren bereits wider und auch die Carabidenfauna in Mannheim läßt sich als verarmt erkennen gegenüber dem Standort Karlsruhe. SCHWAN (1995) erzielte relativ hohe Fangzahlen bei einer Beprobung von 6 Wochen ausschließlich im Frühjahr mit je 2 bzw. 3 Fallen, womit sich ebenfalls charakteristische Strukturen des Artenspektrums erkennen lassen. Eine umfangreichere Beprobung zur Gewinnung eines ausreichenden Probenmaterials, insbesondere auch im Herbst, ist jedoch zur Erfassung und Beurteilung einer Zönose erforderlich. So hält auch FRIEBE (1983) zur Mindestaufnahme des Bestandes in einem mitteleuropäischen Wald eine Probennahme im Frühsommer (Mai/Juni) und im Herbst (September/Oktober) mit jeweils zweimal hintereinander im Monatsabstand genommener Probenserie als minimalen Standard für erforderlich. Ebenso gibt auch TRAUTNER (1992a) als Mindeststandard bei Untersuchungen zur Carabidenfauna eine Probennahme von 23 Fangperioden im Frühjahr (April-Juni) und 1-2 weitere im Spätsommer/Herbst (August-Oktober), bei jeweils ca. 14 Tagen Standdauer und jeweils 8-10 Fallen, an.

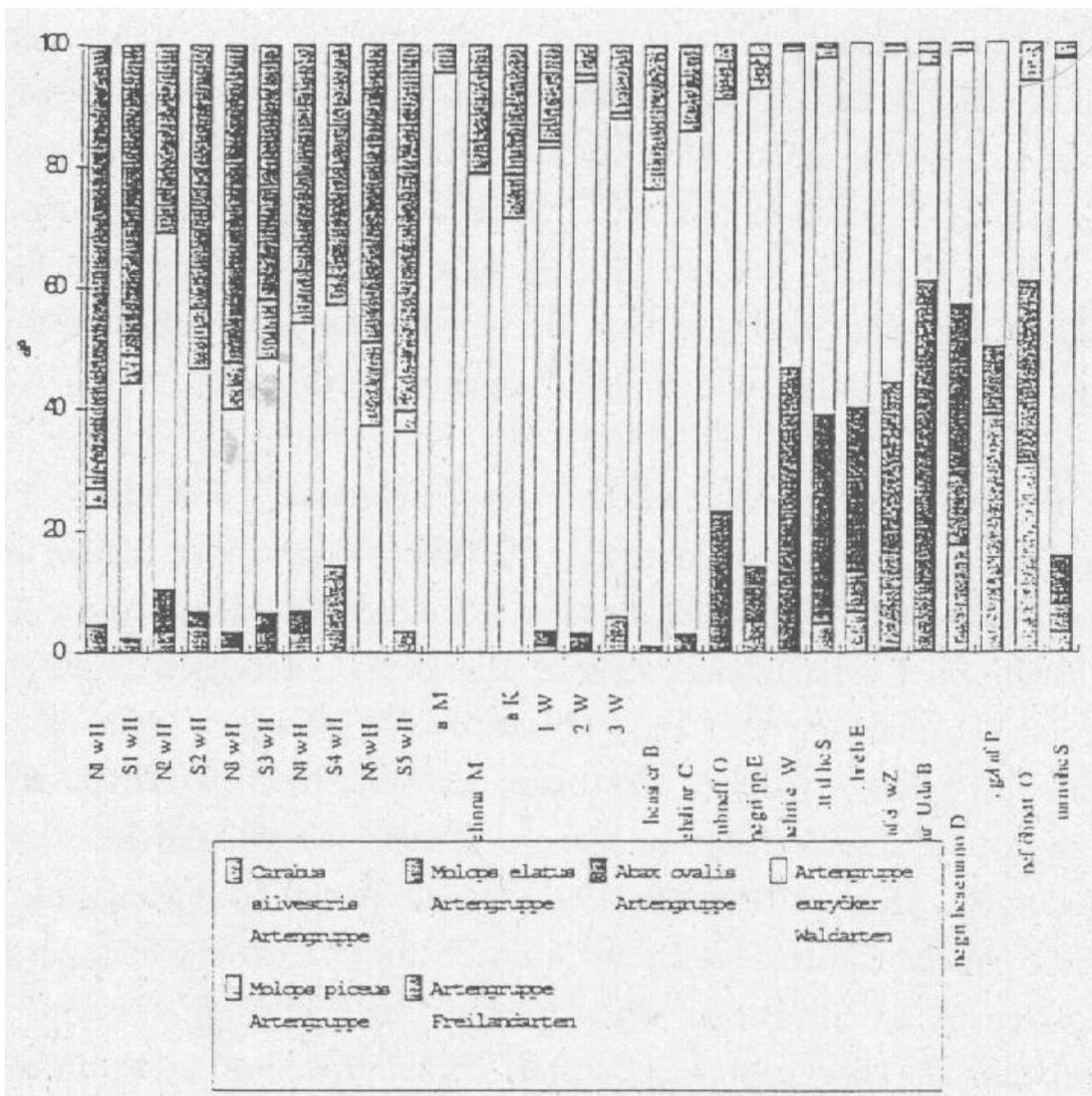


Abb. 33: Artengruppenverteilung der Standorte

11.5.5 Fazit

In synökologischen Untersuchungen stellen Carabiden eine häufig verwendete Tiergruppe dar. Sie sind hinsichtlich Biotopcharakterisierung und der Erfassung einer Belastungssituation von Lebensräumen gut geeignete Indikator- und Monitororganismen und werden bei Fragestellungen in den Bereichen Naturschutz und Landeskultur, anthropogenen Beeinträchtigungen oder bei der Prüfung von Pestiziden vielfach eingesetzt. Die Arten weisen ein diverses Verbreitungsbild auf, das gute Beurteilungsmöglichkeiten für Biotope liefert. So besitzen die einzelnen Arten teilweise sehr spezielle Ansprüche, die sie als Zeigerarten für bestimmte Habitatbedingungen herausstellen und Rückschlüsse auf die Lebensraumqualität zulassen. Sie sind in einem weiten Spektrum von Biotopen vorhanden und treten in ausreichend hohen Aktivitätsdichten und genügendem Artenreichtum auf. Hinsichtlich Fang und Determination sind sie relativ gut zu handhaben. Beprobungszeitraum und -umfang zur ausreichenden Beurteilung eines Standortes sind in Kapitel 11.5.4 diskutiert und stehen für Carabiden in einem guten und vertretbaren Verhältnis zu den Resultaten.

Das Ziel der vorliegenden Untersuchung ist eine Gesamtbewertung der Zönose mit ihren charakteristischen Artengruppen. Dabei setzt sich die Artengemeinschaft eines Standortes überwiegend aus euryöken und häufigen Arten zusammen. Diese sind weitgehend in Wäldern zu erwarten und erlauben so in Form von Sollwerten eine Einschätzung der meisten potentiell zu untersuchenden Flächen. Dabei gehen auch weniger häufige und anspruchsvollere Arten in die Artengruppen mit ein. Weiter können auch die mehr oder weniger vereinzelt auftretenden Begleitarten und Arten der Roten Liste die Standorteinschätzung ergänzen. Diese Methode bedarf weiterhin intensiver Folgeforschungen zur Verifizierung und Feindifferenzierung.

11.5.6 Zusammenfassung

An 11 Waldstandorten aus verschiedenen Vegetationsgesellschaften in Baden-Württemberg wurden die Carabidengemeinschaften untersucht (Tab. 82). Aus der Literatur wurden die Daten von 6 weiteren Wäldern sowie einer Hecke im Raum Baden-Württembergs ergänzend herangezogen. Es handelt sich um verschiedene Buchenwaldgesellschaften, Mischwälder und Nadelwälder mit einem Spektrum an Humusverhältnissen von Mull, Moder und Rohhumus. Dabei war es das Ziel, charakteristische Zönosen der verschiedenen Wälder herauszuarbeiten und Erwartungswerte der Laufkäferfauna im Hinblick auf eine Belastungsindikation von Lebensräumen zur Verfügung zu stellen.

Es wurden über einen Zeitraum von 2 Jahren insgesamt 7605 Carabiden aus 18 Gattungen und 46 Arten mit Barberfallen gefangen. Die Käfer wurden unter Einbeziehung autökologischer Daten aus der Literatur in ihrer Verteilung über die Standorte so gruppiert, daß sich charakteristische Artengruppen herausbildeten und ein Gradient der Zönosen an den verschiedenen Standorten erkennbar wurde. Diese Standortreihung zeigt eine weitgehende Übereinstimmung mit den makroklimatischen Daten der nächstgelegenen Wetterstationen. Die Anordnung der Standorte mit dem Gradienten der Artengruppen zeigt einen Verlauf, der weitgehend den Höhenstufen entspricht mit ihren jeweiligen in einer Spanne von kühl und feucht bis warm und trocken geprägten Klimatypen. Entsprechend den aus der Literatur belegten und für die Verteilung von Carabiden relevanten Parametern Feuchtigkeit, Temperatur und Licht lassen sich die Artengruppen charakterisieren. Es wurde die Artengruppe der montan/subalpin geprägten Buchen- und Nadelwälder, die montan

geprägten Mullbuchenwälder, die montan/kolline Gruppe der Mull- und Moderbuchenwälder, die Artengruppe euryöker Waldarten und die Gruppe der Arten der kollin geprägten Mullbuchenwälder differenziert. Dabei stehen die Artengruppen für die entsprechenden klimatischen Verhältnisse und charakterisieren in ihrem Auftreten die mikroklimatischen Bedingungen eines Standortes unabhängig von der Höhenlage. Aufgrund regionaler Einflüsse bei der Verbreitung von Laufkäfern, wie des Habitatwechsels, sind die gegebenen Verhältnisse auf Baden-Württemberg bezogen. Eine Anwendung der für Waldgesellschaften entwickelten Artengruppen auf Grenzbiotope bedarf noch weiterer Untersuchungen.

Abweichungen von diesen in Wäldern zu erwartenden Zönosen, wie etwa der Ausfall oder die Degradierung von standorttypischen Artengruppen können als Belastungsindikation interpretiert werden. Bei der Interpretation der Tabelle 82 ist zu beachten, daß bei der Beurteilung besonderes Gewicht auf das Vorhandensein bzw. Fehlen der je nach montaner oder kolliner Höhenstufe verbreiteten Artengruppen II und V zu legen ist. Diese charakteristischen Gruppen enthalten u.a. einige stenöke bzw. stenotope Arten.

Tab. 82: Übersicht über die untersuchten Standorte. Die Werte geben die Dominanzanteile der Artengruppen an. Die Zahlen in Klammern stellen den Anteil ankommender Arten von der Gesamtartenzahl der jeweiligen Artengruppe in charakteristischer Dominanzstufe (Vermeidung von Einzelfunden) dar (siehe dazu auch Abb. 30). Innerhalb des Gradienten der Zönosen von den klimatisch montan zu kollin geprägten Standorten sind an den subalpin/montanen bis montan/submontanen Standorten 4 Artengruppen zu erwarten, im Übergang von montan zu kollin 3-4, kollin 3 und an kollin/planaren Standorten 2 - 3. Beurteilung: + = Erwartung, +/- = zu beobachten bzw. kein eindeutiges Bild, - = Abweichung, Differenz zur Erwartung. *: geringer Probenumfang. Die eingeklammerten Beurteilungen beziehen sich auf die Heckenstandorte:

11. Einzeldarstellungen

Nr. Standort	Artengruppen					Anzahl der zu erwartenden Arten- gruppen	Anzahl der Arten- gruppen	Beurteilung
	I	II	III	IV	V			
130 Bad Urach	0,24 (33 %)	11,10 (83 %)	49,52 (100 %)	35,38 (50 %)	9,17 (50 %)	4	5	+
140 Zwielfalten	0,55 (67 %)	15,68 (67 %)	26,04 (100 %)	54,29 (63 %)	1,04 (0 %)	4	4	+
290 Eppingen		5,03 (33 %)	8,97 (50 %)	78,49 (63 %)	5,48 (100 %)	3	4	+
310 Crailsheim	0,36 (33 %)		2,65 (50 %)	82,56 (38 %)	14,10 (100 %)	3	4	+
350 Schriesheim	0,65 (33 %)	0,12 (0 %)	45,91 (100 %)	51,87 (38 %)	0,92 (0 %)	3-4	3	-
380 Ottenhofen	30,91 (100 %)	0,82 (0 %)	26,98 (100 %)	32,71 (50 %)	6,39 (50 %)	4	4	+
400 Donaueschingen	17,54 (100 %)	11,35 (50 %)	28,05 (50 %)	41,45 (38 %)		4	4	+
410 Scheinau	3,40 (67 %)	4,50 (33 %)	7,76 (100 %)	81,46 (25 %)	0,59 (0 %)	4	4	+
450 Bretzbach			0,97 (0 %)	75,11 (38 %)	21,66 (100 %)	2-3	2	+
470 Offenburg	0,36 (33 %)		22,74 (100 %)	67,75 (50 %)	5,32 (100 %)	3	4	+
520 Mannheim				78,55 (25 %)	0,32 (0 %)	2-3	1	-
340 Eberbach	6,67 (33 %)	6,67 (17 %)	26,67 (50 %)	60 (13 %)		4	4	+
360 Pfalzgrafenstein weiler	38,89 (67 %)	11,11 (17 %)		50 (25 %)		4	3	+
500 Karlsruhe				71,43 (50 %)		2-3	2	+
520 Weinheim (Mannheim)				95,24 (25 %)		2-3	1	-
Schiltbach	4,76 (67 %)	1,65 (33 %)	32,4 (50 %)	58,64 (25 %)	1,71 (50 %)	3-4	5	+
Jöhlingen (Wald)								
W1		1,14 (17 %)	2,27 (50 %)	79,55 (38 %)	1,14 (50 %)	3	4	+/-
W2		0,39 (0 %)	2,70 (50 %)	90,73 (38 %)	1,16 (0 %)	3	2	+/-
W3		5,85 (17 %)		81,95 (38 %)	0,98 (0 %)	3	2	+/-
Jöhlingen (Hecke)								
Hw1N		4,48 (17 %)		19,40 (25 %)	2,99 (50 %)	3	3	(+/-)
Hw1S		2,33 (17 %)		41,86 (13 %)	4,65 (50 %)	3	3	(+/-)
Hw2N		3,45 (17 %)	6,90 (50 %)	58,62 (50 %)		3	3	(-)
Hw2S		4,44 (17 %)	2,22 (50 %)	40 (38 %)	10 (100 %)	3	4	(+)
Hw3N		1,11 (17 %)	2,22 (50 %)	36,67 (13 %)	7,78 (100 %)	3	4	(+)
Hw3S			6,45 (50 %)	41,94 (25 %)	9,68 (100 %)	3	3	(+)
Hw4N		3,39 (17 %)	3,39 (50 %)	47,46 (25 %)	8,47 (50 %)	3	4	(+/-)
Hw4S		14,29 (17 %)		42,86 (38 %)	4,76 (50 %)	3	3	(+/-)
Hw5N				37,21 (25 %)	13,95 (50 %)	3	2	(+/-)
Hw5S		3,45 (17 %)		32,76 (25 %)	3,45 (50 %)	3	3	(+/-)

Nachtrag J. Römbke**Auswertung analog zu den Anneliden:****Mittelwert der Abweichung aller 9 Standorte:** 46,1 ± 12,8 %**Mittelwert nach Tiergruppen getrennt:****Chilopoda:** 53,4 ± 23,7 %**Diplopoda:** 40,8 ± 17,6 %**Isopoda:** 44,2 ± 13,9 %**Bei Regenwürmern:** Störung bei > 50 %
Unklar bei 30 - 50 %**Bei Myriopoden/Asseln:** Störung bei > 50 %

Grund des höheren basalen Rauschens laut H-C. Fründ: Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Zufallsfunden sehr hoch

Demnach sind die folgenden Standorte als auffällig zu betrachten:

Chilopoda: Schönau (410)
Breisach (450)
Offenburg (470)
Mannheim (520)

Diplopoda: Donaueschingen (400)
Mannheim (520)

Isopoda: Mannheim (520)

Mittelwert aller drei Tiergruppen:

- Breisach (450)
- Offenburg (470)
- Mannheim (520)

Standort, bei dem jede Tiergruppe Auffälligkeit signalisiert:

- Mannheim (520)

Standorte, die nach der Originalauswertung von H-C. Fründ als gestört gelten können:

- Mannheim (520),
- Offenburg (470),
- evtl. Donaueschingen (400)

12. Fazit der Validierung

12.1 Vorgehensweise

Im Rahmen der Validierungsstudie wurden nicht nur verschiedene Tiergruppen, sondern aufgrund unterschiedlicher Datenlage und persönlichen Präferenzen auch verschiedene Herangehensweisen bezüglich der Festlegung der Sollwerte ausgewählt (zur Bestimmung der Istwerte siehe Kap. 6 bzw. 11). Der größte Unterschied besteht dabei zwischen denjenigen Tiergruppen, bei denen aufgrund der Literaturoswertung Sollwerte für Baden-Württemberg ohne Nutzung der LfU-Daten erarbeitet werden konnten (z.B. Enchytraeidae, Lumbricidae, Gamasina) und denjenigen, bei denen die LfU-Daten zur Sollwerterstellung genutzt werden mußten (z.B. Carabidae, Oribatei), da die Datenlage bei letzteren für eine regionalspezifische Aussage nicht ausreichend war.

Ein weiterer wichtiger Unterschied betrifft die Nachvollziehbarkeit des Soll-/Istwertvergleichs: In einigen Fällen wurde die Differenz zwischen beiden Werten standardisiert (z.B. prozentuale Differenz bei den Oligochaeten oder als Reifeindex bei den Gamasinen), in anderen Fällen wurde die finale (jeweils dreiklassige) Standortbeurteilung aus einem qualitativen Vergleich abgeleitet. Allerdings sollte es zumindest bei Chilopoden, Isopoden und Asseln in Analogie z.B. zu den Regenwürmern möglich sein, den Soll-/Istwertvergleich auch standardisiert durchzuführen. Inwieweit der "Reifeindex" auf andere Tiergruppen außer Nematoden und Gamasinen übertragbar ist, kann gegenwärtig nicht eingeschätzt werden. Festzuhalten bleibt, daß auch im Fall der Standardisierung Modifikationen des Ergebnisses aufgrund von qualitativem Expertenwissen möglich und nötig sind.

Im einzelnen wurden die Sollwerte wie folgt erarbeitet:

Enchytraeidae

Für die wichtigsten Arten Baden-Württembergs wurden die Präferenzen für die Faktoren Bodentyp, pH-Wert und Humusform aus der Literatur entnommen (z.B. HEALEY 1980). Außerdem wurden analog zur Vegetationsklassifikation über den Umweg von Reaktionszahlen (Feuchte, Azidität) die Präferenzen auf Artebene festgestellt (GRAEFE 1992, 1993). Wenn für die betreffende Spezies keine Angaben verfügbar waren, wurde versucht, Daten zur gleichen Gattung zu finden. In Zweifelsfällen entschied "Expertenwissen". Insgesamt ist die Datenlage schlecht, wobei auch die Verwendung von Reaktionszahlen aufgrund der großen Variabilität wenig hilfreich ist. Zur Beurteilung wurde jeweils das prozentuale Verhältnis von prognostizierten zu real gefundenen Arten ausgerechnet, wobei zwischen positiver und negativer Abweichung nicht unterschieden wurde. In die Sollwerterstellung gingen die LfU-Daten nicht ein.

Lumbricidae

Für die wichtigsten Arten Baden-Württembergs wurden die Präferenzen für die Faktoren Bodentyp, pH-Wert und Humusform aus der Literatur entnommen (z.B. BRIONES et al. 1995). Trotz teilweise großer Breite des jeweiligen Präferenzbereichs ließen sich die einzelnen Arten gut charakterisie-

ren. Zur Beurteilung wurde jeweils das prozentuale Verhältnis von prognostizierten zu real gefundenen Arten ausgerechnet, wobei zwischen positiver und negativer Abweichung nicht unterschieden wurde. In die Sollwerterstellung gingen die LfU-Daten nicht ein.

Oribatida

Aufbauend auf der umfassenden Kenntnis der in Wäldern Baden-Württembergs sowie Mitteleuropas vorkommenden Oribatiden wurden mutmaßlich phylogenetisch begründete Verwandtschaftseinheiten (5 Großgruppen) für die Sollwerterstellung definiert. Diese Gruppen konnten zusammen mit dem Vorkommen von Differential- und Charakterarten zur Abgrenzung von drei regionalen Faunenbereichen herangezogen werden. Diese weisen typische Eigenschaften auf, die als Sollwerte für den jeweiligen Faunenbereich definiert werden. Bei der qualitativen Beurteilung wurden zudem ökologische und biogeographische Kenntnisse berücksichtigt. In die Sollwerterstellung gingen die LfU-Daten ein.

Gamasina

Aufbauend auf einer Literaturobwertung wurden zwei verschiedene Methoden (Einschätzung der biologischen Aktivität nach KARG & FREIER (1995) sowie Berechnung des "Reife-Index" (RUF 1996)) für die Erstellung eines Sollwertbereichs benutzt. Während der erste Ansatz für eine Differenzierung der verschiedenen LfU-Standorte nicht ausreichend war, konnte der "Reife-Index" als sensibel eingestuft werden, obwohl die zugrundeliegende Datenbasis (vgl. Kap. 6.6.6) defizitär ist. Für die Beurteilung wurde der absolute Unterschied zwischen dem Soll- und dem Ist-Wert benutzt. In die Sollwerterstellung gingen die LfU-Daten nicht ein.

Chilopoda, Diplopoda, Isopoda

Die Sollwerterstellung erfolgte mittels "Expertenwissen" als Extrakt aus der Literatur über mitteleuropäische Tausendfüßer bzw. Asseln. Insbesondere wurden dabei die Faktoren biogeographische Verbreitung, Humusform/Waldtyp sowie Artenvergesellschaftung berücksichtigt. Dabei erwies sich als schwierig, daß an den einzelnen Standorten absolut gesehen nur wenige Tiere gefangen worden waren. Hinsichtlich der verwendeten Methodik (Barberfallen) wäre für eine umfassende Erfassung des Artenspektrums eine Kombination von verschiedenen Methoden (vgl. Kap. 7.2.8) aussagekräftiger gewesen. Nicht zuletzt besteht bei diesen Tiergruppen oftmals die Schwierigkeit, daß einzelne Individuen, z.B. durch Vögel, weit verschleppt werden können. Einzelfunde können daher rein zufällig sein und haben keine indikative Bedeutung. In die Sollwerterstellung gingen die LfU-Daten nicht ein.

Carabidae

Für die wichtigsten Arten Baden-Württembergs wurden die autökologischen Präferenzen sowie Angaben zur Biotopverbreitung der Literatur entnommen. Zusammen mit diesen Daten als Hintergrundinformation wurde aus den LfU-Daten die Sollwertfeststellung erarbeitet. Dazu wurden ökologisch definierte standorttypische Artengruppen gebildet. Die Verifizierung und Beurteilung erfolgte anhand weiterer Standorte aus der Literatur.

Die beiden folgenden Gruppen wurden nicht in die Auswertung einbezogen:

Mikroflora

Bei der Mikroflora mußte auf einen Soll-Istwertvergleich aus folgenden Gründen verzichtet werden:

- die Variabilität der meßbaren Parameter (z.B. Respiration) ist so groß, daß Sollwertbereiche für eine Standortdifferenzierung zu breit werden;
- von den untersuchten Standorten des Wirkungskatasters der LfU oder vergleichbaren Flächen (Ausnahme: Schluttenbach) liegen keine Ist-Werte vor.

Ameisen

Die Bedeutung und das Vorkommen der Ameisen in Wäldern Baden-Württembergs ist, z.B. im Vergleich zu Trockenrasenstandorten, gering. Die Zahl der an den LfU-Standorten gefangenen Formiciden (Artenzahl immer < 5) reicht für eine Differenzierung der Standorte nicht aus. Darüberhinaus ist die Datenlage hinsichtlich der die Verbreitung dieser Tiere determinierenden Faktoren noch absolut unzureichend.

12.2 Bodentierklassifizierung

Nach Tabelle 83 sind von allen Bodentiergruppen die Lumbriciden wegen ihrer leichten Handhabbarkeit am besten für den Einsatz in einem Standortklasifizierungssystem geeignet, auch wenn die niedrige Artenzahl nur eine beschränkte Differenzierung zuläßt. Da aber in einer zu empfehlenden Batterie von möglichen Organismen auch verschiedene taxonomische sowie trophische Gruppen und Expositionssituationen (= Lebensraum) abgedeckt werden sollten, müßten zumindest noch eine saprophage Mesofaunagruppe sowie eine Prädatorengruppe, möglichst Arthropoda, berücksichtigt werden. Allein aus theoretischen Überlegungen heraus sollten auch verschiedene Größenklassen abgedeckt werden, da die Standortfaktoren sich für eine Moosmilbe und einen Regenwurm bestimmt unterschiedlich auswirken werden.

Die im Kap. 12.3 dargestellten Beurteilungsergebnisse von den untersuchten Standorten deuten jedenfalls darauf hin, daß es solche Problemfälle gibt: Während Schriesheim und Mannheim bei fast allen untersuchten Tiergruppen als auffällig eingestuft werden, fallen Bruchsal (1040) nur durch die Oligochaeten und Offenburg (470) nur durch Gamasinen und Chilopoden deutlich aus dem Rahmen.

Tab. 83: Übersicht über die Klassifizierung der verschiedenen Bodentiergruppen

Kriterium	En- chy.	Lumb.	Oriba.	Gama.	Chi- lo.	Di- plo.	Iso- po.	Ca- rab.
Methodische Erfassung	+	+	+	+	+	+	+	+
Taxonomische Schwierigkeit	-*	+	-	-	+/-	+/-	+	+
Erfassungsaufwand	+/-	+	+/-	+/-	-	-	-	+
Expertenbewertung	-	+	-	-	+/-	+/-	+/-	+/-
Weite geogr. Verbreitung	+	+	+	+	+	+	+	+
Sensivität gegenüber Stress	+	+/-	+/-	+	-	-	-	+/-
Geeignete Artenzahl	+	-	+/-*	+/-*	+	+	-	+
Verfügbare Datennmenge	+/-	+	-	-	+/-	+/-	+/-	+

+ = Gut/Unproblematisch;

+/- = Unklar;

- = Schwierig/Nicht vorhanden;

* = evtl. einfacher auf Gattungs- oder höherer Ebene

Die Festlegung, welche Tiergruppen für die Beurteilung eines speziellen Standorts am besten geeignet sind, kann nur durch Bodenbiologen in Absprache mit Bodenkundlern, die die Standortfaktoren erfasst haben, erfolgen. In jedem Fall ist für die Nutzung aller Tiergruppen taxonomisches "Expertenwissen" notwendig; d.h. eine mehr oder weniger aufwendige Bestimmung der Arten ist eine unabdingbare Voraussetzung der Nutzung eines bodenbiologischen Klassifikationssystems. Die teilweise mögliche Zusammenfassung zu Artengruppen, Gattungen usw. ändert nichts an dieser Aussage, da sie die Identifikation der (meisten) Arten voraussetzt. Einer Anwendung der bodenbiologischen Klassifikation, z.B. im Rahmen des Bodenschutzes, widerspricht dies jedoch nicht, da die Ergebnisse dieses Verfahrens aufgrund der sich an eine Beurteilung anschließenden möglichen Konsequenzen (z.B. aufwendige Ursachenforschung für eine festgestellte Auffälligkeit) "belastbar", evtl. sogar justitiabel sein sollten. Aus dieser Überlegung heraus folgt auch, daß für einen Anwender (z.B. in einer Behörde) der eigentliche Beurteilungsvorgang (d.h. der Soll-/Istwertvergleich) nachvollziehbar sein muß. Wenn z.B. ein quantifiziertes Beurteilungsergebnis nachträglich aufgrund der Kenntnisse des bearbeitenden Experten über die jeweilige Tiergruppe modifiziert wird, muß die Veränderung der Beurteilung begründet werden. Beispiele für eine solche nachträgliche Modifizierung sind z.B. die Beurteilung von Einzelfunden als "zufällig" oder die Berücksichtigung des Einflusses der Erfassungsmethodik auf das Beurteilungsergebnis.

Schwierig ist die Einbeziehung quantitativer Angaben. Aufgrund der in der Literatursauswertung gefundenen großen Variabilität, z.B. der Abundanz, sowie der hohen Abhängigkeit von der verwendeten Methodik bzw. der Populationsdynamik wurde z.B. bei den Oligochaeten auf deren

Einbeziehung verzichtet. Bei guter Datenlage wurde aber bei den Oribatiden eine Möglichkeit gefunden, quantitative Angaben in die Beurteilung einzubeziehen, so daß diese Frage wahrscheinlich tiergruppenspezifisch und in Abhängigkeit von den Rahmenbedingungen entschieden werden. In jedem Fall ist aber die qualitative Auswertung auf der Basis des jeweiligen Artenspektrums die primäre Beurteilungsebene.

Unabhängig davon bleibt das Problem der Einzelfunde, das zur Zeit ebenfalls nicht kongruent von allen Bearbeitern angegangen wird. Vor allem bei den artenreichen Gruppen wie den Gamasinen sind viele Arten oft nur mit 1 - 2 Individuen in einer Probe vertreten, so daß hier Einzelfunde nicht generell ausgeschlossen werden können. Auf der anderen Seite scheinen bei den Chilopoden, Diplopoden und Asseln Zufallsfänge häufig zu sein, so daß es der Erfahrung des jeweiligen Experten überlassen werden muß, ob bestimmte Nachweise bei der Beurteilung unberücksichtigt bleiben. Im Interesse ihrer Nachvollziehbarkeit sollten alle "Rohdaten" aufgeführt werden und Ausschlüsse einzeln begründet werden.

Weitere Schwierigkeiten, die bei allen Verfahren der angewandten Biologie und demnach auch bei der bodenbiologischen Standortklassifizierung auftreten können, wurden von FRÜND et al. (1994) diskutiert. Die Autoren unterscheiden dabei zwischen drei Fehlertypen (unvollständigen, fehlerhaften sowie unzweckmäßigen Daten), die vor allem bei der Planung einer konkreten Studie vermieden werden müssen (z.B. Auswahl der geeignetsten Methodik). Ziel ist die Erarbeitung möglichst zuverlässiger Daten, wobei bestimmte grundsätzliche Probleme wie z.B. die Einschätzung natürlicher Sukzessionsprozesse oder das an jedem Standort vorhandene Lebensraummosaik nur bedingt "gelöst" werden können.

12.3 Standortklassifizierung

Von den untersuchten Standorten wurde nur Mannheim (520) bei allen Tiergruppen als auffällig eingestuft (Tab. 84). Ähnlich häufig war dies auch bei Schriesheim (350) der Fall, doch zeigten hier die drei Makrofaunagruppen Chilopoda, Diplopoda und Isopoda keine Besonderheiten. Hinweise auf Auffälligkeiten bei mehr als einer Tiergruppe wurden in Ottenhöfen (380), Donaueschingen (400), Offenburg (470) und Bruchsal (1040) beobachtet. Im Fall von Ottenhöfen (380) und Bruchsal (1040) sind dafür wahrscheinlich natürliche Faktoren wie eine geringe Auflageschicht bzw. eine schwer einzuordnende Humusform verantwortlich. Die Abweichung in Donaueschingen bei Regenwürmern und Diplopoden ist zur Zeit nicht erklärbar. Normabweichungen, die nur bei einer Tiergruppe auftraten, werden als methodisch bedingt (z.B. Zwiefalten (140) im Fall der Regenwürmer) eingestuft und nicht weiter diskutiert.

Die Schwermetallbelastungen in der Streu und im Mineralboden weisen die Standorte Mannheim und Offenburg als am höchsten belastet aus. Darauf folgt Schriesheim sowie die beiden Hochschwarzwaldstandorte Schönau und Donaueschingen. Die Schwermetallbelastung koinzidiert nur teilweise mit den Befunden durch die Fauna. Nach den Zuwachsraten der Flechten zu urteilen, sind Mannheim und Schriesheim der größten Luftbelastung ausgesetzt. Eppingen und Offenburg werden als nächst weniger stark belastet ausgewiesen. Die Akkumulation von Cadmium und Blei in der Regenwurmart *Lumbricus rubellus* korreliert mit keinem der anderen Parameter (LFU 1990,

1993). Leider liegen darüber keine Werte für Breisach und Mannheim vor. Am höchsten belastet sind die Würmer aus Ottenhöfen und Schönau.

Nach dem Ergebnis der bodenbiologischen Klassifikation sind also Mannheim (520), Schriesheim (350), Offenburg (470) und evtl. Donaueschingen (400) als auffällig zu bezeichnen. Dies sind mit Ausnahme des letzteren zugleich die Standorte, an denen die Flechten einen Eintrag an Luftschadstoffen anzeigen (vgl. Tab. 84). In Eppingen (292) indizieren die Flechten ebenfalls einen Eintrag von Schadstoffen, jedoch weist keine der untersuchten Tiergruppen eine Abweichung von der Erwartung auf. Leider wurden gerade an diesem Standort die in Offenburg auffallendsten Gruppen nicht untersucht (Gamasina, Chilopoda).

Am Standort Mannheim, der durch viele Faktoren beeinträchtigt wird, zeigen alle Tiergruppen Abweichungen von der Norm. Bei vielfältigen und starken Schädigungen des Bodens gelangt man demnach zu einer tiergruppenunabhängigen Einschätzung. Differenzierter ist das Bild bei Schriesheim. Obwohl der Wald offensichtlich durch Industrieemissionen geschädigt ist, ist die Zönose der Chilopoden, Isopoden und Diplopoden nicht auffällig. Die Zönose der Oligochaeten, Gamasina, Oribatida und der epigäischen Räuber Carabiden sind an diesem Standort deutlich anders als erwartet. Hier liegt also eine Belastung vor, auf die die Chilopoden, Diplopoden und Asseln nicht reagieren, oder ihre Reaktion konnte mit unseren Methoden nicht erfaßt werden. In Offenburg scheint die Beeinträchtigung noch weniger ausgeprägt bzw. noch spezifischer zu sein. Hier finden sich nur noch bei den Gamasinen und Chilopoden deutliche Abweichungen von den Sollzuständen. Hinweise geben auch die Diplopoden und die Asseln. Im Überblick scheinen die Tiergruppen also unterschiedlich sensibel auf verschiedene Belastungen in Wäldern zu reagieren.

Die nach der Einstufung in Tabelle 83 gut für die Klassifikation geeigneten Oligochaeten zeigen stark belastete Standorte gut an. Allerdings indizieren sie in den untersuchten Waldökosystemen auch Normabweichungen, die wahrscheinlich eher auf natürlichen Faktoren beruhen wie räumlichen wie zeitlichen Änderungen der Humusform (siehe unten). Dabei ist zu beachten, daß Enchytraeen eher kleinräumig und schneller differenzieren als die größeren und langlebigeren Lumbriciden. Ebenfalls empfindlich reagieren die Carabiden in den untersuchten Wäldern, aber nach ihnen kann nur grob in stark geschädigt und intakt unterteilt werden. Eine sensible Gruppe scheinen die Gamasinen zu sein, denn sie zeigen in Offenburg, wie auch die Chilopoden, noch eine Schädigung an. Die wahrscheinlich geogen mit Schwermetallen belasteten Standorte im Hochschwarzwald zeigen bei den meisten Tiergruppen keine Auffälligkeiten. Lediglich die Diplopoden- und Regenwurmzönose in Donaueschingen erscheint verarmt. Die anderen Tiergruppen haben wahrscheinlich an die Schwermetallgehalte adaptierte Populationen herausgebildet (z.B. DONKER & BOGERT 1991).

Tab. 84: Übersicht über die Ergebnisse der Standortklassifizierung; zum Vergleich sind Flechten und Schwermetallkonzentration als Belastungsindikatoren mit aufgeführt:

Tiergruppe	130	140	292	310	350	380	400	410	450	470	520	1000	1010	1040	1050	
Flechten	⊕	⊕	⊕	⊕	⊖	⊕	⊕	⊕	⊕	⊕	⊖					
Schwermetalle	⊕	⊕	⊕	⊕	⊖	⊕	⊕	⊕	⊕	⊖	⊖					
Enchytraeidae	+	+	+	+	-	+	+	+	+/-	+	-	+	*	-	+	
Lumbricidae	+	+/-	+	+	-	+/-	+/-	+/-	+	+	-	+	+	+	+/-	+
Oribatida	+	+	+	+	-	+/-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	
Gamasina	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	+	*	
Chilopoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-					
Diplopoda	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+/-	-					
Isopoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+/-	-					
Carabidae	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+				

+ = Entspricht der Erwartung; +/- = Unklar; - = Entspricht nicht der Erwartung; * = ging in die Sollwertstellung ein
 ⊕ = Unbelastet; ⊕ = Leichte Schädigung; ⊖ = Belastet

+ = Entspricht der Erwartung; +/- = Unklar; - = Entspricht nicht der Erwartung; * = ging in die Sollwertstellung ein ⊕ = Unbelastet; ⊕ = Leichte Schädigung; ⊖ = Belastet

Da die Beurteilung einer Störung bei dem hier vorgestellten System auf einem Vergleich zwischen Ist- und Sollwert beruht, ist die Ableitung des Sollwertes der kritische Punkt bei den angewandten Verfahren. Diese Ableitung wiederum hängt extrem von der Einstufung der Standortfaktoren des jeweiligen Standorts ab, d.h. von der Reduktion der realen Daten zu einer von nur drei Klassen pro Faktor (vgl. Kap. 9.1). Am Beispiel der Standorte Bruchsal (1040) und Offenburg (470) kann dieses Problem erläutert werden. Beide weisen eine Humusform auf, die nicht eindeutig anzusprechen ist. Da die Humusform aber ein wichtiges Kriterium zur Ableitung des Sollwertes sowohl bei den Oligochaeten als auch bei den Gamasinen ist, gelangt man zu einer unterschiedlichen Einschätzung, je nachdem für welche Humusform man sich entscheidet. Offenburg wurde in der Beurteilung eher als Mull klassifiziert, Bruchsal eher als Moder. Die Übergänge sind jedoch fließend und die Humusform kann sich kleinräumig sowie in der Zeit ändern. Aus diesem Kontinuum in der Natur und der kleinräumigen "Patchiness" müssen für ein Klassifikationssystem starre Grenzen festgelegt werden. Diese Grenzen werden den Verhältnissen an einem konkreten Standort nicht immer gerecht, so daß in Fällen, die einen solchen Übergang repräsentieren, zusätzlich Expertenwissen zur Beurteilung herangezogen werden muß.

12.4 Festlegung von Standorttypen

Im Zusammenhang mit der Beurteilung von Standorten durch einen Soll-/Istwert-Vergleich stellt sich die Frage, ob sich die untersuchten 11 LfU-Flächen bzw. 4 SMNK-Flächen einer überschaubaren Zahl von Standorttypen zuordnen lassen oder nicht. Eine solche Einordnung ist eine wichtige Voraussetzung für die Nutzung des Konzepts der bodenbiologischen Standortklassifizierung. Wie in Kapitel 8.3.5 angesprochen, ist dieser Ansatz nur dann mit vertretbarem Aufwand umzusetzen, wenn nicht bei jedem zu beurteilenden Standort eine neue Sollwert-Erstellung durchgeführt werden muß. Neben der für viele Tiergruppen unzureichenden Datenlage ist die Befürchtung einer zu feinen Aufsplitterung der "Ecotopes" der Grund für die zögernde Anwendung der biologischen Standortklassifizierung in den Niederlanden (EIJSSACKERS, pers. Mittl.). Aus dem gleichen Grund kann auch die "Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland" (RIECKEN et al. 1994) kein Vorbild für eine Standorttypisierung sein, da in dieser z.B. 52 verschiedene Laubwaldtypen unterschieden werden. Zudem enthält diese fast ausschließlich botanisch argumentierende Liste kaum Informationen über die Bodenfaktoren eines Standorts.

In der Tabelle 85 sind die, von den Bearbeitern der einzelnen Tiergruppen festgelegten, Gruppierungen der Untersuchungsflächen zusammengefasst. Grundlage waren bei den oberflächennah vorkommenden Makroarthropoden vor allem klimatische bzw. bodenkundliche Faktoren, während es bei den endogäisch lebenden Oligochaeten und Milben primär die Humusform war. Da die verschiedenen Organismengruppen den Standortfaktoren je nach ihrer Lebensweise unterschiedlich ausgesetzt sind, war nicht zu erwarten, daß tiergruppenunabhängig jeweils die gleiche Klassifizierung verwendet wurde. Dennoch lassen sich in der Tabelle bestimmte Muster erkennen.

Tab. 85: Gliederung von 11 LfU- und 4 eigenen Standorten zu Standorttypen in Abhängigkeit von der betreffenden Tiergruppe; die Standorttypen sind dabei zufällig durchnummeriert worden und jeweils auf verschiedener Grundlage definiert. Trotz dieser Unterschiede wurde versucht, zusammengehörende Typen vergleichbar anzuordnen.

Standorttyp	Oligochaeta	Oribatida	Gamasina	Chil., Dipl.	Carabidae
I	130, 140, 292, 310, 1050	130, 292, 310, 1050	140, 410, 470	140, 310	130, 140
II	350, 1000	350, 380, 1000	350	350, 450, 410, 470	350
III	380, 400, 520,	400, 410,	400, 520	380, 400	380, 400, 410
IV	410, 470, 1040	470, 520		520	292, 310, 450, 470, 520
V	450	450			
VI	1010	1010			

Überdurchschnittlich häufig werden die folgenden Kombinationen als eigener Typus definiert:

- basenreiche Buchenwälder (z.B. Zwiefalten (140) oder Crailsheim (310) ohne extreme klimatische Einflüsse;
- Moder-Buchenwälder unterschiedlicher Feuchte (z.B. Schriesheim (350), Schluttenbach (1000));
- Sonderstandorte wie der wechselfeuchte Auwald (1010); teils auch, aus unterschiedlichen Gründen, Mannheim (520) oder Breisach (450)).

Betrachtet man nur die Gruppierungen, die für die drei Gruppen der Oligochaeta, Oribatida und Gamasina getroffen wurden, ergeben sich nur bei 4 Standorten unterschiedliche Einschätzungen. Dies sind Schönau (410), Offenburg (470), Ottenhöfen (380) und Mannheim (520). Problematisch sind vor allem Standorte wie Mannheim (520), bei dem die wahrscheinliche Belastungssituation schon in die Erwartung mit aufgenommen werden kann (wie bei den Chilopoden-/Diplopoden/Asseln) oder wo der potentielle Besiedlungszustand zugrundegelegt wird. Dennoch lassen sich alle Unterschiede überwiegend mit einer unterschiedlichen Beurteilung der geographischen Lage der Standorte und einer schwer ansprechbaren Humusform erklären. Bei den Oribatiden geht die geographische Lage des Standortes in die Standorttypenbildung mit ein. Hier wird jedoch nur zwischen Oberrheintal-Graben zusammen mit den direkt angrenzenden Hängen der Gebirge, dem Hochschwarzwald und dem Rest Baden-Württembergs unterschieden. Dies erklärt die unterschiedliche Einordnung der Standorte 410, 380 und 520.

Offenburg (470) wird bei den Gamasinen zum gleichen Standorttypus wie die eindeutigen Mull-Standorte gestellt, obwohl die Humusform einen Übergang darstellt. Bei einer drei-stufigen Einteilung der Humusform ist dies nicht anders möglich. Sinnvoll wäre es, noch eine Übergangsklasse zwischen Mull und Moder einzuführen, in die die Standorte 470 und 1040 einzuordnen wären. In

der Tabelle 85 würden beide dann dem Standorttyp IV eingeordnet werden, so daß sich kein Unterschied zu den anderen Gruppen der Mesofauna (inkl. Oligochaeta) mehr ergibt.

Bei einer Standorttypisierung für die Mesofauna (inkl. Oligochaeta) wären also hauptsächlich Humusform und geographische Lage zu berücksichtigen. Das würde für die Region Baden-Württemberg 4 Humusformen und 3 Regionen (Rheingraben, Hochschwarzwald, Rest) ergeben, wobei nicht alle Kombinationsmöglichkeiten (= 12) realisiert sind. Die untersuchten 15 Standorte lassen sich demnach in 10 Standorttypen einordnen. Jedoch ist z.B. die Region Hochschwarzwald für Oribatiden so prägend, daß die Humusform keine Rolle mehr spielt. Andererseits ist für die anderen Mesofaunagruppen (inkl. Regenwürmer) auf dem hier verwendeten Integrationsniveau die geographische Lage nicht von Belang (speziell bei den Oligochaeta), so daß hier primär auf die Humusform zurückgegriffen werden kann. Für diese Gruppen könnte man vorläufig mit einer groben Einteilung in vier Standorttypen auskommen (in Tab. 85 I - IV), die für einige Tiergruppen weiter differenziert werden muß (z.B. hinsichtlich hoher Feuchte wie beim Auwald (1010) = Standorttyp VI). Bei der Bandbreite der 15 untersuchten Standorten sollten nicht mehr als 5 - 6 Standorttypen (nachvollziehbar !) definiert werden.

Anders sieht das Bild bei den Taxa der Makroarthropoden aus. Sie ergeben eine andere Typisierung der Standorte als bei den eher im Boden lebenden Gruppen der Mesofauna (inkl. Regenwürmer). Dabei scheinen die Diplopoden, Chilopoden und Asseln noch eher von der Humusform geprägt zu werden als die Carabiden. Letztere reagieren auf eine ganz eigene Faktorenkombination, hauptsächlich aus Temperatur und Feuchte. Als eher oberflächenaktive Tiere sind sie jährlichen Wetterschwankungen stark ausgesetzt, so daß sich die Fauna relativ kurzfristig verschieben kann. Die Diplopoden, Chilopoden und Asseln könnte man wahrscheinlich in ein von der Mesofauna dominiertes Typisierungssystem einpassen, während dies bei den Carabiden als nicht sinnvoll erscheint. Sie brauchen ein eigenes Typisierungssystem. Es sollte daran erinnert werden, daß eine einheitliche Klassifizierung allein aufgrund der jeweils für wichtig gehaltenen Faktoren nicht zu erwarten ist. Optimal wäre wahrscheinlich eine Vereinheitlichung für die eher endogäischen Tiergruppen der Mesofauna (inkl. Oligochaeta) auf der einen und den meist größeren Streubewohnern der Makroarthropoda auf der anderen Seite, wodurch zugleich die wichtigsten potentiellen Expositionssituationen (Boden- und Luftpfad) abgedeckt wären.

12.5 Ausblick

Aus den Ergebnissen der Validierung unseres Klassifizierungsansatzes auf den 15 untersuchten Standorten in Baden-Württemberg kann vorläufig ein hierarchisches Beurteilungssystem abgeleitet werden, das in unterschiedlich geschädigten Wäldern eingesetzt werden kann. Starke Beeinträchtigungen werden von fast allen Tiergruppen angezeigt. Ist man nur an diesen interessiert, können z.B. Regenwürmer untersucht werden. Für eine weitere Differenzierung ist es jedoch in Wäldern unabdingbar, weitere Tiergruppen zu erfassen. Differenziert scheinen die Oribatiden und vor allem die Gamasinen auf ein Spektrum von Beeinträchtigungen zu reagieren. Chilopoden zeigen in manchen belasteten Wäldern Auffälligkeiten an, aber nicht in anderen, was eine eindeutige Interpretation schwierig macht. Zur differenzierten Beurteilung des ökologischen Zustandes eines

Waldbodens kann demnach auf die Bearbeitung von taxonomisch schwierigeren Gruppen durch Experten nicht verzichtet werden.

Eine Aussage über den ökologischen Zustand des Bodens kann logischerweise nur anhand von Parametern beurteilt werden, die auch im Boden erhoben wurden. Von den vielen Meßwerten, die bei der LfU vorliegen, konnte bisher keiner zu plausiblen Aussagen über das Ausmaß der Störung im Boden selbst Auskunft geben. Die hier vorgeschlagene Testbatterie aus verschiedenen Taxa der Bodenfauna scheint dies nach den bisher vorliegenden Ergebnissen zu leisten. Daher wird empfohlen, die Methode der bodenbiologischen Klassifizierung als Standardverfahren (vgl. Abb. 34) für die Beurteilung von Standorten zu nutzen. Das Verfahren beinhaltet Planungs- und Beurteilungsschritte, die transparent und nachvollziehbar dargestellt sind. Sowohl die Auswahl der Tiergruppen, die zu untersuchen sind (vgl. Tab. 83), als auch die Standortbewertung kann von den betroffenen Behörden durchgeführt werden. Die Soll- und Istwerterstellung, der Vergleich und teilweise die Beurteilung ist die Aufgabe von (externen) Experten, die eine bestimmte Tiergruppe bearbeiten können.

Forschungsbedarf besteht aber noch auf drei Gebieten:

- läßt sich die Standortklassifizierung, z.B. in bezug auf die Sollwerterstellung für bestimmte Standorttypen, präzisieren ?
- sind die hier vorgestellten Ergebnisse von Waldstandorten auf andere Biotope (z.B. Wiesen) übertragbar ?
- wie funktioniert das Verfahren unter Praxisbedingungen (nur wenige Probennahmen, schlechte Datenlage, schnelle Aussagen erforderlich) ?

Die Ziele dieses Ansatzes lassen sich also wie folgt zusammenfassen:

1. effizientes "Screening" möglichst vieler Flächen (auch stark gestörten Altlastverdachtsflächen) in Hinsicht auf mögliche Belastungssituationen;
2. Beurteilung der biologischen Auswirkungen evtl. Belastungen auf die Struktur und Funktion des Bodenökosystem eines Standorts.

Besonders zu betonen sind dabei die Praktikabilität des Verfahrens sowie die Transparenz aller Schlußfolgerungen, wodurch seine Anwendung im Rahmen des behördlichen Bodenschutzes in Analogie zu heute akzeptierten Verfahren der Vegetationskunde oder chemischen Rückstandsanalytik möglich wird (vgl. Abb. 34). Gerade die Beurteilung der im Entwurf des Bundesbodenschutzgesetzes aufgeführten "Lebensraumfunktion für Bodenorganismen" dürfte effizient nur auf diese Weise möglich sein.

Abb. 34: Übersicht über die Herangehensweise bei der bodenbiologischen Standortklassifizierung in Anlehnung an allgemeine Prinzipien der ökotoxikologischen Risikoabschätzung (Einzelheiten siehe Kap. 9.4):

Standortansprache

Schritt I

Erfassung und Sammlung bodenkundlicher, botanischer und klimatischer Daten über einen Standort und Einordnung dieser Fläche zu einem bestimmten Standorttyp;
Festlegung der für eine Beurteilung geeigneten Tiergruppen

Sollwert-Erstellung

Schritt II

Prognose der an dem betreffenden Standort vorkommenden Tierarten

Istwert-Erstellung

Schritt III

Beprobung des Standorts mit einer gruppenspezifischen Erfassungsmethode

Vergleich und Beurteilung

Schritt IV und V

Vergleich von Soll- und Istwert für jede Tiergruppe getrennt;
Beurteilung der Vergleichsergebnisse in standardisierter Form; evtl. Modifikation des Ergebnisses aufgrund von "Expertenwissen"

Standortbewertung

Schritt VI

Verifizierung der beobachteten Auffälligkeiten;
evtl. Einleitung von Maßnahmen zur Ursachenerforschung

13. Zitierte Literatur

- /1/ ABDUL RIDA, A.M.M. & BOUCHE, M.B. (1995): Earthworm contribution to ecotoxicological assessments. *Acta Zool. Fennica* 196: 307-310.
- /2/ ABRAHAMSEN, G. (1969): Sampling design in studies of population densities in Enchytraeidae (Oligochaeta). *Oikos* 20: 54-66.
- /3/ ABRAHAMSEN, G. (1972): Ecological study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. *Pedobiologia* 12: 26-82.
- /4/ ABRAHAMSEN, G. (1973a): Studies on body-volume, body-surface area, density and live weight of Enchytraeidae (Oligochaeta). *Pedobiologia* 13: 6-15.
- /5/ ABRAHAMSEN, G. (1973b): Biomass and body-surface area of populations of Enchytraeidae and Lumbricidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. *Pedobiologia* 13: 28-39.
- /6/ ABRAHAMSEN, G. & STRAND, L. (1970): Statistical analysis of population density data of soil animals, with particular reference to Enchytraeidae (Oligochaeta). *Oikos* 21: 276-284.
- /7/ ABRAHAMSEN, G., HOVLAND, J. & HAGVAR, S. (1978): Effects of artificial acid rain and liming on soil organisms and the decomposition of organic matter. In: HUTCHINSON, T.C. & HAVAS, M. (eds.) *Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems.*, Plenum Press, New York. 341-362.
- /8/ AHLF, W. (1995): Biotests an Sedimenten (V-3.6.1). In: STEINBERG, C., BERNHARDT, H. & KLAPPER, H. (eds.). *Handbuch Angewandte Limnologie.* Ecomed Verlag, Landsberg. 1-43.
- /9/ ALBERT, A.M. (1979): Chilopoda as part of the predatory macroarthropod fauna in forests: Abundance, life-cycle, biomass, and metabolism. In: CAMATINI M. (ed.) *Myriapod biology.* Academic Press, New York, London. 215-231.
- /10/ ALBERT, A.M. (1982): Species spectrum and dispersion patterns of chilopods in 3 Solling habitats. *Pedobiologia* 23: 335-345.
- /11/ ALBERT, A.M. (1983a): Life cycle of Lithobiidae - with a discussion of the r- and K-selection theory. *Oecologia* 56: 272-279.
- /12/ ALBERT, A.M. (1983b): Energy budgets for populations of long-lived arthropod predators (Chilopoda: Lithobiidae) in an old beech forest. *Oecologia* 56: 292-305.
- /13/ ALBERT, A.M. (1983c): Estimation of oxygen consumption of lithobiid field populations from laboratory measurements. *Oecologia* 56: 280-291.
- /14/ ALEF, K. (1991): *Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie.* Ecomed Verlag, Landsberg.
- /15/ ANDERSON, J.M. (1978): The preparation of gelatine-embedded soil and litter sections and their application to some soil ecological studies. *J. Biol. Education* 12: 82-88.
- /16/ ANDERSON, J.M. & INESON, P. (1983): Interactions between Soil Arthropods and Microorganisms in Carbon, Nitrogen and Mineral Element Fluxes from Decomposing Leaf Litter. In: LEE, J.E., MCNEILL, S., RORISON, S. (Eds.) *Nitrogen as an ecological factor.* Blackwell Scientific Publ., Oxford. 413-432.
- /17/ ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K-H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10: 215-221.
- /18/ ANDERSON, T.H. & DOMSCH, K-H. (1990): Application of eco-physiological quotients ($q\text{ CO}_2$ and $q\text{D}$) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22: 251-255.

- /19/ ANDRE, H.M., BOLLY, C. & LEBRUN, P. (1982): Monitoring and mapping air pollution through an animal indicator: a new and quick method. *J. Appl. Ecol.* 19: 107-111.
- /20/ ANDRE, H.M., LEBRUN, P. & MASSON, M. (1984): On the use of *Humerobates rostroramellatus* (Acari) as an air pollution bioassay monitor. The incidence of SO₂-NO₂ Synergism and of winter temperature. *The Science of the Total Environment* 39: 177-187.
- /21/ ANTON, F.A., LABORDA, E., LABORDA, P. & RAMOS, E. (1993): Carbofuran acute toxicity to *Eisenia foetida* earthworms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50: 407-412.
- /22/ ARGE (Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe) (1991): Das oberflächennahe Zoobenthos der Elbe als Indikator für die Gewässerqualität. Wassergütestelle Elbe, 108 S.
- /23/ ASIKIDIS, M.D. & STAMOU, G.P. (1991): Spatial and temporal patterns of an oribatid mite community in an evergreen-*Sclerophyllus* formation (Hortiatis, Greece). *Pedobiologia*, 35: 53-63.
- /24/ ATHIAS-BINCHE, F. (1989): General ecological principles which are illustrated by population studies of uropodid mites. *Advances Ecol. Res.* 19: 303-344.
- /25/ AUERBACH, S.I. (1951): The centipedes of the Chicago area with special reference to their ecology. *Ecol. Monogr.* 21: 97-124.
- /26/ BAATH, E., BERG, B., LOHM, U., LUNDGREN, B., LUNDKVIST, H., ROSSWALL, T., SÖDERSTRÖM, B. & WIREN, A. (1980): Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. *Pedobiologia* 20: 85-100.
- /27/ BABEL, U. (1971): Gliederung und Beschreibung des Humusprofils in mitteleuropäischen Wäldern. *Geoderma* 5: 297-324.
- /28/ BAERMANN, G. (1917): Eine einfache Methode zur Auffindung von *Ankylostomum* (Nematoden)-Larven in Erdproben. *Meded. Geneesk. Lab. Weltevreden*: 41-47.
- /29/ BAKKER, F.M. & JACAS, J.A. (1995): Pesticides and Phytoseiid Mites: Strategies for Risk Assessment. *Ecotoxicol. & Envir. Safety* 32: 58-67.
- /30/ BALOGH, J. & LOKSA, I. (1948): Arthropod cenosis of an oak forest. *Arch. Biol. Hung. Ser. II*, 18: 141-161.
- /31/ BARBER, H. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.* 46: 259-266.
- /32/ BARBER, A.D. & KEAY, A.N. (1988): Provisional Atlas of the Centipedes of the British Isles. Institute of Terrestrial Ecology, Merlewood Research Station, Grange-over-Sands, 127 S.
- /33/ BARLOW, C.A. (1957): A factorial analysis of distribution in three species of diplopods. *Tijdschrift voor Entomologie* 100: 349-426.
- /34/ BARRETT, K.L., GRANDY, N., HARRISON, E.G., HASSAN, S. & OOMEN, P. (1994): Guidance Document on Regulatory Testing Procedures for Pesticides with Non-Target Arthropods. SETAC-Europe Document, 51 S.
- /35/ BASEDOW, T. (1985): Der Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf Käfer und Spinnen, die räuberisch auf der Bodenoberfläche der Äcker leben. *Ber. Landwirtschaft* 198: 189-200.
- /36/ BASEDOW, T., BORG, A. & SCHERNEY, F. (1981): Auswirkungen von Insektizidbehandlungen auf die epigäische Raubarthropoden in Getreidefeldern, insbesondere die Laufkäfer (Col., Carabidae). *Acta Agric. Scand.* 31: 153-164.
- /37/ BAUCHHENS, J. (1981): Artenspektrum, Biomasse, Diversität und Umsatzleistung von Lumbriciden (Regenwürmer) auf unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandflächen verschiedener Standorte Bayerns. *Bayer. Landw. Jb.* 59: 119-124.

- /38/ BAUER, C. (1991): Untersuchungen zur Wirkung zweier Agrochemikalien auf Regenwürmer (Oligochaeta; Lumbricidae), Diplomarbeit Univ. Frankfurt.
- /39/ BAUER, R. & CHRISTIAN, E. (1995): The effect of enchytraeid faeces and mucus on the food choice of *Porcellio scaber* (Isopoda). Eur. J. Soil Biol. 31: 49-54.
- /40/ BECK, L. (1983): Terrestrische Ökosysteme: Zur Bodenbiologie des Laubwalds. Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1983: 37-54.
- /41/ BECK, L. (1993): Zur Bedeutung der Bodentiere für den Stoffkreislauf in Wäldern. Biologie in unserer Zeit 23: 286-294.
- /42/ BECK, L. & BRESTOWSKY, E. (1980): Auswahl und Verwertung verschiedener Fallaubarten durch *Oniscus asellus* (Isopoda). Pedobiologia 20: 428-441.
- /43/ BECK, L., DUMPERT, K., FRANKE, U., MITTMANN, H., RÖMBKE, J. & SCHÖNBORN, W. (1988): Vergleichende ökologische Untersuchungen in einem Buchenwald nach Einwirkung von Umweltchemikalien. Jül. Spez. 439: 548-701.
- /44/ BECK, L., WOAS, S. & HORAK, F. (1996): Taxonomische Ebenen als Basis der Bioindikation – Fallbeispiele aus der Gruppe der Oribatiden (Acari). Abh. Ber. Naturkundemus. Goerlitz (im Druck).
- /45/ BECKER, J. (1975): Art und Ursachen der Habitatbindung von Bodenarthropoden (Carabidae (Coleoptera), Diplopoda, Isopoda) xerothermer Standorte. Beitr. Landespflege Rheinl.-Pfalz, Beih. 4: 89-140.
- /46/ BECKMANN, M. (1988): Die Entwicklung der Bodenmesofauna eines Ruderal-Ökosystems und ihre Beeinflussung durch Rekultivierung: 1. Oribatiden (Acari: Oribatei). Pedobiologia 31: 391-408.
- /47/ BELFROID, A.C., SEINEN, W., VAN GESTEL, C.A.M., HERMENS, J.L.M. & VAN LEEUWEN, K.J. (1995): Modelling the Accumulation of Hydrophobic Organic Chemicals in Earthworms. ESPR - Environ. Sci. & Pollut. 2: 5-15.
- /48/ BELOTTI, E. (1993): Ein generalisiertes Konzept der Lebensformtypen wirbelloser Bodentiere als Hilfsmittel für den Bodenschutz. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 72: 491-494.
- /49/ BENGTTSSON, G. (1994): Temporal predictability in forest soil communities. J. Animal Ecol. 63: 653-665.
- /50/ BENGTTSSON, G. & RUNDGREN, S. (1982): Population density and species number of Enchytraeids in coniferous forest soils polluted by a brass mill. Pedobiologia 24: 211-218.
- /51/ BERLESE, A. (1904): Acari novi Manipulus III. Redia, 2: 10-32.
- /52/ BERLESE, A. (1905): Apparecchio per raccogliere presto ed in gran numero piccoli Artropodi. Redia 2: 85-90.
- /53/ BERTHET, P. (1971): Mites. In: PHILIPSON, J. (ed.): Methods of Study in Quantitative Soil Ecology: population, production and energy flow. IBP Handbook No. 18, Blackwell Scient. Publ., Oxford. 186-208.
- /54/ BEYER, R. (1964): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Landisopoden in Mitteldeutschland. Zool. Jb. Syst. Bd. 91, S. 341-402.
- /55/ BEYLICH, A., FRÜND, H-C. & GRAEFE, U. (1994): Ökosystemare Umweltbeobachtung und Bioindikation mit Zersetzergesellschaften. In: ECOINFORMA, Umweltbundesamt Wien. Band 5: 389-401.
- /56/ BIERI, M. & CUENDET, G. (1989): Die Regenwürmer, eine wichtige Komponente von Ökosystemen. Schweiz. Landw. Fo./Recherche agronom. en Suisse 28: 81-96.
- /57/ BIERI, M. & DELUCCHI, V. (1980): Eine neu konzipierte Auswaschanlage zur Gewinnung von Bodenarthropoden. Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 53: 327-339.

- /58/ BIERI, M. & LIENHARD, C. (1978): Ein abgeänderter MacFadyen-Apparat für die dynamische Extraktion von Bodenarthropoden. Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 51: 119-137.
- /59/ BIWER, A. (1961): Quantitative Untersuchungen über die Bedeutung der Asseln und der Bakterien für die Fallaubzersetzung unter Berücksichtigung der Wirkung künstlicher Düngemittelzusätze. Teil I. Z. angew. Entomol. 48: 307-322 / Teil II. Z. angew. Entomol. 48: 377-394.
- /60/ BLASZAK, C. (1974): Zerconidae (Acari, Mesostigmata) Polski. Monografie fauny Polski Tom 3, Polska Akademia Nauk, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warschau / Krakau: 315 S.
- /61/ BLASZAK, C. & MADEJ, G. (1993): Gamasina-Milben als differenzierendes Faunenelement in verschiedenen Wladtypen. In EHRNSBERGER, R. (Hrsg.): Bodenmesofauna und Naturschutz. Inf. Natursch. Landschaftspfl. 6: 166-170.
- /62/ BLOWER, J.G. (ed.) (1974): Myriapoda. 2nd International Congress of Myriapodology. - Symposia Zool. Soc. London No. 32 (Academic Press).
- /63/ BLUME, H-P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed Verlag, Landsberg. 686 S.
- /64/ BOCOCK, K.L. & GILBERT, O.J. (1957): The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. Plant + Soil 9: 179-185.
- /65/ BOHLEN, P.J. & EDWARDS, C.A. (1995): Earthworm effects on N dynamics and soil respiration in microcosms receiving organic and inorganic nutrients. Soil Biol. Biochem. 27: 341-348.
- /66/ BOLLER, E., BIGLER, F., BIERI, M., HÄNI, F. & STÄUBLI, A. (1989): Nebenwirkungen von Pestiziden auf die Nützlingsfauna landwirtschaftlicher Kulturen. Schweiz. Landw. Forsch. 28: 3-40.
- /67/ BONESS, M. (1953): Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. Z. Morph. Ökol. Tiere 42: 225-277.
- /68/ BONGERS, T. (1990): The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. Oecologia 83: 14-19.
- /69/ BONGERS, T., DE GOEDE, R.G.M., KAPPERS, F.I. & MANGER, R. (1989): Ecologische typologie van de Nederlandse bodem op basis van de vrijlevende nematodenfauna. Verslag van het project "Het functioneren van nematoden in bodemecosystemen". RIVM-Report 718602002, Bilthoven.
- /70/ BORNEBUSCH, C.H. (1930): The fauna of forest soil. Det forstl. Forsogsv. Danmark, Kopenhagen.
- /71/ BOSTRÖM, U. (1986): The Effect of Soil Compaction on Earthworms (Lumbricidae) in a Heavy Clay Soil. Swedish J. Agric. Res. 16: 137-141.
- /72/ BOUCHE, M. (1972): Lombriciens de France. Ecologie et Systematique. INRA Publ. 72-2, Paris.
- /73/ BOUCHE, M. (1977): Strategies lombriciennes. Ecol. Bull. 25: 122-132.
- /74/ BOUDJEMA, G., JULIEN, J.M., SARKAR, S. & CANCELA DA FONSECA, J. (1991): Etude par l'analyse statistique multilinéaire de l'impact des facteurs physico-chimique sur l'abundance des microarthropodes édaphique d'une forêt de mousson en Inde Orientale. Rev. Ecol. Biol. Sol 28: 303-322.
- /75/ BOUGUENEC, V. & GIANI, N. (1989): Biological studies upon *Enchytraeus variatus* in breeding cultures. Hydrobiologia 180: 151-165.
- /76/ BRACHER, G.A. & BIDER, J.R. (1982): Changes in terrestrial animal activity of a forest community after an application of aminocarb (Matacil). Can. J. Zool. 60: 1981-1997.
- /77/ BRANQUART, E., KIME, R.D., DUFRENE, M., TAVERNIER, J. & WAUTHY, G. (1995): Macroarthropod-habitat relationships in oak forests in South Belgium. 1. Environments and communities. Pedobiologia 39: 243-263.
- /78/ BRASSE, D. (1973): Untersuchungen über die epigäische Arthropodenfauna von Getreidefeldern im Braunschweiger Raum. Dissertation T.U.Braunschweig. 119 S.

- /79/ BRASSE, D. (1975): Die Arthropodenfauna von Getreidefeldern auf verschiedenen Böden im Braunschweiger Raum. *Pedobiologia* 15: 405-414.
- /80/ BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Springer-Verl., Wien, New York.
- /81/ BREGETOVA, N.G. (1977): Mesostigmata. In: GHILAROV, M.S. (Hrsg.): *Opredelitel obitajuscich v potchve kleschtschey*. Academia Nauk CCCP, Leningrad Izdatelstvo Nauka: 718 S.
- /82/ BRETSCHER, K. (1896): Die Oligochaeten von Zürich. *Rev. Suisse Zool.* 3: 499-532.
- /83/ BRIONES, M.J.I., MASCATO, R. & MATO, S. (1995): Autecological study of some earthworm species (Oligochaeta) by means of ecological profiles. *Pedobiologia* 39: 97-106.
- /84/ BROADBENT, A.B. & TOMLIN, A.D. (1982): Comparison of Two Methods for Assessing the Effects of Carbofuran on Soil Animal Decomposers in Cornfields. *Environ. Entomol.*, 11: 1036-1042.
- /85/ BROCKSIEPER, I. (1972): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Isopoden, Diplopoden und Chilopoden im Naturschutzgebiet Siebengebirge. Diplomarbeit, Inst. f. Landwirtschaftl. Zoologie und Bienenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn.
- /86/ BRONEWSKI, M. V. (1991): Die Chilopoden- und Diplopodenfauna des Burgholzgebietes in Solingen-Gräfrath. *Jber. Nat. Ver. Wuppertal* März 1991.
- /87/ BROWN, R.A., MCMULLIN, L.C., JACKSON, D., RYAN, J., & COULSON, J. (1990): Beneficial Arthropod Toxicity Assessments with three Insecticides in Laboratory, Semi-Field and Field Studies. *Brighton Crop Protec. Conf.-Pests and Diseases*, 6B-4: 527-534.
- /88/ BÜCHS, W. (1990): Einfluß verschiedener landwirtschaftlicher Produktionsintensitäten auf die Abundanz von Arthropoden in Zuckerrübenfeldern. *Verh. Ges. Ökol.* 20: 1-16.
- /89/ BÜHLMANN, A. (1984): Influence of agricultural practices on the population of *Alliphis halleri*. *Acarology* 6: 901-909.
- /90/ BURYN, R. (1990): Untersuchungen an Raubmilben (Gamasida, Acari) in oberfränkischen Hecken. Diplomarbeit, Universität Bayreuth: 93 S.
- /91/ BURYN, R. (1993a): Die oberfränkischen Hecken als Lebensraum für Bodentiere/Mesostigmata. In: EHRNSBERGER, R. (Hrsg.): *Bodenmesofauna und Naturschutz. Inf. Natursch. Landschaftspfl.* 6: 294-308.
- /92/ BURYN, R. (1993b): Auswirkung von Pflegemaßnahmen (Schafbeweidung oder Mahd) auf Gamasida auf Magerrasen. In EHRNSBERGER, R. (Hrsg.): *Bodenmesofauna und Naturschutz. Inf. Natursch. Landschaftspfl.* 6: 280-293
- /93/ BURYN, R. & HARTMANN, P. (1992): Gamasid fauna (Acari, Mesostigmata) of a hedge and adjacent meadows in Upper Frankonia (Bavaria, Germany). *Pedobiologia* 36: 97-108.
- /94/ BUSCHINGER, B. (1975): Die Ameisenfauna des Bausenberges, der nordöstlichen Eifel und Voreifel (Hym., Formicidae) mit einer quantitativen Auswertung von Fallenfängen. *Beitr. Landespf. Rheinl.-Pfalz, Beih.* 4: 251-273.
- /95/ BUSCHINGER, B. (1979): Zur Ameisenfauna von Südhessen unter besonderer Berücksichtigung von geschützten und schutzwürdigen Gebieten. *Ber. Naturwiss. Verein Darmstadt, N.F.* 3: 5-32.
- /96/ BUTZ-STRAZNY, F & EHRNSBERGER, R (1988): Einfluß von Grubber und Pflug auf die Milbenfauna im Ackerboden mit besonderer Berücksichtigung der Mesostigmata. *Osnabrücker naturwiss. Mitt.* 14: 167-186.
- /97/ CAIRNS, J. (1989): Where is the ecology in toxicology ? - In: SINGH, A. & SHARMA, U.S. (eds.) *Current Practices in Environmental Science and Engineering* Jodhpur: Divyajyoti Prakashan, 21-40.

- /98/ CARREL, J.E. (1990): Chemical defense in the pill millipede *Glomeris marginata*. In: Minelli, A. (ed.): Proceedings of the 7th International Congress of Myriapodology, Leiden, Brill. 158-164.
- /99/ CHRISTIAN, A. (1993): Untersuchungen zur Entwicklung der Raubmilbenfauna (Gamasina) der Halde der Braunkohlebergbaues Berzdorf / OL. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 67: 2-64.
- /100/ CLARKE, R.D. & GRANT, P.R. (1968): An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. Part 1. Ecology, 49: 1152-1154.
- /101/ CODERRE, D., MAUFFETTE, Y., GAGNON, D., TOUSIGNANT, S. & BESSETTE, G. (1995): Earthworm populations in healthy and declining sugar maple forests. Pedobiologia 39: 86-96.
- /102/ CORDSEN, E. (1993): Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 72: 859-862.
- /103/ CROSSLEY, D.A. (1991): Modern Techniques in soil ecology. Agricult., Ecosyst. Environm. 34: 1-510.
- /104/ CROSSLEY, D.A. & HOGLUND, M.P. (1962): A litter-bag method for the study of micro-arthropods inhabiting leaf litter. Ecology 43: 571-574.
- /105/ CURRY, A. (1974): The spiracle structure and resistance to desiccation of centipedes. Symposia Zool. Soc. London 32: 365-382.
- /106/ CZECHOWSKI, W., PISARSKI, B. & CZECHOWSKA, W. (1990): Ants (Hymenoptera, Formicoidea) of moist meadows on the Mazovian Lowland. Fragmenta Faunistica 34: 47-60.
- /107/ DALENIUS, P. (1960): Studies on the Oribatei (Acari) of the Tornetraesk Territory in Swedish Lapland I. A List of Habitats and the Composition of their Oribatid Fauna. Oikos, 11: 80-124.
- /108/ DALENIUS, P. (1963): Studies on the Oribatei (Acari) of the Torneträsk Territory in Swedish Lapland IV. Aspects on the Distribution of the Moss-mites and the Seasonal Fluctuations of their Population. Lunds Universitets Arsskrift N.F. Avd. 2 59: 3-33.
- /109/ DARWIN, C. (1881): The formation of vegetable mould through the action of worms with observations on their habits. Murray, London, 298 S.
- /110/ DAUGBJERG, P. (1988): Temperature and moisture preferences of three earthworm species. Pedobiologia 32: 57-64.
- /111/ DAVID, J.F. (1987): Relations entre les peuplements de Diplopodes et les types d'humus en forêt d'Orleans. Rev. Ecol. Biol. Sol, 24: 515-525.
- /112/ DAVID, J.F. (1990): Habitat Dimensions of Diplopoda in a Temperate Forest on Acid Soil. Rev. Ecol. Biol. Sol, 27: 95-112.
- /113/ DAVID, J.F., PONGE, J.F., ARPIN, P. & VANNIER, G. (1991): Reactions of the macrofauna of a forest mull to experimental perturbations of litter supply. Oikos 61: 316-326.
- /114/ DAVID, J.F. (1992): Some questions about the evolution of life-history traits in Diplopoda. Ber. nat. med. Ver. Innsbruck, Suppl. 10: 143-152.
- /115/ DAVIS, N.K. (1963): A study of micro-arthropod communities in mineral soils near Corby, Northants. J. Anim. Ecol. 32: 49-71.
- /116/ DEBUS, R., LEPPER, P. & HERRCHEN, M. (1994): Konzept zur Ableitung "Bodenbiologischer Orientierungswerte". In: ROSENKRANZ, D. et al. (eds.). Handbuch des Bodenschutzes. E. Schmidt Verlag, Berlin. 16. Lfg VI/94 1270: 1-11.
- /117/ DE GOEDE, R.G.M. & BONGERS, T. (1994): Nematode community structure in relation to soil and vegetation characteristics. Appl. Soil Ecol. 1: 29-44.

- /118/ DETTNER, K. (1985): Die Arthropodenfauna (Gliedertiere) des Naturschutzgebietes und Bannwaldes "Waldmoor-Torfstich" im Nordschwarzwald. In: BÖCKING, W. et al.: Der Bannwald "Waldmoor-Torfstich". Mitt. der Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt Bad.-Württ.3: 137-150.
- /119/ DIDDEN, W. (1993): Ecology of terrestrial Enchytraeidae. *Pedobiologia* 37: 2-29.
- /120/ DIETRICH, D.R., SCHMID, P., ZWEIFEL, U., SCHLATTER, C., JENNI-EIERMANN, S., BACHMANN, H., BUHLER, U. & ZBINDEN, N. (1995): Mortality of Birds of Prey Following Field Application of Granular Carbofuran: A Case Study. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29: 140-145.
- /121/ DOMSCH, K-H. (1992): Pestizide im Boden. Mikrobieller Abbau und Nebenwirkungen auf Mikroorganismen. VCH, Weinheim. 575 S.
- /122/ DOMSCH, K-H., JAGNOW, G. & ANDERSON, T.M. (1983): An ecological concept for the assessment of side-effects of agro-chemicals on soil microorganisms. *Residue Review* 86: 65-105.
- /123/ DONKER, M.H. & BOGERT, C.G. (1991): Adaptation to Cadmium in Three Populations of the Isopod *Porcellio scaber*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 100C: 143-146.
- /124/ DOZSA-FARKAS, K. (1978): Die ökologische Bedeutung des Mikrohabitats für das Vorkommen einiger Enchytraeiden-Arten. *Pedobiologia* 18: 366-372.
- /125/ DOZSA-FARKAS, K. (1987): Effect of human treading on enchytraeid fauna of Hornbeam-oak forests in Hungary. *Biol. Fert. Soils* 3: 91-93.
- /126/ DUBOIS, M. (1993): What's in a name? A clarification of *Stenammas westwoodi*, *S. debile* and *S. lippulum* (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae). *Sociobiology* 21: 299-334.
- /127/ DÜLGE, R., ANDRETTZKE, H., HANDKE, K., TIEMANN, L.H. & RODE, A. (1994): Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünlandstandorte mit Hilfe von Laufkäfer-gesellschaften (Coleoptera: Carabidae). *Natur und Landschaft* 69: 148-156.
- /128/ DUNGER, W. (1958): Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald. *Zool. JB. Syst.* 86: 139-180.
- /129/ DUNGER, W. (1963): Praktische Erfahrungen mit Bodenfallen. *Entomol. Nachr. Dresden* 4: 41-46.
- /130/ DUNGER, W. (1968): Produktionsbiologische Untersuchungen an der Collembolenfauna gestörter Böden. *Pedobiologia* 8: 16-22.
- /131/ DUNGER, W. (1978): Parameter der Bodenfauna in einer Catena von Rasen-Ökosystemen. *Pedobiologia* 18: 310-340.
- /132/ DUNGER, W. (1982): Die Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Umweltveränderungen. *Decheniana-Beihefte (Bonn)* 26: 151-157.
- /133/ DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden. Wittenberg: A. Ziemsen Verlag, 2. Aufl. 183 S.
- /134/ DUNGER, W. & DUNGER, I. (1983): Zur Kongruenz von Phytozönosen und Collembolen-Synusien. *Verh. SIEEC X. Budapest*, 32-34.
- /135/ DUNGER, W., DUNGER, I., ENGELMANN, H.-D. & SCHNEIDER, R. (1972): Untersuchungen zur Langzeitwirkung von Industrie-Immissionen auf Böden, Vegetation und Bodenfauna bei Ostritz/Oberlausitz. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz*, 47: 1-39.
- /136/ DUNGER, W. (1991): Langzeitbeobachtungen an der Bodenfauna von Waldstandorten mit steigender Immissionsbelastung. *Rev. Ecol. Biol. Sol* 28: 31-39.
- /137/ DUNGER, W. & FIEDLER, H-J. (1989): Methoden der Bodenbiologie. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag. 432 S.

- /138/ DUNGER, W., PETER, H.-U. & TOBISCH, S. (1980): Eine Rasen-Wald-Catena im Leutratatal bei Jena als pedozoologisches Untersuchungsgebiet und ihre Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae). Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 53: 1-78.
- /139/ EDWARDS, C.A. (1974): Macroarthropods. In: DICKINSON, C.H. & PUGH, G.J.F. (eds.): Biology of Plant Litter Decomposition, Academic Press, New York, Vol. 2: 533-554.
- EDWARDS, C.A. (1983): Earthworm ecology in cultivated soils. In: SATCHELL, J.E. (ed.): Earthworm ecology from Darwin to Vermiculture. Chapman & Hall, London. 123-137.
- /140/ EDWARDS, C.A. & BOHLEN, P.J. (1992): The effects of toxic chemicals on earthworms. Rev. Environ. Cont. Tox. 125: 23-99.
- /141/ EDWARDS, C.A. & THOMPSON, A.R. (1973): Pesticides and the Soil Fauna. Residue Rev. 45: 1-79.
- /142/ EHRNSBERGER, R. & BUTZ-STRAZNY, F. (1993): Auswirkungen von unterschiedlicher Bodenbearbeitung (Pflug und Grubber) auf die Milbenfauna im Ackerboden. In EHRNSBERGER, R. (Hrsg.): Bodenmesofauna und Naturschutz. Inf. Natursch. Landschaftspf. 6: 188-208.
- /143/ EICHHORN, O. (1971): Zur Verbreitung und Ökologie der Ameisen der Hauptwaldtypen mitteleuropäischer Gebirgswälder. Z. ang. Ent. 67: 229-293.
- /144/ EIJSACKERS, H. (1978a): Side Effects of the Herbicide 2,4,5-T Affecting the Carabid *Notiophilus biguttatus*, a Predator of Springtails. Z. ang. Ent. 86: 113-128.
- /145/ EIJSACKERS, H. (1978b): Side effects of the herbicide 2,4,5-T on the isopod *Philoscia muscorum*. Z. angew. Ent. 87: 28-52.
- /146/ EIJSACKERS, H. & CHARDON, W.J. (1979): Side effects of ammoniumsulphamate on the soil fauna. Ned. Bosb. T. 51: 1-6.
- /147/ EIJSACKERS, H. & VAN DE BUND, C.F. (1980): Effects on Soil Fauna. HANCE R.Y. (ed.): Interactions between herbicides and the soil. London, New York: Academic Press: 255-305.
- /148/ EIJSACKERS, H. & VAN DER DRIFT, J. (1976): Effects on the soil fauna. In: AUDUS, L.J. (ed.) Herbicides. Physiology, Biochemistry, Ecology. London etc. Academic Press: 149-178.
- /149/ EIJSACKERS, H. (1992): Recent developments in soil ecotoxicology and the terrestrial field. In: EERO 5th Advanced Course Ecotoxicology. Texel, Holland.
- /150/ EISENBEIS, G. & WICHARD, W. (1985): Atlas zur Biologie der Bodenarthropoden. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, 434 S.
- /151/ EISENBEIS, G. (1994): Die Biologische Aktivität von Böden aus zoologischer Sicht. Braunsch. naturkd. Schr. 4: 653-658.
- /152/ ELLENBERG, H. (1956): Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. In: WALTER, R. (ed.). Einführung in die Phytologie, Bd. IV. Ulmer, Stuttgart, 136 S.
- /153/ ELLENBERG, H. (1982): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart, 3. Aufl., 989 S.
- /154/ ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung: Ergebnisse des Solling - Projekts. Verlag Ulmer, Stuttgart. 507 S.
- /155/ ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R. WIRTH, V. WERNER, W. & PAULIßEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18: 1-258.
- /156/ ELMES, G.W. & WARDLAW, J.C. (1982): A population study of the ants *Myrmica sabuleti* and *Myrmica scabrinodis* living at two sites in the south of England. Effect of above-nest vegetation. J. Anim. Ecol. 51: 665-680.

- /157/ EL-SHISHINY, H. & GHABBOUR, S.I. (1987): Environmental site characterization by soil fauna in Egypt and in Africa. Part II: Final results. IBM Cairo Scientific Center, Tech. Rep. 28: 1-115.
- /158/ EL TITI, A. (1984): Auswirkungen der Bodenbearbeitungsart auf die edaphischen Raubmilben (Mesostigmata: Acarina). *Pedobiologia* 27: 79-88.
- /159/ ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifikation von Bodenarthropoden. *Pedobiologia* 18: 378-380.
- /160/ ENGHOFF, H. (1973): Diplopoda and Chilopoda from suburban localities around Copenhagen. *Vidensk. Meddr. dansk naturk. Foren.* 136: 43-48.
- /161/ EYRE, M.D. & LUFF, M.L. (1990): The ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages of British grasslands. *Entomologist's Gazette* 41: 107-208.
- /162/ FABER, J.H. (1991): Functional classification of soil fauna: a new approach. *Oikos* 62: 110-115.
- /163/ FLECKENSTEIN, J. & GRAFF, O. (1982): Schwermetallaufnahme aus Müllkompost durch den Regenwurm *Eisenia foetida*. *Landbauforsch. Völkenrode* 32: 198-220.
- /164/ FOISSNER, W. (1987): Soil protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators and guide to the literature. In: CORLISS, J.O. & PATTERSON, D.J. (eds.): *Progress in Protistology*. Biopress Ltd., Bristol. 69-212.
- /165/ FOISSNER, W. (1994): Die Urtiere (Protozoen) des Bodens. *Kataloge des Oberösterreichischen Landesmuseums*. N.F. 71: 169-218.
- /166/ FOKUHL, C. (1994): Rechtliche Situation und Entwicklung des Bodenschutzes in Deutschland. *Naturschutz & Landschaftsplanung* 26: 49-57.
- /167/ FÖRSTER, B. (1994): Untersuchungen zur Rolle der Mikroorganismen im Dekompositionsprozeß eines Wiesen und eines Waldökosystems unter dem Einfluß des Fungizids Carbendazim. Diss. Univ. Frankfurt/Main, 193 S.
- /168/ FÖRSTER, B., RÖMBKE, J., KNACKER, Th. & MORGAN, E. (1995): Microcosm study on the interactions between microorganisms and enchytraeid worms in soil and plant litter of a grassland. *Eur. J. Soil Biol.* 31: 21-27.
- /169/ FÖRSTER, P. (1991): Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln auf Larven und Adulte von *Platynus dorsalis* (Pont.) und auf Adulte von *Tachyporus hypnorum* (L.) in Labor-, Halbfreiland und Freilandversuchen. Diss. Univ. Giessen.
- /170/ FOX, C.J.S. (1964): The effects of five herbicides on the numbers of certain invertebrate animals in grassland soil. *Can. J. Plant. Sci.* 44: 405-409.
- /171/ FRANKE, U., FRIEBE, B. & BECK, L. (1989): Methodisches zur Ermittlung der Siedlungsdichte von Bodentieren aus Quadratproben und Barberfallen. *Pedobiologia* 32: 253-264.
- /172/ FRENZEL, G. (1936): Untersuchungen über die Tierwelt des Wiesenbodens. Jena, 130 pp.
- /173/ FREYTAG, H.E., JÄGER, R. & LÜTTICH, M. (1987): Two ways of calculating the influence of temperature and moisture on soil respiration. *Archiv f. Acker- und Pflanzenbau Bodenkunde* 31: 513-520.
- /174/ FRIEBE, B. (1983): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 3. Die Käferfauna. *Carolinea* 41: 45-80.
- /175/ FRIEBE, B. (1990): Die Besiedlung von Ackerböden durch die Meso- und Makrofauna in in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung. *Verh. Ges. Ökol.* 19/II: 246-252.
- /176/ FRIEBE, B. (1992): Einfluß unterschiedlich intensiver Bodenbearbeitung auf Abundanz und Leistung der bodenlebenden Makrofauna in Agroökosystemen. *VDLUFA-Schriftenreihe* 35/1992, S:547-550.

- /177/ FRIEBE, B. (1993): Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren auf die Bodentiere und ihre Abbauleistungen. In: EHRNSBERGER, R. (ed.): Bodenmesofauna und Naturschutz. Runge, Cloppenburg. 171-187.
- /178/ FRÜND, H.-C. (1983): Untersuchungen zur Koexistenz verschiedener Chilopodenarten im Waldboden. Diss.; Julius-Maximilians-Universität Würzburg: 164 S.
- /179/ FRÜND, H.-C. (1987): Räumliche Verteilung und Koexistenz der Chilopoden in einem Buchen-Altbestand. *Pedobiologia*, 30: 19-29.
- /180/ FRÜND, H.C. (1989): Untersuchungen zur Biologie städtischer Böden. 5. Epigäische Raubarthropoden. *Verh. Ges. Ökol.* 18: 201-209.
- /181/ FRÜND, H.-C. (1991): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 14. Die Hunderfüßer (Chilopoda). *Carolina*, 49: 83-94.
- /182/ FRÜND, H.-C. (1992): The occurrence and frequency of scars in centipedes. *Ber. nat. med. Verein Innsbruck, Suppl.* 10: 269-275.
- /183/ FRÜND, H.-C. (1995): Statistische Verfahren bei der Auswertung bioökologischer Daten für Planungsvorhaben. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. H.* 43: 357-376.
- /184/ FRÜND, H.-C., BOLTE, D., HELLWIG, U., OTTO, A., REUSCH, H. & ROY, H. (1994): Qualitätsanforderungen an die Datenerhebung für biologische Fachbeiträge. *NNA-Berichte* 1/94: 11-17.
- /185/ FRÜND, H.C. & RUSZKOWSKI, B. (1989): Untersuchungen zur Biologie städtischer Böden 4. Regenwürmer, Asseln und Diplopoden. *Verh. Ges. Ökol.* 18: 193-200.
- /186/ FUCHS, G. (1969): Die ökologische Bedeutung der Waldhecken in der Agrarlandschaft Nordwestdeutschlands, am Beispiel der Käfer. *Pedobiologia* 9: 432-458.
- /189/ FUNKE, W., JANS, W., KÜHNER, M., LEHLE, E., RATAJCZAK, L., SCHREIBER, R., STUMPP, J., VOGEL, J. & WANNER, M. (1989): Bodentiere als sensitive Indikatoren in Laub- und Nadelwäldern. *Report Kernforschungszentrum Karlsruhe (PEF-Seminar)* 50: 79-92.
- /190/ FUNKE, W. & FRANK, H. (1991): Auswirkungen leichtflüchtiger Halogen-Kohlenwasserstoffe auf den Gesundheitszustand von Waldökosystemen. Bericht für das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.
- /191/ FURLONG, J. (1995): EC approach to environmental risk assessment of new substances. *The Science of the Total Envir.* 171: 275-279.
- /192/ GALLÉ, L. (1991): Structure and succession of ant assemblages in a north European sand dune area. *Holarct. Ecol.* 14: 31-37.
- /193/ GEILER, H. & BELLMANN, C. (1974): Zur Aktivität und Dispersion der Carabiden in Fichtenforsten des Tharandter Waldes (Coleoptera, Carabidae). *Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden*, 5: 1-71.
- /194/ GEMESI, O., SKAMBRACKS, D. & TOPP, W. (1995): Einfluß eines geregelten forstlichen Eingriffs auf die Besiedlungsdichte und den Streuabbau der Regenwürmer im Flysch der Tegernseer Berge. *Forstwiss. Cbl.* 114: 272-281.
- /195/ GEOFFROY, J.J. (1979): Les peuplements de Chilopodes et de Diplopodes d'une Chonaie-Charmaie (Station Biologique de Foljuf, Seine et Marne). - Dissertation, Univ. P. & M. Curie, Paris.
- /196/ GHABBOUR, S.I. (1991): Towards a zoosociology of soil fauna. *Rev. Ecol. Biol. Sol* 28: 77-90.
- /197/ GHABBOUR, S.I., MIKHAIL, W.Z.A. & HUSSEIN, A.K.M. (1988): Some aspects of association between soil fauna and the desert shrub *Anabasis articulata* at the Oma-yad Biosphere Reserve. In: First Natl. Conference on Environmental Studies and Research; University of Ain Shams, Cairo. 22 S.

- /198/ GISH, C. & CHRISTENSEN, R. (1973): Cadmium, Nickel, Lead and Zinc in earthworms from roadside soil. *Environm. Sci. Tech.* 7: 1060-1062.
- /199/ GLOCKEMANN, B. (1988): Untersuchungen zum Einfluß von Klärschlammdüngung und Schwermetallbelastung auf die Milben, speziell die Gamasiden, in einem Ackerboden. Diplomarbeit, Universität Braunschweig: 134 S.
- /200/ GORDEYEVA, E. V. (1970): Oribatid Mites in the crimean soils. In: Oribatei and their role in the process of soil formation (Academy of Sciences of the Lithuanian SSR, Institute of Zoology and Parasitology Vilnius, (Hrsg.): 119-129.
- /201/ GOTTFRIEDSEN, R. (1987): Die edaphische Milbenfauna in unterschiedlich bewirtschafteter Feldflur im Raum Heilbronn (Baden-Württemberg). Diplomarbeit, Universität Tübingen: 149 S.
- /202/ GRAEFE, U. (1984): Naßextraktion von Enchytraeen. Prot. Workshop Methoden der Mesofaunaerfassung und PCP-Wirkung, Universität Bremen. S. 17.
- /203/ GRAEFE, U. (1992): Zersetzergesellschaften als Standortszeiger - Vorschlag für ein Klassifikationssystem auf der Grundlage von Zootaxozönosen. Redemanuskript eines Vortrages, gehalten auf der Tagung der Gesellschaft für Ökologie in Osnabrück 1989.
- /204/ GRAEFE, U. (1993): Veränderungen der Zersetzergesellschaften im Immissionsbereich eines Zementwerks. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 72: 531-534.
- /205/ GRAEFE, U. (1995): Gibt es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 75: 11-14.
- /206/ GRAEFE, U. (1996): Zeigerwerte, Lebensformen und Strategietypen der Enchytraeidenfauna. *Newsletter on Enchytraeidae* 5: (in press).
- /206/ GRAFF, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. *Schriftenr. Forsch. Inst. Landwirtsch.* 7: 1-70.
- /207/ GRANDJEAN, F. (1931): Le genre *Licneremaeus* PAOLI (Acariens). *Bull. Soc. Zool. France*, 56: 221-250.
- /208/ GRANDJEAN, F. (1965): *Fosseremus quadripartitus* nom. nov. (Oribate). *Acarologia*, 7: 343-375.
- /209/ GREIG-SMITH, P.W. (1990): The Boxworth Project. *Pest. Outlook* 1: 16-19.
- /210/ GREIG-SMITH, P.W., BECKER, H., EDWARDS, P.J. & HEIMBACH, F. (1992): *Ecotoxicology of Earthworms*. Intercept, Andover. 269 S.
- /211/ GRÖNGRÖFT, A. & MIEHLICH, G. (1983): Bedeutung der Bodenfeuchte für die Populationsdynamik von Enchytraeiden (Oligochaeta) und Oribatiden (Acari). *Abh. naturw. Ver. Hamburg (NF)* 25: 115-131.
- /212/ GRUNER, H.E. (1966): *Die Tierwelt Deutschlands*. 53. Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda, 2. Lieferung. Gustav Fischer, Jena.
- /213/ GRÜNWARD, M. (1988): Adaptation und Dekompositionsleistung von Landasseln (Isopoda, Oniscidea) an Standorten der Großen Brennessel (*Urtica dioica*). *Hochschulsammlung Naturwissenschaft: Biologie*, Bd. 20, Hochschul-Verlag, Freiburg.
- /214/ GUNN, A. (1992): The use of mustard to estimate earthworm populations. *Pedobiologia* 36: 65-67.
- /215/ HAACKER, U. (1967): Tagesrhythmische Vertikalbewegung bei Tausendfüßlern (Myriapoda, Diplopoda). *Naturwiss. (Berlin)* 54: 346-347.
- /216/ HAACKER, U. (1968): Deskriptive experimentelle und vergleichende Untersuchungen zur Autökologie rhein-mainischer Diplopoden. *Oecologia* 1: 87-129.
- /217/ HAGVAR, S. (1982): Collembola in Norwegian coniferous forest soils. I. Relations to plant communities and soil fertility. *Pedobiologia* 24: 255-296.

- /218/ HAGVAR, S. (1994): Log-normal distribution of dominance as an indicator of stressed soil microarthropod communities? Acta Zool. Fennica 195: 71-80.
- /219/ HAGVAR, S. & ABRAHAMSEN, G. (1980): Colonization by Enchytraeidae, Collembola and Acari in sterile soil samples with adjusted pH levels. Oikos 34: 245-258
- /220/ HAGVAR, S. & AMUNDSEN, T. (1981): Effects of liming and artificial acid rain on the mite (Acari) fauna in coniferous forest. Oikos 37: 7-20.
- /221/ HALE, W.G. (1964): A flotation method for extracting Collembola from organic soils. J. anim. Ecol. 33: 363-369.
- /222/ HAMMAD, S.M. (1961): Ergebnisse von Bodentieruntersuchungen im Reinhardswald. Z. angew. Ent. 48: 94-114.
- /223/ HAMMER, M. (1961): A few new species of Oribatids from Southern Italy. Zool. Anz., 166: 113-119.
- /224/ HARTNIGK-KÜMMEL, C. (1983): The moss mites (Acari: Oribatei) of an oak-pine forest soil in Berlin (West): Comparison of 3 sampling plots differently influenced by road construction and traffic. Zool. Beitr. N.F. 28: 207-230.
- /225/ HASSAN, S.A. (1992): Guidelines for Testing the Effects of Pesticides on Beneficial Organisms: Description of Test Methods. IOBC/WPRS Bull. XV/3: 1-186.
- /226/ HASSAN, S.A. et al. (1986): Results of the third Joint Pesticide Testing Programme by the IOBC/WPRS-Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms". J. Appl. Entomol. 103: 92-107.
- /227/ HASSAN, S.A. et al. (1988): Results of the fourth Joint Pesticide Testing Programme carried out by the IOBC/WPRS-Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms". J. Appl. Entomol. 105: 321-329.
- /228/ HASSAN, S.A. et al. (1992): Results of the sixth Joint Pesticide Testing Programme carried out by the IOBC/WPRS-Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms". Unpublished Draft.
- /229/ HAWKINS, C.P. & MACMAHON, J.A. (1989): Guilds: the multiple meanings of a concept. Ann. Rev. Ent. 34: 423-451.
- /230/ HEALY, B. (1980): Distribution of terrestrial Enchytraeidae in Ireland. Pedobiologia 20: 159-175.
- /231/ HECK, M. & RÖMBKE, J. (1990): Enchytraeiden-Gemeinschaften Berliner Forststandorte. Zool. Beitr. N.F. 33: 433-458.
- /232/ HEIMBACH, F. (1985): Comparison of laboratory methods, using *Eisenia foetida* and *Lumbricus terrestris*, for the assessment of the hazard of chemicals to earthworms. Z. Pfl.krankheiten Pfl.schutz 92: 186-193.
- /234/ HEIMBACH, F. (1990): Beeinflussung der Regenwurm-Fauna einer Graslandfläche durch Schneckenkorn Mesurol. Pflanzenschutznachrichten Bayer 43: 140-150.
- /235/ HEIMBACH, U. & ABEL, C. (1991): Nebenwirkungen von Bodeninsektiziden in verschiedenen Applikationsformen auf einige Nutzarthropoden. Verh. Ges. Ökol. 19: 163-170.
- /236/ HEIMBACH, U. & BALOCH, A.A. (1994): Effects of three Pesticides on *Poecilus cupreus* (Coleoptera: Carabidae) at Different Post-Treatment Temperatures. Environ. Toxicol. Chem. 13: 317-324.
- /237/ HEISLER, C. (1994): Auswirkungen von Bodenverdichtung auf die Bodenfauna: Collembola und Gamasina - ein dreijähriger Feldversuch. Pedobiologia 38: 566-576.
- /238/ HELDT, S. (1993): Die Raubmilbenfauna (Acari: Gamasina) Bremens - Vergleich der Besiedlung ausgewählter Standorte im Bürgerpark sowie eine vorläufige Bestandsaufnahme. Diplomarbeit, Universität Bremen: 89 S.

- /239/ HERBKE, G. (1962): Untersuchungen über das Vorkommen von Tausendfüßlern in landwirtschaftlich genutzten Böden des Dauerdüngungsversuches auf Dikopshof. Monogr. angew. Entomol. 18: 13-42.
- /240/ HERLITZIUS, H. (1985): Streuabbau als Indikator biotischer und abiotischer Faktoren. Mittl. Deut. Bodenkd. Ges. 43: 569-574.
- /241/ HEUGENS, A. (1980): The influence of salt concentration on an enchytraeid population in pine litter. Pedobiologia 20: 154-158.
- /242/ HEUGENS, A. & VAN DAELE, E. (1981): The influence of salt concentration on the mite population in pine litter. Pedobiologia 22: 39-51.
- /243/ HEUGENS, A. & VAN DAELE, E. (1984): The influence of some acids, bases and salts on the mite and Collembola population of a pine litter substrate. Pedobiologia 27: 299-311.
- /244/ HEYDEMANN, B. (1964): Die Carabiden der Kulturbiotope von Binnenland und Nordseeküste - ein ökologischer Vergleich (Coleopt., Carabidae). Zool. Anz. 172: 49-86.
- /245/ HIRSCHMANN, W. (1960): Gangsystematik der Parasitiformes, Teil 3, Die Gattung *Dendrolaelaps* Halbert 1915. In: Acarologie, Schriftenreihe für vergleichende Milbenkunde, Hirschmann Verlag, Fürth.
- /246/ HÖGGER, C.H. (1994): Überprüfung der Regenwurmtoxicität von Pflanzenbehandlungsmitteln. Unveröff. Manuskript, FAP Zürich-Reckenholz.
- /247/ HÖLLER, G. (1962): Die Bodenmilben des rheinischen Lösslehms in ihrer Abhängigkeit von Düngung und anderen Standortfaktoren.. Z. angew. Ent., Beihefte 18: 44-79.
- /248/ HOLTER, P. (1979): Effect of dung-beetles (*Aphodius* sp.) and earthworms on the disappearance of cattle dung. Oikos 32: 393-402.
- /249/ HOOGERKAMP, M. (1987): Effect of earthworms on the productivity of grassland; an evaluation. In: PAGLIAI, A.M. & OMODEO, P. (eds): On earthworms. Proc. Intern. Symp. on Earthworms, Bologna, April 1985: 485-496.
- /250/ HOOGERKAMP, M., RODGAAR, H. & EIJSACKERS, H.J.P. (1983): Effect of earthworms on grassland on recently reclaimed polder soils in the Netherlands. In: SATCHELL, J.E. (ed.): Earthworm ecology from Darwin to Vermiculture. Chapman and Hall, London. 85-105.
- /251/ HOPKIN, S.P. (1989): Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. Essex: Elsevier, 366 S.
- /252/ HOPKIN, S.P. & READ, H.J. (1992): The Biology of Millipedes. Oxford: Oxford University Press, 233 S.
- /253/ HORION, A. (1941): Faunistik der deutschen Käfer. Bd. 1: Adephaga - Caraboidea. Krefeld.
- /254/ HOWARD, P.J.A. & ROBINSON, C.H. (1995): The use of correspondence analysis in studies of successions of soil organisms. Pedobiologia 39: 518-527.
- /255/ HUHTA, V. (1984): Response of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) to manipulation of pH and nutrient status in coniferous forest soil. Pedobiologia 27: 245-260.
- /256/ HUHTA, V., HYVÖNEN, P., KAASALAINEN, P., KOSKENNIEMI, A., MUONA, J., MÄKELÄ, I., SULANDER, M. & VILKAMAA, P. (1986): Soil fauna of Finnish coniferous forests. Acta Zool. Fennici 23: 345-360.
- /257/ HYATT, K.H. (1980): Mites of the subfamily Parasitinae (Mesostigmata: Parasitidae) in the British Isles. Bull. Brit. Mus. (Nat.Hist.), Zool. Ser. 38 (5): 237-378.
- /258/ INSAM, H. (1990): Anwendung des mikrobiellen Respirations-/Biomasse-Verhältnisses für bodenökologische Studien. Verh. Ges. Ökol. 19/2: 330-334.
- /259/ INSAM, H. & HASELWANDTER, K. (1989): Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession. Oecologia 79: 174-178.

- /260/ JAKUBCZYK, H., CZERWINSKI, Z. & PETAL, J. (1972): Ants as agents of the soil habitat changes. *Ekologia polska* 20: 153-161.
- /261/ JEDRYCZKOWSKI, W. (1982): Millipedes (Diplopoda) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 253-261.
- /262/ JEEKEL, C.A.W. (1977): Voorlopige atlas van de verspreiding der Nederlands duizendpoten (Chilopoda). Verslagen en technische Gegevens. Instituut voor taxonomische Zoologie (Zoologisch Museum), Universiteit van Amsterdam.
- /263/ JUDD, K.W. & MASON, C.F. (1995): Earthworm populations of a restored landfill site. *Pedobiologia* 39: 107-115.
- /264/ KAJAK, A. & JAKUBCZYK, H. (1977): Experimental studies on predation in the soil-litter interface. *Ecol. Bull.* 25: 493-496.
- /265/ KARAFIAT, H. (1970): Die Tiergemeinschaften der oberen Bodenschichten schutzwürdiger Pflanzengesellschaften des Darmstädter Flugsandgebietes. Institut für Naturschutz Darmstadt, Schriftenreihe Band IX, Heft 4.
- /266/ KARG, W. (1961a): Ökologische Untersuchungen von edaphischen Gamasiden (Acarina, Parasitiformes), 1. Teil. *Pedobiologia* 1: 53-74.
- /267/ KARG, W. (1961b): Ökologische Untersuchungen von edaphischen Gamasiden (Acarina, Parasitiformes), 2. Teil. *Pedobiologia* 1: 77-98.
- /268/ KARG, W. (1967): Synökologische Untersuchungen von Bodenmilben auf forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich genutzten Böden. *Pedobiologia* 7: 198-214.
- /269/ KARG, W. (1971): Die freilebenden Gamasina (Gamasides), Raubmilben. In: DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands 59. Teil, G. Fischer Verlag, Jena: 475 pp.
- /270/ KARG, W. (1978): Milben als Indikatoren zur Optimierung von Pflanzenschutzmaßnahmen in Apfelin-tensivanlagen. *Pedobiologia* 18: 415-425.
- /271/ KARG, W. (1982): Untersuchungen über Habitatansprüche, geographische Verbreitung und Entstehung von Raubmilbengattungen der Cohors Gamasina für ihre Nutzung als Bioindikatoren. *Pedobiologia* 24: 241-247.
- /272/ KARG, W. (1983): Verbreitung und Bedeutung von Raubmilben der Cohors Gamasina als Antagonisten von Nematoden. *Pedobiologia* 25: 419-432.
- /273/ KARG, W. (1993): Acari (Acarina), Milben. Parasitiformes (Anactinochaeta), Cohors Gamasina Leach, Raubmilben. 2. überarb. Aufl. In: F. DAHL (Beg.): Die Tierwelt Deutschlands. 59. Teil, G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York: 523 pp.
- /274/ KARG, W. & FREIER, B. (1995): Parasitiforme Milben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen. *Mitt. BBA Berlin Dahlem*, Heft 308: 96 S.
- /275/ KARPPINEN, E. (1955): Die Oribatiden-Fauna eines *Corylus avellana* - Gebüsches und eines Sumpfmoores in Tvärminne, Südfinnland. *Arch. Soc. "Vanamo"* 9: 131-134.
- /276/ KARPPINEN, E. (1958): Über die Oribatidenfauna (Acar.) in den Uferzonen von einem Teiche im Kirchspiel Lammi in Südfinnland. *Arch. Soc. "Vanamo"* 12: 128-143.
- /277/ KASPRZAK, K. (1982): Review of enchytraeid community structure and function in agricultural ecosystems. *Pedobiologia* 23: 217-232.
- /278/ KELLY, U.T. & CURRY, J.P. (1985): Studies on the arthropod fauna of a winter wheat crop and its response to the pesticide Methiocarb. *Pedobiologia* 28: 413-421.

- /279/ KEMPSON, D., LLOYD, M. & GHELARDI, R. (1963): A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia* 3: 1-21.
- /280/ KENDEIGH, S.C. (1979): Invertebrate populations of the deciduous forest: Fluctuations and relations to weather. Illinois Biological Monographs 50, University of Illinois Press Chicago London.
- /281/ KENNEL, W. (1990): The role of the earthworm *Lumbricus terrestris* in integrated fruit production. *Acta Horticulturae* 285: 149-156.
- /282/ KIMBALL, K.D. & LEVIN, S.A. (1985): Limitations of laboratory bioassays: The need for ecosystem-level testing. *BioScience* 35: 165-171.
- /283/ KIME, R.D. (1990): A provisional atlas of european myriapods Part 1. European invertebrate survey, Luxembourg.
- /284/ KIME, R.D. (1992): On abundance of West-European Millipedes (Diplopoda). *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, Suppl. 10*: 393-399.
- /285/ KIME, R.D. & WAUTHY, G. (1984): Aspects of relationships between millipedes, soil texture and temperature in deciduous forests. *Pedobiologia* 26: 387-402.
- /286/ KIME, R.D., WAUTHY, G., DELECOUR, F., DUFRENE, M. & DRUGMAND, A. (1992): Distribution spatiale et préférences écologiques chez les Diplopodes du sol. *Mem. Soc. r. belge Ent.*: 661-670.
- /287/ KING, K.L. & HUTCHINSON, H.J. (1984): The effects of sheep grazing on invertebrate numbers and biomass in unfertilized natural pastures of the New-England tablelands (New South Wales, Australia). *Austr. J. Ecol.* 8: 245-256.
- /288/ KINNEAR, A. (1991): Acarine communities of semi-arid soils from the Eastern Goldfields region of Western Australia. *Pedobiologia* 35: 273-283.
- /289/ KIRCHNER, H. (1960): Untersuchungen zur Ökologie feldbewohnender Carabiden. Diss. Univ. Köln.
- /290/KLINGER, K. (1992): Diplopods and Chilopods of conventional and alternative (biodynamic) fields in Hesse. *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, Suppl. 10*: 243-250.
- /291/ KNACKER, Th., RÖMBKE, J., EDER, M., FEDERSCHMIDT, A., FÖRSTER, B. & SCHALLNASS, H.-J. (1994): Arbeiten zur Übertragbarkeit und Präzisierung der Wirkungsmechanismen chemischer Belastung in verschiedenen Ökosystemen. Abschlußbericht für das Bundesministerium f. Forschung u. Technologie (BMFT), Projekt 0339302B, 536 S.
- /292/ KOCH, K. (1989): Ökologie Bd. 1. In: Die Käfer Mitteleuropas. FREUDE, H., HARDE, K.W. & LOWSE, G.A. (eds.). Goecke & Evers, Krefeld.
- /293/ KOEHLER, H.H. (1984): Methodische, ökologische und experimentelle Untersuchungen zur Sukzession der Mesofauna der Abdeckschicht einer Bauschuttdeponie unter besonderer Berücksichtigung der Gamasina (Acari, Parasitiformes). Dissertation, Universität Bremen: 340 S.
- /294/ KÖHLER, H.R. & ALBERTI, G. (1992): The effect of heavy metal stress on the intestine of Diplopods. *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, Suppl. 10*: 257-267.
- /295/ KÖHLER, H.R. (1993): Der Einfluß von Schwermetallen auf den Dekompositionsprozeß in mitteleuropäischen Laubwäldern am Beispiel der Interaktion von Mikroflora und Diplopoden. In: EHRNSBERGER, R. (Hrsg.): Bodenmesofauna und Naturschutz. - Inf. Natursch. Landschaftspfl. 6: 125-143; G. Runge, Cloppenburg.
- /296/ KÖNIG, W., SUNKEL, R., NECKER, U., WOLFF-STRAUB, R., INGRISCH, W., WASNER, U. (1989): Alternativer und konventioneller Landbau Vergleichsuntersuchungen von Ackerflächen auf Lößstandorten im Rheinland. Schriftenreihe der LÖLF, Bd. 11, 286 S.
- /297/ KÖRDEL, W., HUND, K. & KLEIN, W. (1996): Erfassung und Bewertung stofflicher Bodenbelastungen. *UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox.* 8: 97-103.

- /298/ KORSOS, Z. (1992): Millipedes from anthropogenic habitats in Hungary (Diplopoda). Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 10: 237-242.
- /299/ KOSKENNIEMI, A. & HUHTA, V. (1986): Effects of fertilization and manipulation of pH on mite (Acari) populations of coniferous forest soil. Rev. Ecol. Biol. Sol 23: 271-286.
- /300/ KRATZ, W. (1994a): Ökotoxikologische Bioindikation: Schwermetallkonzentrationen (Pb, Cd, Cu, Zn) in Lumbriciden aus dem Monitoringprogramm Naturhaushalt Berlin und Umland. Z. Angew. Zool. 80: 391-413.
- /301/ KRATZ, W. (1994b): Der Köderstreifen-Test - Ein Schnelltest zur Bestimmung der bodenbiologischen Aktivität von Waldkalkungen. Braunschw. naturkd. Schr. 4: 659-664.
- /302/ KRATZ, W. & THIELEMANN, U. (1994): Zum Bestand der Lumbricidenfauna auf den ehemaligen Rieselfeldern in Berlin-Buch nach Einstellung der Abwasserverrieselung. Z. Angew. Zool. 80: 415-423.
- /303/ KRATZMANN, M., LUDWIG, M., BLASZAK, C. & ALBERTI, G. (1993): Mikroarthropoden: Reaktionen auf Bodenversauerung, Kompensationskalkungen und Schwermetalle. In: EHRNSBERGER, R. (Hrsg.): Bodenmesofauna und Naturschutz. Inf. Natursch. Landschaftspfl. 6: 94-110; G. Runge, Cloppenburg.
- /304/ KRAUSE, R. (1974): Die Laufkäfer der Sächsischen Schweiz, ihre Phänologie, Ökologie und Vergesellschaftung I. (Coleoptera, Cicindelidae, Carabidae). Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden 5: 73-179.
- /305/ KRISPER, G. (1984): Wiederbeschreibung und Verbreitungsanalyse der bodenbewohnenden Milbe *Zetorchestes falzonii* COGGI (Acari, Oribatei). Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, 114: 331-350.
- /306/ KRIVOLUTSKY, D.A. (1987): Earthworms as bioindicators of increased radioactivity. In: PAGLIAI, A.M. & OMODEO, P. (eds.): On earthworms. Proc. Intern. Symp. on Earthworms, Bologna, April 1985: 401-408.
- /307/ KRÜGER, W. (1952): Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Tierwelt der Felder. Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau 95: 261-302.
- /308/ KRZYSZTOFIK, L. (1991): The effect of habitat pollution with heavy metals on ant populations and ant-hill soil. Ekologia Polska 39: 181-202.
- /309/ KÜCHLER, A.W. & ZONNEVELD, I.S. (1988): Vegetation mapping. Kluwer Academic Publ., Dordrecht, Boston, London. 635 pp.
- /310/ KÜHLE, J.C. (1986): Modelluntersuchungen zur strukturellen und ökotoxikologischen Belastung von Regenwürmern in Weinbergen Mitteleuropas (Oligochaeta: Lumbricidae). Dissertation Universität Bonn, 390 S.
- /311/ KUNST, M. (1963): *Nellacarus septentrionalis* sp. n., eine neue Hornmilbenart aus der Tschechoslowakei (Acariformes: Oribatei). Acta soc. zool. Bohemoslov., 27: 295-297.
- /312/ KURCEVA, G.F. (1964): Wirbellose Tiere als Faktor der Zersetzung von Waldstreu. Pedobiologia 4: 7-30.
- /313/ KUTTER, H. (1977): Insecta Helvetica Fauna 6. Hymenoptera, Formicidae. Zürich, 298 S.
- /314/ LAMPARSKI, F. (1988): Bodenfauna und synökologische Parameter als Indikatoren für Standortseigenschaften. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Heft 22, 228 S.
- /315/ LANG, W. (1993): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Käferfauna von 31 Wald-dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg aus dem Jahr 1993. Ökol. Gutachten, Grafik u. Illustration, W. Lang, D-71334 Waiblingen.
- /316/ LARDIER, P.A. & SCHIAVON, M. (1989): Toxicity of Carbofuran and synergy with Atrazine in insects and worms. Agronomie (Paris) 9: 559-564.

- /317/ LARINK, O., HEISLER, C., SÖCHTIG, W., LÜBBEN, B. & WICKENBROCK, L. (1994): Auswirkungen von Bodenverdichtungen auf die Meso- und Makrofauna. *Landbauforschung Völkenrode* 147: 129-147.
- /318/ LAUTERBACH, A.W. (1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. *Abh. Landesmus. Naturk. Münster*, 26 (4).
- /319/ LEBRUN, P. (1977): Incidences ecologiques des pesticides sur la faune du sol. *Pedologie* 27: 67-91.
- /320/ LEE, K.E. (1985): *Earthworms: Their ecology and relationships with soils and land use*. Sydney, Australia: Academic Press. 411 S.
- /321/ LEE, K.E. (1995): Earthworms and Sustainable Land Use. In: HENDRIX, P.F. (ed.). *Earthworm Ecology and Biogeography in North America*. Lewis Publ., Boca Raton, 215-234.
- /322/ LEWIS, J.G.E. (1980): *The Biology of Centipedes*. Cambridge Univ. Press, 476 S.
- /323/ LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1986): Immissionsökologisches Wirkungskataster. Jahresbericht 1985. Karlsruhe 281 S.
- /324/ LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1990): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1989. Karlsruhe 198 S.
- /325/ LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1993): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1990/91. Karlsruhe 144 S.
- /326/ LINDLOFF, A. (1993): Veränderungen im mikrobiell gebundenen Stickstoff einer Löß-Parabraunerde während der Sommermonate. *Mitt. Deut. Bodenkundl. Ges.* 72: 587-588.
- /327/ LIONS, J.C. (1976): Application du concept de la diversité spécifique à la dynamique de trois populations d'Oribates (acarions) de la forêt de la Sainte-Baume (Var). *Æ Ecologia Mediterranea*, 1:165-192.
- /328/ LOFS-HOLMIN, A. (1986): Occurrence of Eleven Earthworm Species (Lumbricidae) in Permanent Pastures in relation to Soil-pH. *Swedish J. agric. Res.* 16: 161-165.
- /329/ LOHM, U., LUNDKVIST, H., PERSSON, T. & WIREN, A. (1977): Effects of nitrogen fertilization on the abundance of enchytraeids and microarthropods in Scots pine forests. *Studia forestalia Suecia* 140: 5-23.
- /330/ LÜBBEN, B. & GLOCKEMANN, B. (1993): Untersuchungen zum Einfluß von Klärschlamm und Schwermetallen auf Collembolen und Gamasiden im Ackerboden. In EHRNSBERGER, R. (Hrsg.): *Bodenmesofauna und Naturschutz*. Inf. Natursch. Landschaftspfl. 6: 261-279.
- /331/ LUFF, M.L., EYRE, M.D. & RUSHTON, S.P. (1989): Classification and ordination of habitats of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in north-east England. *J. Biogeogr.* 16: 121-130.
- /332/ LUNDKVIST, H. (1983): Effects of clear-cutting on the enchytraeids in a Scots Pine forest soil in central Sweden. *J. Appl. Ecol.* 20: 873-886.
- /333/ LUXTON, M. (1967): The ecology of salt marsh Acarina. *J. Anim. Ecol.* 36: 257-277.
- /334/ LUXTON, M. (1972): Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil I. Nutritional biology. *Pedobiologia* 12: 434-463.
- /335/ LUXTON, M. (1975): Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. II. biomass, calorimetry, and respirometry. *Pedobiologia* 15: 161-200
- /336/ LUXTON, M. (1981): Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil IV. Developmental biology. *Pedobiologia* 21: 312-340.
- /337/ LUXTON, M. (1982): The biology of mites from beech woodland soil. *Pedobiologia* 23: 1-8.

- /338/ MACFADYEN, A. (1963): The Contribution of the Microfauna to total Soil Metabolism. In: DOEKSEN, J. & VAN DER DRIFT, J. (eds.): Soil Organisms: 3-17; North-Holland, Amsterdam.
- /339/ MADEJ, G. (1990): Zasielanie zwalowisk kopalnictwa weglowego przez roztocze z rzedu Mesostigmata (Arachnida, Acari). II. Zmiany struktury zgrupowan Mesostigmata w zaleznosci od wieku i wyso-
kosci zwalu. Acat Biol. Siles. 16: 69-85.
- /340/ MADEJ, G. & BLASZAK, C. (1993): Untersuchungen über die Sukzession der Mesostigmata-Fauna (Acarina) auf verschieden alten Brachfeldern mit Galmei- und Bleiglanzabraum im Bergbau. In: EHRNSBERGER, R. (Hrsg.): Bodenmesofauna und Naturschutz. Inf. Natursch. Landschaftspf. 6: 397-400.
- /341/ MADGE, D.S. (1965): A study of the arthropod fauna of four contrasting environments. Pedobiologia 5: 289-303.
- /342/ MADGE, D.S. (1969): Field and laboratory studies on the activities of two species of tropical earthworms. Pedobiologia 9: 188-214.
- /343/ MAHUNKA, S. (1977): Neue und interessante Milben aus dem Genfer Museum XXX. Weitere Beitrage zur Kenntnis der Oribatiden-Fauna Griechenlands (Acari: Oribatida). Revue suisse zool., 84: 905-916.
- /344/ MARTIN, D. (1991): Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida: Araneae). I. Charakteristik der Habitausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. Arachnol. Mitt. 1: 1-14.
- /345/ MATHER, J.G. & CHRISTENSEN, O.M. (1994): Earthworms as Bioindicators of Side-effects of Fungicides. Bekämpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 7, 135 S.
- /346/ MATHES, K., WEIDEMANN, G. & BECK, L. (1991): Zur Wirkung von Chemikalien auf Ökosysteme: Indikatoren zur Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen. Forschungszentrum Jülich GmbH, 126 S.
- /347/ MAYER, S. & WILKE, B.-M. (1995): Rhizobien als Bioindikatoren. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 76: 665-668.
- /348/ MAZUR, S.S. (1983): Mrowki borow sosnowych Polski. Rozpr. Nauk. Monogr., Wydawn. SGGW-AR, Warszawa, 71 S.
- /349/ MELLIN, A. (1988): Untersuchungen zur Autökologie und Funktion von Enchytraeiden, Tubificiden und Aeolosomatiden (Annelida, Oligochaeta) im Ökosystem Kalkbuchenwald. Diss. Univ. Göttingen, 297 S.
- /350/ MINGUEZ MARTINEZ, M.E. (1981): Estudio taxocoenotico de los Oribatidos (Acarida, Oribatida) de El Pardo. Dissertation Univ. Madrid. 281 S.
- /351/ MITTMANN, H.-W. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden: Die Milben. Verh. Ges. Ökol. 17: 109-115.
- /352/ MOODY, S.A., BRIONES, M.J.I., PEARCE, T.G. & DIGHTON, J. (1995): Selective consumption of decomposing wheat straw by earthworms. Soil Biol. Biochem. 27: 1209-1213.
- /353/ MOORMANN, H. (1994): Die Gamasinenfauna (Acari, Mesostigmata) im Feuchtgrünland unter Einfluß periodischer Überschwemmungen und unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung. Diplomarbeit, Universität Bremen: 78 S.
- /354/ MORGAN, E. & KNACKER, T. (1994): The role of laboratory terrestrial model ecosystems in the testing of potentially harmful substances. Ecotoxicology 3: 213-233.
- /355/ MORITZ, M. (1963): Die Oribatidengemeinschaften (Acari: Oribatei) norddeutscher Laubwaldböden, unter besonderer Berücksichtigung der die Verteilung regelnden Milieubedingungen. Pedobiologia 3: 142-243.

- /356/ MORITZ, M. (1965): Untersuchungen ueber den Einfluss von Kahlschlagmassnahmen auf die Zusammensetzung von Hornmilbengemeinschaften (Acari: Oribatei) norddeutscher Laub- und Kiefern-mischwälder. *Pedobiologia* 5: 65-101.
- /357/ MORRISS, H. (1922): On a method of separating insects and other arthropods from soil. *Bull. Ent. Res.* 13: 197-200.
- /358/ MÜLLER, B.R. (1993): Zur Reaktion der Mikroarthropodenfauna auf Düngemaßnahmen (Kalk-, Baumhäckselkompost- und Hausmüllkompostgaben). Diss. Univ. Ulm, 88 S.
- /359/MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. *Pedobiologia* 33: 145-153.
- /360/ NEUHAUSER, E.F. & HARTENSTEIN, R. (1978): Phenolic content and palatability of leaves and wood to soil isopods and diplopods. *Pedobiologia*, 18: 99-109.
- /361/ NIEDBALA, W., BLOSZYK, J., KALISZEWSKI, M., KAZMIERSKI, A. & OLSZANOWSKI, Z. (1990): Structure of soil mite (Acari) communities in urban green of Warsaw. *Fragm. Faun. (Warsaw)* 33: 21-44.
- /362/ N.N. (1994): Bodenbiologie und Schadstoffe - Ableitung von Bodenwerten. Workshop-Dokument, Umweltbundesamt (Berlin).
- /363/ NORDSTRÖM, S. & RUNDGREN, S. (1973): Associations of lumbricids in Southern Sweden. *Pedobiologia* 13: 301-326.
- /364/ NORDSTRÖM, S. & RUNDGREN, S. (1974): Environmental factors and lumbricid associations in southern Sweden. *Pedobiologia* 14: 1-27.
- /365/ NOTENBOOM, J. & POSTHUMA, L. (1994): Validatie Toxiciteitsgegevens en Risikogrenzen Bodem: Voortgangsrapportage 1993: RIVM-Rapportnr. 719102029, 70 S.
- /366/ OCIO, J.A., MARTINEZ, J. BROOKES, P.C. (1991): Contribution of straw-derived N to total microbial biomass N following incorporation of cereal straw to soil. *Soil Biol. Biochem.* 23: 655-659.
- /367/ O'CONNOR, F.B. (1955): Extraction of enchytraeid worms from a coniferous forest soil. *Nature* 175: 815-816.
- /368/ O'CONNOR, F.B. (1971): The enchytraeids. In: *IBP-Handbook 18*. PHILLIPSON, J. (ed.), Oxford, 83-106.
- /369/ OECD (Organisation for Economic Development) (1984): OECD-Guideline for Testing of Chemicals No. 207. Earthworm Acute Toxicity Test. Paris.
- /370/ OTHONEN, R. (1994): Accumulation of organic matter along a pollution gradient: Application of Odum's theory of ecosystem energetics. *Microb. Ecol.* 27: 43-55.
- /371/ PAARMANN, W. (1966): Vergleichende Untersuchungen über die Bindung zweier Carabidenarten (*P. angustatus* und *P. oblongopunctatus*) an ihre verschiedenen Lebensräume. *Z. wiss. Zool.* 174: 85-176.
- /372/ PAOLI, G. (1908): Monografia del genere *Damaeosoma*. *Redia*, 5: 31-91.
- /373/ PAUER, R. (1975): Zur Ausbreitung der Carabiden in der Agrarlandschaft unter besonderer Berücksichtigung der Grenzbereiche verschiedener Faktoren. *Z. angew. Zool.* 62: 457-489.
- /374/ PAUL, E.A. & CLARK, F.E. (1989): *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, Inc., New York.
- /375/ PEDROLI-CHRISTEN, A. (1993): Faunistik der Tausendfüßler der Schweiz (Diplopoda). *Documenta Faunistica Helvetiae* 14, Centre suisse de cartographie de la faune.

- /376/ PERSSON, T. & LOHM, U. (1977): Energetical significance of the annelids and arthropods in a Swedish grassland soil. *Ecol. Bull.* 23: 1-211.
- /377/ PERSSON, T., BAATH, E., CLARHOLM, M., LUNDKVIST, H., SONDERSTÖM, B.E. & SOHLENIUS, B. (1980): Trophic structure, biomass dynamic, and carbon metabolism of soil organisms in a Scots Pine forest. *Ecol. Bull.* 32: 419-459.
- /378/ PETAL, J. (1976): The effect of mineral fertilisation on ant populations in meadows. *Polish Ecological Studies* 2: 209-218.
- /379/ PETAL, J. (1978a): Adaptation of ants to industrial pollution. *Memorabilia Zool.* 29: 99-108.
- /380/ PETAL, J. (1978b): The role of ants in ecosystems. In: BRIAN, M.V. (ed.): *Production ecology of ants and termites*. Cambridge University Press, Cambridge: 293-325.
- /381/ PETAL, J. (1980): The effect of industrial pollution of Silesia on populations of ants. *Pol. ecol. Stud.* 6: 665-672.
- /382/ PETAL, J., JAKUBCZYK, H., CHMIELEWSKI, K. & TATUR, A. (1975): Response of ants to environment pollution. In: VANEK, J. (ed.): *Progress in soil zoology*. Academia, Prague: 363-373.
- /383/ PETERSEN, H. (1982): A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. 4. Structure and size of soil animal populations. *Oikos* 39: 306-329.
- /384/ PETERSEN, H. & LUXTON, M. (1982): A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos* 39: 287-388.
- /385/ PETRUSEWICZ, K. & MACFADYEN, A. (1970): *Productivity of Terrestrial Animals. Principles and Methods*. IBP Handbook No. 13, Blackwell Scient. Publ., Oxford.
- /386/ PHILLIPSON, J., ABEL, R., STEEL, J. & WOODDELL, S.R.J. (1976): Earthworms and the factors governing their distribution in an English beechwood. *Pedobiologia* 16: 258-285.
- /387/ PHILLIPSON, J., ABEL, R., STEEL, J. & WOODDELL, S.R.J. (1978): Earthworm numbers, biomass and respiratory metabolism in a beech woodland - Wytham Woods, Oxford. *Oecologia (Berlin)* 33: 291-309.
- /388/ PHILLIPSON, J. & MEYER, E. (1984): Diplopod numbers and distribution in a British beechwood. *Pedobiologia* 26: 83-94.
- /389/ PIEARCE, T.G. (1982): Recovery of earthworm populations following salt-water flooding. *Pedobiologia* 24: 91-100.
- /390/ PIEARCE, T.G. (1984): Earthworm populations in soils disturbed by trampling. *Biol. Cons.* 29: 241-252.
- /391/ PIETIKÄINEN, J. & FRITZE, H. (1995): Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: Comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biol. Biochem.* 27: 101-109.
- /392/ PIFFL, E. (1961): Zur Oribatidenfauna des Leopoldsberges von Wien. *Ann. Natur. Mus. Wien*, 164-172.
- /393/ PIRHONEN, R. & HUHTA, V. (1984): Petroleum fractions in soil: Effects on populations of Nematoda, Enchytraeidae and Microarthropoda. *Soil Biol. Biochem.* 16: 347-350.
- /394/ PISARSKI, B. & CZECHOWSKI, W. (1991): Ant communities (Hymenoptera, Formicoidea) of moist and wet deciduous forests of Central Europe. *Fragmenta Faunistica* 35: 167-172.
- /395/ PONGE, J.F. & DELHAYE, L. (1995): The heterogeneity of humus profiles and earthworm communities in a virgin beech forest. *Biol. Fert. Soils* 20: 24-32.

- /396/ POPOVICI, I., STAN, G., STEFAN, V., TOMESCU, R., DUMEA, A., TARTA, A. & DAN, F. (1977): The influence of Atrazine on soil fauna. *Pedobiobiologia* 17: 209-215.
- /397/ POPP, E. (1970): Effects of Dieldrin (HEOD) on a moss mite *Hermannia convexa* C.L. Koch (Acari: Oribatei). *Z. angew. Ent.* 65: 117-130
- /398/ POSER, G. (1991): Die Hundertfüßer (Myriapoda, Chilopoda) eines Kalkbuchenwaldes: Population-ökologie, Nahrungsbiologie und Gemeinschaftsstruktur. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 71*, 211 S.
- /399/ POSER, T. (1988): Chilopoden als Prädatoren in einem Laubwald. *Pedobiologia* 31: 261-281.
- /400/ POSPISCHIL, R. (1981): Die Entwicklung der Käferfauna des Naturschutzgebietes "Im Hölken" von 1958 bis 1977 und die Bedeutung einiger Käferarten als Bioindikatoren. *JBer. naturwiss. Ver. Wuppertal* 34: 78-91.
- /401/ PROSI, F. & BACK, H. (1985): Indicator cells for heavy metal uptake and distribution in organs from selected invertebrate animals. In: LEKKAS T.D. (ed.): *Heavy metals in the environment. International conference.* Athen: 242-244.
- /402/ RABELER, W. (1962): Die Tiergesellschaften von Laubwäldern (Querco-Fagetea) im oberen und mittleren Wesergebiet. *Mittl. flor.-soz. Arbeitsgem.* 9: 200-229.
- /403/ RABELER, W. (1969): Zur Kenntnis der nordwestdeutschen Eichen-Birkenwaldfauna. *Schr.-Reihe f. Vegetationskunde* 4: 131-154.
- /404/ RAQUÉ, K-F. (1989): Faunistik und Ökologie der Ameisenarten Baden-Württembergs. Ein Beitrag zum Artenschutzprogramm und zur Erstellung einer vorläufigen Roten Liste. *Diss. Heidelberg*, 193 S.
- /405/ RAW, F. (1960): Earthworm population studies: A comparison of sampling methods. *Nature (London)* 187: 257.
- /406/ READ, H. & MARTIN, M.H. (1990): A study of myriapod communities in woodlands contaminated with heavy metals. - In: MINELLI, A. (ed.): *Proceedings 7th International Congress of Myriapodology.* E.J.Brill, Leiden: 289-298.
- /407/ REICHLE, D. E. (1977): The role of soil invertebrates of nutrient cycling. *Ecol. Bull.* 25: 145-156.
- /408/ REICHLE, D.E., AUSMUS, B.S. & MCBRAYER, J.F. (1977): Appendix to: REICHLE, D.E.: The role of soil invertebrates in nutrient cycling. *Ecol. Bull.* 25: 145-156.
- /409/ REMUS, A. (1969): Wirkungen der Lößumlagerungen im Naßverfahren auf die Bodenfauna und die Entwicklung der Bodentiergemeinschaft im aufgeländeten Löß(roh)boden. *Z. Acker- und Pflanzenbau* 129: 206-224.
- /410/ RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. *Kilda-Verlag, Bonn-Bad Godesberg.*
- /411/ RIEGER, M. (1995): Laufkäfergesellschaften im Hardtwald nördlich von Karlsruhe (Coleoptera, Carabidae). *Zulassungsarb. 1. Staatsexamen, Uni. Karlsruhe.*
- /412/ RIHA, G. (1951): Zur Ökologie der Oribatiden in Kalksteinböden. *Zool. Jb. Syst.* 80: 407-450.
- /413/ RINK, U. (1990): Struktur und Phänologie der Fauna von Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) in immissionsbelasteten Kiefernbeständen des Berliner Grunewaldes. *Zool. Beitr., N. F.* 33: 265-294.
- /414/ RIPPLINGER, E. & ALBERTI, G. (1993): Die Isopoden- und Diplopodenpopulationen unterschiedlich bewirtschafteter Auwaldstandorte der Rastatter Rheinaue. In: EHRNSBERGER, R. (Hrg.): *Bodenmesofauna und Naturschutz.* Runge, Cloppenburg. 111-124.
- /415/ ROBERTS, H. (1957): An ecological survey of the arthropods of a mixed beech-oak woodland with particular reference to the Lithobiidae. *Ph-D. thesis, University of Southampton.*

- /416/ ROCKETT, C.L. & WOODRING, J.P. (1966): Oribatid Mites as Predators of Soil Nematodes. *Ann. Entomol. Soc. Am.* 59: 669-671.
- /417/ RÖGENER, J. & PFAU, J. (1994): Untersuchungen zur Ameisenfauna (Hym., Formicidae) eines Kalkmagerrasen-Gehölz-Komplexes des Halbesberges bei Witzenhausen (Werra-Meißner-Kreis). *Braunschw. naturkundl. Schr.* 4: 553-574.
- /418/ RÖMBKE, J. (1985): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 6. Die Regenwürmer. *Carolinea* 43: 93-104.
- /419/ RÖMBKE, J. (1989): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 12. Die Enchytraeen. *Carolinea* 47: 55-92.
- /420/ RÖMBKE, J. (1991a): Estimates of the Enchytraeidae (Oligochaeta, Annelida) contribution to energy flow in the soil system of an acid beech wood forest. *Biol. Fert. Soils* 11: 255-260.
- /421/ RÖMBKE, J. (1991b): Entwicklung eines Reproduktionstests an Bodenorganismen - Enchytraeen. Bericht im Auftrag des Umweltbundesamts, F+E-Vorhaben Nr. 106 03 051/01, Battelle Institut Frankfurt.
- /422/ RÖMBKE, J. (1995): Enchytraeen (Oligochaeta) als Bioindikator. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* 7: 246-249.
- /423/ RÖMBKE, J. (1996): Protocol: Preparation of an International Ringtest for the Validation of the Acute/Prolonged Enchytraeid Laboratory Test. Im Auftrag des Umweltbundesamts; ECT GmbH, 45 S.
- /424/ RÖMBKE, J. & KREYSCH, H. (1988): Halbautomatische Bildauswertung zur Erfassung biometrischer Kenndaten von Enchytraeen (Oligochaeta). *Pedobiologia* 32: 267-271.
- /425/ RÖMBKE, J. & KNACKER, T. (1989): Aquatic toxicity test for enchytraeids. *Hydrobiologia* 180: 235-242.
- /426/ RÖMBKE, J., KNACKER, T., FÖRSTER, B. & MARCINKOWSKI, A. (1994a): Comparisons of effects of two pesticides on soil organisms in laboratory tests, microcosms and in the field. In: DONKER, M. et al. (eds.). *Ecotoxicology of Soil Pollution*. Lewis Publ., Boca Raton. 229-240.
- /427/ RÖMBKE, J., BECK, L., FÖRSTER, B., SCHEURIG, M. & HORAK, F. (1994b): Bericht zur Literaturstudie: Bodenfauna und Umwelt. Bericht der ECT GmbH für die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Karlsruhe). 2 Bände, 423 S.
- /428/ RÖMBKE, J., BAUER, C. & MARSCHNER, A. (1996): Entwicklung einer Teststrategie zur Bewertung des Umweltgefährlichkeitspotentials von Chemikalien im Boden. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* 8: 158-166.
- /429/ ROSENBERG, J. (1985): Untersuchungen zur feinstrukturellen Organisation und Funktion der Coxalorgane und Analorgane bei Chilopoda. *Bijdr. Dierkunde* 55: 181-189.
- /430/ ROSENBERG, J. (1990): Untersuchungen zur funktionellen Morphologie der Analorgane von Geophilidae (Geophilomorpha). In: MINELLI A (Hrg.): *Proceedings of the 7th International Congress of Myriapodology*. Leiden: Brill S. 115-123.
- /431/ ROTH, M. (1985): Die Coleopteren im Ökosystem "Fichtenforst". 1. Ökologische Untersuchungen. *Zool. Beitr. N.F.* 29: 227-294.
- /432/ ROTH, M. & FUNKE, W. (1993): Auswirkungen von Stoffeinträgen auf Tiergesellschaften von Wäldern. *Forstw. Cbl.* 112: 75-88.
- /433/ ROTH, M., FUNKE, W., GÜNL, W. & STRAUB, S. (1983): Die Käfergesellschaften mitteleuropäischer Wälder. *Verh. Ges. Ökol.* 10: 35-50.
- /434/ ROTH-HOLZAPFEL, M. (1991): Elementaranalytische Untersuchungen an Anneliden und Arthropoden eines Fichtenbestandes. *Forsch.-Ber. KfK - PEF* 86: 1-136.

- /435/ ROTHERT, H., BRASSE, D. & BODE, E. (1990): Abwägungs- und Entscheidungsprozesse bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln im Hinblick auf die terrestrische Fauna. *Ges. Pflanzen* 42: 29-33.
- /436/ ROZEN, A. (1982): The annual cycle in populations of earthworms (Lumbricidae, Oligochaeta) in three types of oak-hornbeam of the Niepolomicka Forest. I. Species composition, dominance, frequency and associations. *Pedobiologia* 23: 199-208.
- /437/ RUDGE, M.R. (1968): The food of the common shrew *Sorex araneus* in Britain. *J. Anim. Ecol.* 37: 365-542.
- /438/ RUF, A. (1994): Ein Beitrag zur Bodenfauna der Elbaue: Raubmilben (Gamasina) des mittleren Elbaltals. Poster auf dem Treffen der AG Biozoologie innerhalb der GfÖ in Osnabrück, Mai 1994.
- /439/ RUF, A. (1996): Fortpflanzungsbiologie von Raubmilben (Mesostigmata: Gamasina) und Charakterisierung von Böden. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* (im Druck).
- /440/ RUF, A. & RÖMBKE, J. (im Druck): Erste Ergebnisse aus einer Untersuchung zur Wirkung von Dimilin und Btk auf Bodenfauna und Streuabbau. *Mitt. BBA, Berlin Dahlem* (im Druck).
- /441/ SAG (Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlagen Bodenschutz der Bund-Länder-Umweltministerkonferenz) (1993): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. & HARREß, H-M. (eds.); Erich Schmidt Verl., Berlin. Nr. 9401, 13 Lfg., 50 S.
- /442/ SALONIUS, P.O. (1989): Respiration rates in forest soil organic horizon materials treated with simulated acid rain. *Can. J. For. Res.* 20: 910-913.
- /443/ SALT, G. & HOLLICK, F.S.J. (1944): Studies of wireworm populations. 1. A census of wireworms in pasture. *Ann. appl. Biol.* 31: 53-64.
- /444/ SANTRUCKOVA, H. (1992): Microbial Biomass, Activity and Soil Respiration in Relation to Secondary Succession. *Pedobiologia* 36: 341-350.
- /445/ SARKAR, S. (1990): Studies on the microarthropod community in one undisturbed habitat of Tipura (India) with special reference to oribatid mites. *Rev. Ecol. Biol. Sol* 27: 307-329.
- /446/ SATCHELL, J.E. (1955): Some aspects of earthworm ecology. In: McE. KEVAN, D.K. (ed.): *Soil zoology*, Butterworth, London: 180-201
- /447/ SATCHELL, J.E. (1983a). *Earthworm Ecology: From Darwin to Vermiculture*. London: Chapman & Hall. 495 S.
- /448/ SATCHELL, J.E. (1983b): Earthworm ecology in forest soils. In: SATCHELL, J.E. (ed.): *Earthworm Ecology: From Darwin to Vermiculture*. 495 S. London: Chapman & Hall S. 161-170.
- /449/ SAUERLANDT, W. & MARZUSCH-TRAPPMANN, M. (1959): Der Einfluss der organischen Düngung auf die Besiedlungsdichte der Enchytraeiden im Ackerboden. *Z. Pflanzenern. Bodenkd.* 86: 250-257.
- /450/ SCHÄFER, K. & CAMPINO, I. (1982): Zoologische Untersuchungen an Ökosystemen verschiedener Nutzungsintensität. I. Regenwürmer und Enchytraeen. In: TÜXEN, R. (ed.) *Vegetation und Fauna*. *Ber. Int. Symp. Ver. Vegetationskunde*, 63-73.
- /451/ SCHAEFER, M. & HAAS, L. (1979): Untersuchungen zum Einfluß der Mahd auf die Arthropodenfauna einer Bergwiese. *Drosera* 79: 17-40.
- /452/ SCHAEFER, M. (1983): Räuberische Arthropoden in der Streuschicht eines Kalkbuchenwaldes: Biomasse, Energiebilanz, "Feinddruck" und Aufteilung der Ressourcen. *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 1983, 206, Stuttgart: G. Fischer.
- /453/ SCHAEFER, M. (1990): The soil fauna of a beech forest on limestone: trophic structure and energy budget. *Oecologia* 82: 128-136.

- /454/ SCHAEFER, M. & SCHAUERMANN, J. (1990): The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. *Pedobiologia* 34: 299-314.
- /455/ SCHAEFER, M. & TISCHLER, W. (1983): *Ökologie. Wörterbücher der Biologie*. 2. Aufl. G. Fischer Verlag, Stuttgart. UTB 430, 354 S.
- /4567 SCHALLNASS, H.J., RÖMBKE, J. & BECK, L. (1992): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 15. Die Doppelfüßer (Diplopoda). *Carolinea* 50: 145-170.
- /457/ SCHATZ, H. (1979): Phaenologie und Zoenotik der Oribatiden (Acari). In: JANATSCHEK, H. (Hrsg.): *Oekologische Untersuchungen an Wirbellosen des zentralalpiner Hochgebirges (Obergrugl. Tirol)*. Veroeff. Univ. Innsbruck, 117: 15-121.
- /458/ SCHATZMANN E. (1990): Weighting of habitat types for estimation of niche overlap - application to a collection of Swiss centipedes. In: MINELLI, A. (ed.): *Proceedings of the 7th International Congress of Myriapodology*, Leiden, New York: E.J.Brill: 299-310.
- /459/ SCHEELE, B. & VERFONDERN, M. (Hrsg.) (1988): Auffindung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen. *Endberichte der geförderten Vorhaben. Jül-Spez.* 439: 907 S.
- /460/ SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1984): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke Verlag, Stuttgart. 442 S.
- /461/ SCHEU, S. (1990): Die saprophage Makrofauna (Diplopoda, Isopoda und Lumbricidae) in Lebensräumen auf Kalkgestein: Sukzession und Stoffumsatz. 302 S.; *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 57*; Göttingen.
- /462/ SCHEURIG, M., HOHNER, W., WEICK, D. & BRECHTEL, F. (1996): Laufkäferzönosen in Wäldern - Charakterisierung, Beurteilung und Bewertung von Standorten. *Carolinea* (in Vorb.).
- /463/ SCHIMITSCHEK, E. (1938): Einfluß der Umwelt auf die Wohndichte der Milben und Collembolen im Boden. *Z. angew. Ent.* 24: 216-247.
- /464/ SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, E. & MARGESIN, R. (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer-Verlag, Berlin. 389 S.
- /465/ SCHMID, G. (1966): "Myriopoda" - Tausendfüßer. In: *Der Spitzberg bei Tübingen. Natur- u. Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ.* 3: 1004-1008; Ludwigsburg.
- /466/ SCHMID, G. (1985): Untersuchungen zur Strukturökologie und Bioindikation von Ameisensynusien (Hymenoptera, Formicidae) in Ökotopmosaikern unterschiedlichen Natürlichkeitsgrades am Beispiel des Weinbaugebietes Thüngersheim (Unterfranken). *Diss. Würzburg*, 280 S.
- /467/ SCHÖNBORN, W. & DUMPERT, K. (1990): Effects of Pentachlorophenol and 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid on the microflora of the soil in a beech wood. *Biol. Fertil. Soils* 9: 292-300.
- /468/ SCHULTE, G. (1975): Zur Nahrungsbiologie der terrestrischen und marinen Milbenfamilie Ameronothridae (Acari, Oribatei). *Pedobiologia*, 16: 332-352.
- /469/ SCHULTE, W., FRÜND, H.C., GRAEFE, U., SÖNTGEN, M., RUSZKOWSKI, B., VOGGENREITER, V. & WERITZ, N. (1989): Zur Biologie städtischer Böden - Beispielraum Bonn-Bad Godesberg. *Schriftenr. f. Natursch. u. Landschaftspflege* 33; Kilda, Greven.
- /470/ SCHULZ, E. (1991): Die Milbenfauna (Acari: Mesostigmata und Cryptostigmata) in Lebensräumen auf Kalkgestein: Populationsökologie, Sukzession und Beziehungen zum Lebensraum. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 79*: 245 S.
- /471/ SCHULZ, A. (1995): Die Bedeutung von Ameisen (Formicidae) in der Naturschutzplanung. *Linzer biol. Beitr.* 27: 1089-1097.

- /472/ SCHUSTER, H. (1956): Der Anteil der Oribatiden an den Zersetzungsvorgängen im Boden. Z. Morph. Ökol. Tiere 45: 1-33.
- /473/ SCHUSTER, R. (1959): Ökologisch-faunistische Untersuchungen an bodenbewohnenden Kleinarthropoden (speziell Oribatiden) des Salzlachengebietes im Seewinkel. Aus den Sitzungsber. Österr. Akad. Wissenschaften, Mathem.-naturw. Kl., Abt I, 168: 27-78.
- /474/ SCHUSTER, R. (1960): Über die Ökologie und Verbreitung von Bodenmilben (Oribatei) am Alpen-Ostrand, insbesondere in der Steiermark. Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 90: 132-149.
- /475/ SCHWAN, B. (1995): Eine Holhlweg-Baumhecke als Korridorbiotop für Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). Diplomarb., Uni. Karlsruhe.
- /476/ SEIFERT, B. (1986): Vergleichende Untersuchungen zur Habitatwahl von Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) im mittleren und südlichen Teil der DDR. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 59: 1-124.
- /477/ SEIFERT, B. (1988a): A revision of the European species of the ant subgenus *Chthonolasius*. Entomol. Abh. Mus. Tierkd. Dresden 51: 143-180.
- /478/ SEIFERT, B. (1988b): A taxonomic revision of the *Myrmica* species of Europe, Asia minor and Caucasia. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 62: 1-75.
- /479/ SEIFERT, B. (1989): *Camponotus herculeanus* (Linné, 1758) und *Camponotus ligniperda* (Latr., 1802) - Determination der weiblichen Kasten, Verbreitung und Habitatwahl in Mitteleuropa. Entomol. Nachr. Ber. 33: 127-133.
- /480/ SEIFERT, B. (1990a): Supplementation to the revision of the European species of the ant subgenus *Chthonolasius* Ruzsky, 1913 (Hymenoptera: Formicidae). Dorian, Genova 6: 1-13.
- /481/ SEIFERT, B. (1990b): Wie wissenschaftlich wertlose Fangzahlen entstehen - Auswirkungen artspezifischen Verhaltens von Ameisen an Barberfallen direkt beobachtet. Ent. Nachr. u. Ber. 34: 21-27.
- /482/ SEIFERT, B. (1991): *Lasius platythorax* n. sp., a widespread sibling species of *Lasius niger* (Hymenoptera: Formicidae). Entomol. Gener. 16: 69-81.
- /483/ SEIFERT, B. (1992): A taxonomic revision of the Palaearctic members of the ant subgenus *Lasius* s. str. (Hymenoptera: Formicidae). Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 66: 1-67.
- /484/ SEIFERT, B. (1993): Die freilebenden Ameisenarten Deutschlands (Hymenoptera: Formicidae) und Angaben zu deren Taxonomie und Verbreitung. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 67: 1-44.
- /485/ SENICZAK, S., KACZMAREK, S. & KLIMEK, A. (1994): The mites (Acari) of an old Scots pine forest polluted by a nitrogen fertilizer factory at Wloclawek (Poland). III.: moss/soil fauna. Zool. Beitr. N.F., 36: 11-28.
- /486/ SIEDENTOP, S. (1993): Entwicklung eines Streuabbautests zur Prüfung von Pflanzenschutzmittelauswirkungen auf die Bodenmesofauna. Diss. Uni. Braunschweig. 114 S.
- /487/ SIEPEL, H. & VAN DE BUND, C.F. (1988): The influence of management practises on the microarthropod community of grassland. Pedobiologia 31: 339-354.
- /488/ SINNIGE, N., TAMIS, W. & KLIJN, F. (1992): Indeling van Bodemfauna in ecologische Soortgroepen. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden Report No. 80.
- /489/ SJÖGREN, M., AUGUSTSSON, A. & RUNDGREN, S. (1995): Dispersal and fragmentation of the enchytraeid *Cognettia sphagnetorum* in metal polluted soil. Pedobiologia 39: 207-218.
- /490/ SNIDER, R. (1984): Diplopoda as food for Coleoptera. Laboratory experiments. Pedobiologia 26: 197-204.

- /491/ SPELDA, J. (1991): Zur Faunistik und Systematik der Tausendfüßler (Myriapoda) Südwestdeutschlands. Jh. Ges. Naturkde. Württemberg 146: 211-232.
- /492/ SPELDA, J. (1993): Hundert- und Tausendfüßer aus Missen der Umgebung von Oberreichenbach, Lkr. Calw (Chilopoda, Diplopoda). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 73: 399-402.
- /493/ SPELDA, J. & RAHMANN, H. (1995): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Hundert- und Tausendfüßerfauna (Chilopoda, Diplopoda) im Wurzacher Becken, Landkreis Ravensburg/B. Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 9: 665-668.
- /494/ SPRICK, P. (1992): Problematik der Erfassung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmittelapplikationen auf epigäische Coleopteren am Beispiel von *Loricera pilicornis* (Carabidae). Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 8: 161-168.
- /495/ STACHURSKA-HAGEN, T. (1993): Isopoda, Diplopoda and Chilopoda - Methods for Assessment of Population Density. In: Methods in Soil Zoology (GORNY, M. & GRÜM, L. (eds.), Elsevier, Amsterdam, 237-247.
- /496/ STANDEN, V. (1978): The influence of soil fauna on decomposition by micro-organisms in blanked bog litter. J. Anim. Ecol. 47: 25-38.
- /497/ STANDEN, V. (1979): Factors Affecting the Distribution of Lumbricids (Oligochaeta) in Associations at Peat and Mineral Sites in Northern England. Oecologia (Berl.) 42: 359-374.
- /498/ STANDEN, V. (1980): Factors affecting the distribution of Enchytraeidae (Oligochaeta) in associations at peat and mineral sites. Bull. Ecol. 11: 599-608.
- /499/ STARY, P. & KUBIZNAKOVA, J. (1987): Content and transfer of heavy metal air pollutants in populations of *Formica* spp. wood ants (Hym., Formicidae). J. Appl. Ent. 104: 1-10.
- /500/ STOCKDILL, S.M.J. (1982): Effects of the introduced earthworms on the productivity of New Zealand pastures. Pedobiologia 24: 29-35.
- /501/ STORK, N.E. & EGGLETON, P. (1992): Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. Am. J. Alternative Agricult. 7: 38-47.
- /502/ STREIT, B., KRÜGER, C., LAHNER, G., KIRSCH, S., HAUSER, G. & DIEHL, B. (1990): Aufnahme und Speicherung von Schwermetallen durch Regenwürmer in verschiedenen Böden. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 2: 10-13.
- /503/ STRENZKE, K. (1952): Untersuchungen über die Tiergemeinschaften des Bodens: Die Oribatiden und ihre Synusien in den Böden Norddeutschlands. Zoologica 37: 1-172.
- /504/ SUTTON, S.L. (1970): Predation on Woodlice; an investigation using the precipitin test. Ent. exp. & appl. 13: 279-285.
- /505/ SUZUKI, J. & EGAMI, N. (1983): Mortality of the Earthworms, *Eisenia foetida*, after μ -irradiation at Different Stages of Their Life History. J. Radiat. Res. 24: 209-220.
- /506/ SWIFT, M.J., HEAL, O.W. & ANDERSON, J.M. (1979): Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Studies in Ecology, Vol. 5. 372 S.; Oxford, Blackwell Sci. Publ.
- /507/ SZEKELYHIDY, E. & LOKSA, I. (1979): Oniscoiden-, Diplopoden- und Chilopoden-Gemeinschaften im Untersuchungsgebiet "Sikfökut-Projekt" (Ungarn). Opusc. Zool. Budapest 16: 151-174.
- /508/ SZUJECKI, A., SZYSZKO, J., MAZUR, S. & PERLINSKI, S. (1978): A succession of the ants (Formicidae) on afforested arable land and forest soils. Memorabilia Zool. 29: 183-189.
- /509/ TANAKA, M., SUGI, Y., TANAKA, S. & MISHIMA, Y. (1978): Soil invertebrates. In: KIRA, T., ONO, Y. & HOSOKAWA, T. (eds.): Biological Production in a warm temperate evergreen oak forest of Japan. JIBP Synthesis, Vol. 18: 147-163.

- /510/ TER BRAAK, C.J.F. (1987): Ordination. In: JONGMAN, R.H.G., TER BRAAK, C.J.F., VAN TONGEREN, O.F.R.: Data analysis in community and landscape ecology. Wageningen: Pudoc, S. 91-173.
- /511/ TESAROVA M. & _EPOVA, A. (1984): Microbial biomass of grassland soil as estimated by the fumigation and direct counting methods. *Folia Microbiologica* 29: 189-192.
- /512/ THEOBALD-LEY, S. & HORSTMANN, K. (1990): Die Ameisenfauna (Hymenoptera, Formicidae) von Windwurfflächen und angrenzenden Waldhabitaten im Nationalpark Bayerischer Wald. *Waldhygiene* 18: 93-118.
- /513/ THIELE, H.-U. (1956): Die Tiergesellschaften der Bodenstreu in verschiedenen Waldtypen. *Z. angew. Entomol.* 39: 316-367.
- /514/ THIELE, H.-U. (1959): Experimentelle Untersuchungen über die Abhängigkeit bodenbewohnender Tierarten vom Kalkgehalt des Standorts. *Z. ang. Ent.* 44:
- /515/ THIELE, H.-U. (1964a): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 53: 387-452.
- /516/ THIELE, H.-U. (1964b): Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 53: 537-586.
- /517/ THIELE, H.-U. (1977): Carabid Beetles in their Environment. A Study on Habitat Selection by Adaptations in Physiology and Behaviour. Springer-Verl., Berlin.
- /518/ THIELE, H.-U. & KOLBE, W. (1962): Beziehungen zwischen bodenbewohnenden Käfern und Pflanzengesellschaften in Wäldern. *Pedobiologia* 1: 157-173.
- /519/ THIELEMANN, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit Hilfe der Oktett-Methode. *Pedobiologia* 29: 296-302.
- /520/ TIETZE, F. (1968): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Bodenfeuchte und Carabidenbesiedlung in Wiesengesellschaften. *Pedobiologia* 8: 50-58.
- /521/ TIETZE, F. (1973): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera - Carabidae) des Grünlands im Süden der DDR. II. Teil. *Hercynia N.F., Leipzig* 10: 243-263.
- /522/ TIETZE, F. (1980): Tierische Organismen als Bioindikatoren zur Erfassung ökologischer Veränderungen in immissionsbeeinflussten Ökosystemen. *Wiss. Z. Univ. Halle* 5: 83-93.
- /523/ TISCHLER, W. (1980): Asseln (Isopoda) und Tausendfüßler (Myriapoda) eines Stadtparks im Vergleich mit der Umgebung der Stadt: zum Problem der Urbanbiologie. *Drosera* '80: 41-52.
- /524/ TOBISCH, S. & DUNGER, W. (1974): Carabiden des Neißtales bei Ostritz (Oberlausitz) und ihre Reaktion auf Industrie-Emissionen. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 48: 1-20.
- /525/ TODD, T.C., JAMES, S.W. & SEASTEDT, T.R. (1992): Soil invertebrate and plant responses to mowing and Carbofuran application in a North American tallgrass prairie. *Plant and Soil* 144: 117-124.
- /526/ TOPP, W. et al. (1992): Forstliche Rekultivierung mit Altwaldboden im Rheinischen Braunkohlenrevier. Die Sukzession der Bodenfauna. *Zool. Jb. Syst.* 119: 505-533.
- /527/ TOUSIGNANT, S. & CODERRE, D. (1992): Niche partitioning by soil mites in a recent hardwood plantation in Southern Quebec, Canada. *Pedobiologia* 36: 287-294.
- /528/ TOUTAIN, F. (1981): Les Humus Forestiers. Structures et modes de fonctionnement. *Rev. Forest. France* 33: 449-477.
- /529/ TRAUTNER, J. (1992a): Laufkäfer, Methoden der Bestandesaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- Eingriffsplanungen. In: Arten- und Biotopschutz in der Planung. TRAUTNER, J. (ed.). BVDL-Tagung Bad Wurzach, Verl. J. Trautner.

- /530/ TRAUTNER, J. (1992b): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Laufkäfer (Col., Carabidae s.lat.). Ökologie & Naturschutz 4. Margraf-Verl., Weikersheim.
- /531/ TRAVE, J. (1963): Oribates (Acariens) des Pyrenees - Orientale (2e serie) Zetorchestidae (1re partie): *Saxicolestes pollinivorus* n.sp. Vie Milieu 14: 449-455.
- /532/ TULLGREN, A. (1918): Ein sehr einfacher Ausleseapparat für terricole Tierfaunen. Z. angew. Entomol. 4: 149-150.
- /533/ TURIN, N. et al. (1991): Ecological Characterization of Carabid Species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. Tijdschr. Entomol. 134: 279-304.
- /534/ USHER, M.B. (1971a): Seasonal and vertical distribution of a population of soil arthropods: Mesostigmata. Pedobiologia 11: 27-39.
- /535/ USHER, M.B. (1971b): Properties of the aggregations of soil arthropods, particularly Mesostigmata (Acarina). Oikos 22: 43-49.
- /536/ USHER, M.B. (1975): Seasonal and vertical distribution of a population of soil arthropods: Cryptostigmata. Pedobiologia 15: 364-374.
- /537/ VAN BRUMMELEN, T.C., VERWEIJ, R.A., WEDZINGA, S.A. & VAN GESTEL, C.A.M. (1996): Polycyclic aromatic hydrocarbons in earthworms and isopods from contaminated forest soils. Chemosphere 32: 315-341.
- /538/ VAN DER DRIFT, J. (1951): Analysis of the animal community of a beech forest floor. Tijdschr. Ent. 94: 1-168.
- /539/ VAN GESTEL, M., MERCKX, R. & VLASSAK, K. (1993): Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: the fate of fast- and slow-growing microorganisms in soils from different climates. Soil Biol. Biochem. 25: 109-123.
- /540/ VAN RHEE, J.A. (1977): A study of the effect of earthworms on orchard productivity. Pedobiologia 17: 201-208.
- /541/ VAN STRAALLEN, N.M. & RIJNINKS, P.C. (1982): The efficiency of Tullgren apparatus with respect to interpreting seasonal changes in age structure of soil arthropod populations. Pedobiologia 24: 197-209.
- /542/ VAN STRAALLEN, N.M., VAN GESTEL, C.J.M. & RÖMBKE, J. (1994): Review of Dioxin Toxicity to Soil Organisms and Terrestrial Wildlife. In: Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen am Beispiel der Stoffgruppen Dioxine (PCDD/PCDF) und Phthalate. Dechema, Frankfurt. 485-495.
- /543/ VERHOEFF, K.W. (1925): Chilopoda. In: Bronns Klassen und Ordnungen des Tierreiches, 5. Band. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft (1902-1925).
- /544/ VERHOEFF, K.W. (1938): Diplopoden der Germania zoogeographica im Lichte der Eiszeiten. Zoogeographica 3: 494-547.
- /545/ VOGEL, J. & DUNGER, W. (1991): Carabiden und Staphyliniden als Besiedler rekultivierter Tagebau-Halden in Ostdeutschland. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 65: 1-31.
- /546/ VOGEL, J. & KROST, P. (1990): Zur Carabidenfauna pedologisch und floristisch unterschiedener Waldbiotope in Schleswig-Holstein. Faun.-Ökol. Mitt. 6: 87-94.
- /547/ VOIGTLÄNDER, K. (1992): Myriapoda. In: STRESEMANN, E. (ed.) Exkursionsfauna von Deutschland, Bd. 1, S. 544-566.
- /548/ VOLZ, H. (1962): Beiträge zu einer pedozoologischen Standortslehre. Pedobiologia 1: 242-290.
- /549/ VON TÖRNE, E. (1990a): Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-Lamina tests. Pedobiologia 34: 89-101.

- /550/ VON TÖRNE, E. (1990b): Schätzungen von Frassaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Tests. *Pedobiologia* 34: 269-279.
- /551/ WALLWORK, J.A. (1983): Oribatids in Forest Ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.* 28: 109-130.
- /552/ WALTER, D.E. (1987): Life history, trophic behavior, and description of *Gamasellodes vermivorax* n.sp. (Mesostigmata: Ascidae), a predator of nematodes and arthropods in semiarid grassland soils. *Can. J. Zool.* 65: 1689-1695.
- /553/ WALTER, D.E., HUNT, H.W. & ELLIOTT, E.T. (1987): The influence of prey type on the development and reproduction of some predatory soil mites. *Pedobiologia* 30: 419-424.
- /554/ WALTON, B.T. & ANDERSON, T.A. (1990): Microbial degradation of trichlorethene in the rhizosphere: potential application to biological remediation of waste sites. *Applied Environ. Microbiol.* 56: 1012-1016.
- /555/ WARBURG, M.R. (1993): *Evolutionary Biology of Land Isopods*. Berlin: Springer, 159 S.
- /556/ WARDLE, D.A. & GHANI, A. (1995): A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1601-1610.
- /557/ WEBB, N.R. (1970): Oxygen consumption and population metabolism of some mesostigmatid mites (Acari: Mesostigmata). *Pedobiologia* 10: 447-456.
- /558/ WEIDEMANN, G. (1972): Die Stellung epigäischer Raubarthropoden im Ökosystem Buchenwald. *Verh. Deutsche Zool. Ges.* 65: 106-111.
- /559/ WEIDEMANN, G. (1990): Indikation, Beurteilung und Bewertung in der Ökotoxikologie. *Mittl. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Entomol.* 7: 577-581.
- /560/ WEIDEMANN, G., MATHES, K. & KOEHLER, H. (1988): Bezugsökosystem Ödland unter Pestizid-Belastung. In: SCHEELE, B. & VERFONDERN, M. (Hrsg.): Auffindung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen. *Jül-Spez-439, Band 9: 7-222*.
- /561/ WEIGMANN, G. (1973): Zur Phänologie von Collembolen im Einflussbereich des Meeres. *Faun.-ökol. Mitt.* 4: 185-196.
- /562/ WEIGMANN, G. (1991): Heavy metal levels in earthworms of a forest ecosystem influenced by traffic and air pollution. *Water, Air, and Soil Poll.* 57-58: 655-663.
- /563/ WEIGMANN, G. & KRATZ, W. (1981): Die deutschen Hornmilbenarten und ihre ökologische Charakteristik. *Zool. Beitr.* 27: 459-489.
- /564/ WELP, G., BRÜMMER, G.W. & RAVE, G. (1991): Dosis-Wirkungs-Beziehungen zur Erfassung von Chemikalienwirkungen auf die mikrobielle Aktivität von Böden: I. Kurvenverläufe und Auswertungsmöglichkeiten. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 154: 159-168.
- /565/ WESTHEIDE, W. & BETHGE-BEILFUSS, D. (1991): The sublethal enchytraeid test system: guidelines and some results. In: ESSER, G. & OVERDIECK, D. (eds.). *Modern Ecology: Basic and Applied Aspects*. Elsevier Co., Amsterdam. 497-508.
- /566/ WILLMANN, C. (1931): Moosmilben oder Oribatiden (Oribatei). In: DAHL, F., *Die Tierwelt Deutschlands* 22: 79-200.
- WITASSEK, R. (1986): Kupferaufnahme bei verschiedenen Bodenwirbellosen in kupferbelasteten Weinbergsböden. *Verh. Ges. Ökol.* 16: 383-392.
- /567/ WOAS, S. (1986): Beitrag zur Revision der Oppioidea sensu BALOGH, 1972 (Acari, Oribatei). *Andrias*, 5: 21-224.
- /568/ WOAS, S. (1990): Die phylogenetischen Entwicklungslinien der Höheren Oribatiden (Acari) I. Zur Monophylie der Poronota GRANDJEAN, 1953. *Andrias*, 7: 91-168.

- /569/ WOAS, S., WUNDERLE, I. & BECK, L. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden. 12. Die Oribatiden. Verh. Ges. Ökol. 17: 117-123.
- /570/ WODARZ, D., AESCHT, E. & FOISSNER, W. (1992): A Weighed Coenotic Index (WCI): Description and application to soil animal assemblages. Biol. Fert. Soils 14: 5-13.
- /571/ WOJEWODIN, A.W. (1958): - Proc. int. conf. Herb. 97-102. (zitiert nach EIJSAKERS & VAN DER DRIFT 1976)
- /572/ WOLTERS, V. (1991): Effects of acid rain on leaf-litter decomposition in a beech forest on calcareous soil. Biol. Fert. Soils 11: 151-156.
- /573/ WOOD, T.G. (1967): Acari and Collembola of moorland soils from Yorkshire, England. III. The micro-arthropod communities. Oikos 18: 277-292.
- /574/ WOYCIECHOWSKI, M. (1993): Ants (Hymenoptera, Formicidae) of the glades in the Tatra Mts (the Carpathians). Tiscia 27: 17-22.
- /575/ WUNDERLE, I. (1992): Die Oribatiden-Gemeinschaften (Acari) der verschiedenen Habitate eines Buchenwaldes. Carolea 50: 79-144.
- /576/ WYTWER, J. (1995): Faunistical relationships between Chilopoda of forest and urban habitats in Mazowia. - Fragmenta Faunistica 38: 87-133.
- /577/ YLÄ-MONONEN, L., SALMINEN, P., WUORENRINNE, H., TULISALO, E. & NUORTEVA, P. (1989): Levels of Fe, Al, Zn and Cd in *Formica aquilonia*, *F. polyctena* and *Myrmica ruginodis* (Hymenoptera, Formicidae) collected in the vicinity of spruces showing different degrees of needle-loss. Ann. Entomol. Fennici 55: 57-61.
- /578/ ZACHARIAE, G. (1964): Welche Bedeutung haben Enchytraeen im Waldboden? In: JON-GERIUS, A. (ed.). Soil Micromorphology. Amsterdam., 57-68.
- /579/ ZACHARIAE, G. (1965): Spuren tierischer Tätigkeit im Boden des Buchenwalds. Forstwiss. Forschung 20: 1-68.
- /580/ ZAK, J.C., WILLIG, M.R., MOORHEAD, D.L., WILDMAN, H.G. (1994): Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach. Soil Biol. Biochem. 26: 1101-1108.
- /581/ ZELLES, L., STEPPER, K. & ZSOLNAY, A. (1990): The effect of lime on microbial activity in spruce (*Picea abies* L.) forests. Biol. Fert. Soils 9: 78-82.
- /582/ ZERLING, L. (1990): Zur Sukzession von Kleinarthropoden, insbesondere Collembolen, im Bodenbildungsprozeß auf einer landwirtschaftlich genutzten Braunkohlekippe bei Leipzig. Pedobiologia 34: 315-335.
- /583/ ZICSI, A. (1962): Determination of number and size of sampling unit for estimating lumbricid populations in arable soils. In: MURPHY, P.W. (ed.): Progress in Soil Zoology. Butterworth, London. 68-71.
- /584/ ZINKERNAGEL, C. & GISI, U. (1985): Einfluß der Brachlegung von Magerwiesen auf Dichte und Zusammensetzung der Bodenmikroorganismenpopulationen. Pedobiologia 28: 333-341.
- /585/ ZINKLER, D. (1972): Vergleichende Untersuchungen zum Wirkungsspektrum der Carbohydrasen laubstreibewohnender Oribatiden. Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1972: 149-153
- /586/ ZULKA, K.P. (1993): Überflutung - Stress, Störung oder notwendige Voraussetzung für das Leben der Bodentiere? Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 69: 79-82.
- /587/ ZYROMSKA-RUDZKA, H. (1976): 14. The effect of mineral fertilization of meadow on the oribatid mites and other soil mesofauna. Pol. Ecol. Stud. 2: 157-182.

14. Anhang

Datentabellen

In den folgenden Tabellen werden die aus der Literaturliste entnommenen Daten, getrennt nach Autoren, für die folgenden Organismengruppen im Einzelnen aufgeführt:

- A1:** Mikroorganismen
- A2:** Enchytraeen
- A3:** Regenwürmer
- A4:** Carabiden
- A5:** Oribatiden
- A6:** Gamasinen

Jede dieser Tabellen ist in unterschiedlicher Weise weiter unterteilt. Primär wurde zwischen Daten aus Untersuchungen ohne anthropogener Belastung (ökologische Studien) und mit anthropogener Belastung (ökotoxikologische Studien) unterschieden. Dabei werden jeweils das Vorkommen und die Reaktion einer Organismengruppe bzw. einzelner Arten in Abhängigkeit relevanter Faktoren dargestellt. Auf diesen Daten basiert zu einem großen Teil die Diskussion in Kapitel 6. Nicht jede Tabelle enthält alle verschlagworteten Zitate; teils, weil dies zu umfangreich geworden wäre (z.B. im Fall der Labortestdaten von Regenwürmern), meist aber weil die methodischen Mindestanforderungen in der betreffenden Arbeit nicht erfüllt wurden.

Jede Tabelle sollte aus sich selbst heraus verständlich sein, doch sind die folgenden Besonderheiten zu vermerken:

- bei den Enchytraeen- und Regenwurmdaten wurden Angaben in eckigen Klammern der Vollständigkeit halber übernommen, repräsentieren aber keine Jahresmittelwerte;
- bei den Carabidentabellen A4.3 und A4.5 wurde der jeweils höchste Wert durch Fettdruck hervorgehoben; außerdem wurden Artengruppen durch Einrahmung gekennzeichnet, die in bestimmten Feuchtigkeits- bzw. Temperaturbereichen ihre jeweils höchste Dominanz bzw. Aufenthaltshäufigkeit hatten.

Tab. A.1.1 Mikrobielle Biomasse der Streuschicht und des Bodens verschiedener terrestrischer Ökosysteme

Autor	Jahr	Biotop	Stratum	pH	C _{org} [%]	N _i [%]	Ton [%]	Biomasse TG	Einheit	Land
WÄLDER										
Anderson & Domsch Ellenberg et al.	1986	Buchenwald	0 -10 cm	5.3	8.1*	0.49	-	1760	µg*g ⁻¹	D
	1986	Buchenwald	F-Schicht	-	-	-	-	6850	µg*g ⁻¹	D
Kauri Knacker et al.	1982	Buchenwald	H-Schicht	2.9	21.6	0.53	-	1970	µg*g ⁻¹	
	1994	Buchenwald	L-Schicht	-	-	-	-	197*10 ⁷	Anz.*g ⁻¹ C _{org} (B)	S
		Buchenwald	L-Schicht	-	-	-	-	28640	µg*g ⁻¹	D
		Buchenwald	0 -05 cm	7.1	5.4*	0.45	25.9	1804	µg*g ⁻¹	
Wolters	1991	Buchenwald	5 -15 cm	7.2	3.8*	0.34	16.0	1016	µg*g ⁻¹	
Schonborn & Dumpert	1986	Buchenwald	0 -03 cm (Ah)	4.1	-	-	-	2671	µg*g ⁻¹	D
		Buchenwald	L-Schicht	-	-	-	-	3160	µg*g ⁻¹	D
Stockfisch et al.			F-Schicht	-	-	-	-	2230	µg*g ⁻¹	
			H-Schicht	-	-	-	-	740	µg*g ⁻¹	
	1993	Buchenwald	L-Schicht	5.0	50.9*	1.96	-	33470	µg*g ⁻¹	D
			L/F-Schicht	4.9	48.2*	2.10	-	20650	µg*g ⁻¹	
Santruckova Santruckova & Sraskraha			F-Schicht	4.7	41.7*	2.09	-	7320	µg*g ⁻¹	
			H-Schicht	5.1	18.3*	1.02	-	2830	µg*g ⁻¹	
	1992	Eichenwald	0 -05 cm (A)	4.2	3.0*	0.20	-	480	µg*g ⁻¹	
		Laubwald	Humusschicht	5.2	4.9	0.95	-	600	µg*g ⁻¹	CS
	1991		0 -10 cm	5.2	4.8	0.95	-	460 ± 240	µg*g ⁻¹	CS
				4.6	2.4	0.22	10.2	420 ± 220	µg*g ⁻¹	
Lundgren & Söderström Baath & Söderström	1983	Kiefernwald	F/H-Schicht	-	-	-	-	130-750	µg*g ⁻¹ (B)	S
	1982	Kiefernwald	F/H-Schicht	-	-	-	-	399-490	m*g ⁻¹ (P)	S
	1987	Wald	(--)	4.7	7.1	0.47	-	1013	µg*g ⁻¹	D
	1994	Wald	(--)	3.8	3.0	-	1.0	517	µg*g ⁻¹	NL
Alef et al.	1988	Wiese	0 -10 cm	7.7	6.7*	-	45.0	1537	µg*g ⁻¹	D
				7.4	2.5*	-	5.0	823	µg*g ⁻¹	
Domsch et al. Forster et al. Harden et al. Kaiser et al.	1979	Wiese	(--)	5.2	4.7*	0.74	-	2107	µg*g ⁻¹	D
	1992	Wiese	0 -05 cm	5.3	3.1*	0.25	-	945	µg*g ⁻¹	D
	1993	Wiese	0 -10 cm	7.4	2.5	0.23	-	726	µg*g ⁻¹	D
	1992	Wiese	0 -20 cm	7.2	1.1	0.14	42.8	644	µg*g ⁻¹	D
			7.1	2.5	0.41	36.8	1970	µg*g ⁻¹	D	
			3.7	21.1	0.67	6.7	328	µg*g ⁻¹		

Fortsetzung Tab. A.1.1 Mikrobielle Biomasse der Streuschicht und des Bodens verschiedener terrestrischer Ökosysteme

Autor	Jahr	Biotop	Stratum	pH	C _{org} [%]	N _t [%]	Ton [%]	Biomasse TG	Einheit	Land
Knacker et al.	1994	Wiese	0-05 cm	5.9	3.1*	0.25	30.0	997	µg*g ⁻¹	D
Martens	1987	Wiese	5-15 cm	6.1	1.7*	0.16	26.5	359	µg*g ⁻¹	D
			(---)	5.5	9.9	0.61	-	904	µg*g ⁻¹	
Patra et al.	1990	Wiese	0-10 cm	6.8	11.2	0.90	-	1387	µg*g ⁻¹	UK
			0-05 cm	6.8	4.7	0.41	-	802	µg*g ⁻¹	
Santruckova	1992	Wiese	0-05 cm	5.3	2.9	0.29	-	600	µg*g ⁻¹	CS
Santruckova & Straskraba	1991	Wiese	0-10 cm	5.3	2.2	0.24	7.0	550 ± 250	µg*g ⁻¹	CS
Tesarova	1983	Wiese	0-15 cm	-	-	-	-	0.61*10 ⁹	Anz.*g ⁻¹ (B)	CS
Van de Werf & Verstraete	1987	Wiese	0-30 cm	5.4	6.1	0.32	5.5	535	µg*g ⁻¹	B
			5.6	2.2	0.14	6.1	255	µg*g ⁻¹		
				6.5	4.0	0.27	21.4	670	µg*g ⁻¹	
				5.7	1.4	0.09	14.7	406	µg*g ⁻¹	
ÄCKER										
Anderson & Gray	1990	Acker	0-10 cm (Ap)	6.3	1.1	0.09	9.6	220	µg*g ⁻¹	D
				7.1	1.8	0.17	21.9	452	µg*g ⁻¹	
Kaiser & Heinemeyer	1993	Acker	0-10 cm	7.1	0.8	0.06	2.9	146	µg*g ⁻¹	D
				7.4	2.2	0.20	21.3	968	µg*g ⁻¹	
				6.6	1.3	0.13	17.6	222	µg*g ⁻¹	
				7.3	1.8	0.13	13.2	430	µg*g ⁻¹	
				7.2	1.2	0.10	13.2	286	µg*g ⁻¹	
				5.0	1.5	0.13	18.6	232	µg*g ⁻¹	
				5.4	1.5	0.12	18.6	245	µg*g ⁻¹	
				7.5	1.0	0.08	15.1	316	µg*g ⁻¹	
				8.0	1.4	0.12	15.1	438	µg*g ⁻¹	
				8.0	1.1	0.12	15.9	504	µg*g ⁻¹	
				7.7	2.1	0.22	32.3	676	µg*g ⁻¹	
				7.7	2.6	0.31	32.3	854	µg*g ⁻¹	
				7.7	2.6	0.31	32.8	830	µg*g ⁻¹	
				6.2	1.1	0.10	16.4	200	µg*g ⁻¹	
Patra et al.	1990	Acker	0-10 cm	7.1	10.2	-	-	300 ± 4	µg*g ⁻¹	UK
				7.1	10.3	-	-	274 ± 2	µg*g ⁻¹	
				7.3	1.2	0.13	-	270	µg*g ⁻¹	

* = Gesamt C-Gehalt; (P) = nur Pilze; (B) = nur Bakterien; (---) = keine Angaben

Tab. A.1.2 Effekte von Agrochemikalien auf die Bodenmikroflora unter Freiland- und Laborbedingungen

Autoren	Jahr	Biotoptyp	Stratum	Wirkstoff	Aufwand	Klasse	Parameter	Effekt	Land
Freiland									
Duah-Yentumi & Johnson	1986	Acker	Boden	Carbofuran	1 und 5fach	I	Biomasse	-	UK
				Carbosulfan	1fach	I		+	
				Vinclozolin	1fach	F		+	
				Iprodione	1fach	F		+	
				MCPA	1fach	H		-	
				Simazine	1fach	H		-	
				Paraquat	1fach	H		+	
Elmholt	1991	Acker	Boden	Propiconazole	1 und 10fach	F	Keimzahl (Pilze)	+	DK
Harden et al.	1993	Acker	Boden	Simazine	4 µl kg ⁻¹ Boden	H	Biomasse	+	D
		Acker	Boden	Dimoterb	7 µl kg ⁻¹ Boden	H		+	
Helweg	1988	Acker	Boden	Verschiedene	(---)	H, F, I	Bodenatmung	+	DK
Schuster & Schröder	1990	Acker	Boden	Verschiedene	(---)	H, F, I	Biomasse	+	D
Torjensson & Wessen	1984	Acker	Boden	Benomyl	(---)	F	Pilze (Art)	+	S
Knacker et al.	1994	Wiese	Boden	Carbendazim	1 und 10fach	F	Biomasse/Atmung	-	D
		Wiese	Streu		1fach			+	
Schönborn & Dumpert	1990	Buchenwald	Boden					-	
		Buchenwald	Boden					-	
		Buchenwald	Streu	PCP	1 g und 5 g m ₂	F	Biomasse	+	D
		Buchenwald	Streu	2,4,5-T	1 g und 5 g m ₂	H		+	
Labor									
Aldag et al.	1985	Acker	Boden	Verschiedene	(---)	H, F	Respiration, N ₂ -Fixierung	+	D
Anderson et al.	1981	Acker	Boden	Captan	5 und 50 ppm	F	Biomasse	+	D
				Verdasan	5 und 50 ppm	F		+	
				Thiram	5 und 50 ppm	F		+	
					(---)	H		-	
Lewis et al.	1978	Acker	Boden	Verschiedene		H	Respiration	+	USA
Mailkomes	1988	Acker	Boden	Dinosebacetat	1 und 10fach	H	Respiration	+	D
Atlas et al.	1991	(---)	Boden	2,4,5-T	100 ppm	H	Artenspektrum	+	USA
Martinez-Toledo et al.	1992	Acker	Boden	Methylpyrimifos	5-300 ppm	I	Keimzahl (Bakterien)	+	SP
				Chlorpyrifos	5-300 ppm	I	Keimzahl (Bakterien)	+	SP
Mütterer et al.	1981	(---)	Boden	Verschiedene	(---)	F	Respiration, Enzymaktivität	+	A
Lamprecht et al.	1990	Buchenwald	Streu	PCP	(---)	F	Wärmetönung	+	D
Förster et al.	1991	Wiese	Boden	PCP/Lindan	1 und 5fach	F, I	Biomasse	+	D
Knacker et al.	1994	Wiese	Boden	Carbendazim	0.24-24.0 ppm	F	Respiration, Biomasse	-	D

(---) = Mehr als 2 unterschiedliche Konzentrationen oder keine Angaben über Aufwandmengen

Tab. A.1.3 Effekte von "Saurem Regen" und Kalkung auf die Bodenmikroflora unter Freiland- und Laborbedingungen

Author	Jahr	Biotop	Stratum	Faktor	Parameter	Effekt	Land
Freiland							
Dursum et al.	1993	Laub- und Nadelwald	Streu	SO ₂ ²⁻	Respiration	+	UK
Hovland	1981	Nadelwald (Fichte)	Streu	H ₂ SO ₄	Resp., Cellulase	?	N
Wolters	1991	Laubwald (Buche)	Streu	H ₂ SO ₄	Respiration	+	BRD
Frostegard et al.	1993	Nadelwald (Kiefer/Fichte)	Boden	Kalk	Artenspektrum	+	S
Shah et al.	1990	Wiese (Weide)	Boden	Kalk	Resp., Biomasse	+	UK
Labor							
Larkin & Kelly	1988	Laubwald (Eiche)	Boden/Streu	SO ₂ , SO ₄	Respiration	+	USA
Mai & Fiedler	1990	Nadelwald (Fichte)	Streu	SO ₂	Respiration	+	BRD
Salonius	1990	Nadelwald (Fichte)	Boden/Streu	"Saurer Regen" (pH 2.6)	Respiration	+	CND
Zelles et al.	1990	Nadelwald (Fichte)	Boden/Streu	Kalk	Wärmetönung	+	BRD
Ilmer & Schinner	1991	Nadelwald (Fichte/Kiefer)	Streu	Kalk	Biomasse	+	A

+ = Effekt nachgewiesen; - = kein Effekt; ? = Effekt unklar

Tab. A.1.4 Effekte von Bodenfauna auf die Mikroflora

Tab. A.1.4 Effekte von Bodenfauna auf die Mikroflora

Autor	Jahr	Biotop	Stratum	Organismus (Art)	Gattung	Resp.	Biom.	Enzym
Hedlund et al.	1991	Labor	Agar	<i>Onychiurus armatus</i>	Collembola	n.b.	n.b.	+
Knacker et al.	1994	Wiese	Streu/Boden	<i>Fridericia ritzeli</i>	Enchytraeidae	+	-	n.b.
		Wiese	Streu/Boden	<i>Lumbricus terrestris</i>	Oligochaeta	n.b.	+	+
Ross & Cairns	1982	Wiese	Boden	<i>Allolobophora caliginosa</i>	Oligochaeta	+	n.b.	+
Knacker et al. Scheu	1994	Laubwald (Buche)	Streu/Boden	<i>Lumbricus terrestris</i>	Oligochaeta	n.b.	+	+
	1993	Laubwald (Buche)	Streu	<i>Octolasion lacteum</i>	Oligochaeta	-	n.b.	n.b.
Wolters & Jørgensen Van Wensem et al. Kayang et al.	1992	Laubwald (Buche)	Streu	<i>Lumbricus castaneus</i>	Oligochaeta	-	n.b.	n.b.
		Laubwald (Pappel)	Streu	<i>Glomeris marginata</i>	Diplopoda	-	n.b.	n.b.
		Laubwald (Erle)	Streu	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	Oligochaeta	+/-	+/-	n.b.
Williams & Griffiths Haygar	1969	Nadelwald (Fichte)	Streu	---	Enchytraeidae	n.b.	φ	n.b.
		Nadelwald (Fichte)	Streu	---	Enchytraeidae	n.b.	+	n.b.

Ausprägung der Effekte: (+) = fördernd, (-) = hemmend, (φ) = keine Wirkung; n.b. = Parameter nicht bestimmt.

Tab. A.1.5 Effekte von Schwermetallen auf die Bodenmikroflora unter Freiland- und Laborbedingungen

Tab. A.1.5 Effekte von Schwermetallen auf die Bodenmikroflora unter Freiland- und Laborbedingungen

Autor	Jahr	Biotop	Stratum	Wirkstoff	Parameter	Effekt	Land
Freiland							
Chander & Brookes	1991	Wiese	Boden	Zn, Cu	Biomasse	+	UK
Chander & Brookes	1993	Acker	Boden	Zn, Cu	Biomasse	+	UK
Labor							
Brookes et al.	1986	Acker	Boden	Zn, Cu, Ni, Cd	Biomasse	+	UK
Brunner & Schinner	1984	Acker	Boden	Pb, Cd	Respiration	+	A
Doelman & Haanstra	1984	Acker/Wiese	Boden	Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Cr	Respiration	+	NL
Landmeyer et al.	1993	(---)	Boden	Pb	Respiration	-/φ	USA
Angle et al.	1993	Acker	Boden	Zn, Cd, Ni	Keimzahl (Bakterien)	φ	USA
Ebregt & Boldewijn	1977	Nadelwald (Fichte)	Streu	Cu, Zn, Pb, Cd	Respiration	+	S
Nordgren et al.	1988	Nadelwald (Kiefer)	Streu	As, Pb, Zn, Cu, S	Respiration	+	S

+ = Effekt nachgewiesen; - = kein Effekt; φ = Effekt unklar

Tab. A.1.6 Einfluß der Bodenfeuchte auf die Mikroflora unter Freiland- und Laborbedingungen

Tab. A.1.6 Einfluß der Bodenfeuchte auf die Mikroflora unter Freiland- und Laborbedingungen

Autor	Jahr	Biotop	Stratum	Wassergehalt	Parameter	Effekt
Freiland						
Bloem et al.	1992	Acker	Boden	Trocknung (-0.03 bis -0.12 Mpa)	Keimzahl (Bakterien)	Abnahme um 35 % NL
Rochette et al.	1991	Acker	Boden	Befeuchtung (13% - 43% H ₂ O)	Respiration	Anstieg
Mathes & Schriever	1984	Wiese	Boden	Wechselfeucht (4 - 80 kPa)	Respiration	kein Einfluß
Lundgren & Söderström	1983	Wald (Kiefer)	Streu	Wechselfeucht	Keimzahl (Bakterien)	Anstieg mit Wassergehalt
Labor						
Malkernes	1991	Acker	Boden	30% und 60% der WK _{max}	Dehydrogenaseaktivität	Zu- und Abnahme
Orchard & Cook	1983	Wiese	Boden	-0.01 bis -8.5 Mpa	Respiration	Anstieg mit Wassergehalt
Orchard & Cook	1992	Wiese	Boden	-0.005 bis -1.5 Mpa	Respiration	Anstieg mit Wassergehalt
Bottner	1985	Wiese	Boden	Trocknung (zuver 75% WK _{max})	Biomasse	Abnahme um 25 % F
Kiefl et al.	1987	Wiese	Boden	Befeuchtung (-6.9 bis 0.03 Mpa)	Respiration	Anstieg
Sparling et al.	1989	(---)	Boden	Lufttrocknung	Biomasse	Abnahme 3-60%
Freytag et al.	1987	(---)	Boden	0-20%	Respiration	Anstieg mit Wassergehalt
Wardle & Parkinson	1990	(---)	Boden	-6 bis -13000 kPa	Biomasse	Anstieg mit Wassergehalt

(---) = keine Angabe; WK_{max} = Maximale Wasserhaltekapazität

Tab. A.2.1 Enchytraeen der Streuschicht und des Bodens verschiedener terrestrischer Ökosysteme

Tab. A.2.1 Enchytraeen der Streuschicht und des Bodens verschiedener terrestrischer Ökosysteme

Autor	Jahr	Vegetation	Boden	Humus	pH	C _{org}	Temp	Regen	Abund. *10 ⁷	Biomasse (g TG)	Arten	Land
LAUBWÄLDER												
Axolsson et al.	1984	Eiche/Birke/Kraut	-	Mu/Mo.	4,0-5,5	-	5,5	430	4	0,4	10	Anders
Dash/Cragg	1972	Pappel/Kraut	-	-	6,4-6,7	-	2,2-2,6	514-685	10	0,54	6	Kanan
Dozza-Farkas	1973	Eichern/Strauch	Braunerde	-	-	-	11,1	627	18	-	21	Harsbo
Dozza-Farkas	1978	Eiche/Hainbuche	-	-	-	-	9,9	643	22	-	14	Cserha
Dozza-Farkas	1992	Hainbuche/Eiche	-	-	-	0,6-4,8	-	-	45 (17-83)	-	21	Cserha
Dunger et al.	1972	Birke, Ahorn	Lößlehm, Sand	-	4,0-5,0	-	7,4	670	13	-	-	Neißer
Ellenberg et al.	1986	Buche	Braunerde	Moder	3,3-4,2	-	6,0-7,6	706-1479	108	1,64	15	Solling
Federschmidt/JR	1992	Buche/Eiche	Parabraunerde	Mull	5,7	5,96	9,5	650	15 (5-23)	-	21	Bad Vi
Gessov/Dossa-F.	1991	Hainbuche/Eiche	-	-	-	-	GRA	GRA	11	-	15	Cserha
[Graefe]	1992c	Buche/Perlgras	Kalklehm	Mull	-	-	-	-	29	-	30	Schwar
		Erlenbruch	Moor	Mu/Mo.	-	-	-	-	[6]	-	13	Schwal
[Graefe]	1993	Buche (2)	Podsol/Braun.	Moder	-	-	-	-	[10-100]	-	-	NRW,
		Buche/Kraut (2)	Rendzina/Braun.	Mull	-	-	-	-	[10-100]	-	15-20	Göttrn
Herlitzius	1987	Ulm/Eiche	-	Mull	7,0	-	-	-	12	-	-	Bei Ulr
		Buche	-	Moder	4,5	-	-	-	5	-	-	Bei Ulr
		Eiche/Haselnuß	-	(Mull)	4,0	-	-	-	20	-	-	Bei Ulr
Kairesalo	1978	Strauch/Kraut	-	Mull	5,4	10,8	3,8	596	8	0,31	21	Lamm
		Strauch/Kraut	-	Mull	5,1	14,7	3,8	596	6	0,23	18	Lamm
[Kasprzak]	1986	Buche	Braun/Parmend.	-	7,6	-	-	-	[13]	-	19	Karpat
Krobok	1991	Buche LUS	Parabraunerde	Moder	3,2	-	10,4	410	97	-	9	Münste
		Buche SOP	Parabraunerde	Moder	3,3	-	10,4	450	146	-	8	Münste
Makulec	1983	Eiche/Erle	Schwarzerde	-	5,5	-	-	> 400	30	0,32	17	Kampit
		Eiche/Hainbuche	Braunerde	-	4,0	-	-	> 400	39	0,43	11	Kampit
Melin	1988	Buche/Kraut	Terra-fusca/Rend.	Mull	4,9-6,8	-	8,6-9,6	475-1043	12 (7-22)	0,43 (0,25-0,60)	36	Göttrn
Phillipson et al.	1979	Buche	Rendzina	Mull	7,3-8,0	-	8,0	642	15	0,34	-	Brogde
Römcke	1991	Buche	Braunerde	Moder	3,1-4,7	-	8,3	1017	46 (24-79)	1,32 (1,0-1,98)	11	Erdling
Schäfer	1990	Buche	Terra-Fusca/Rend.	Mull	4,3-6,8	-	7,0	700	22	0,6	36	Göttrn
Schoch-Bösken	1989	Buche	Braunerde	Moder	5,0	-	7,4-8,0	993-1287	12	0,40	27	Eggege
		Buche, Eiche	Braunerde	Moder	4,9	-	7,4-8,0	993-1287	12	0,45	34	Eggege
		Buche	Rendzina	Mull	5,4	-	7,4-8,0	993-1287	12	0,59	34	Eggege
[Springett]	1963	Buche	-	Mull	-	-	-	-	[80]	-	[4]	?, Nord
Van der Drift	1974	Eiche, Kraut	(Sand)	Mull	-	-	-	-	39	1,60	-	Meerdt

Autor	Jahr	Vegetation	Boden	Humus	pH	C _{org}	Temp	Regen	Abund. *10 ⁵	Biomasse (g TG)	Arten	Land
NADELWÄLDER												
[Abrahamson]	1972	Kiefer	Podsol A	Rohhumus	4,0-6,4	14-84	5,5	866	[≈122]	[≈0,65]	1-14	As, No
		Kiefer	Podsol B	Rohhumus	3,9-5,8	34-74	4,1	1083	[=72]	[=0,49]	1-14	Bei Os
		Kiefer	Podsol C	Rohhumus	3,9-5,3	28-90	4,8	1297	[≈114]	[≈0,75]	1-14	Kongaf
Dunger et al.	1972	Fichte	Lößlehm	Rohhumus	4,0-5,0	-	7,4	670	[13]	-	-	Neißer
Ellenberg et al.	1986	Fichte	Stagnogley	Rohhumus	3,3-4,5	-	6,0-7,6	706-1479	134	2,69	> 1	Solling
Gessov/Dossa-F.	1991	Kiefer	-	-	-	-	GRA	GRA	7	-	15	Cserha
[Graefe]	1992c	Fichte	Schieferlehm	Mo./Rohh.	-	-	-	-	102	-	7	Elbern
		Fichte	Podsol	Rohhumus	-	-	-	-	[> 100]	-	4-5	Velmre
		Fichte	Podsol/Braunerde	Rohh/Mo.	-	-	-	-	[> 100]	-	4-5	Elbend
Gröngroff/Mich.	1983	Kiefer	Eisenhumuspodsol	Rohhumus	-	-	-	GRA	57	-	4	Gartow
		Kiefer	Eisenhumuspodsol	Rohhumus	-	-	-	GRA	105	-	4	Gartow
Heck/Römcke	1990	Kiefer PQ	Rostbraunerde	Moder	3,3-3,5	-	-	450-650	42	0,7	17	Grunes
		Kiefer Pk	Rostbraunerde	Moder	3,3-3,5	-	-	450-650	81	1,35	17	Grunes
		Kiefer Pd	Rostbraunerde	Moder	3,3-3,5	-	-	450-650	98	1,38	19	Grunes
Herlitzius	1987	Fichte	-	Moder	4,0	-	-	-	20	-	-	Bei Ulr
Huhta et al.	1967	Fichte/Kiefer	-	Moder	-	-	2,4	630	≈12 (5-23)	-	-	Südfin
Huhta/Koskeniemi	1975	Fichte	Podsol	Rohhumus	-	-	3,9-5,1	503-565	13	0,23	-	Hamal
		Fichte	Podsol	Rohhumus	-	-	4,2	490	8	0,17	-	Lamm
		Fichte/Kiefer	Podsol	Rohhumus	-	-	-1,8-0	518-636	4 (3-5)	0,18 (0,11-0,23)	-	Oulank
[Huhta]	1980	Fichte 1	-	Moder	-	-	-4/+5	-	[1-19]	-	-	Finnlar
		Kiefer 3	-	Moder	-	-	-7/+5	-	[0-10]	-	-	Finnlar
		Kiefer 5	-	Moder	-	-	-	-	[0-13]	-	-	Finnlar
		Kiefer 7	-	Moder	-	-	-3/+8	-	[2-17]	-	-	Finnlar
		Fichte 9	-	Moder	-	-	-4/+8	-	[1-7]	-	-	Finnlar
		Kiefer 11	-	Moder	-	-	-8/+6	-	[0-13]	-	-	Finnlar
Huhta et al.	1986	Fichte 1/4	-	Moder	-	-	-	-	27-49	0,9	3	Süd-Fi
		Kiefer 2/3	-	Moder	-	-	-	-	27-49	0,5	3	Süd-Fi
Lundkvist	1982	Kiefer/Flechten	Eisenpodsol	-	4,0-4,6	-	3,8	600	17	0,4	2	Jachras
Makulec	1983	Kiefer	Podsol	-	3,9	-	-	> 400	36 (17-54)	0,07	8	Kampit
Nurminen	1967	Fichte	-	Moder	-	-	4,3	620	10 (6-32)	-	7	Ruotsi
		Kiefer	-	Moder	-	-	2,4	630	11 (5-17)	-	4	Juopojc
O'Connor	1963	Douglasie	-	Moder	3,6-4,3	-	≈10	-	134	1,94	6	Bangor
[Pihpitak]	1993	Kiefer	Rost/Podsol	Moder	-	-	-	-	[14-22]	-	6-10	4 Orte,
[Springett]	1963	Kiefer	-	Moder	-	-	-	-	[81]	-	4	?, Nord

Autor	Jahr	Vegetation	Boden	Humus	pH	C _{org}	Temp	Regen	Abund. *10 ³	Biomasse (g TG)	Arten	Land
WIESEN												
[Babel et al.]	1992	Poa sp. u.a.	Vega (Loess)	-	-	5,3-8	8,5	687	[17]	-	> 5	Hohen
[Brockmann]	1984	Mähwiese	Marschboden	-	4,7	38,4	9	728	[=43]	[=1,44]	4	Bremes
		Mähwiese	Marschboden	-	4,9	13,8	9	728	[=33]	[=0,72]	4	Bremes
		Gras Phalaris	Marschboden	-	4,5	30,0	9	728	[=47]	[=1,26]	4	Bremes
Dunger	1978	Wiese 5	Kalktron/Rendzina	-	-	-	8,0	550	14	0,24	9	Leunat
		Wiese 6	Kalktron/Rendzina	-	-	-	8,0	550	11	0,19	11	Leunat
		Trockenrasen 9	Kalkrohoboden	-	-	-	8,0	550	3	0,05	4	Leunat
Ellenberg et al.	1986	Festuca rubra	Braunerde	5 cm	4,7	-	6,0-7,6	706-1479	40	1,43	-	Sölling
Federschmidt/R	1992	A. elatians	Parabraunerde	-	5,78	2,39	9,5	650	20	-	19	FFM-F
[Gorny]	1984	Apfelplant. +RW	-	-	7,4-7,6	3,5	-	-	[=13]	-	4	Flevola
		Apfelplant. -RW	-	-	7,4-7,6	3,5	-	-	[=42]	-	4	Flevola
Heck/Römbke	1992	Wiese 1	-	-	?	-	-	-	13	-	17	Berlin,
		Wiese 2	-	-	?	-	-	-	32	-	24	Berlin,
		Park 1	-	-	?	-	-	-	14	-	15	Berlin,
		Park 2	-	-	?	-	-	-	15	-	17	Berlin,
		Park 3	-	-	?	-	-	-	21	-	18	Berlin,
[Kasprzak]	1986	Parkrasen	-	-	-	-	-	-	[9]	-	17	Warscl
[King/Jurčin.]	1980	Schafweide	-	-	-	-	-	870	[2-6]	[0,14]	-	Armid
Lagerlöf et al.	1989	Grasskultur	(Lehm, 20% Ton)	-	6,3	1,6-3,1C	5,4	520	5	0,34	> 3	Kjetsli
Möller	1969	Überschwemmungsw.	-	-	-	-	-	-	≈50	≈1,80	?	Potsda
		Park	-	-	-	-	-	-	≈25	≈0,90	?	Potsda
		Abwasserverregnung	-	-	-	-	-	-	≈20	≈0,36	?	Potsda
[Nakamura]	1979	Zoysia sp.	-	-	-	-	≈13	-	[4]	-	4	Nisbin
Nielsen	1955c	Versch. Gras 1	(Sand)	-	4,0-5,8	20-25	-	-	42	0,53	-	Sletten
		Carex sp. 4	(Sand)	-	4,0-5,8	20-25	-	-	31	0,56	-	Sletten
Peachey	1963	Nardus sp.	-	-	4,8-5,0	16	5,6	1780	≈74	-	5	Moor F
		Festuca sp.	-	-	4,8-5,0	7	5,6	1780	≈20	-	5	Moor F
Persson/Lohm	1977	Aufgel. Wiese	Torf	-	5,8-6,5	47	4,2-6,3	374-440	24	0,85	8	Spikbo
Römbke et al.	1994	Apfelwiese	Braunerde	-	5,8	2,4	9,8	648	10	0,40	13	FFM-F
Ryl	1980	Wiese	Schwarzerde	-	6,1-6,5	-	8,0	533	13 (11-15)	0,36 (0,18-0,54)	24	Turew,
[Springett]	1963	Nardus sp.	-	-	-	-	-	-	[158]	-	7	? Nord
		Weide	-	-	-	-	-	-	[110]	-	3	? Nord
Standen	1980b	Versch. Gras	-	-	4,2-7,0	17-31	-	1180-2050	[4-18]	-	7-15	11 Ort
[Standen]	1984	Wiese	-	-	4,3-6,1	-	-	-	[20]	1,76	28	Cockle
Willard	1974	Natl. Gras	-	-	7,5	-	3,6	341	31 (24-37)	0,59 (0,41-0,80)	-	Matacl
		Bewäss. Gras	-	-	7,5	-	3,6	341	41	0,97	-	Matacl
MISCHWÄLDER												
Geest/Dozza-F.	1991	Kiefer/Eiche	-	-	-	-	GRA	GRA	6	-	16	Coerha
Heck/Römbke	1990	Birke/Kiefer	Rostbraunende	Mu/Mo.	4,0	-	-	450-650	143	1,56	17	Avus B
SONDERSTANDORTE												
Dash/Cragg	1972	Moorwiese	Moor	-	6,4	-	2,2-2,6	514-685	6	0,09	7	Kanan
[Graefe]	1992c	Glockenheide	Moorgley	-	-	-	-	-	[9]	-	4	Schwal
[Graefe]	1993	Moorwiese	Moor	-	-	-	-	-	[=30]	-	23	Lägerd
Heal et al.	1975	Calluna/Sphagnum	Moor	-	3,0-4,6	1,8-4,5	5,1	1883	80	0,39	-	Moor F
Hotanen	1986	Fichtensumpf	Moor	-	-	-	-	-	53	1,73	> 1	Ost-Fir
		Kiefernsumpf	Moor	-	-	-	-	-	3	0,09	> 1	Ost-Fir
Kasprzak	1982	Wiese	Moor	-	-	-	-	-	5	-	15	Am Zb
Peachey	1963	Torf	Moor	-	4,4-4,7	38	5,6	1780	≈32	-	3	Moor F
		Juncus sp.	Moor	-	4,4-4,7	30	5,6	1780	≈142	-	4	Moor F
Standen	1973	Calluna	Moor	-	4,4-5,0	-	5,6	1780	≈43	2,38	> 1	Moor F
[Standen]	1980b	Calluna u.a.	Moor	-	3,5-4,2	30-96	-	670-2050	[≈4-45]	-	2-8	26 Ort
ÄCKER												
[Andren/Lagerlöf]	1983	Weizen, Hafer	(Sand/Ton)	-	4,4-6,8	2->6	-	-	[≈21]	-	-	8 Orte,
Didden	1991	Winterweizen u.a.	(Schluffiger Lehm)	-	7,5	-	8,4	725	12	0,20	4	Nordoc
		Zuckerrüben	(Schluffiger Lehm)	-	7,5	-	8,4	725	30	0,55	-	-
[Lagerlöf et al.]	1989	Gerste B ₂	(Lehm, 20% Ton)	-	6,3	1,6-3,1C	5,4	520	10	0,64	> 3	Kjetsli
		Gerste B _{12b}	(Lehm, 20% Ton)	-	6,3	1,6-3,1C	5,4	520	8	0,54	> 3	Kjetsli
		Luzerne	(Lehm, 20% Ton)	-	6,3	1,6-3,1C	5,4	520	10	0,54	> 3	Kjetsli
Nakamura	1987	Reis, Weizen	Andosol	-	6,1	4,1	13,7	1300	2	-	> 3	Yatsbe
Ryl	1977	Roggen	(Sandiger Lehm)	-	6,1-6,5	-	8,0	533	10	0,11	11	Turew,
		Kartoffel	(Sandiger Lehm)	-	6,1-6,5	-	8,0	533	13	0,32	13	Turew,
Ryl	1980	Luzerne	Podsol	-	6,1-6,5	-	8,0	533	6	0,17	20	Turew,
		Zuckerrübe	(Sandiger Lehm)	-	6,1-6,5	-	8,0	533	10	0,51	22	Turew,
Willard	1974	Weizen	-	-	7,5	-	3,6	341	5	0,11	-	Matacl
RUDERALFLÄCHEN												
Brockmann	1984	Abfall 1 brach	(Sand, 1% Ton)	-	5,1	5,1	9	728	≈45	≈0,38	-	Bremes
		Deponie 2 brach	(Sand, 1% Ton)	-	6,1	3,4	9	728	≈56	≈0,90	-	Bremes
		Deponie 3 Gras	(Sand, 1% Ton)	-	6,6	3,7	9	728	≈8	≈0,13	-	Bremes
[Fründ et al.]	1988	Gras, Baumscheiben	-	-	5,5-7,5	-	-	-	[6-20]	-	-	Bonn,
Heck	1986	Strassenrand, Gras	-	-	-	-	-	-	6	-	8	Avus B
Heck/Römbke	1992	Strassenrand 3	-	-	-	-	-	-	≈10	-	-	Berlin,
		Rieselfelder 2	-	-	-	-	-	-	≈26	-	-	Berlin,
[Kasprzak]	1986	Rasen, dicht bebaut	-	-	-	-	-	-	[4]	-	9	Warscl
		Rasen, locker bebaut	-	-	-	-	-	-	[11]	-	13	Warscl
		Strassenrand, grün	-	-	-	-	-	-	[9]	-	8	Warscl
		Strassenrand, isol.	-	-	-	-	-	-	[1]	-	2	Warscl
LABOR U.Ä.												
Bouguenec/Giant	1989	Labor	Kompost	-	-	-	18-22	-	[≈700]	[≈116,9]	1	Toulou
Bouguenec/Giant	1993	Labor	Kompost	-	-	-	20-22	-	[≈550]	-	1	Toulou

Tab. A.2.2 Enchytraeen in Labortests

Tab. A.2.2 Enchytraeen in Labortests										
Autor	Jahr	Testart	Boden	pH	C _{org}	Stoff	Klasse	LC ₅₀	NOEC _{BM}	Sonst. Standort, Land
PESTIZIDE										
Dormidontova	1973	Diverse	Kompost	-	-	Lindan	I	+	-	Leningrad, SU
Heungens	1968	C. sphagnetorum	Nadelstreu	-	-	DBCP	N	-	-	Ghent, Belgien
Heungens	1970	C. sphagnetorum	Nadelstreu	4,1-4,7	-	Aldicarb	I	-	-	Ghent, Belgien
						CuSO ₄		+		
						Dicofol		+		
						Dimethoat		-		
						Propoxur		-		
						TCTNB		-		
						Thiomersalat		+		
						Thionazin		+		
Römbke	1988	A. cf. affinis	KE	6,0	10	PCP	B	19	-	FFM, BRD
		C. sphagnetorum	Braunerde	4,5	-	2,4,5-T	H	97	-	
						PCP	B	20-80	-	
						2,4,5-T	H	100-500	-	
						2,4,5-T	H	164	-	
Römbke	1991	M. glandulosus	Braunerde	4,5	-	2,4,5-T	H	164	-	
		E. albidus KE		6,0	10	Benomyl	F	26	10	FFM, BRD
						Parathion I	124	100	-	
						PCP	B	122	90	
						2,4,5-T	H	>10000	-	
			Nassgley (St.2.2)	5,7	5,3	Benomyl	F	2	< 1	
						Chloracetamid	U	4	2	
						PCP	B	23	10	
						2,4,5-T	H	1125	1000	
			Braunerde	4,5	-	PCP	B	35	20	
						2,4,5-T	H	3768	-	
Römbke et al.	1994	E. albidus KE		6,0	10	Parathion I		124	-	FFM, BRD
						Ustinec	H	> 1000	-	
SCHWERMETALLE										
Elzer	1993	E. buchholzi	Gartenerde	6,7	9,6	CdCl ₂	SM	≈550	≈28	Berlin, BRD
						CuCl ₂	SM	≈550	≈310	
						PbCl ₂	SM	>2100	≈340	
Römbke	1991	E. albidus KE		6,0	10	CdCl ₂	SM	2236	1000	
Stören et al.	1995	C. sphagnetorum	"Mor soil"			Cu, Zn	SM	14 - 4182	-	Göteborg, Schweden
UMWELTCHEMIKALIEN										
Funke/Frank	1991	Diverse	Rendzina	3,4-4,0	-	Chloroform	U	?	+	Ulm, BRD
						Tetrachlorethen	U	?	-	
						Trichlorethen	U	?	-	
Heungens	1980	C. sphagnetorum	Nadelstreu	4,1-4,7	-	Alkristal	Salz	?	+	
Heungens	1984	C. sphagnetorum	Nadelstreu	4,2-4,7	-	Versch. Salze	Salz	div	+	Ghent, Belgien
Römbke	1991	E. albidus KE		6,0	10	TPBS	U	18	-	
						Chloracetamid	U	4	2	
						Kaliumdichromat	U	713	-	
Weuffen et al.	1973	F. cf. glandulosa		-	-	Benzothiazole	P	?	+	Greifswald, BRD
VERSAUERUNG										
Funke et al.	1989	C. sphagnetorum		2,5-6,5	-	H ₂ SO ₄	Säure	?	+	Ulm, BRD
Hagvar/Abrahamsen	1980	Diverse	Nadelstreu	-	-	H ₂ SO ₄	Säure	?	+	As, Norwegen
Römbke	1991	E. albidus KE		6,0	-	H ₂ SO ₄	Säure	?	+	FFM, BRD
DÜNGUNG / KALKUNG										
Huhta	1984	C. sphagnetorum		-	-	Asche	Dün.	9700	+	Jyväskylä, Finnland
						Ca(OH) ₂	Kalk	9700	+	
						Stickstoff	Dün.	150	+	
Urbásek/Chalupský	1992	C. sphagnetorum	Gley/Cambisol	5,9-7,9	-	CaCO ₃	Kalk	1500-4000	-	+ Ceske Budejovice, CZ

Tab. A.2.3 Enchytraeen in Freilanduntersuchungen

Tab. A.2.3 Enchytraeen in Freilanduntersuchungen

Autor	Jahr	Makrohabitat	Boden	pH	C _{org}	Stoff	Klasse	Konz.	Abund.	Domin.	Standort, Land
PESTIZIDE											
Chalupsky	1989	Wiese, Apfel	Braunerde	5,6	-	Atrazin	H	2,5-20	-	+	Bavorov, CZ
Clements et al.	1987	Wiese	(Sandiger Lehm)	-	-	Phorat	I	3	+	+	Oxford, UK
						Phorat+ Aldicarb	I	3+5	+		
						Aldrin+ Dimethoat	I	9+0,21	+		Maidenhead, UK
						Akl.+Dim.+Aldicarb	I	9+0,21+5	+		
Edwards/Lofry	1971	Acker	-	-	-	Aldicarb	N	6,8	+		Rothamstead, UK
						Dacomet	N	11,2	+		
						Methomyl	N	364	-		
Martin	1975	Wiese	-	-	-	Carbofuran	-	2,24	-		Nelson, Neuseela
						DDT	-	2,24	-		
						Fenathrothion	-	2,24	-		
						Fensulfathion	-	2,24	-		
McCull	1984	Wiese	Haplaquoll	5,7-6,2	-	Oxamyl	N	6	-		Castlepoint, NZ
						Phenamiphos	N	15	-		
Niklas	1980	Wiese, Apfel	Pseudogley/Parabraunerde	-	-	Bencmyl	F	div.	+		Hohenheim, BRD
Popovici et al.	1977	Acker, Mais	Braunerde	-	-	Atrazin	H	5-8	+		Cluj-Napoca, Ru
Römblke	1988	Laubwald, Buche	Braunerde	3,1-4,2	-	PCP	B	10	+	+	Erlingen, BRD
						PCP	B	50	+	+	
						2,4,5-T	H	10	+	+	
						2,4,5-T	H	50	+	+	
Römblke	1991	Mikrokosmos, Wiese	Braunerde	5,8	2,4	Na-PCP	B	10-50	-	-	FFM, BRD
						Lindan	I	0,5-2,5	-	-	
Römblke et al.	1994	Apfel-Wiese	Braunerde	5,8	2,4	Parathion I	0,6	-	-	-	FFM-Harheim, B
						Parathion I	3,0	-	-	-	
						Ustinex	H	10	+	+	
						Ustinex	H	50	-	+	
		Mikrokosmos, Wiese	Braunerde	5,8	2,4	Parathion I	0,6	-	-	+	FFM, BRD
						Parathion I	3,0	-	-	+	
						Ustinex	H	10	-	-	
						Ustinex	H	50	-	+	
Van den Brande/Heu.	1969	Acker, Begonien	(Feinsand)	-	-	DD	N	0,06	-	-	Ghent, Belgien
Way/Scopes	1968	Acker	(Sandiger Lehm)	6,1	4-8	Phorat	I	10 + 250	-	-	Silwood Park, UK
Weber	1953	Acker, Gerste/Hafer	(Sandiger Lehm)	6,1-6,6	-	Lindan	I	?	-	-	Kiel, BRD
						Parathion I	?	?	+	-	
						DDT/Lindan	I	?	-	-	
						U 46	H	?	-	-	
SCHWERMETALLE											
Bengtsson/Rundgren	1982	Nadelwald, Fichte, nah	-	5,5-6,8	-	Zn/Cu	SM	hoch	+	+	Gusum, Schwede
		Nadelwald, Fichte, fern	-	3,6-5,0	-	Zn/Cu	SM	niedrig	-	-	
Mitchell et al.	1978	Kläranlage/Boden	-	-	39-94	Klärschlamm	SM	div.	+		Syracuse, USA
Notenboom/Posthuma	1994	Nadelwald, Fichte	-	-	-	Zn/Cu	SM	div.	+	+	Budel, Niederlan
Reynoldson	1947	Kläranlage	Klärschlamm	3,0-6,1	-	Klärschlamm	SM	div.	+		Huddersfield, UK
UMWELTCHEMIKALIEN											
Funke/Frank	1991	Nadelwald, Fichte	Braunerde	2,9-3,6	-	Chloroform	U	?	+		Bei Ulm, BRD
						Tetrachlorethen	U	?	+		
						Trichlorethen	U	?	+		
Ghilariov/Krivolut.	1971	Laubwald, Birke	-	-	-	Sp ²⁰	Rad.	1,8-3,4	-	-	Moskau (?), SU
Höbel et al.	1992	Wiese	(Sandiger Schluff)	5,6-6,4	-	NaCl	Salz	200	+	+	Düsseldorf, BRD
						CMA	Salz	300	+	+	
Krivolutsky/Fed.	1973	Acker, Weizen	Chernozem	5,5	-	Pu ²³⁹	Rad.	1,78	-	-	Moskau (?), SU
Osterloh	1974	Wiese, Flugplatz	(lehmiiger Sand)	-	-	Flugzeugemissionen	Luft	-	-	-	Düsseldorf, BRD
Pihonen/Huhta	1984	Laubwald, Birke	-	-	-	Fuel Oil	U	6,25	+		Vilki, Finnland
						Hydrauliköl	U	6,25	+		
DÜNGUNG / KALKUNG											
Abrahamsen et al.	1978	Nadelwald, Kiefer	Spodosol	3,7-5,2	87	CaCO ₃	Kalk	500-4500	+	+	Bei Oslo (A), No
Abrahamsen/Thompson	1979	Nadelwald, Kiefer/Fichte	Podsol	3,7-4,2	80-85	Stickstoff Dün.	-	100-1600	+	+	Louvain-la-Neuv
Debry/Montfort	1977	Nadelwald, Lärche	Braunerde	-	-	Schweinegülle	Dün.	100000	+		
		Nadelwald, Lärche	Podsol	-	-	Schweinegülle	Dün.	100000	+		
		Laubwald, Buche	Braunerde	-	-	Schweinegülle	Dün.	100000	+		
Debry/Lebrun	1980	Nadelwald, Lärche	-	-	-	Schweinegülle	Dün.	50000-100000	+		Louvain-la-Neuv
Dunger et al.	1972	Nadelwald, Fichte	Lößlehm, Schwemmsand	4,0-5,0	-	Flugsche	Dün.	40-725	+		Neibetal, BRD
		Laubwald, Birke	Lößlehm, Schwemmsand	4,0-5,0	-	Flugsche	Dün.	40-725	+		
Funke et al.	1986/89	Nadelwald, Fichte	-	4,0	-	CaCO ₃	Kalk	2000	+	+	Bei Ulm, BRD
Graefe	1989	Laubwald, Buche	Braunerde	3,3-4,2	-	CaCO ₃	Kalk	25-50	-	+	Solling, BRD
						CaCO ₃	Kalk	100	+	+	
Hotanen	1986	Moor, Kiefer	-	-	-	NPK	Dün.	100	+	+	Räme, Finnland
		Moor, Fichte	-	-	-	NPK	Dün.	100	+	+	Korpi, Finnland
Huhta et al.	1969	Nadelwald, Kiefer	-	-	-	Stickstoff ?	Dün.	800	+		Ruotsinkylä, Finr
Huhta	1984	Nadelwald, Fichte	-	3,9-4,3	-	Stickstoff	Dün.	200	+	+	Saarjärvi, Finrla
		Nadelwald, Kiefer	-	3,8-4,4	-	Asche	Dün.	7000	+		Tammela, Finrla
Lohm et al.	1977	Nadelwald, Kiefer	Eisenpodsol	-	-	Stickstoff	Dün.	150-160	-	-	3 Orte, Schweder
		Nadelwald, Kiefer	Eisenpodsol	-	-	Stickstoff	Dün.	480	+		
Makulec	1976	Wiese	Braunerde	-	3,7	NPK	Dün.	680	+		Warschau, Polen
Nakamura/Fujita	1988	Acker, div.	(Tonig)	-	-	Organisch	Dün.	-	-	-	Nagoro, Japan
Nijjima/Ogawa	1980	Nadelwald, Kiefer	-	-	-	Rindenkompst	Dün.	3-6 t/a	+		Uji, Japan
Sauerlandt et al.	1961	Versch. Acker	Braunerde	-	3,0	Stallmist	Dün.	2000	+		Braunschweig, Bf
Schäfer/Campino	1976	Wiese, Glarthafer	Braunerde	5,0	-	NPK	Dün.	215	-	-	Giessen, BRD
		Wiese	Parabraunerde	5,5	-	NPK	Dün.	540	+		Hoherodskopf, B
		Versch. Wiesen	-	3,7-6,5	-	Stallmist	Dün.	div.	+	+	40 Flächen, Nord

Tab. A.2.4 Enchytraeen der Streuschicht und des Bodens verschiedener terrestrischer Ökosysteme (Angaben in mg/kg bzw. mCu/m²)

Tab. A.2.4 Enchytraeen der Streuschicht und des Bodens verschiedener terrestrischer Ökosysteme (Angaben in mg/kg bzw. mCu/m²)

Autor	Jahr	Makrohabitat	Boden	pH	C _{org}	Maßnahme	Abund.	Domin.	Standort, Land
BODENBEARBEITUNG									
Brockmann et al.	1980	Wiese, Deponie	(Tonig)	-	-	Verdichtung Umlagerung (Fräse) +	+		Bremen, BRD
Didden	1991	Acker	(Schluffiger Lehm) 7,5	-	2,1-2,7	Pflügen	-		Nordostpolder, NL
Dossa-Farkas	1987	Laubwald, Eiche	-	-	-	Verdichtung, Trampeln	+	+	Pilis-Berge, Ungarn
Hendrix et al.	1986	Acker	-	-	-	Pflügen	-		Horseshoe-Bend, USA
House/Parmelee	1985	Acker	-	-	-	Pflügen	+		Horseshoe-Bend, USA
Huhta et al.	1969	Nadelwald, Fichte	-	-	-	Kahlschlag	+		Ruotsinkylä, Finnland
		Nadelwald, Kiefer	-	-	-	Brand	+		Hyytiälä, Finnland
Huhta	1976	Nadelwald, Fichte	Podsol	-	-	Kahlschlag	+		Oulanka, Finnland
		Nadelwald, Fichte	Podsol	-	-	Kahlschlag	+		Havviala, Finnland
King/Hutchinson	1984	Wiese	Podsol	-	-	Schafweide	+		Armidale, Australia
Löbber	1993	Acker, Gerste	Löß-Parabraunerde	-	-	Verdichtung, Befahren	+		Braunschweig, BRD
Lundkvist	1982	Nadelwald, Kiefer	-	-	-	Kahlschlag	+		Järnas, Schweden
Nakamura	1989	Acker, Reis/Weizen	(Toniger Lehm)	-	-	Versch. Bearbeitung	+	+	Ibaraki, Japan
Schäfer/Campino	1976	Wiese, Glattthafer	Gley	5,0	-	Mulchen	-		Giessen, BRD
Scoby et al.	1984	Nadelwald, Fichte	(Schiefer ?)	-	-	Ausdünnung	-		Dion, Belgien

Tab. A.3.1 Lumbriciden der Streuschicht und des Bodens verschiedener terrestrischer Ökosysteme

Tab. A.3.1 Lumbriciden der Streuschicht und des Bodens verschiedener terrestrischer Ökosysteme

Autor	Jahr	Vegetation	Boden	Humus	pH	C _{org}	Temp	Regen	Abund. *10 ³	Biomasse TG	Arten	Land
WIESEN												
Cotton & Curry	1982	Weide (Torf)	Podsol	-	4.0-6.8	-	9.7	780	[12.7-207.0]	[11.0-19.2] 12	-	Dublin, IRL
Curry	1976	Weide	Braunerde	-	6.5	-	≈9.6	807	310	15.4	9	Orange
Federschmidt	1994	Apfelwiese	Parabraunerde	-	5.9	3.1	10.7	428	135	6.8	9	FFM-F
Knight et al.	1992	Weide	Gley	-	-	-	-	-	[345]	46.3	> 3	Devon
Pizl	1992a	Obstplantage	Cambisol	Mull	6.6-7.5	-	7.3	568	121-346	3.5-8.5	9	Chelcic
Pizl	1992b	Buche	Cambisol	-	6.0	-	7.3	568	100 ± 44	-	8	Chelcic
Pizl	1992b	Heuwiese	Cambisol 1	-	5.5	-	7.3	568	244 ± 110	-	7	Chelcic
Römcke et al.	1994	Apfelwiese	Parabraunerde	-	5.8	2.4	9.8	648	94	5.8	9	FFM-F
Standen	1979	Wiese (Torf)	-	-	4.3-7.0	11-31*	-	1180-2050	[40-100]	[2.5-17.5]	4-9	Mehre
Zsosi	1959	Dauerwiese	-	-	-	-	-	-	172	21.7	-	Südwe
WÄLDER												
Axelsson et al.	1984	Eiche/Birke/Kraut	-	Mu/Mo.	4.0-5.5	-	5.5	430	178	6.1	6	Anders
Federschmidt	1994	Buche	Parabraunerde	Mull	7.1	5.4	10.7	410	125	6.8	7	Bad Vi
Phillipson et al.	1976	Buche	Rendzina	Mull	6.3-8.0	-	-	-	117.6-138.2	-	10	Brogde
Phillipson et al.	1978	Buche	Rendzina	Mull	6.3-8.0	-	-	-	164.6	6.6	10	Brogde
Pizl	1992b	Eiche	Cambisol	Mu/Mo.	5.4	-	7.3	568	103 ± 74	-	7	Malovi
Römcke	1985	Buche	Braunerde	Moder	3.1-4.7	-	8.3	1017	16 (6-27)	0.26 (0.01-0.47)	4	Ertling
ÄCKER u.a.												
Curry & Byrne	1992	Weizen	Schl./Toniger Lehm	-	8	C _t >4	10	670	408	8.2	11	Cellbrid
Pizl	1992b	Weizen/Kartoffel	Cambisol	-	6.4	-	7.3	568	15 ± 16	-	7	Chelcic
Wyss & Glasstetter	1992	Getreide	Braunerde	-	-	-	13.5	1100	47-145	7.2-11.4	7	Lindau
Zsosi	1959	Luerne	-	-	-	-	-	-	57	3.4	-	Südwe
Zsosi	1959	Zuckerrübe	-	-	-	-	-	-	47	3.0	-	Südwe
MOORE u.a.												
Standen	1979	Wiese (Torf)	-	-	3.5-4.2	30-95*	-	670-2050	[0-10 ?]	-	0-8	Mehre

Ne. = Naßextraktion; Fo. = Formol; Pf. = Pit-fall Falle; Ha. und Hand. = Handauslese; He. = Heat-Extraction; * = Gewichtsverlust [%] durch Verbrennen.

Tab. A.3.2 Bevorzugte Temperaturen und Bodenwassergehalte von Lumbriciden

Tab. A.3.2 Bevorzugte Temperaturen und Bodenwassergehalte von Lumbriciden

Autor	Jahr	Species	Parameter	Substrat	Temp. min.	Temp. opt.	Temp. max.	H ₂ O min.	H ₂ O opt.	H ₂ O max.
Daughbjerg	1988	A. caliginosa	Aufenthalt	Boden, pH 6-8	≤5	10	-	<16	18-22	-
		A. longa			<5	15	-	<10	20	-
		L. terrestris			-	10	-	-	20	-
Nakamura	1984	A. rosen	Schlüpfen/Kokons	Filterpapier	5	15	30	-	-	-
		A. caliginosa			5	15	30	-	-	-
		Allolobophora japonica			5	15	30	-	-	-
		Dendrobaena octaedra			<10	20	30	-	-	-
		Bimastus tenuis			<10	20	30	-	-	-
		E. foetida			<10	25	-	-	-	-
Reinecke & Venter	1987	E. foetida	Reproduktion	Boden, pH 7	-	25	-	<55	65-70	>80
Van Gestel et al.	1991	E. andrei	Reproduktion	Kunstboden	-	20	-	-	85	-

Tab. A.3.3 Einfluß von Pestiziden und Schwermetallen auf Lumbriciden im Labor

Tab. A.3.3 Einfluß von Pestiziden und Schwermetallen auf Lumbriciden im Labor

Autor	Jahr	Testart	Substrat	Stoff	Klasse	Konz	Parameter	Land
LABORTESTS, Pestizide								
Anton et al.	1990	<i>E. foetida</i>	Kunsterde	Captan	F	602 - 3010 ppm	Mortalität	SP
Anton et al.	1993	<i>E. foetida</i>	Kunsterde	Carbofuran	I	0,1 - 100 mg/kg	Mortalität	E
Bieri et al.	1989	<i>L. terrestris</i>	Boden	Metalddehyd (u.a.)	I	5 - 50 pellets	Mortalität, Biomasse	CH
Catchey	1982	<i>L. terrestris</i>	Boden	5 verschiedene	I	1,5- 150 ppm	Mortalität	USA
Haque & Ebing	1983	<i>L. terrestris/f. foetida</i>	Boden	23 verschiedene	F, I, H	divers	Mortalität	D
Heimbach	1984	<i>E. fetida</i>	Kunsterde	19 verschiedene	F, I, H	divers	Mortalität	D
		<i>E. fetida</i>	Artisol	12 verschiedene	F, I, H	divers	Mortalität	D
Inglesfield	1984	<i>E. foetida</i>	Kunsterde	Cypermethrin	I	0,1- 100 ppm	Mortalität, Biomasse	UK
Lardier & Schiavon	1989	<i>E. fetida</i>	Filterpapier/Wasser	Atrazin, Carbofuran I/H		divers	Mortalität	F
Mather & Christensen	1994	<i>A. caliginosa</i>	Boden	Calixin, Tilt	F	= 100 - 5000	Mortalität, Biomasse	DK
		<i>E. fetida</i>	Boden	und Sportak	F	g a.i./ha	Reproduktion	DK
Piel	1988	<i>A. caliginosa</i> u.a.	Boden	Atrazin	H	0 - 14,4 ppm	Mortalität	CS
Roberts & Dorough	1984	<i>E. foetida</i>	Filterpapier	90 verschiedene	F, I, H	divers	Mortalität	USA
Springett & Gray	1992	---	Kunsterde	Captan (u.a.)	F	divers	Mortalität	NZ
Van Gestel & Ma	1988	<i>E. andrei/L. rubellus</i>	Boden	Chlorophenole	F	0 - 1000 ppm	Mortalität	NL
Van Gestel & Ma	1990	<i>E. andrei/L. rubellus</i>	Kunsterde	7 verschiedene	UMS	0 - 1000 ppm	Mortalität	NL
LABORTESTS, Schwermetalle								
Bengtsson et al.	1986	<i>D. rubida</i>		Cu, Cd, Pb		10 - 500 ppm	Mortalität (u.a.)	S
Fischer & Kosorus	1992	<i>E. fetida</i>		As, Hg, Se		0 - 500 ppm	Mortalität (u.a.)	H
Gunnarsson & Rundgren	1986	<i>D. rubida</i>		Cu, Cd, Pb		0 - 500 ppm	Schlupfrate	S
Jiggy & Streit	1982	<i>O. cyaneum</i>		CuSO ₄		100 - 270 ppm	Mortalität	CH
Ma	1984	<i>L. rubellus</i>		Cu		15 - 370 ppm	Biomasse, Kokons	D
Neuhäuser et al.	1984	<i>E. fetida</i>		Cd, Cu, Pb, Ni, Zn		0 - 40000 ppm	Biomasse, Reprod.	USA
Van Gestel et al.	1991	<i>E. andrei</i>		Cu, Cd		0 - 1000 ppm	Mortalität	NL
Wentzel & Gueltra	1987	<i>L. terrestris</i>		Cu, Zn		0 - 430 ppm	Biomasse	USA

Tab. A.3.4 Einfluß von Pestiziden auf Lumbriciden im Freiland

Tab. A.3.4 Einfluß von Pestiziden auf Lumbriciden im Freiland

Autor	Jahr	Makrohabitat	Boden	pH	C _{org}	Stoff	Klasse	Konz.	Biom.	Abund.	Species	Methc
FREILAND, Pestizide												
Broadbent & Tomlin	1982	Maisackerl	6,9	4,3	-	Carbofuran	I	≈ 11,2 kg/ha	-	+	?	Formol
Cook & Swait	1975	Obstplantage	sl	-	-	Carbendazim u.a.	F	divers	+	+	+	Formol
Conrady	1986	Mähweide	l	>7	-	PCP, Atrazin	F, H	divers	+	+	?	Fo./Ke
De Meelis	1981	Acker	-	6,3-8,3	-	Pestizidrückstände	F, I, H	divers	+	+	?	Hand.
Heimbach	1990	Wiese	lu	5,5	-	Mesurof	M	?	-	-	-	Fo./Ha
Heimbach	1992	Weide	-	-	-	12 verschiedene	F, I, H	divers	+/-	+/-	?	Formol
Kula & Kokra	1992	Obstweide	-	-	-	Parathion u.a.	I	1fach	+	+	?	Formol
Loff-Holmin	1981	Wiese/Acker	r-st	5,7-7,3	3,0-23,1	Benomyl (u.a.)	F	0,2 kg/ha	+	+	+	Fo./Pf.
Martin	1986	Weide	-	-	-	DDT (u.a.)	I	2,24 kg/ha	+	+	?	Naßie
Römblke et al.	1994	Wiese	-	5,8-7,7	-	Parathion (u.a.)	I, H	divers	+	+	+	Ha./Fo
Shires	1985	Acker	d	≈7	3,5	DDT (u.a.)	I	0,1-1,0 kg/ha	-	-	-	Formol
Springer & Lyons	1974	Obstplantage	-	-	-	Benomyl (u.a.)	F	0,28-0,78 kg/ha	+	+	+	Formol
Thompson	1971	Weide	sl	-	-	9 verschiedene	I	0,5-2,5 kg/ha	+/-	+/-	?	Formol
Todd et al.	1992	Prairie	sl	-	-	Carbofuran	I	11,1-22,2 kg/ha	+/-	+/-	+	Hand.

FREILAND, Schwermetalle

Abdul Rida & Bouche	1995	diverse	div.	div.	?	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn	SM	4-1034 mg/kg	?	+	+	?
Ma	1988	Acker	-	4,8-5,2	-	Kupfer	SM	?	+	+	?	Ha./Fo

FREILAND, Umweltschadstoffe

Neuhauser et al.	1989	Wiese	ul	-	-	Industrie Öle	UM	divers	+	+	-	Hand.
------------------	------	-------	----	---	---	---------------	----	--------	---	---	---	-------

Fortsetzung Tab. A.3.4 Einfluß von Pestiziden auf Lumbriciden im Freiland

Autor	Jahr	Makrohabitat	Boden	pH	C _{org}	Faktor	Biom.	Abund.	Species	Methodo	Land
FREILAND, Düngung/Kalkung											
Andersen	1980	Acker	-	-	-	Düngung/Mist	+	+	+	Ha./Fo.	DK
Bilger	1965	Nadelwald	ls	-	-	Kalkung	+	+	+	?	D
Blackshaw	1989	Wiese	-	5,8-6,25	-	Kalkung	-	-	?	Formol	IRL
Cuendet & Ducommun	1990	Acker	-	-	-	Düngung	+	+	?	?	CH
Hamilton & Dindal	1989	Laub/Nadelwald	-	-	-	Klärschlamm	+	+	+	Ha./Fo.	USA
Hutha	1979	Fichtenwald	-	4,0-4,1	-	Kalkung	+	+	+	Heat-Extrac.	SF
Ma et al.	1990	Wiese	ls	-	-	Düngung/N	+	+	?	Ha./Fo.	NL
Niklas	1979	Obstplantage	d	-	-	Mulchen	+	+	+	Formol	D
Nowak	1976	Wiese	ls	5,2-6,0	2,6-10,1	Düngung/NPK	+	+	?	Hand.	PL
FREILAND, Bodenbearbeitung, Verdichtung											
Gerard & Hay	1979	Acker	-	6-7	6	Pflügen	+	+	+	Formol	UK
Hauka	1988	Acker	r, tl, s	-	-	Pflügen	+/-	+/-	?	Formol	SF
Scullion et al.	1988	Rekultiv.	tl	6,1-6,6	-	Pflügen	+	+	?	Formol	UK
Wyss & Glasstetter	1992	Acker	-	-	-	Pflügen	+	+	?	Hand.	CH
Boström	1986	Acker	t	-	-	Verdichtung	+	+	?	Formol	S
Cluzeau et al.	1992	Weide	sl	-	-	Verdichtung	+	+	+	Ne./Ha.	F
Cuendet	1992	Laub/Nadelwald	sl	-	-	Verdichtung	+	+	+	Formol	CH
Pearce	1984	Weide	Lehm	-	-	Verdichtung	+	+	?	Hand.	UK
Pul	1992	Obstplantage	-	6,6-7,5	-	Verdichtung	+	+	?	Ha./Fo.	CS
Rushon	1986a	Rekultiv.	Ton	6,4-6,9	-	Verdichtung	?	?	+	-	UK
Sächig & Larink	1992	Acker	-	-	-	Verdichtung	+	+	?	Elektrisch	D
FREILAND, Sonstiges											
Babel et al.	1992	Wiese	-	-	-	Vegetation	+	+	+	Ocett/Ha.	D
Bosch & Moura-Peão	1987	Acker	-	-	-	Intens.-Konv.	+	+	+	Formol	D
Coderre et al.	1995	Wald	Lehm	3,6-5,8	-	"Waldzustand"	+	+	+	Formol	CDN
Gemesi et al.	1995	Wald	-	-	-	Hiebmaßnahmen	+	+	+	Ha./Fo.	-
Muys et al.	1992	Wiese	sl	-	-	Aufforstung	+	+	?	?	B
Rushon	1986	Rekultiv.	Ton	6,4-6,9	-	Rekultivierung	+	+	+	Formol	UK
Scheu	1992	Acker	-	-	-	Aufforstung	+	+	+	Ke./Fo.	D
Westermacher & Dotzler	1992	Acker	divers	divers	-	Brachlegung	+	+	+	Formol	D

Ne. = Naßextraktion; Fo. = Formol; Pf. = Pit-fall Falle; Ha. /Hand. = Handauslese

Anhangstabellen der abiotischen, biotischen und anthropogenen Einflußfaktoren auf Laufkäfer zu Kapitel 6.9 Carabiden.

	Wald						Grünland					Kultur- feld	Ruderal Brache	Zitate	
	artenreicher Mull-(Kalk)- buchenwald	artenarmer Sauerhumus- buchenwald	Eichen-Hain- buchenwald	Eichen- Birkenwald	Fichten- wald	Auwald	Tri- setetum	Arrhenather- retum	Brometum	Feuch- grünland	Fluß- marsch/ Ufer				
<i>Abax ovalis</i>	2; 3,2	5; -	3,3												LAUTERBACH (1964) DÜLGE et al. (1994) DÜNGER et al. (1980) THELE & KOLBE (1962) MARTUS (1986) PALER (1975) TOPP (1982) JANSEN (1982) SCHAEFER & HAAS (1979) VOGEL & KROST (1990)
<i>Abax parallelepipedus</i>	66; 53; 52,9; -	54; 56,5; 10,4	65; 39,8; 33	66	61; 12,5; 0,8		12	8	10	1,8		0,1	-		
<i>Abax parallelus</i>	3; 29	-	9; 1,6; 0,3	3	6,7			6	3	0,6		0,1	-		
<i>Acupalpus exiguus</i>										0,1	0,4				
<i>Acupalpus meridianus</i>												0,1			
<i>Acupalpus parvulus</i>										0,02	-				
<i>Agonum assimile</i>		0,6	-									0,1			
<i>Agonum dolens</i>										0,2	-				
<i>Agonum dorsale</i>												21,7			

<i>Agonum fuliginosum</i>					-					1,1; 0,2	0,04	-	-	
<i>Agonum gracile</i>			0,1							0,4	0,02			
<i>Agonum livens</i>	-	-			-									
<i>Agonum marginatum</i>										0,5	0,5			
<i>Agonum micans</i>										0,03	-			
<i>Agonum moestum</i>	-	-			-					0,1	0,2			
<i>Agonum mülleri</i>			0,05		0,9					3,5; 0,2	8	0,3; 0,5	1,5	
<i>Agonum pelidaum</i>										0,2	0,04			
<i>Agonum piceum</i>						3				0,1	-			
<i>Agonum sexpunctatum</i>										0,3	0,4			
<i>Agonum vidoum</i>										1,7	0,5			
<i>Amara aenea</i>	0,3	-			-; -					0,04; -	0,3	0,3; 0,1	0,1	
<i>Amara apricaria</i>												0,2		
<i>Amara aulica</i>					-	1				-		0,02; -	2,6	
<i>Amara bifrons</i>					-					-		0,2; 0,1	-	
<i>Amara communis</i>					-	5				3; 0,6	1,3	0,1; -	0,1	
<i>Amara convexior</i>							5							
<i>Amara equestris</i>										<2				
<i>Amara familiaris</i>	-	-			-; 0,2					<2	0,1; -	0,2	0,6; -	-

Amara fulva												0,15	
Amara lunicollis	<2					9,5			0,4; 1,6	1,2	0,02; -	2,1	
Amara majuscula									-		0,1	-	
Amara montivaga								<2	-		-	-	
Amara nitida								2					
Amara plebeja									-		1; -	0,1	
Amara similata								<2	0,2		0,5; -	-	
Amara strenua									-	0,04			
Anisodactylus binotatus									0,2	0,2	0,04		
Anisodactylus nemorivagus	1												
Asaphidion flavipes	0,2	0,1			0,9		<2				1,2		
Badister bipustulatus							5		-	-	-	6,2	
Badister iscertosus	0,2	-											
Badister sodalis	-	-						<2					
Bembidion aeneum									0,3	9,2			
Bembidion biguttatum									0,01	1,3			
Bembidion bipunctatum									-	0,02			
Bembidion bruxellense											0,1		
Bembidion guttula									2	6,2	0,03		

Bembidion lampros	-	0,2			0,9; 0,05	1		<2			20,5; 0,7	-	
Bembidion lunulatum					4,9				2		1,1	1,5	
Bembidion 4-maculatum					-				-		0,4; 0,2	-	
Bembidion minimum									-	-			
Bembidion obtusum									-		0,3; 1,4	5,7	
Bembidion properans								<2	0,5; -	2,4	-	-	
Bembidion tetracolum								<2	0,2		7,9; -	-	
Bembidion unicolor	-	-											
Blethis multipunctata									0,02	-			
Brachinus crepitans								66; 28	-		0,1	0,1	
Calathus fuscipes						8					0,2; 0,1	1	
Calathus melanocephalus											0,1; -	1	
Calathus micropterus	-	-			0,9; 0,2								
Calathus piceus	-	0,2			-; 0,4						0,1	-	
Carabus arcensis						5							
Carabus arvensis	1,4; -	-			0,7								
Carabus auratus											1; 0,1	0,1	
Carabus auronitens	4,3						2						
Carabus cancellatus					2,8			3	8,1		3,8	-	

<i>Carabus convexus</i>	-	-			0,6; 0,5			<2	-		0,01; -	-	
<i>Carabus coriaceus</i>	2; 7,1	-	1,6; 3,4					5; 8					
<i>Carabus glabratus</i>	-	7,5			5,2								
<i>Carabus granulatus</i>	-	-	0,7		0,6; -	0,5			14,4; 1,8	10,2	0,2; 2,1	0,1	
<i>Carabus hortensis</i>	-	60,5			54,2								
<i>Carabus irregularis</i>	4,3												
<i>Carabus nemoralis</i>	1; 12,8; 16,4	0,9; -	6; 0,2; 0,5	5	4; 3,7; 0,5	3		9	0,3; 2,8	0,8	0,4; -	-	
<i>Carabus problematicus</i>	1; <2; 1	5; 20,4	2; 2,8; 2,4	5	18; 8,9				-		-	-	
<i>Carabus purpurascens</i>	2												
<i>Carabus ullrichi</i>					-				-		0,5	2,1	
<i>Carabus violaceus</i>	-	4,6	2,3		6,4; 6,7				0,8		-	0,1	
<i>Chlaenius nigricornis</i>									1,2	0,2			
<i>Clivina fossor</i>	-	-	0,5		-; -				3,5; 5,6	6,1	7,2; 0,4	0,1	
<i>Cychrus attenuatus</i>		<1; 1,9	-										
<i>Cychrus caraboides</i>	1		0,3										
<i>Demetrias atricapillus</i>											0,01		

<i>Dromius agilis</i>	-	-			-								
<i>Dyschirius globosus</i>					-	3			3,9; 0,8	0,7	0,01; -	-	
<i>Dyschirius inedersi</i>									0,1	-			
<i>Elaphrus cupreus</i>									0,9	0,1			
<i>Harpalus aeneus</i>					-				-		-; 1,7	-	
<i>Harpalus azureus</i>								1; 2					
<i>Harpalus dimidiatus</i>					-			15; 27	-		-	4,6	
<i>Harpalus frölichii</i>											0,01		
<i>Harpalus latus</i>	8,4	-	0,05		-; 0,05	1,5		<2	3,2		-	-	
<i>Harpalus punctatulus</i>							<2						
<i>Harpalus puncticollis</i>							<2						
<i>Harpalus quadripunctatus</i>	<1; -	0,1			-								
<i>Harpalus rufipes</i>								<2					
<i>Harpalus rufipes</i>	-	-			-; -	5			-		6,4; 4,2	-	
<i>Harpalus rufipicola</i>					-				-		-	3,1	
<i>Leistus ferrugineus</i>					-				-		-	3,1	
<i>Leistus rufescens</i>					-				0,2		-	-	
<i>Leistus rufomarginatus</i>	<2; 0,2	0,1			-								
<i>Loricera pilicornis</i>	-	0,1	1,2		-; 0,3		<2		6,7; -	6,2	4,6; 0,4	-	
<i>Microlestes minutulus</i>					-			<2	-		0,1	-	

<i>Molops elatus</i>	2; 1	-	3,3	-	15	3	0,2	-	-	
<i>Molops piceus</i>	3	-	6,2		0,5					
<i>Nebria brevicollis</i>	1; 0,2	-; 1	3,1; 2	0,9; 0,6			0,3; 3,6	1	1; 18,6	-
<i>Notiophilus aquaticus</i>				-			-	-	-	
<i>Notiophilus biguttatus</i>	1,4	0,6	0,1	6,7; 9,1			-	-	-	
<i>Notiophilus hypocrita</i>						<2				
<i>Notiophilus palustris</i>	-	-		0,3; -	0,5	6	-	-	-	
<i>Notiophilus substriatus</i>							-	0,1	0,05	
<i>Oodes helopioides</i>							1,4	0,2		
<i>Panagaeus bipustulatus</i>						<2				
<i>Panagaeus crux-major</i>						<2				
<i>Patrobus atrorufus</i>	-	-	0,7	-; -			0,2		0,1	-
<i>Platynus assimilis</i>	0,9	0,1	2,8	0,3; -			-	-	-	
<i>Platynus dorsalis</i>				-		1	-		0,1	0,1
<i>Platynus obscurus</i>	-	-		-						
<i>Poecilus cupreus</i>	-	0,1		-; -	14	2; 6	-; 1,2	1,5	0,2; 48,8	6,7
<i>Poecilus versicolor</i>				0,9	16,5		20; 38,1	11,7	0,1; 1,6	21,1

<i>Pterostichus aethiops</i>				-				-	-	-
<i>Pterostichus angustatus</i>			8,3							
<i>Pterostichus anthracinus</i>				-				-	-	-
<i>Pterostichus cristatus</i>	2	3; 9,4	4; 26,7							
<i>Pterostichus diligens</i>			0,1				6,7	3,3		
<i>Pterostichus gracilis</i>							0,02	-		
<i>Pterostichus longicollis</i>				-			-	-	0,1	
<i>Pterostichus macr</i>				-			-	0,8	5,2	
<i>Pterostichus madidus</i>	4; 1	-	1,1		10					
<i>Pterostichus melanarius</i>	3,7; 8,4; 1	0,3; -	0,3; 0,3	-; 0,5	4	27	0,7; 17,3	6,6	20,1; 12,6	2,1
<i>Pterostichus metallicus</i>	5; 14; 7,6	24		3						
<i>Pterostichus minor</i>							1,5	0,2		
<i>Pterostichus niger</i>	3,5	-; 2,5	1,8; 10,3	2; 18; 6,6	1,5		0,4; 4,6	0,5	0,2; -	-
<i>Pterostichus nigrita</i>	-	-		-; -	3		10,4; 0,2	4,4	0,03; -	-
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	4; 3; 1; 32,5	6; 6,3; 11,5	11; 2,2; 30	7	5; 17,4; 12,7	0,5	-	-	-	-
<i>Pterostichus ovoideus</i>				-		<2	-		0,1	11,3

<i>Pterostichus rhaeticus</i>								0,6	0,02			
<i>Pterostichus strenuus</i>	4,4	<-	1; 0,2	0,1	0,5	<2	6,6	10,5	0,2			
<i>Pterostichus vernalis</i>				-			3,6; 1	1,1	0,1; 0,3	4,1		
<i>Stenolophus mixtus</i>							0,1	0,02	0,01			
<i>Stenolophus testonius</i>							0,1	-				
<i>Stomis pumicatus</i>				-			-		0,2; 0,1	0,1		
<i>Synuchus nivalis</i>	3,3	-		<-	-	8	0,2		0,1; 0,2	-		
<i>Trechus discus</i>									0,2			
<i>Trechus micros</i>									0,03			
<i>Trechus obtusus</i>	7	0,2		-								
<i>Trechus quadristriatus</i>		<1; 1,1	0,3; 0,1	-	2,5	<2	0,2		0,6; 0,7	9,3		
<i>Trechus secalis</i>	12,6	-		5,2; -			0,02; 2,2	0,04	-	-		
<i>Trichocellus placidus</i>							0,1	0,02				
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	<1	<1; 2,8	4,8	0,3	2		-		-	-		

Tab. A.5 Oribatiden der Streuschicht und des Bodens verschiedener terrestrischer Ökosysteme

AUTOR	JAHR	ARTEN	STANDORT	HOEHE	MAKROHAB	BOTANIK	MESOHAB	QUANT	FEU	NDS	PH	BODEN
SCHLUSTER, R.	1960	38	A, BU: 6 A, KA: 2 A, OO: 4 A, ST: 34 A, TE: 2	130	Gebüsch	Hassel, Rotbuche, Buche/	Boden, Trockengras, GF, Moos, Moosrasen, Flechte	-	et-na, Gradl ent	-	s, ms	-
				450	Hochmoor	Eiche, Eiche/Hainbuche.						
				480	Laubmischwald	Esche/Erle, Hainbuche/						
				657	Laubwald	Edelkastanie, Robiazie/						
				789	Mischwald	Buche, Edelkastanie/						
				802	Nadelmischwald	Flämeiche, Hopfenbuche/						
				1018	Nadelwald	Rotbuche, Eiche/Rotföhre.						
				1065	Stopenrasen	Fichte/Lärche/Erle.						
				1197	Trockenrasen	Fichte, Rhododendron-						
				1200	Trockenwiese	ferrugineum, Rotföhre/						
				1300		Sesleria, Sphagnum.						
				1400								
				2800								
POPP, E.	1970	17	D, BY, Schongau, Schwarzwaldhochmoor	-	Ackerkultur, Grasheide, Hochmoor	Rhodoreto-Vacciniidum Sphagnetum-magellanicum	-	A	-	-	-	-
POPP, E.	1962	117	A, ST, Ostalpen: 3 D, BY: 15	635	Hochmoor, Mischsphagnum- bülte, Reinsphagnum-bülte, Reiserbülte, Verlandungsmoor Weiherbülte	Magnocaricetum Magnocaricetum/Vacciniidum. Rhodoreto-Vacciniidum. Rhodoreto-Vacciniidum-magellanicum. Rhodoreto-Vacciniidum-magellanicum. Sphagnetum fuscum. Sphagnetum fuscum-acutifoliosum. Sphagnetum magellanicum. Sphagnetum magellanicum-rotundifoliosum. Sphagnetum magellanicum-vaginatosum	Hydrolophidion, Büthenbasis, Hydrolophidion, Gehänge- moos, Mesolophidion Mesolophidion, Büthenkern, Polytrichum-polster, Sphagnum, Xerolophidion, Büthenpfeil, Xerolophidion, Büthenüberzug, Xerolophidion/ Mesolophidion.	A	tr-sm (15 Kombinati- onen)	-	s-ms ws-n	OS 90%
HAMMER, M.	1972	86	DK, Fredensborg, Knurrenberg Vauq	-	Laubwald Laubwald/ Sumpfwald Sumpfwald Wald	Buche, Erle, Tanne Buche/Polytrichum Agrostis gigantea Cladonia, Hypnum, Trametes, Alnicium, Tetraphis, Carex	Tannenzapfen, Erlenzapfen Baumrinde, Pilz Baumstumpf, Streu, Moos Gmswurzelpilz	-	tr-fe	-	-	S TO
NIEDBALA, W.	1972	58	PL, Marcein, Poznan	-	Nadelwald, Brachland, Laubmischwald	Kiefer, Dechampsia, Rumex, Poa, Corynephorus, Spargula, Hieracium Birke, Bromus, Myosotis	OL-Ah	K, D	fr-fe tr fr	-	s ss ms	-
LUXTON, M.	1972a	67	DK, N.-O. Jütland, Runde, Hestehave- Wald	-	Laubwald	Buche, Anemone, Gräser	OL-Ah	K, D	tr-fr	-	ws	PBR, IS, MU
WEIGMANN, G.	1973	61	D, SH, (Meldorfer Bucht): 1 D, SH: 13 D, NS: 1 DK, Skallingen: 1	1-4	Salzwiese, Trocken- rasen, Süßgraswiese/ Salzwiese, Salzwie- se, Düne, Süßgras- wiese, Düne, Salz- wiese, regelmäßig über- flutet, Salzwiese, häufig überflutet, Salzwiese, selten überflutet, Salzwiese, nie überflutet, Süßgraswiese	Puccinellia Agrostis stolonifera Halophyten Andelrasen Rotschwingelrasen Juncus gerardi Weißklee Lolio-Cynosuretum Ammophala, Juncus	Boden, Bülte	A, Abs, D	tr- sm-sm Gradl ent	-	n ws	trES IJ
BONNET, L., CASSAGNAU, P., TRAVE, J.	1975	65	F, MI-PYREN, Tam, Lac du Meije, Sibibre	600	Gehölz	Eiche, Buche, Kiefer	Ah, Moos, Fels, Streu	D	tr-fr, fr, fr fr-fe	-	-	-
LIONS, J. C.	1976	154	F, VAR, Forêt Sainte Baume, car. 16H F, VAR, Forêt Sainte Baume, car. 18E F, VAR, Forêt Sainte Baume, car. 18C	880 750 710	Laubwald Mischwald	Buche Eiche Buche, Eibe	OL-Ah	D	-	-	-	-
JEUNIAUX, C., MOREAU- COLLINET, C.	1975	10	B, Meuil-Eglise, Haut. Henzyet, Meuse	235	Laubmischwald	Traubeneiche, Querceto- Corynetum Traubeneiche, Querceto- Coryletum	OL-Ah Tallholz	D	-	-	-	BR, MU
ZYROMSKA- RUDZKA, H.	1976	22	PL, Warschau	-	Wiese Wiese, gedüngt (NPK, 680kg/ha)	Arrhenatheretum medioeuropaeum	-	A, D	-	-	ms	BRGL
THALER, K., SCHÄTZ, H., ZORDO de, I., et al	1978	32	A, Badgrotzin, Höhe Tusera	-	Wiese	Erle	-	-	-	-	-	-
MÄRKEL, K.	1958	76	D, SX, Altenburg, Rehefeld-Zaunhaus	900 795 792	Mischwald, Nadel- mischwald, Nadel- wald.	Fichte, Fichte/Buche. Fichte/Heidelbeere/ Moos. Fichte/Kiefer.	OL-OF	A, K, D	et-na, Gradl ent	835 1011 1118	ss-s	BR_sL, MO BR_sL, RH BRpo, IX

AUTOR	JAH	ARTEN	STANDORT	HOEHE	MAKROHAB	BOTANIK	MESOHAB	QUANT	FEU	NDS	PH	BODEN
MÄRKEL, K.	1958		D, SX, Bärenfels (Revier 12) D, SX, Thurandt-Grillenburger Wald	710 665 580 380	Nadelwald/ Baummoor	Fichte, Kiegras.						BR,po,IS BR,po,nL GL,uT,RH PO,OX,IS PO,IX,RH PO,uL,RH
FRANZ, H.	1959	63	A, OÖ, Mühlviertel, Sandl, Rosenhof	925	Nadelwald, ungekalkt, 1954 Nadelwald, ungekalkt, 1956 Nadelwald, 200/ha CaCO ₃ , 1954 Nadelwald, 200/ha CaCO ₃ , 1956 Nadelwald, 90/ha CaO, 1954 Nadelwald, 90/ha CaO, 1956	Fichte/Myricaillus-Schuberi		A, D	fe	925	ms s ws	PO,MO
PORZNER, A., WEIGMANN, G.	1992	38	D, BE, Grimewald, Avus	-	Laubwald	Quercus robur/ Krustenflechte/Lecanora	Baumrinde, Flechtentüberzug, Boden	Abs., NO-X-Gradient	-	-	ss	-
KEHL, C., WEIGMANN, G.	1992	28	D, BE	-	Obstgarten, Baum	Apfel/Flechten	Baumrinde, Flechtentüberzug, Boden, Baumrinde	Abs., SO ₂ -Gradient	-	-	-	-
WEIGMANN, G., JUNG, E.	1992	22	D, BF, 6 Standorte (SO ₂ -Gradient)	-	Straßenrand Baum	Tilia cordata, Tilia sp., Flechten, Algen	Baumrinde, Flechten, Algen, Boden, Baumrinde	Abs., SO ₂ -Gradient	-	-	-	-
SCHALK, V.	1968	80	D, BR, Potsdam, Bernin D, BR, Potsdam, Wildenbruch D, SA, Magdeburg, Kl-Wanzleben	30 31 33 34 75 78	Acker, N-P-K gedingt Acker, N-P-K + CaO gedingt Wiese, N-P-K gedingt	Luzerne/Raygras. Luzerne/ Raygras- Winterweizen. Luzerne/ Wintergerate/ Grysium Molinietalia-Artemetherum. Molinietalia/ Dactylis/ Lolium. Molinietalia- Equisetum/ Lotus uliginos.	Pflanzenoberfläche 0-15 cm	A, K, D	el-tr fe-na fr-fe tr-tr	516 385	ms n n-ma ws	BR,IS GL,IS IS,L
WOLTEMADE, H.	1982	39	D, BE	-	Laubwald	Eiche						

AUTOR	JAH	ARTEN	STANDORT	HOEHE	MAKROHAB	BOTANIK	MESOHAB	QUANT	FEU	NDS	PH	BODEN
SCHLÄTZ, H.	1978	81	A, TI, Obergurgl	-	Flechtenheide, Gamsheide, Nadelwald, Rasen, Wiese, Zwergstrauchheide	Flechten, Oräsen.						
BECKMANN, M.	1988	23	D, HB	20	Ruderal	Gramineen/Hemicryptophyten, Grassoat/Krautier, Rubus/Tanacetum/ Solidago/Gramineen	Boden	D	tr	-	n	IS
TRAVE, J.	1984	131	F, PROV, Port-Cros, Cote d'Azur	1 50 150	z.B.: Fels, Baum, Flechtensamen, Laubwald, immergrün, Litoral, Macchie, Macchie/ Fels, Macchie/ Gehölz, Macchie/ Gestein, Macchie/ Laubwald, immergrün, Moosrasen, Ufer, Hoch	z.B. Moos/Flechte, Juniperus/Cistus/Rosmarinus/Pistacia, Quercus ilex/Larix/Abgibtisch/ Oleaceae, Halophyten, (insgesamt 32 verschiedene Pflanzenformationen/Bewuchskombinationen)	OL-Ah Wurzelfilz, Flechte, Moos, Fels, Baum, Totholz, Seegrass, Pflanzenreste, Spaltenum, (insgesamt 22 Mesohabitate)	K, D	el-sm (11 Kombinationen)	-	-	-
ANDRE, H. M.	1984	31	B, Lorraine, Bujocian-Bathonia	255	Laubwald	Pappel/Eiche/ Birke/Kastanie	Baumrinde, Flechte, Krustenflechte, Krusten-Laubflechte, Laub-/Strauchflechte, Laubflechte	K, D	-	-	-	-
BEHAN-PELLETIER, V. M., HILL, S. B.	1983	16	IRL, Glenanoy River, An Foras Taluntais	20	Sumpfwald, dünnert, Sumpfwiese, Sumpfwiese, dünnert	Grassoat/Klee/Festuca/ Poa, Pinus contorta/Picea sitchensis, Schoenus/ Molinia/ Calluna/Erica.	Moos, Torf	-	fc fe-na	-	s	PO,TO
CURRY, J. P., MOMEN, F. M.	1988	11	IRL, Clonsot, Co. Offaly	-	Wiese, Gehölz, Mähwiese, alt gedingt, Mähwiese, jung gedingt, Mähwiese, alt, umben. Weide, gedingt.	Grass/Salis/Detula Grassoat/Klee/Lolium/ Trifolium		K	-	-	n	TO
DALENIUS, P.	1963	135	S, Schwedisch Lappland, Torneträsk	345 -1400	z.B.: Moorwald, Moor, Nadelwald, Widwiese	z.B. Birke/Empetrum, Cassiopa/Impetrum, Carex Bigelowii	OL-Ah Moos, Flechte, Fels	K	el-sm	-	-	huS TO

AUTOR	JAH	ARTEN	STANDORT	HOEHE	MAKROHAB	BOTANIK	MESOHAB	QUANT	FEU	NDS	PH	BODEN
DALENIUS, P.	1963				(19 Ho- Flechtenheide Seggen-Heide stufen Zwergstrau- cheide (insgesamt 19 untersch. Makro- habitats/Ausprägungen)	Dryas octopetala, Pinus silvestris, Poa alpina/Salix, Sphagnum, Trollius/ Ranunculus acris. (insgesamt 19 ver- schiedene Pflanzen- formationen/Bewuchs- kombinationen)			(8 Kombi- nati- onen)			
WEIGMANN, G., KRATZ, W., IBECK, M. et al.	1989	57	D, BE, Grasenwald		- Mischwald	Kiefer/Eiche	-	-	-	-	-	-
STRENZKE, K.	1952	240	Hauptstandorte: D, SH, Dieksee D, SH, Gr. Made- brökensee D, SH, Gr. Plöner See D, SH, Gr. Ukleisee D, SH, Kellerssee D, SH, Flußsee D, SH, Schöbsee D, SH, Trammer See D, SH, Trentsee Nebenstandorte: D, SH: 32 D, NS: 1 Pl., Fennern: 5	0-80 7 Ho- Laubwald stufen Seeufer, Kraut- schichtzone/ Röhricht/Sumpf- wiese/Wiese Waldwiese (insgesamt 50 untersch. Makro- habitats/Ausprä- gungen)	z.B. Buchwald Hochstaubried Laubwald Seeufer, Kraut- schichtzone/ Röhricht/Sumpf- wiese/Wiese Waldwiese (insgesamt 50 untersch. Makro- habitats/Ausprä- gungen)	Buche/Gymno- merionemus Erle, Cyperaceen Eupatorium/Gras/Moss Großseggen Moos Schilf (insgesamt 54 ver- schiedene Pflanzen- formationen/Bewuchs- kombinationen)	OL-Ah Moospolster OL, Fallaub. (insgesamt 41 Mesohabitate)	A, K	es-sm (10 Kombi- nati- onen)	- ma n n-ma s-ms L s-ms IS PO PO,RI RI S Schl, schIS sG SH sl. TO TO,S		
MORITZ, M.	1965c	111	D, MV, Greifswald, (Buchenwald-D) D, MV, Greifswald, (Buchenwald-H) D, MV, Greifswald, (Kiefern-mischwald-E) D, MV, Greifswald, (Kiefern-mischwald-F) D, MV, Greifswald, (Kiefern-mischwald-G)		- Laubwald Laubwald-Kahl- schlag Mischwald Mischwald-Kahl- schlag Nadelwald- Wiederaufforstung	Fichte/Rohbau/Urten Gesäute Krautschicht, Grtser/Caluna- grovis/Jungföhre, Grtser/Caluna- grovis/Jungföhre/Fichte, Juncus/Deschampsia/ Jungföhre, Kiefer/Rot- buche/Fichte, Kiefer/Rot- buche/Vaccinium, Kiefer/ Stieleiche/Eberesche, Oxalis/Rohbau/Jungföhre/ Kiefer, Rohbuche/Stiel- eiche/Waldmeister	OL-OF (Ah)	A, K, D	fo fr fr-fe tr-fr	- s ss		huS lumS,MO lumS,MU lumS,MU

AUTOR	JAH	ARTEN	STANDORT	HOEHE	MAKROHAB	BOTANIK	MESOHAB	QUANT	FEU	NDS	PH	BODEN	
MORITZ, M.	1965c					Stieleiche/Hainbuche/ Rohbuche							
WINK, U.	1971	113	D, BY, Donaual, Günzburg D, BY, Isartal, Landshut D, BY, Lechtal, Rehling D, BY, Naabtal, Oberpflz. Hügelland D, BY, Schwarzbach- tal, Oberpflz. Wald	435 375 440 360 370	Acker Auwald Auwald-Weide Auwiese Wiese, Weide	z.B. Alnetum incanae Draeco-Arthen/beretium Gestirne-Koelerietum Quercus-Ulmicum Sanguisorbo-Silicetum Stellario-Alnetum Wintergetreide. (9 weitere Pflanzen- formationen/Gesell- schaften)	-	A, K	fr-fe fr-no tr tr-fr	625 670 675 680 750	ms-a ms ms ms s ss	BW,huIS BW,huIS BW,huIS KP,huISU KP,huIS KP,huIS KP,huIS KP,ju V,huIS V,huIS V,huIS V,IS	
STARY, J.	1988	75	CSSR, Sumava Gebirge, Mrtyv Jah	742	Torfmoor	-	-	-	fo-na	-	-	-	
WUNDERLE, I.	1992	72 (116)	D, BW, Entlingen/ Schlittenboch	320	Laubwald	Buche Moose/Hypnum cypripiflorum	OL-Ah Baumkrone Baumkrone, 30m Baumrinde Moospolster Streu/Stammfuß Totholz	A, (K), D	-	1042	ss-s		BR,MO
MINGUEZ, M. E.	1981	71	E, El Pando, 3°42'N, 40°32'W	700	Mischwald	Juniperus-Quercetum rotundifoliae Alnus incana/ Pseudotsuga/Oxalis, Birke/ Kahleiche/Grtser, Fichte/ Eiche/ Vaccinium, Fichte/ Oxalis/Sphagnum, Kiefer/ Birke/Zwergsträucher/ Calluna. (6 weitere Pflanzen- formationen/Gesell- schaften)	Moospolster, Fallaub	-	tr	550	ss-ms		PGL,MU
KARPPINEN, E.	1958	102	SF, Ruotsinkylän, Tuusula SF, Susimäki, Hyytiälä, Ruovesi SF, Tammisto, Helsinki		- Feuchtwald, Espen- gehölz, Gebüsch, Mischwald, Nadel- wald, Fichtengehölz, Moosrasen, Sumpfwald, Wald/ Birken- gehölz, Wald, Heide		OL-OH	Abs., D	fo fr fr-fe na ms-sm tr-fr	555	ms s ss		
KARPPINEN, E.	1958b	36	SF, Lammi, Taka- Killo		- Seeufer/Hochufer, Randstreifen, Wasserlinie	Pleurozium schreberi/Poa Sphagnum/Comarum/ Calla palustris	-	A, K, D	fo-na na na-sm	-	-	-	

AUTOR	JAHR	ARTEN	STANDORT	HOEHE	MAKROHAB	BOTANIK	MESOHAB	QUANT	FEU	NDS	PH	BODEN
KARPPINEN, E.	1958b					Sphagnum/Pteridium						
KARPPINEN, E.	1958c	53	SF, Rowaniemi, Pekula, Fjelds Kaihanva		- Wald	Fichte/Birke						
RAJSKI, A.	1961b	181	PL, HAJNOWKA, Bialowieski N Park: 4 PL, POZNAN: 13		- Bruchwald, Feuchtwiese, Laubmischwald, Moorwald/ Nadelwald, Sumpfwiese, Süßgraswiese, Waldwiese	z.B. Alnetum glutinosae typicum, Ardenatheretum elatioris, Dicranopunctum, Molinietum coerulescens, Pinus silvestris/ Betula/ Eriophorum, Molinietum coerulescens/ Phragmites/ Carex, Querco-carpinetum medioeuropaeum (3 weitere Pflanzenformationen/Klassifikationen)	OL-Ah Mesopäsiar Baumrinde, Totholz Ameisennest (11 weitere Mesohabitate)	A, K, D	fe-nn fr fr-fe fr-na na na-sm lr lr-fr	-	ms n s ss ws	TD OS: 1,66-76% (Gradient: zehnstufig)
SCHUSTER, R.	1959	55	A, BU, Neusiedler-see, Salzhengebiet	130	Salzboden Salzsteppe Salzsteppenrasen See Seeufer Trockenrasen Trockenwald	Artemisia maritima/ Festuca pseudovina, Bolboschoenus maritimus/ Puccinella, Carex distans/ Festuca pratensis, Lepidium cartilagineum, Robinie/Pappel, Schilf	Rasen Schilfgürtel Spülsaum, Gebirgsüberzüge		et-tr fe-na fe-sm sm lr lr-fr	-	n, ss	IS IufS
BECK, L. et al	1996	54	D, BW, Bad Urach, Mittlere Kuppenalb	720	Laubwald	Asperulo-Fagetum / Buche	OL-OH	A, K, D	fr-fe	930	ws	TRF-RE, 1, MU
BECK, L. et al	1996	55	D, BW, Zwiefalten (Münzdorf), Mittlere Flächenalb	725	Laubwald	Elymo-Fagetum / Buche	OL-OH	A, K, D	fr-fe	780	ms	TRF, 1, MU/MO
BECK, L. et al	1996	56	D, BW, Eppingen, Krainichgau	220	Laubwald	Asperulo-Fagetum / Buche	OL-OH	A, K, D	fr	730	s	PDR, 1, MU/MO
BECK, L. et al	1996	50	D, BW, Craibheim, Hohenloher Ebenen	420	Laubwald	Lathyro-Fagetum / Buche	OL-OH	A, K, D	fr-fe	800	ws	BR, 1, MU/MO
BECK, L. et al	1996	63	D, BW, Schriesheim, Vorderer Odenwald	300	Laubwald	Luzulo-Fagetum / Buche	OL-OH	A, K, D	tr-fe	1000	ss	BR, gS, MO
BECK, L. et al	1996	67	D, BW, Ottenhöfen, Nördlicher Talschwarzwald	720	Nadelwald	Luzulo-Abietetum / Fichte	OL-OH	A, K, D	fr-na	1700	ss	BR, IG, MORU
BECK, L. et al	1996	69	D, BW, Demstschingen (Eisenbach), Südöstlicher Schwarzwald	1010	Nadelwald	Vaccinio-Abietetum / Fichte	OL-OH	A, K, D	fr-na	1200	ss	PBRpo, IS, MORH
BECK, L. et al	1996	35	D, BW, Schönan (Belchen), Hochschwarzwald	1215	Laubwald	Luzulo-Fagetum cal. / Buche	OL-OH	A, K, D	fr?	1860	ss	BR, 1, MU/MO
BECK, L. et al	1996	74	D, BW, Breisach (Kaiserstuhl)	320	Laubwald	Carici-Fagetum / Buche	OL-OH	A, K, D	fr	670	n	PRD, 1, MU/MO
BECK, L. et al	1996	62	D, BW, Offenborg (Oberchopflheim), Emmendinger Vorberge	250	Laubwald	Luzulo-Fagetum / Buche	OL-OH	A, K, D	fr-fe	890	ss	PBRpgl, IS, MORBU
BECK, L. et al	1996	53	D, BW, Weinheim (Mühlheim), Hessische Rheinebene	100	Mischwald	Buche mit Kiefer / Buche	OL-OH	A, K, D	tr-fe	640	ss	BRpo, S, RH
BECK, L. et al	1996	40	D, BW, Au am Rhein, nördl. Oberrhein-niederung	105	Auwald (Hartholzaue)		OL-OH	A, K, D		830	n	LIX, MU
BECK, L. et al	1996	28	D, BW, Böchsberg, Kaiserstuhl	250	Winterlindewald	Hainbuche	OL-OH	A, K, D	tr-fr	660	-	L, MU
BECK, L. et al	1996	31	D, BW, Böchsberg, Kaiserstuhl	235	Flummeichen-Buschwald		OL-OH	A, K, D		660	-	L, MU
BECK, L. et al	1996	28	D, BW, Lautertal (Höchsthausen), Mittl. Flächenalb	640	Trockenrasen		OL-OH	A, K, D	tr-fr	720	-	RD?, MU
HORAK, F.	1996	72	D, RP, Mauz, Lennberg	115	Nadelwald	Dicranopinetum epipactetosum; pos. Anemone-Quercetum...	OL-OF/OH-Ah Baumrinde	A, K, D	et-fr	560	s	PBR/PRD, S, MU/MO

Fortsetzung Tab. A5 Oribitäden der Streuschicht und des Bodens verschiedener terrestrischer Ökosysteme: Abkürzungsverzeichnis

STANDORT	QUANT	FEU	PH	BODEN
Nationalitätskennzeichen für Kraftfahrzeuge (1993). Abkürzungen für Bundesländer/ Regionen. Nach dem Doppelpunkt: Anzahl der Probestellen	A = Abundanz (Ind./Quadratmeter oder einer anderen, z. B. Volumenheit)	et = extrem trocken (pF: häufig < 4) tr = trocken (pF: 3-3,9)	es - extrem sauer (pH < 3) ss = stark sauer (pH: 3-3,9)	Abk. f. Bodentyp, Bodenart, Humusform OS: Prozentzahl = Anteil der organischen Substanz
A = Österreich B = Belgien CH = Schweiz D = Deutschland DK = Dänemark E = Spanien F = Frankreich GB = Großbritannien I = Italien IRL = Irland N = Norwegen NL = Niederlande PL = Polen S = Schweden SF = Finnland	Abs. = Absolut- zahl der Indi- viduen einer Art D = Dominanz K = Konstanz	fr = frisch (pF: 1,8-2,9) fe = feucht (pF: 1-1,7) na = naß (pF: häufig < 0,9) sm = submers (überwiegend/ständig gesättigt/unter Wasser)	s = sauer (pH: 4-4,9) ms = mäßig sauer (pH: 5-5,9) ws = wenig sauer (pH: 6-6,9) n - neutral/schwach alkalisch (pH: 7-7,9) ma = mäßig alkalisch (pH: 8-8,9) a = alkalisch (pH: 9-9,9) sa = stark alkalisch (pH: 10-10,9) ex = extrem alkalisch (pH > 11)	BR = Braunerde BRGL = Braunerdegley BW = Borowina GL = Gley, gl = gleig/vergleit KP = Kalkpaternia PBR = Parabraunerde PGL = Pseudogley PO = Podsol, po = podsolig SH = Unterwasserboden, sh = subhydrisch V = Vega L = Lehm, l = lehmig G = Grus (Kies), g = grusig/kiesig S = Sand, fs = Feinsand, mS = Mittelsand s = sandig, fs = feinsandig T = Ton, t = tonig Schl = Schlick, schl = schlickig U = Schluff, u = schluffig X = Schotter, fx = Feinschotter HU = Humus, hu = humos/humusreich MO = Moder MU = Mull RH = Rohhumus TO = Torf
BE = Berlin BR = Brandenburg BW = Baden-Württemberg BY = Bayern MV = Mecklenburg-Vorpommern NS = Niedersachsen SA = Sachsen-Anhalt SH = Schleswig-Holstein SX = Sachsen BU = Burgenland KA = Kärnten OO = Oberösterreich ST = Steiermark TI = Tirol MI-PYREN = Midi-Pyrenées PROV = Provence-Alpes/Côte d'Azur VAR = Var				

Tab. A.6.1 : Abundanzen und Artenzahlen von Gamasinen in verschiedenen Ökosystemen

Quelle	Anmerkungen	Dauer [j]	mittl. Abundanz (Indiv./m ²)	Artenzahl
Buchenwald				
Karg 1994			23 000	
Ruf unveröff.		1x	ca. 21 000	
Karg 1967		1	19 000	52
Karg 1967		2	16 000	21
Luxton 1982	+Uropodina		11 000	66
Hammad 1961	+Uropodina	1	11 000	
Kratzmann et al. 1993	+Uropodina	1	5 000	
Schulz 1991			3 400	53
Schulz 1991	Laub -		2 200	
Schulz 1991	Laub +		7 200	
Hammad 1961	+Uropodina	1	4 500	
Müller 1993		1	4 800	24
andere Laubwälder				
Blazak & Madej 1993			-	43-51
Tanaka et al. 1978		1	35 000	
Arpin et al. 1980			ca. 20 000	
Garay 1981		2x	17 000	
Ruf unveröff.		1	16 000	36
Reichle et al. 1977			10 000	
Heldt 1993		1x	9 000	32
Lebrun 1971		2	7 300	
Schulz 1991	Sukzession		7 000	36
Huhta et al. 1979	+Uropodina	1	6 400	
Lebrun 1971	Anpflanzung		3 300	
Athias-Henriot 1975			2 300	30
Nadelwald				
Schimitschek 1938	ohne Streu	1x	44 000	
Huhta et al. 1986		2	13 000	
Garay 1981		2x	7 000	
Persson et al. 1980		1	8 400	14
Kratzmann et al. 1993	+Uropodina	1	6 000	19-46
Schimitschek 1938	ohne Streu	1x	7 000	
Elbadry 1973		1	4 000	
Hammad 1961	+Uropodina	1	3 800	
Usher 1971		1	2 300	19
Hecke				
Haarlov 1960		1	20 000	13
Buryn 1993		1	16 000	25-31
Buryn & Hartmann 1992		1	15 000	33
Grünland				
Weidemann et al. 1988	Sukzession	2	38 000	27-31
Curry 1969			28 000	
Sardar 1980		2	27 000	25
Haarlov 1960		1	20 000	13
Moormann 1994		1x	18 000	23

Quelle	Anmerkungen	Dauer [I]	mittl. Abundanz	
			(Indiv./m ²)	Artenzahl
Karg 1961		2	15 000	38
Heldt 1993		1x	15 000	13-17
Ruf unveröff.		1x	15 000	
Wood 1967		1x	19 000	32
Karg 1967		1	16 000	12
Buryn & Hartmann 1992		1	13 000	24-33
Athias-Henriot 1972			12 000	
Lebrun 1971		2	9 000	
Karg 1989			8 000	
Dhillon & Gibson 1962		1	8 000	11
Persson & Lohm 1977		1	7 400	
Ruf unveröff.		1x	7 000	
Athias-Henriot 1975			5 700	
Huhta et al. 1979		3	5 000	19
Mallow et al. 1985		1	5 000	
Karg 1989			5 000	
Lussenhop 1981	+Uropodina	1	4 700	
Frenzel 1936			4 500	
Moore et al. 1984			4 500	
Glockemann 1991		2x	4 300	
Koehler 1984		1x	4 200	
Seastedt 1984	+Uropodina	2	4 000	
Lagerlöf & Andren			3 600	17
Koehler 1984		1x	3 300	
Davis 1963			2 800	21
Weis-Fogh 1947/48		2	2 600	5-11
Magerrasen				
Buryn 1993		1	26 000	24-30
Heide				
Munderloh & Hofman 1992		1x	11 500	
Petersen et al. 1987			7 600	
Madge 1965		1	3 000	
Hochmoor				
Block 1966		1	3 200	
Madge 1965		1	1 200	
Brache				
Weidemann et al. 1988	Sukzession	2	20 000	18-27
Koehler 1984		1x	9 500	
Schulz 1991			8 300	35
Puschnig 1993		1x	8 000	5-11
Schulz 1991			5 500	35
Karg 1989			4 000	
Madej & Blaszkak 1993		1	3 900	19-32
Weinberg				
Jörger 1989	integriert	2	15 540	50
Jörger 1989	konventionell	2	11 775	35
Schmelcher 1983		1	5 500	7-22

Quelle	Anmerkungen	Dauer [j]	mittl. Abundanz (Indiv./m ²)	Artenzahl
Acker				
Lübben & Glockemann 1993		2	10 000	27
Gottfriedsen 1987	integriert	1	10 000	25
Glockemann 1988			8 500	
Karg 1961		2	7 700	16
Heisler 1993			6 000	24
Butz-Strazny & Ehrnsberger 1993		2	5 000	22
Moore et al. 1984		1	4 000	
Gottfriedsen 1987	konventionell	1	3 900	25
El Titi 1984	+Uropodina	3	3 400	45
Mallow et al. 1985		1	2 400	
Lagerlöf & Andren			2 000	
Schulz 1991			2 000	24
Bühlmann 1984		2	3 900	
Sonderstandorte				
Karg 1983	Komposterde		370 000	
Karg 1983	Teibhaus		75 000	
Huhta et al. 1979	Gülle & Rindenkompost		70 000	
Puschnig 1993	Ölabbaubeet		13 000	2-11
Haarlov 1960	Ameisenhügel		9 900	10-14
Puschnig 1993	Reaktorboden		2 300	

Tab. A.6.2: Abundanzen und Artenzahlen von Gamasinen in Wäldern

Europa	Autor	Jahr	dominante Baumart	Anmerkungen	Dauer [□]	mittlere Abundanz	Artenzahl
	MADGE	1965	Eiche/Esche	nur Streu	1	703	
	ASIKIDIS & STAMOU	1991	Eichengebüsch	6 Mikrohab.	1	913	
	KRIVOLUTSKII et al.	1990	Kiefer		1	1 225	
	CHRISTIAN	1995	Esche	Aufforstung	2	1 769	
	KARG	1967	Eiche		1	1 782	12
	ELBADRY	1973	Schonung		1	2 087	
	MÜLLER	1993	Fichte	gekalkt	1,5	2 158	21
	SCHULZ	1991	Buche	Laub -	6	2 168	40
	MÜLLER	1993	Fichte		1,5	2 191	24
	GLOCKEMANN & LARINK	1991	Gebüsch		1	2 240	9
	MÜLLER	1993	Fichte	+Hauskomp.	1,5	2 253	16
	MADGE	1965	Eiche/Esche	Moos	1	2 263	
	ATHIAS-HENRIOT	1975	Linde		?	2 307	30
	NIEDBALA et al.	1990	Linde	naturnah	1	2 400	29
	NIEDBALA et al.	1990	Linde	stadtnah	1	2 491	20
	CHRISTIAN	1995	Pappel	Aufforstung	2	2 500	
	ALBERTI et al.	1991	Buche	ungekalkt, neutral	1	2 737	28
	CHRISTIAN	1995	Kiefer	Aufforstung	2	2 750	
	BAATH et al.	1980	Kiefer	künstl. versauert 2	1	2 850	
	RUSSEL et al.	1994	Kiefer		1	2 895	
	SCHULZ	1991	Buche		10	3 151	50
	ALBERTI et al.	1991	Buche	ungekalkt, sauer	1	3 368	21
	HAMMAD	1961	Eiche	+Uropodina	1	3 433	
	SCHIMITSCHEK	1938	Latsche	Alpen, nur Boden	1	3 603	
	HAMMAD	1961	Fichte	+Uropodina	1	3 633	
	MÜLLER	1993	Fichte	+Baumkomp.	1,5	3 749	18
	BAATH et al.	1980	Kiefer	künst. versauert 1	1	3 760	
	ALBERTI et al.	1991	Buche	gekalkt	1	3 873	26
	KRATZMANN et al.	1993	Buche	auf Löß	1	4 300	
	ELBADRY	1973	Kiefer		1	4 384	
	ALBERTI et al.	1991	Fichte	ungekalkt, neutral	1	4 421	32
	HAMMAD	1961	Fichte	+Uropodina	1	4 433	
	BAATH et al.	1980	Kiefer	Kontrolle	1	4 450	
	KRATZMANN et al.	1993	Buche	auf Bundsandstein	1	4 775	
	ALBERTI et al.	1991	Fichte	gekalkt	1	5 052	21
	ALBERTI et al.	1991	Fichte	gekalkt	1	5 136	18
	ALBERTI et al.	1991	Buche	gekalkt	1	5 810	26
	ALBERTI et al.	1991	Fichte	ungekalkt, sauer	1	5 978	17
	KRATZMANN et al.	1993	Fichte	auf Bundsandstein	1	6 050	21
	KRATZMANN et al.	1993	Fichte	auf Löß	1	6 050	46
	SCHIMITSCHEK	1938	Fichte	Alpen, nur Boden	1	6 162	
	HUHTA et al.	1979	Birke	+ Ur.	1	6 400	
	MITTMANN	1989	Buche	nur Streu	5	6 626	36
	SENICZAK & DABROWSKI	1993	Kiefer	stark N belastet	2	6 950	
	SCHULZ	1991	Buche	Laub +	6	7 227	50
	SCHULZ	1991	Esche	Brachwald	1	7 294	34
	GARAY	1981	Eiche	unter Kiefer	1	7 300	
	LEBRUN	1971	Eiche	nur Streu	2	7 300	
	SENICZAK & DABROWSKI	1993	Kiefer	kaum N belastet	2	7 450	

Europa (Forts.)		dominante Baumart	Anmerkungen	Dauer [j]	mittlere	
Autor	Jahr				Abundanz	Artenzahl
ELBADRY	1973	Fichte		1	7 688	
DEBRY & LEBRUN	1980	Lärche	gedüngt 3 + Ur.	1	7 830	
SENICZAK & DABROWSKI	1993	Kiefer	mäßig N belastet	2	8 000	
HAGVAR & ABRAHAMSEN	1990	Fichte	Blei Kontamination	1	8 375	
PERSSON et al.	1980	Kiefer		1	8 400	
SENICZAK & DABROWSKI	1993	Kiefer	Kontrolle	2	8 950	
HELDT	1993	Buche/Eiche	Park	1	9 167	32
HUHTA et al.	1986	Kiefer		1	9 800	20
LUXTON	1982	Buche	+Uropodina	3	10 151	
BURYN	1990	Hecke	+Uropodina	1	10 625	25
DEBRY & LEBRUN	1980	Lärche	gedüngt 1 + Ur.	1	10 673	
KARG	1967	Buche	Laub -	2	10 675	8
DEBRY & LEBRUN	1980	Lärche	gedüngt 2 + Ur.	1	12 188	
SENICZAK et al.	1995	Kiefer	stark N belastet	2	12 300	34
HAMMAD	1961	Eiche ?	+Uropodina	1	12 533	
BURYN	1990	Hecke	+Uropodina	1	12 876	40
SENICZAK et al.	1995	Kiefer	kaum N belastet	2	12 900	36
SENICZAK et al.	1995	Kiefer	mäßig N belastet	2	13 600	35
DEBRY & LEBRUN	1980	Lärche	Kontrolle + Ur.	1	13 746	
HUHTA et al.	1986	Kiefer		1	14 200	19
KARG	1967	Buche		2	16 111	21
GARAY	1981	Eiche	unter Hainbuche	1	16 300	
HUHTA et al.	1986	Fichte		2	16 400	21
SENICZAK et al.	1995	Kiefer	Kontrolle	2	16 800	34
SCHIMITSCHEK	1938	Fichte, hoch	Alpen, nur Boden	1	17 905	
HAARLOV	1960	Hecke: Weißdorn		3	20 000	
ARPIN et al.	1980				20 000	
BURYN	1990	Hecke	+Uropodina	1	21 760	27
KARG	1967	Buche		1		52
BLASZAK & MADEJ	1993	Eiche/Hainbuche		?		49
BLASZAK & MADEJ	1993	Eiche/Hainbuche		?		66
Nordamerika		dominante			mittlere	
Autor	Jahr	Baumart	Anmerkungen	Dauer [j]	Abundanz	
TOUSIGNANT et al.	1988	Esche-Plantage	umgebrochen	1	2 800	
REICHLE et al.	1977	Liriodendron		?	10 130	
TOUSIGNANT et al.	1988	Esche-Plantage	auf Brache	1	15 200	
Japan		dominante			mittlere	
Autor	Jahr	Baumart	Anmerkungen	Dauer [j]	Abundanz	
TANAKA et al.	1978	Eiche	+Uropodina	2	27 490	
Tropen		dominante			mittlere	
Autor	Jahr	Baumart	Anmerkungen	Dauer [j]	Abundanz	Artenzahl
KINNEAR	1991	Eucalyptus	6 Mikrohab.	1	407	6
MIR	1993	Eiche	+Uropodina	1	431	
MIR	1993	Kiefer	+Uropodina	1	602	
SARKAR	1990	div.		2	909	
MADGE	1969	Regenwald		1	5 857	

Indexverzeichnis

A

Abundanz.....	36
Adenosintriphosphat.....	153
Ameisen	
bodenbiologische Klassifikation.....	324
Methoden zur Erfassung.....	162
Standortfaktoren.....	139
Artenzahl.....	37
Asseln	
bodenbiologische Klassifikation.....	267
Methoden zur Erfassung.....	161
Standortfaktoren.....	110

B

Basalatmung	
Mikroorganismen.....	154
Bioindikation.....	40
Biologische Faktoren.....	31
Biomasse.....	36
Biotope.....	31
Bodenart.....	28
Bodenatmung	
Mikroorganismen.....	154
Bodenbearbeitung.....	34
bodenbiologische Klassifikation.....	3
Asseln.....	267
Beispiel.....	186
Carabidae.....	298
Chilopoda.....	267
Diplopoda.....	267
Doppelfüßer.....	267
Enchytraeidae.....	216
Gamasina.....	256
Gliederung von Standorttypen.....	184
Herangehensweise.....	333
Hundertfüßer.....	267
Laufkäfer.....	298
Lumbricidae.....	229
Oligochaeten.....	214
praktische Anwendung.....	181
Regenwürmer.....	229

bodenbiologische Methoden

Cellulosezersetzung.....	163
Einschätzung produktionsbiologischer Parameter.....	164
Köder-Lamellentest nach VON TÖRNE.....	163
Mikro- bzw. makromorphologische	
Bodenuntersuchungen.....	164
Minicontainer - Testsystem (EISENBEIS 1994).....	164
Netzbeutel-Methode (Litter-bag).....	164
<u>Bodenchemische Faktoren</u>	29
Bodenfauna	
Entnahme von Proben aus dem Freiland.....	155
Freilandmethoden.....	156
Funktion.....	23
Laboraustreibungsmethoden.....	157
Bodenfeuchte.....	29
Bodenmikroflora.....	42
Funktionen.....	20
Bodenorganismen	
Andere anthropogene Faktoren.....	47
Anthropogene chemische Faktoren.....	46
biologische Faktoren.....	45
bodenbiologische Klassifikation.....	3
Bodenchemische Faktoren.....	44
Bodenphysikalische Faktoren.....	43
Klassifikation anhand funktioneller Kriterien.....	16
Klassifikation anhand taxonomischer Kriterien.....	14
Bodentemperatur.....	29
Bodentierklassifizierung.....	324
Bodentyp.....	28
Bodenverdichtung.....	34
C	
C- und N-Gehalt.....	30
Carabidae	
bodenbiologische Klassifikation.....	323
bodenbiologische Klassifikation.....	298
Methoden zur Erfassung.....	162
Standortfaktoren.....	118
Cellulosezersetzung	
bodenbiologische Methoden.....	163
Chemikalien.....	32
Chilopoda	

bodenbiologische Klassifikation	267	G	
Methoden zur Erfassung	161	Gamasina	
Standortfaktoren	101	bodenbiologische Klassifikation	256, 323
Chilopoda:.....	323	Standortfaktoren	84
Chloroform Fumigation Extraktion		H	
Mikroorganismen.....	153	Humusform	28
Chloroform Fumigation Inkubation		Hundertfüßer	
Mikroorganismen.....	152	bodenbiologische Klassifikation	267
D		Standortfaktoren	101
Dekompositionsprozeß	20	I	
Diplopoda		Interaktion	32
bodenbiologische Klassifikation	267, 323	Isopoda	
Methoden zur Erfassung	161	bodenbiologische Klassifikation	267, 323
Standortfaktoren	110	Methoden zur Erfassung	161
direkte Beobachtung		Standortfaktoren	110
Mikroorganismen.....	152	K	
Dominanzspektrum.....	37	Kahlschlag	34
Doppelfüßer		Kalkung	34
bodenbiologische Klassifikation	267	Kalorimetrie	154
Standortfaktoren	110	Kationenaustauschkapazität.....	30
Düngung	34	Keimtest	
E		Mikroorganismen.....	152
Einschätzung produktionsbiologischer Parameter		Köder-Lamellentest nach VON TÖRNE	
bodenbiologische Methoden	164	bodenbiologische Methoden	163
Elementgehalt	30	Konsumtion	37
Enchytraeidae		L	
bodenbiologische Klassifikation	216, 322	Laboraustreibungsmethoden	
funktionelle Bedeutung.....	23	Bodenfauna.....	157
Methoden zur Erfassung	158	Laufkäfer	
Standortfaktoren	48	bodenbiologische Klassifikation	298
Energiebilanz.....	38	Methoden zur Erfassung	162
Entnahme von Proben aus dem Freiland		Standortfaktoren	118
Bodenfauna.....	155	Luftschadstoffe	33
Enzymaktivität	38	Lumbricidae	
Mikroorganismen.....	154	bodenbiologische Klassifikation	229, 322
F		Methoden zur Erfassung	159
Formicoidea		Standortfaktoren	59
bodenbiologische Klassifikation	324	M	
Methoden zur Erfassung	162	Mahd.....	34
Standortfaktoren	139	Makrohabitate	31
Freilandmethoden		Mikro- bzw. makromorphologische	
Bodenfauna.....	156	Bodenuntersuchungen	

bodenbiologische Methoden	164	S	
Mikroflora		Schwermetalle	32
bodenbiologische Klassifikation	324	Sekundärzersetzung	21
Mikroorganismen		Standortfaktoren	
Adenosintriphosphat	153	generelle Einflußgrößen	27
Basalatmung	154	natürliche	28
Bodenatmung	154	Standortklassifikation	3, 326
Chloroform Fumigation Extraktion	153	Beispiel	186
Chloroform Fumigation Inkubation	152	Ecological Profiles (BRIONES et al.)	178
direkte Beobachtung	152	Ecotopes/Ecological species group (SINNIGE et al.)	177
Enzymaktivität	154	Festlegung von Standorttypen	329
Kalorimetrie	154	generelle Zusammenhänge	181
Keimtest	152	Gliederung von Standorttypen	184
Probenahme	151	Herangehensweise	333
Substrat-induzierte Respiration	153	mikrobiologische Parameter	166
Milben		pedozoologische Standortslehre (VOLZ)	172
Methoden zur Erfassung	160	praktische Anwendung	181
Minicontainer - Testsystem (EISENBEIS 1994)		Zersetzergesellschaften (Graefe)	175
bodenbiologische Methoden	164	Streuabbau	38
N		Substrat-induzierte Respiration	
Nährstoffe	32	Mikroorganismen	153
Netzbeutel-Methode (Litter-bag)		Sukzession	40
bodenbiologische Methoden	164	T	
Ö		Tausendfüßer	
Ökologischer Index	39	Methoden zur Erfassung	161
Oligochaeten		Testkennwert	40
bodenbiologische Klassifikation	214	U	
Oribatida		Umweltchemikalien	33
bodenbiologische Klassifikation	323	V	
Standortfaktoren	71	Vegetation	31
P		Verhalten	39
pedozoologische Standortslehre (Volz)	172	Vertikalverteilung	37
Pestizide	33		
Populationsdynamik	36		
Primärzersetzung	21		
R			
Regenwürmer			
bodenbiologische Klassifikation	229		
funktionelle Bedeutung	23		
Methoden zur Erfassung	159		
Standortfaktoren	59		
Reproduktion	36		
Respiration	38		

Abbildungsverzeichnis

ABB. 1:	GRÖßENKLASSEN DER BODENFAUNA UND IHRE ZUORDNUNG ZU TROPHISCHEN GRUPPEN (VGL. S. 10; BECK 1993)	17
ABB. 2:	GEWICHTSVERTEILUNG DER BODENLEBEWESEN IM OBEREN, BELEBTE BODENHORIZONT EINES LAUBMISCHWALDES MIT MULLHUMUS (AUS DUNGER 1983)	19
ABB. 3:	SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DES STOFFFLUSSES IM BEREICH DER ZERSETZER IM ÖKOSYSTEM BODEN (AUS BECK 1993)	21
ABB. 4:	ZUM ABBAU VON LAUBSTREU IN EINEM WALDBODEN DURCH TIERISCHE ZERSETZERGRUPPEN. (AUS EISENBEIS & WICHARD 1985, VERÄNDERT NACH ZACHARIAE 1965).....	22
ABB. 5:	PLASTIZITÄT VON 12 ORIBATIDENARTEN	77
ABB. 6:	SAISONALE TIEFENVERTEILUNG DER GESAMTZAHL ALLER WEIBCHEN (OFFENE KÄSTCHEN) VERGlichen MIT DER SAISONALEN TIEFENVERTEILUNG GRAVIDER WEIBCHEN (DUNKLE KÄSTCHEN) JEWEILS IN PROZENT. PFEILE GEBEN DIE HAUPTSÄCHLICHE EIBLAGEZEIT AN (LUXTON 1981).....	80
ABB. 7:	SAUERSTOFFVERBRAUCH IN $10^{-3} \mu\text{L O}_2$ PRO STUNDE PRO INDIVIDUUM BEI EINER TEMPERATUR VON 10°C ...	85
ABB. 8:	ABUNDANZEN (INDIVIDUEN PRO m^2) DER GAMASINEN IN VERSCHIEDENEN LEBENSRAUMTYPEN:	87
ABB. 9:	TIEFENVERTEILUNG VON GAMASINEN IN ABHÄNGIGKEIT DER KÖRPERBREITE (IN μm) DER GEFUNDENEN INDIVIDUEN. A: IN EINER WIESE, B: IN EINER HECKE, ANGEgeben SIND DIE MITTELWERTE UND DIE DOPPELTE STANDARDABWEICHUNG (BURYN 1990)	90
ABB. 10:	SIEDLUNGSDICHTE DER GAMASINA EINER WIESE IM JAHRESVERLAUF, AUS KARG (1961B).....	91
ABB. 11:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DOMINANZKLASSEN (LOGARITHMISCH I: 0,063 - 0,125 % BIS IX: 16 - 32 % X: > 32%) IN VERSCHIEDENEN LEBENSRAUMEN	99
ABB. 12:	EINTEILUNG DER HUNDERTFÜßER NACH TYPISCHEN AUFENTHALTSORTEN (MIKROHABITATEN) IN DEUTSCHLAND (OHNE ALPEN)	103
ABB. 13:	ARTENZAHL UND SIEDLUNGSDICHTE VON DIPLOPODEN IN VERSCHIEDENEN WALDSTANDORTEN IN BELGIEN (NACH DATEN VON KIME 1992)	112
ABB. 14:	ÖKOLOGISCHE CHARAKTERISIERUNG FÜR 12 REGENWURMARTEN (BRIONES ET AL. 1995). DER GRAD DER SCHATTIERUNG DEUTET NIEDRIGE, MITTLERE ODER HOHE WERTE DES JEWEILIGEN FAKTORS AN. BEIM FAKTOR "BIOTOPE" (= MAKROHABITAT) BEDEUTET EIN DUNKLER PUNKT WIESE, EIN KREIS FLUßUFER UND EIN QUADRAT WALD. DIE STERNE INDIZIEREN STATISTISCHE SIGNIFIKANZ ZWISCHEN ERWARTETEM VORKOMMEN UND FEHLEN ($p < 0,05$ BZW. $0,01$).....	180
ABB. 15:	GENERELLE ZUSAMMENHÄNGE ZWISCHEN EINZELNEN BODENKUNDLICHEN PARAMETERN VON WALDSTANDORTEN UND DEM VORKOMMEN EINIGER WICHTIGER ORGANISMENGRUPPEN (ZAHLEN IN KLAMMERN: DURCHSCHNITTLICHE ABUNDANZ PRO m^2); VERÄNDERT NACH EIJSACKERS 1992)	181
ABB. 16:	ÄNDERUNGEN DER ZERSETZERGESELLSCHAFTEN IN PODSOL- UND HOCHMOORBÖDEN NACH ZEMENTWERK-IMMISSIONEN UND BODENNUTZUNG (GRAEFE 1993)	183
ABB. 17:	KLIMADATEN DER NÄCHSTGELEGENEN STATION DES DEUTSCHEN WETTERDIENSTES (SCHÖ: SCHÖNAU, OTT: OTTENHÖFEN, DON: DONAUESCHINGEN, BU: BAD URACH, ZW: ZWIEFALTEN, SCHR: SCHRIESHEIM, CRA: CRAILSHEIM OFF: OFFENBURG, EPP: EPPINGEN, BRE: BREISACH, MA: MANNHEIM)	200
ABB. 18:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DOMINANZKLASSEN NACH ENGELMANN (1978) AM STANDORT ZWIEFALTEN (140):	257
ABB. 19:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DIE VERSCHIEDENEN FORTPFLANZUNGSARTEN NACH RUF (1996) AM STANDORT ZWIEFALTEN (140):	258

ABB. 20:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DOMINANZKLASSEN NACH ENGELMANN (1978) AM STANDORT SCHRIESHEIM (350):.....	258
ABB. 21:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DIE VERSCHIEDENEN FORTPFLANZUNGSARTEN NACH RUF (1996) AM STANDORT SCHRIESHEIM (350):.....	259
ABB. 22:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DOMINANZKLASSEN NACH ENGELMANN (1978) AM STANDORT DONAUESCHINGEN (400):.....	260
ABB. 23:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DIE VERSCHIEDENEN FORTPFLANZUNGSARTEN NACH RUF (1996) AM STANDORT DONAUESCHINGEN (400):.....	261
ABB. 24:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DOMINANZKLASSEN NACH ENGELMANN (1978) AM STANDORT SCHÖNAU (410):.....	262
ABB. 25:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DIE VERSCHIEDENEN FORTPFLANZUNGSARTEN NACH RUF (1996) AM STANDORT SCHÖNAU (410):.....	262
ABB. 26:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DOMINANZKLASSEN NACH ENGELMANN (1978) AM STANDORT OFFENBURG (470):.....	263
ABB. 27:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DIE VERSCHIEDENEN FORTPFLANZUNGSARTEN NACH RUF (1996) AM STANDORT OFFENBURG (470):.....	264
ABB. 28:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DOMINANZKLASSEN NACH ENGELMANN (1978) AM STANDORT MANNHEIM (520):.....	265
ABB. 29:	VERTEILUNG DER ARTEN AUF DIE VERSCHIEDENEN FORTPFLANZUNGSARTEN NACH RUF (1996) AM STANDORT MANNHEIM (520):.....	265
ABB. 30:	ANORDNUNG DER NEUN UNTERSUCHTEN STANDORTE IN DER ERSTEN HAUPTEBENE DER KORRESPONDENZANALYSE. DIE ZAHLEN AN DEN PUNKTEN SIND DIE STANDORTNUMMERN. DIE NÄHE DER PUNKTE ZUEINANDER ENTSpricht DER ÄHNLICHKEIT DER CHILOPODEN - , DIPLOPODEN - UND ISOPODENFAUNA DER ENTSPRECHENDEN STANDORTE.....	272
ABB. 31:	SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DER WECHSELSEITIGEN VERHÄLTNISSE UNTER DEN ARTENGRUPPEN UND DER MAKROKLIMATISCHEN BEDINGUNGEN:.....	302
ABB. 32:	DARSTELLUNG DER CARABIDENZÖNOSEN IN WÄLDERN BADEN - WÜRTTEMBERGS. DIE RECHTECKSYMBOLE BEDEUTEN EIN VORKOMMEN DER ART IN EINER DER FÜR SIE CHARAKTERISTISCHEN DOMINANZSTUFE (ED: EUDOMINANT, ÜBER 10 %, D: DOMINANT, 5 - 10 %, SD: SUBDOMINANT, 2 - 5 %, R: REZEDENT, 1 - 2 %, SR: SUBREZEDENT, <1%):.....	305
ABB. 33:	ARTENGRUPPENVERTEILUNG DER STANDORTE.....	317
ABB. 34:	ÜBERSICHT ÜBER DIE HERANGEHENSWEISE BEI DER BODENBIOLOGISCHEN STANDORTKLASSIFIZIERUNG IN ANLEHUNG AN ALLGEMEINE PRINZIPIEN DER ÖKOTOXIKOLOGISCHEN RISIKOABSCHÄTZUNG (EINZELHEITEN SIEHE KAP. 9.4):.....	333

Tabellenverzeichnis

TAB. 1:	TAXONOMISCHE KLASSIFIKATION DER WICHTIGSTEN GRUPPEN DER BODENORGANISMEN (NACH DUNGER 1983); JEWEILS LATEINISCHE UND DEUTSCHE BEZEICHNUNG	14
TAB. 1 (FORTS.):	TAXONOMISCHE KLASSIFIKATION DER WICHTIGSTEN GRUPPEN DER BODENORG- ANISMEN (NACH DUNGER 1983); JEWEILS LATEINISCHE UND DEUTSCHE BEZEICHNUNG.....	15
TAB. 2:	ARTENZAHLEN DER WICHTIGSTEN GRUPPEN VON BODENORGANISMEN IN ZWEI MODERBUCHENWÄLDERN IM SCHWARZWALD UND IM SOLLING (BECK 1983, ELLENBERG ET AL. 1986); N.E. = NICHT ERFASST; * = METHODISCH UNVOLLSTÄNDIG ERFASST	16
TAB. 3:	ANTEIL DER ENCHYTRAEEN UND REGENWÜRMER AN DER GESAMTATMUNG DER BODENFAUNA (OHNE PROTOZOEN UND NEMATODEN) AN LAUBWALDSTANDORTEN IN PROZENT DER GESAMTEN TIERISCHEN ATMUNG (NACH VERSCHIEDENEN AUTOREN).....	24
TAB. 4:	GRÖÖE DES VON ENCHYTRAEEN UND REGENWÜRMERN GENUTZTEN ANTEILS AM GESAMTEINTRAG DER STREU IN PROZENT DES ENERGIEWERTS. ENCH.= ENCHYTRAEEN, REGW. = REGENWÜRMER, S= SUMME, R = RESPIRATION; K = KONSUMTION.	24
TAB. 5:	ERFASSUNGSEBENEN UNTERSCHIEDLICHER KOMPLEXITÄT	35
TAB. 6:	SCHWANKUNGSBREITE DER ENCHYTRAEEN-BESIEDLUNG (ABUNDANZ UND BIOMASSE) VERSCHIEDENER BIOTOPE MITTELEUROPAS; DIE ANGABEN BASIEREN AUF DEN JAHRESMITTELWERTEN DER ANHANG- TABELLEN A2.1 - A2.4.....	49
TAB. 7:	HAUPTSÄCHLICHES VORKOMMEN VON ENCHYTRAEENARTEN IN BÖDEN MIT EINEM BESTIMMTEN WASSERGEHALT IN % DES BODENFRISCHGEWICHTES (HEALY 1980).....	51
TAB. 8:	EINTEILUNG VON ENCHYTRAEENARTEN NACH DER ARTSPEZIFISCHEN SÄURETOLERANZ (HEALY 1980, VERÄNDERT).....	53
TAB. 9:	EINTEILUNG HÄUFIGER MITTELEUROPÄISCHER ENCHYTRAEENARTEN NACH IHRER HORIZONT - UND NAHRUNGSPRÄFERENZ (GRAEFE 1992; VGL. AUCH BELOTTI 1993);	54
TAB. 10:	VORKOMMEN EINIGER HÄUFIGER ENCHYTRAEENARTEN MITTELEUROPAS IN VERSCHIEDENEN MAKROHABITATEN	55
TAB. 11:	LEBENSFORMEN HÄUFIGER MITTELEUROPÄISCHER REGENWURMARTEN (DUNGER 1983).....	60
TAB. 12:	EINORDNUNG MITTELEUROPÄISCHER REGENWURMARTEN IN EINEN R-K-KONTINUUM (VERÄNDERT NACH KÜHLE 1986).....	61
TAB. 13:	SCHWANKUNGSBREITE DER LUMBRICIDEN-BESIEDLUNG (ABUNDANZ UND BIOMASSE) VERSCHIEDENER BIOTOPE MITTELEUROPAS; DIE ANGABEN BASIEREN AUF DEN JAHRESMITTELWERTEN DER ANHANG- TABELLE A3.1 (SATCHELL 1983A, LEE 1985).....	62
TAB. 14:	EINTEILUNG VON REGENWURMARTEN NACH DER ARTSPEZIFISCHEN SÄURETOLERANZ (AUS SATCHELL 1955)	64
TAB. 15:	ABUNDANZ UND BIOMASSE VON REGENWÜRMERN IN EUROPÄISCHEN BUCHENWÄLDERN. ANGEGEBEN SIND DURCHSCHNITTSWERTE (IN KLAMMERN DIE MINIMA UND MAXIMA) VON 28 MODER- BZW. 26 MULLSTANDORTEN (NACH SATCHELL 1983B, VERÄNDERT).....	65
TAB. 16:	DURCHSCHNITTliche ABUNDANZ UND ARTENZAHL DER ORIBATIDEN VERSCHIEDENER MAKROHABITATE MITTELEUROPAS (NACH VERSCHIEDENEN AUTOREN)	72
TAB. 17:	ARTEN- UND DOMINANZSPEKTRUM DER ORIBATIDEN EINES ESPENGEHÖLZES UND EINES FICHTENWALDES IN FINNLAND NACH KARPINEN (1958):	73
TAB. 18:	VERTEILUNG EINIGER ORIBATIDEN AUF DIE FEUCHTIGKEITSKLASSEN (RELATIVE PRÄSENZWERTE) NACH STRENZKE (1952)	75

TAB. 19:	VERGLEICH DER ABUNDANZ, DER BIOMASSE UND DER STOFFWECHSELAKTIVITÄT VON MESOSTIGMATEN MILBEN IN VERSCHIEDENEN ÖKOSYSTEMEN [ALLE WERTE IN % ALLER MILBEN]. DIE BEIDEN ANGABEN IN KLAMMERN BEZIEHEN SICH AUF ANDERE KLIMAGEBIETE.	85
TAB. 20:	WERTE DES "REIFE - INDEX" IN VERSCHIEDENEN ÖKOSYSTEMEN UNTER VERSCHIEDENEN BELASTUNGEN	100
TAB. 21:	MINIMALE, MAXIMALE UND MEDIAN - WERTE DES "REIFE - INDEX" VON GAMASINEN - ZÖNOSEN IN WALDTYPEN MIT UNTERSCHIEDLICHER HUMUSFORM.	101
TAB. 22:	REIHENFOLGE DES VORKOMMENS VON VERSCHIEDENEN <i>LITHOBIUS</i> -ARTEN IN ABHÄNGIGKEIT VON DER BODENFEUCHTE	104
TAB. 23:	BODENART (TON/TONIG, TORF, LEHM, SANDIG/REINER SAND) AN DEN FUNDORTEN DER HÄUFIGEREN HUNDERTFÜßER IN GROBBRITANNIEN (BARBER & KEAY 1988, S. 115).....	106
TAB. 24:	TYPISCHE ARTEN - UND INDIVIDUENZAHLEN DER HUNDERTFÜßER IN VERSCHIEDENEN WALDTYPEN. NACH LITERATURDATEN.....	107
TAB. 25:	LEBENSFORMTYPEN DER DIPLOPODA (DUNGER 1983; HOPKIN & READ 1992).....	111
TAB. 26:	VERBREITUNG UND MIKROKLIMATISCHE ANSPRÜCHE VON 14 DIPLOPODENARTEN DES RHEIN – MAIN - GEBIETES (AUS HAACKER 1968, NOMENKLATUR AKTUALISIERT)	113
TAB. 27:	ENDEMISCHE DOPPELFÜßERARTEN IN BADEN - WÜRTTEMBERG (= ARTEN, DIE WELTWEIT NUR IN BADEN - WÜRTTEMBERG VORKOMMEN), NACH SPELDA (1991)	118
TAB. 28:	VERHALTEN VON LAUFKÄFERARTEN GEGENÜBER TEMPERATUR UND LUFTFEUCHTE NACH KIRCHNER (1960), LAUTERBACH (1964) UND THIELE (1964A).....	119
TAB. 29:	UMWELTANSPRÜCHE VON LAUFKÄFERGRUPPEN IN VERSCHIEDENEN LEBENSÄUMEN (THIELE 1964B)....	120
TAB. 30:	CARABIDENARTEN VERSCHIEDENER WIESENGESELLSCHAFTEN NACH IHREM ÜBERWIEGENDEN ODER AUSSCHLIEßLICHEN VORKOMMEN (AKTIVITÄTSDICHTE) IN BEZUG ZUR BODENFEUCHTE NACH DEN UNTERSUCHUNGEN VON TIETZE (1968) MODIFIZIERT	122
TAB. 31:	UNTERSUCHUNGSPARAMETER DER CARABIDENFAUNA AUF SAND - UND LEHMBÖDEN NACH HEYDEMANN (1964); BIOMASSE BZW. GEWICHTSANGABEN IN MG.....	123
TAB. 32:	CARABIDENARTEN MIT BEZUG ZUR BODENART NACH MÜLLER - MOTZFELD (1989)	124
TAB. 33:	CARABIDEN IN WÄLDERN MIT BEZUG ZUM BODENTYP (LAUTERBACH 1964).....	125
TAB. 34:	CARABIDENARTEN VON WALDSTANDORTEN MIT BEZUG ZUM BODENTYP NACH LAUTERBACH (1964)....	125
TAB. 35:	CHARAKTERISTISCHE CARABIDENARTEN IN WÄLDERN NACH THIELE & KOLBE (1962), THIELE (1964B) UND LAUTERBACH (1964)	127
TAB. 36:	CARABIDENARTEN VON FEUCHTGRÜNLANDSTANDORTEN IN NORDWESTDEUTSCHLAND (DÜLGE ET AL. 1994)	127
TAB. 37:	CARABIDENARTEN EINES TROCKENRASENS NACH TIETZE (1973/74; IN DUNGER ET AL. 1980) AUS UNTERSUCHUNGEN IN SILBERGRASRASEN UND SANDPIONIERRASEN IM SÜDLICHEN OSTDEUTSCHLAND. ES SIND ARTEN, DIE SICH DURCH WEITGEHEND STENÖKES VERHALTEN MIT WARM - UND TROCKENPRÄFERENTEN UMWELTANSPRÜCHEN AUSZEICHNEN	128
TAB. 38:	DOMINANTE CARABIDENARTEN IN ÄCKERN NACH PAUER (1975) AUS UNTERSUCHUNGEN IN RAPS - UND GETREIDEFELDERN SCHLESWIG – HOLSTEINS	128
TAB. 39:	CARABIDENARTEN MIT BEZUG ZU HUMUSVERHÄLTNISSEN NACH UNTERSUCHUNGEN VON MÜLLER - MOTZFELD (1989).....	129
TAB. 40:	ABUNDANZ AUS BODENPHOTOEKTOTOREN (IND./M ²) EINES ZUCKERRÜBENFELDES NACH BÜCHS (1990)....	130
TAB. 41:	PARAMETER VON CARABIDENZÖNOSEN IN WALDBESTÄNDEN UND LICHTUNGEN	134
TAB. 42:	TYPISCHE CARABIDENARTEN DER LICHTUNGEN UND WÄLDER NACH LAUTERBACH (1964).....	135

TAB. 43:	BEISPIEL DES SUKZESSIONSVERHALTENS VON CARABIDEN AUF HALDEN DES BRAUNKOHLENTAGEBAUS IN OSTDEUTSCHLAND NACH VOGEL & DUNGER (1991) UND IN WESTDEUTSCHLAND NACH TOPP ET AL. (1992).....	137
TAB. 44:	EINTEILUNG VON 37 AMEISENARTEN NACH IHREN TOLERANZEN GEGENÜBER DEN STANDORTFAKTOREN TEMPERATUR (T), BODENFEUCHTIGKEIT (BF) UND PFLANZENDICHTE (PD) (DATEN AUS SEIFERT 1986).....	140
TAB. 45:	AMEISEN IN 3 MITTELEUROPÄISCHEN LAUBWALDSTYPEN (PISARSKI & CZECHOWSKI 1991) P-Q: POTENTILLO ALBAE-QUERCETUM (8 THERMOPHILE EICHENWÄLDER); Q-C: QUERCO-CARPINETUM (14 EICHEN-HAINBUCHEN-WÄLDER); D-P: DENTARIO- FAGETUM (5 MONTANE BUCHENWÄLDER). UNTERSTRICHEN: ÜBERALL GEFUNDENE ARTEN.....	143
TAB. 46:	INDIKATORARTEN FÜR DIE BIOTOPTYPEN EINES WEINBAUGEBIETES IN UNTERFRANKEN (SCHMID 1985).....	145
TAB. 47:	AMEISEN IN VERSCHIEDENEN BIOTOPTYPEN (LITERATURDATEN): 1 - LOCKERE NADELWÄLDER, VOR ALLEM KIEFERNWÄLDER, 2 - LOCKERE LAUB- UND MISCHWÄLDER, 3 - WALDRÄNDER UND -WIESEN, 4 - ANDERE GEHÖLZE (EINZELBÄUME, ALLEEN, FELDGEHÖLZE), 5 - SIEDLUNGSBEREICH (GÄRTEN, PARKS, STRAßENRÄNDER, MAUERN), 6 - OFFENE TROCKENE BIOTOPE (HALB- U. TROCKENRASEN, FELSFLUREN), 7 - OFFENE FEUCHTE BIOTOPE (FEUCHTE WIESEN, MOORE), 8 - MONTANE WÄLDER, 9 - MONTANE OFFENE STANDORTE. T: TROCKEN, F: FRISCH/FEUCHT, E: MIT HOHEM EICHENANTEIL. * - ARBORICOL ODER TEILWEISE ARBORICOL. DAS VORKOMMEN DER AMEISEN WIRD ALS HAUPTSÄCHLICH (+++), REGELMÄßIG (++) UND GELEGENTLICH (+) BEZEICHNET	145
TAB. 48:	CHARAKTERISIERUNG VON WALDSTANDORTEN (I BIS V) DURCH DIE BIOMASSE VON MAKROFAUNAGRUPPEN IN ABHÄNGIGKEIT VON ABIOTISCHEN MERKMALEN (DATEN ENTNOMMEN AUS VOLZ 1962); pH (KCL) IM A-HORIZONT GEMESSEN	173
TAB. 49:	CHARAKTERISIERUNG VON WALDSTANDORTEN (I BIS IV) DURCH DIE REGENWURMGESSELLSCHAFTEN (VOLZ 1962).....	174
TAB. 50:	BEISPIELE FÜR ZERSETZERGESSELLSCHAFTEN IN MITTELEUROPA (IN KLAMMERN TYPISCHE STANDORTBEISPIELE; BEYLICH ET AL. 1994).....	176
TAB. 51:	FAKTOREN UND DEREN KLASSEN, DIE FÜR DIE BODENFAUNA ALS RELEVANT ANGESEHEN WERDEN (SINNIGE ET AL. 1992).....	178
TAB. 52:	DETERMINIERENDE FAKTOREN FÜR JEDE ART IN ABSTEIGENDER WERTIGKEIT (NACH BRIONES ET AL. 1995)	179
TAB. 53:	VORSCHLAG FÜR RELEVANTE FAKTOREN UND WERTEKLASSEN ZUR STANDORTTYPISIERUNG (IN ANLEHNUNG AN VERSCHIEDENE AUTOREN, INKL. SAG 1993; VGL. KAPITEL 7).....	185
TAB. 54:	EMPFOHLENE BODENORGANISMEN BZW. MEßPARAMETER FÜR DAUER-BEOBACHTUNGSFLÄCHEN NACH SAG (1993).....	186
TAB. 55:	CHARAKTERISIERUNG EINES MODERBUCHENWALDES IM NÖRDLICHEN SCHWARZWALD BEI SCHLUTTENBACH (BECK ET AL. 1988).....	187
TAB. 56:	HORNMILBEN (ORIBATIDEN)-VORKOMMEN IM MODERBUCHENWALD SCHLUTTENBACH IM VERGLEICH ZU HABITATANGABEN BEI WEIGMANN & KRATZ (1981) UND SONSTIGER LITERATUR.....	189
TAB. 57:	ARTENSPEKTRUM UND ABUNDANZ (INDIVIDUEN/M ²) DER PROGNOSTIZIERTEN UND DER REAL GEFUNDENEN BODENBIOZÖNOSE IM MODERBUCHENWALD SCHLUTTENBACH.....	192
TAB. 58:	ÜBERSICHT ÜBER DIE KLASSIFIZIERUNG DER VERSCHIEDENEN BODENTIERGRUPPEN	199
TAB. 59:	BESCHREIBUNG DER STANDORTE. DIE ANGABEN STAMMEN AUS DEN JAHRESBERICHTEN DER LFU BADEN - WÜRTTEMBERG (1990/91) SOWIE AUS EIGENEN ERHEBUNGEN:.....	201
TAB. 60:	MATRIX DER ÖKOLOGISCHEN ANSPRÜCHE DER ENCHYTRAEEN	217
TAB. 61:	MATRIX DER ÖKOLOGISCHEN ANSPRÜCHE DER REGENWÜRMER	229

TAB. 62:	ÜBERSICHT ÜBER DIE STANDORTKLASSIFIZIERUNG MIT HILFE DER OLIGOCHAETEN. ANGEGEBEN IST JEWEILS DER UNTERSCHIED ZWISCHEN SOLL- UND ISTWERT IN PROZENT DER GESAMTZAHL ALLER ERWARTETEN PLUS GEFANGENEN ARTEN SOWIE DIE DARAUS ABGELEITETE BEURTEILUNG (+ = < 30 %; - = > 30 %; +/- = UNKLARE FÄLLE). WENN DIESE BEURTEILUNG DURCH WEITERE INFORMATIONEN MODIFIZIERT WURDE, SO IST DAS URSPRÜNGLICHE SYMBOL IN KLAMMERN AUFGEFÜHRT	239
TAB. 63:	ÜBERSICHT ÜBER DIE VERWENDETEN PARAMETER DER 17 SÜDWESTDEUTSCHEN UND 3 NORDDEUTSCHEN WALDSTANDORTE. STANDORTE: 130 (ÜRACH), 140 (ZWIEFALTEN), 292 (ÉPPINGEN), 350 (SCHRIESHEIM), 380 (OTTENHÖFEN), 400 (DONAUESCHINGEN), 410 (SCHÖNAU), 450 (BREISACH), 470 (OFFENBURG), 520 (MANNHEIM), 1000 (SCHLUTTENBACH), 1010 (AUWALD), 1020 (WINTERLINDENWALD), 1021 (FLAUMEICHENWALD), 1040 (BRUCHSAL), 1050 (VILBEL), GRH (ESCHENWALD/GRUBEHAGEN, MORITZ 1963), ABG (ALTBUCHEN-BESTAND/GREIFSWALD, MORITZ 1965), HHG (ESCHEN-STIELEICHENWALD /HELMSHAGEN, MORITZ 1965):	243
TAB. 63 (FORTS.):	ÜBERSICHT ÜBER DIE VERWENDETEN PARAMETER DER 17 SÜDWESTDEUTSCHEN UND 3 NORDDEUTSCHEN WALDSTANDORTE:	244
LEGENDE ZUR TABELLE 63:	245
TAB. 64:	EINIGE QUANTITATIVE UND QUALITATIVE PARAMETER DER ORIBATIDEN-ZÖNOSE DER STANDORTE DES BOREAL - ENTRALEUROPÄISCHEN FAUNENBEREICHS:	249
TAB. 65:	DOMINANZ VON <i>OPPIELLA FALCATA</i>	251
TAB. 66:	STANDORTE MIT DEUTLICH ABWEICHENDEN ZÖNOSE – PARAMETERN	254
TAB. 67:	INDIKATORARTEN NACH KARG & FREIER (1995) AM STANDORT ZWIEFALTEN (140).....	257
TAB. 68:	INDIKATORARTEN NACH KARG & FREIER (1995) AM STANDORT SCHRIESHEIM (350).....	259
TAB. 69:	INDIKATORARTEN NACH KARG & FREIER (1995) AM STANDORT DONAUESCHINGEN (400).....	260
TAB. 70:	INDIKATORARTEN NACH KARG & FREIER (1995) AM STANDORT SCHÖNAU (410).....	262
TAB. 71:	INDIKATORARTEN NACH KARG & FREIER (1995) AM STANDORT OFFENBURG (470).....	263
TAB. 72:	INDIKATORARTEN NACH KARG & FREIER (1995) AM STANDORT MANNHEIM (520).....	265
TAB. 73:	ÜBERBLICK ÜBER DIE BEURTEILUNG DER SECHS UNTERSUCHTEN STANDORTE MIT HILFE DER GAMASINEN-ZÖNOSE	266
TAB. 74A:	BODENFALLEN-FANGZAHLEN DER HUNDERTFÜßER AN NEUN WALDSTANDORTEN DES IMMISSIONSÖKOLOGISCHEN WIRKUNGSKATASTERS IM JAHR 1994.....	267
TAB. 74B:	BODENFALLEN-FANGZAHLEN DER DOPPELFÜßER AN NEUN WALDSTANDORTEN DES IMMISSIONSÖKOLOGISCHEN WIRKUNGSKATASTERS IM JAHR 1994.....	268
TAB. 74C:	BODENFALLEN-FANGZAHLEN DER ASSELN AN ELF WALDSTANDORTEN DES IMMISSIONSÖKOLOGISCHEN WIRKUNGSKATASTERS IM JAHR 1994.....	269
TAB. 75:	ANORDNUNG DER STANDORTE UND ARTEN GEMÄß DEN POSITIONEN IN DER ZWEITEN HAUPTACHSE DER KORRESPONDENZANALYSE. DER STANDORT MANNHEIM WURDE WEGEN SEINER TIEFGREIFENDEN ANDERSARTIGKEIT ABGESETZT (VGL. 1. HAUPTACHSE DER KORRESPONDENZANALYSE). DIE FANGZAHLEN WURDEN IN HÄUFIGKEITSKLASSEN UMGEWANDELT: X = ZWEI ODER MEHR INDIVIDUEN; + = EINZELFANG	270
TAB. 76:	DOMINANZKLASSEN DER CARABIDENARTEN AN DEN LFU-STANDORTEN: SCHÖNAU(SCHÖ.), OTTENHÖFEN (OTT.), DONAUESCHINGEN (DON.), BAD URACH (B.U.), ZWIEFALTEN (ZWIE.), SCHRIESHEIM (SCHR.), OFFENBURG (OFFEN.), ÉPPINGEN (EPP.), CRAILSHEIM (CRA.), BREISACH (BREI.), MANNHEIM (MA.). EUDOMINANT = GROBER KREIS, DOMINANT = KLEINER KREIS, SUBDOMINANT = QUA-DRAT, REZEDENT = DREIECK, SUBREZEDENT = KREUZ. DIE ANGABEN BEZIEHEN SICH AUF DIE MITTEL-WERTE VON 1993 UND 1994. ANGABEN ZUR BIOTOPBINDUNG: SW = STENOTOPE WALDART, EW = EURYTOPE WALDART, EU = EURYTOP (VORKOMMEN IN WÄLDERN UND IN OFFENLANDSTANDORTEN), EF = EURYTOPE FELDART, SF = STENOTOPE FELDART	301

TAB. 77:	DOMINANZEN DER ARTENGRUPPEN IN % (1993/94).....	304
TAB. 78:	DOMINANZ DER ARTEN DER <i>MOLOPS PICEUS</i> - ARTENGRUPPE [%].....	309
TAB. 79:	STANDORTBESCHREIBUNG WEITERER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN ZUR VERIFIZIERUNG DER CARABIDENZÖNOSEN NACH LITERATURANGABEN:.....	311
TAB. 79 (FORTS.):	STANDORTBESCHREIBUNG WEITERER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN ZUR VERIFIZIERUNG DER CARABIDENZÖNOSEN NACH LITERATURANGABEN:.....	312
TAB. 80:	DOMINANZKLASSEN DER CARABIDEN AN WEITEREN STANDORTEN BADEN - WÜRTTEMBERGS (VERIFIZIERUNGSSTANDORTE DER ZÖNOSEN)	312
TAB. 81:	DOMINANZKLASSEN DER ARTEN AN WEITEREN STANDORTEN ZUR VERIFIZIERUNG DER ZÖNOSEN:.....	315
TAB. 82:	ÜBERSICHT ÜBER DIE UNTERSUCHTEN STANDORTE. DIE WERTE GEBEN DIE DOMINANZANTEILE DER ARTENGRUPPEN AN. DIE ZAHLEN IN KLAMMERN STELLEN DEN ANTEIL ANVORKOMMENDEN ARTEN VON DER GESAMTARTENZAHL DER JEWEILIGEN ARTENGRUPPE IN CHARAKTERISTISCHER DOMINANZSTUFE (VERMEIDUNG VON EINZELFUNDEN) DAR (SIEHE DAZU AUCH ABB. 30). INNERHALB DES GRADIENTEN DER ZÖNOSEN VON DEN KLIMATISCH MONTAN ZU KOLLIN GEPRÄGTEN STANDORTEN SIND AN DEN SUBALPIN/MONTANEN BIS MONTAN/SUBMONTANEN STANDORTEN 4 ARTENGRUPPEN ZU ERWARTEN, IM ÜBERGANG VON MONTAN ZU KOLLIN 3-4, KOLLIN 3 UND AN KOLLIN/PLANAREN STANDORTEN 2 - 3. BEURTEILUNG: + = ERWARTUNG, +/- = ZU BEOBACHTEN BZW. KEIN EINDEUTIGES BILD, - = ABWEICHUNG, DIFFERENZ ZUR ERWARTUNG. *: GERINGER PROBENUMFANG. DIE EINGEKLAMMERTEN BEURTEILUNGEN BEZIEHEN SICH AUF DIE HECKENSTANDORTE:.....	319
TAB. 83:	ÜBERSICHT ÜBER DIE KLASSIFIZIERUNG DER VERSCHIEDENEN BODENTIERGRUPPEN	325
TAB. 84:	ÜBERSICHT ÜBER DIE ERGEBNISSE DER STANDORTKLASSIFIZIERUNG; ZUM VERGLEICH SIND FLECHTEN UND SCHWERMETALLKONZENTRATION ALS BELASTUNGSINDIKATOREN MIT AUFGEFÜHRT :	328
TAB. 85:	GLIEDERUNG VON 11 LFU- UND 4 EIGENEN STANDORTEN ZU STANDORTTYPEN IN ABHÄNGIGKEIT VON DER BETREFFENDEN TIERGRUPPE, DIE STANDORTTYPEN SIND DABEI ZUFÄLLIG DURCHNUMERIERT WORDEN UND JEWEILS AUF VERSCHIEDENER GRUNDLAGE DEFINIERT . TROTZ DIESER UNTERSCHIEDE WURDE VERSUCHT , ZUSAMMENGEHÖRENDE TYPEN VERGLEICHBAR ANZUORDNEN.	330