

Texte

**34**  
**07**

ISSN  
1862-4804

## **Bodenbiologische Bewertung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) anhand von Lumbriciden**

**Workshop in Weimar  
30. November bis 01. Dezember 2006**

**Umwelt  
Bundes  
Amt**



**Für Mensch und Umwelt**



Bodenbiologische Bewertung von  
Boden-Dauerbeobachtungsflächen  
(BDF) anhand von Lumbriciden

Workshop in Weimar

30. November bis 01. Dezember 2006

Diese Publikation ist auch als Download unter  
<http://www.umweltbundesamt.de>  
verfügbar.

Herausgeber: Umweltbundesamt  
Postfach 1406  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel.: +49-340-2103-0  
Telefax: +49-340-2103 2285  
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 4.2  
Petra Henneberg

Dessau-Roßlau, Juli 2007

**Bodenbiologische Bewertung von Boden-  
Dauerbeobachtungsflächen (BDF) anhand  
von  
Lumbriciden**

**Workshop in Weimar  
30. November bis 01. Dezember 2006**

## **Inhalt des Workshops**

Das Bundesbodenschutzgesetz definiert den Boden unter anderem als Lebensgrundlage und Lebensraum für Bodenorganismen.

Dem tragen die Untersuchungen auf BDF Rechnung, indem sie den Zustand bodengebundener Zoozönosen (Abundanz, Artenspektrum und Dominanzstruktur) untersuchen und über deren Entwicklung, Rückschlüsse auf veränderte Umwelt- und Bewirtschaftungseinflüsse (Immission, Pflanzenschutzmittel, Bodenbearbeitung etc.) auf Böden ziehen. Die Auswertung und Bewertung dieser Ergebnisse erfolgt zur Zeit in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich, so dass die Ergebnisse nicht bundesweit verglichen werden können. Mit den Referenten sind Vertreter verschiedener Bewertungsansätze eingeladen.

Im Workshop sollen die unterschiedlichen Methoden vorgestellt, anhand von Ergebnissen diskutiert und soweit möglich, ein einheitlicher Bewertungsrahmen entwickelt werden. Gleichzeitig wird in den Vorträgen die Funktion der Lumbriciden als Bioindikatoren beleuchtet.

Referentenliste in alphabetischer Reihenfolge

J. Bauchenheß	München
Dr. Anneke Beylich	IFAB, Hamburg
Dr. O. Ehrmann	Creglingen
Dr. K. Ekschmitt	Uni Gießen
PB Dr. C. Emmerling	Uni Trier
Prof.Dr. H.-C.Fründ	FH Osnabrück
Dr. Frank Glante	Umweltbundesamt
Dr. P. Gullich	TLL Jena
Ulfert Graefe	IFAB, Hamburg
M. Hanußek-Biermann	TLUG
Herr Hoffmann	Präsident der TLUG Jena
Dr. Stefanie Krück	Freie Beraterin f. Pflanzenbau, Berlin
G. Marre	TLL Jena
Dr. M. Paul	TLL Jena
K. Rahtkens	LUBW, Baden-Württemberg
Dr. J. Römbke	ECT Ökotoxikologie GmbH, Flörsheim
Dr. Sabine Tischer	Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg
Dr. Karl Theo von der Trenck	LUBW, Baden-Württemberg
Prof. Dr. Dr. Berndt-Michael Wilke	TU Berlin
Prof. Dr. Wolters	Uni Gießen

# Inhaltsverzeichnis

<b>Inhalt des Workshops .....</b>	<b>4</b>
<b>Inhaltsverzeichnis .....</b>	<b>5</b>
<b>Programm:.....</b>	<b>7</b>
<b>1. Begrüßung/Einführung .....</b>	<b>8</b>
<b>2. Beurteilung von Böden als Lebensraum für Bodenorganismen.....</b>	<b>10</b>
1. Einleitung.....	10
2. Bewertung stofflicher Bodenbelastungen .....	10
3. Bewertung der Lebensraumfunktion im Rahmen von Planungsprozessen.....	14
4. Bewertung nicht-stofflicher Belastungen .....	18
5. Literatur.....	19
<b>3. Regenwürmer als Bioindikatoren Bodenzologische Untersuchungen auf BDF.....</b>	<b>21</b>
1. Einleitung.....	21
2. Material und Methode.....	21
3. Ergebnisse der Erstuntersuchung und der ersten Folgeuntersuchung.....	22
4. Bewertung .....	26
5. Diskussion.....	30
6. Literatur.....	31
<b>4. Lumbriciden in der Boden-Dauerbeobachtung: Darstellung von Referenzbereichen, Baselines und Veränderungstendenzen an Beispielen aus Norddeutschland .....</b>	<b>33</b>
1. Einleitung.....	33
2. Methoden .....	34
3. Referenzbereiche.....	35
4. Zeitliche Variabilität und Veränderungsprozesse .....	46
5. Schlussfolgerungen und Ausblick.....	51
6. Literatur.....	53
<b>5. Erfassung und Bewertung von Lumbricidenvorkommen sowie deren Schwermetallgehalte auf BDF von Sachsen- Anhalt und Thüringen .....</b>	<b>54</b>
1. Einleitung.....	54
2. Material und Methoden.....	54
3. Ergebnisse .....	55
4. Diskussion.....	68
5. Literatur.....	70
Danksagung.....	71
<b>6. Erfassung und Bewertung von Regenwurmpopulationen – Vorschlag für ein mehrstufiges Bewertungsverfahren .....</b>	<b>72</b>
1. Einleitung.....	72
2. Erfassung der Regenwürmer .....	72
3. Auswertung / Klassifikation / Bewertung.....	79
4. Ausblick: Forschungsbedarf .....	85
5. Literatur.....	86

<b>7. Zielwertableitung für Lumbriciden im Rahmen von Erhebungen auf BDF des Landes Brandenburg .....</b>	<b>87</b>
1. Einleitung.....	87
2. Untersuchungsflächen und Erhebungsmethoden .....	87
3. Zielwerteableitung .....	88
4. Evaluierung der Erwartungswerte.....	96
5. Fazit.....	98
6. Literatur.....	99
 <b>8. Internationale Aktivitäten auf dem Gebiet der biologischen Bewertung von Böden.</b>	
<b>Methoden und Konzepte .....</b>	<b>100</b>
1. Einleitung.....	100
2. Standardisierte bodenbiologische Methoden .....	101
2. Biologische Boden-Bewertung in EU-Staaten.....	103
3. Biologische Bodenbewertung auf der EU-Ebene .....	106
4. Die Zukunft der biologischen Bodenbewertung .....	111
5. Zusammenfassung.....	116
6. Literatur.....	117
 <b>9. Schwermetalle in Regenwürmern Baden-Württembergs - Ergebnisse aus einer Langzeituntersuchung mit ökotoxikologischer Bewertung .....</b>	<b>121</b>
1. Langzeituntersuchung .....	121
2. Bewertung mobiler Schwermetallgehalte des Bodens.....	129
3. Akkumulation .....	135
4. Literatur.....	140
 <b>10. Bodengefügeentwicklung und bodenbiologische Parameter auf landwirtschaftlich genutzten BDF in Thüringen .....</b>	<b>142</b>
 <b>11. Biologische Eigenschaften von Bodentieren und ihre Eignung als Indikatoren für Gefährdungen des Bodens.....</b>	<b>144</b>
1. Zusammenfassung.....	144
2. Einleitung: Gefährdungen des Bodens.....	144
3. Robustheit und Anpassungsfähigkeit von Bodentieren .....	146
4. Natürliche Populationsschwankungen .....	147
5. Vorwärts- und Rückwärts-Bioindikation .....	149
6. Schlussfolgerungen .....	152
7. Literaturverzeichnis .....	154
 <b>Schlussfolgerungen aus dem Workshop .....</b>	<b>158</b>

## Programm:

Donnerstag, 30.11.06

12:00 Uhr **Begrüßung/Einführung**

*Herr Hofmann, Präsident der TLU G, Jena.; Dr. F. Glante UBA; M. Hanußek-Biermann, TLUG*

12:30 Uhr **Ökotoxikologische Bewertung von Böden anhand von Biotests - insbesondere Regenwurmtest**

*Prof. Dr. Dr. B.-M. Wilke, TU Berlin*

12:50 Uhr **Bodenzoologische Untersuchungen auf BDF - Regenwürmer als Bioindikatoren**

*J. Bauchhenß, München*

13:10 Uhr **Lumbriciden in der Boden- Dauerbeobachtung: Möglichkeiten der Auswertung und Darstellung zeitlicher Veränderungen an Beispielen aus Norddeutschland**

*Dr. A. Beylich; IFAB, Hamburg*

13:30 Uhr Diskussion zum Vortragsblock

14:00 Uhr **Pause**

15:00 Uhr **Erfassung und Bewertung von Lumbricidenvorkommen sowie deren Schwermetallgehalte auf BDF von Sachsen- Anhalt und Thüringen**

*Dr. S. Tischer, Martin-Luther-Universität Halle- Wittenberg*

15:20 Uhr **Vorschlag für ein mehrstufiges Bewertungsverfahren für Regenwurmpopulationen**

*Dr. O. Ehrmann, Creglingen; PB Dr. C. Emmerling, Uni Trier; Prof. Dr. H.-C. Fründ, FH Osnabrück*

15:40 Uhr **Zielwertableitung für Lumbriciden im Rahmen von Erhebungen auf BDF des Landes Brandenburg**

*Dr. S. Krück; Freie Beraterin für Pflanzenbau und Bodenbiologie, Berlin*

16:00 Uhr Diskussion zum Vortragsblock

Freitag 01.12.2006

9:00 Uhr **Internationale Aktivitäten auf dem Gebiet der biologischen Bewertung von Böden. Methoden und Konzepte**

*Dr. J. Roembke, ECT Ökotoxikologie GmbH, Flörsheim*

9:20 Uhr **Schwermetalle in Regenwürmern Baden-Württembergs - Ergebnisse aus einer Langzeituntersuchung mit ökotoxikologischer Bewertung**

*K. Rahtkens, K. Theo von der Trenck; LUBW Baden-Württemberg,*

9:40 Uhr **Bodengefügeentwicklung und bodenbiologische Parameter auf landwirtschaftlich genutzten BDF in Thüringen**

*Dr. P. Gullich, Dr. R. Paul, G. Marre, TLL, Jena*

10:00 Uhr **Struktur, Funktion und Indikatoreignung der Bodenorganismen (BMBF: Zukunftsorientierte Waldwirtschaft)**

*Dr. K. Ekschmitt, Prof. Dr. Wolters, Universität Gießen*

10:20 Uhr Diskussion und Schlusswort

# 1. Begrüßung/Einführung

Herr Hofmann, Präsident der TLU G, Jena;

Dr. F. Glante UBA;

M. Hanußek-Biermann, TLUG

Fragen der Bodenbiologie im Allgemeinen, sowie der bodenbiologischen Bewertung von Lumbriciden (Regenwürmer) im Speziellen sind nicht so irrelevant, wie sie auf den ersten Blick erscheinen mögen. Bodenorganismen sind an vielen bodenbildenden Prozessen beteiligt und beeinflussen die Eigenschaften des Bodens als Pflanzenstandort und Schadstofffilter. Die Lumbriciden sind ein bedeutender Teil der Makrofauna des Bodens, die aufgrund ihrer Steuerfunktion in den Prozessen des Streuabbaus und der Bodenbildung eine hohe ökologische Bedeutung haben. Deshalb hat das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG, § 2, Abs. 2) nicht ohne Grund die Funktion des Bodens als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen unter Schutz gestellt.

Auch die Europäische Kommission hat im Rahmen der Erarbeitung einer europäischen Bodenrichtlinie Bedrohungen definiert und deren Beobachtung und Bewertung geplant. Der Verlust der Bodenbiodiversität ist eine der Bedrohungen. Bodenbiologische Fragestellungen werden auch im Hinblick auf den sich abzeichnenden Klimawandel und dessen Auswirkungen auf die Biodiversität an Bedeutung gewinnen. Das Monitoringsystem der Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) liefert mit seinen umfassenden Untersuchungen einen Beitrag zur Erfüllung bereits existierender, als auch in Planung befindlicher gesetzlicher Anforderungen.

Bei einem Workshop zur **bodenbiologischen Bewertung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen anhand von Lumbriciden**, der vom Umweltbundesamt (UBA) gemeinsam mit der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie am 30.11. bis 01.12.2006 in Weimar veranstaltet wurde, stand die Frage einer länderübergreifenden, harmonisierten Aus- und Bewertung für die Lumbriciden im Mittelpunkt. Die Idee zum Workshop entstand im Rahmen eines Fachgesprächs zur Boden-Dauerbeobachtung (BD), zu dem das Umweltbundesamt (UBA) im Auftrag der LABO im Februar 2006 eingeladen hatte und bei dem bereits Fragen der Datenharmonisierung und weiteren Auswertung auf Bundesebene eine Rolle spielten.

In vielen Bundesländern werden Lumbriciden auf BDF untersucht. Bislang erfolgt jedoch die Aus- und Bewertung der Ergebnisse in den Bundesländern nach unterschiedlichen Systemen. Zum Zeitpunkt des Fachgesprächs lagen bereits die Ergebnisse eines für und in Brandenburg entwickelten Klassifikationssystems für den Regenwurmbesatz auf Ackerstandorten vor (KRÜCK et al.). BDF der Bundesländer Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen und Hamburg wurden von GRAEFE & BEYLICH untersucht und in die von ihnen entwickelten Zersetzergesellschaftstypen eingeordnet.

TISCHER hat Lumbriciden auf BDF in Sachsen-Anhalt und Thüringen untersucht und in ein von ihr entwickeltes System der ökologischen Ansprüche eingeordnet. Für Bayern konnten durch BAUCHENSS die Ergebnisse langjähriger Untersuchungen vorgestellt werden. Anhand von Beobachtungsdaten aus Baden-Württemberg wurde durch EHRMANN et al. ein weiterer Vorschlag für ein Bewertungsverfahren unterbreitet.

Die unterschiedliche Gewichtung der bodenkundlichen Standortfaktoren, regional begrenzte Erhebungsräume aber auch grundsätzlich andere Ansätze führen zu dieser Vielzahl von Bewertungssystemen, die im Rahmen des Workshops vorgestellt und diskutiert wurden. Weitere Vorträge beleuchteten die Funktion der Lumbriciden als Bioindikator.

Ein wesentliches Ergebnis des Workshops ist darin zu sehen, dass eine bundesweit einheitliche Aus- und Bewertung der Lumbricidenuntersuchungen auf BDF angestrebt wird, die zunächst in der Zusammenführung aller regional erhobenen Daten bestehen soll. Auf dieser verbreiterten Datenbasis könnten dann in einem nächsten Schritt die Bewertungssysteme erprobt und gegebenenfalls modifiziert werden.

Im vorliegenden Band wurden die Vortragsskripte der Veranstaltung in unkommentierter Form zusammengestellt.

Allen Referenten sei an dieser Stelle noch einmal herzlich für ihre Vorträge und den Teilnehmern für die offene diskussionsfreudige Atmosphäre gedankt.

## **2. Beurteilung von Böden als Lebensraum für Bodenorganismen**

Prof. Dr. Dr. B.-M. Wilke, TU Berlin

FG Abfallbelastung der Landschaft, Institut für Ökologie, TU Berlin

Franklinstr. 29, D-10587 Berlin

### **1. Einleitung**

Böden erfüllen natürliche Bodenfunktionen als Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen (BBodSchG § 5 (2)). Ziele des Bodenschutzes sind die Sicherung der Bodenfunktionen und die Abwehr schädlicher Bodenveränderungen durch stoffliche und nicht-stoffliche Bodenbelastungen. Zur Bewertung der Lebensraumfunktion von Böden für Bodenorganismen sowie der Erfassung schädlicher Bodenveränderungen in Bezug auf Bodenorganismen und ihren Umsatzleistungen (Abbau organischer Substanz, Mineralisierung, Humifizierung etc.) wurden in den letzten Jahren vom FA „Biologische Bewertung von Böden“ des Bundesverband Boden (BVB) und von der DECHEMA-Arbeitsgruppe „Validierung biologischer Testverfahren für Böden“ Untersuchungsstrategien entwickelt, die im folgenden vorgestellt werden. Dabei kann unterschieden werden zwischen Verfahren zur Bewertung stofflicher Belastungen und nicht stofflicher Belastungen sowie der Berücksichtigung von Bodenorganismen bei Planungsprozessen.

### **2. Bewertung stofflicher Bodenbelastungen**

#### **2.1 Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial**

Ziel der von der DECHEMA-Arbeitsgruppe „Validierung biologischer Testmethoden“ vorgelegten Anleitung (DECHEMA 2001) ist es, das Gefährdungspotenzial von Böden und Bodenmaterial in mit ökotoxikologischen und genotoxikologischen Untersuchungsverfahren im Hinblick auf ihre Rückhalte- und Lebensraumfunktion zu prüfen. Biologische Verfahren haben gegenüber chemischen folgende Vorteile:

- Sie erfassen die Wirkungen aller in einem Boden oder Bodenmaterial vorkommenden Schadstoffe (Kombinationswirkungen).
- Wirkungen toxischer Stoffe und Metaboliten, die in der Analytik nicht erfasst wurden.
- Sie können bei Überschreitung von Prüfwerten nach BBodSchV zur Prüfung, ob eine schädliche Bodenveränderung vorliegt, eingesetzt werden.

Der Begriff *Bodenmaterial* beinhaltet Bodenaushub, Baggergut, künstlich hergestellte Böden, sanierte Böden und Auffüllungsböden. Die *Rückhaltefunktion* bezeichnet die Eigenschaft von Böden/Bodenmaterialien, Schadstoffe so zu

adsorbieren, dass diese nicht über den Wasserpfad mobilisiert und in die Nahrungsnetze verlagert werden können. Die Rückhaltefunktion wird an Bodeneluaten (Feststoff/Wasserverhältnis 1:2) mit aquatischen Tests (z.B. Leuchtbakterientest, Algentest, UMU-Test) geprüft.

Zur Prüfung der *Lebensraumfunktion* werden folgende Testverfahren vorgeschlagen:

- Pflanzentest nach DIN ISO 11269-2
- Atmungstest nach DIN ISO 17155
- Potenzielle Nitrifikation nach DIN ISO 15685
- Regenwurmtest nach DIN ISO 11268-1,2
- Collembolentest nach DIN ISO 11267

Die Gefahr einer Schädigung liegt vor, wenn ein (zwei) Testverfahren Effekte anzeigen. Gefahrenschwellen wurden u.a. für die Regenwurmtests mit 20 % Mortalität im unverdünnten Testsubstrat (Akuttest) bzw. Anzahl der Nachkommen im Reproduktionstest < 50 % angesetzt. Im Collembolen Reproduktionstest wird eine Reduktion der Nachkommen im Testansatz < 50 % als toxisch bewertet.

Anwendungsgebiete biologischer Testverfahren sind:

- Ergänzende Gefährdungsabschätzung bei der Beurteilung kontaminierter Böden, insbesondere bei Detailuntersuchungen;
- Ergänzende Durchführung bei der Beurteilung gereinigter Böden; der Prüfumfang richtet sich in diesem Fall nach der beabsichtigten Nutzung;
- Ergänzende Durchführung, wenn aufgrund der chemischen Analyse der Boden im Bereich der Prüfwerte einzustufen ist;
- Prüfung auf Eluierbarkeit von Schadstoffen mit biologischer Wirkung (aquatische Testsysteme), wenn der Boden oder die Auffüllung das Grundwasser infolge von direktem Kontakt bzw. infolge von Verlagerung der Kontaminanten durch Niederschläge beeinflussen kann;
- Prüfung auf Bioverfügbarkeit und Beeinträchtigung von terrestrischen Organismen bei der Nutzung bzw. dem Wiedereinbau als Oberboden;
- Überprüfung des Verlaufs von Bodensanierungsmaßnahmen durch geeignete Tests (eingeschränkter Prüfumfang);
- Überprüfung des Selbstreinigungspotenzials von Böden (natural attenuation)

Die von der DED/ECHEMA (2001) vorgeschlagene Teststrategie wurde zwischenzeitlich auch in internationale Normen übernommen. Dies sind DIN ISO 15799 und ISO DIS 17616.

## **2.2. Ableitung von Bodenwerten für den Pfad Boden–Bodenorganismen**

In der Bundes-Bodenschutzverordnung wurden Prüf- und Maßnahmenwerte für die Wirkungspfade Boden – Mensch, Boden – Nutzpflanze und Boden – Grundwasser festgelegt. Für den Pfad Boden – Bodenorganismen liegen keine Prüfwerte vor. Der

Handlungsbedarf zur Schaffung von Bewertungsgrundlagen für die Beurteilung des Wirkungspfad des Boden - Bodenorganismen leitet sich von der Bundesrat-Entscheidung zur Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) ab, die eine Überprüfung der Vorsorgewerte und Berücksichtigung von Bodenorganismen vorsieht. Das Ziel der Arbeiten des BVB FA Biologische Bewertung von Böden bestand darin, einen wissenschaftlich begründeten Vorschlag zur Ableitung von Prüfwerten für Bodenorganismen auszuarbeiten (Wilke et al. 2001, BVB 2002). Weitere Arbeiten zu diesem Thema wurden in den UBA Vorhaben Nr. 202 73 266 (ETC Ökotoxikologie GmbH, Flörsheim) und Nr. 299 71 207 (TU Berlin Institut für Ökologie) durchgeführt.

Voraussetzungen für die Ableitung von Prüfwerten sind:

- die Auswahl prioritärer Stoffe
- Festlegung von Anforderungen an die Datenqualität und die Auswahl geeigneter Testmethoden
- Gewinnung einer ausreichenden Datenmenge

Prioritäre Stoffe wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- hoher Relevanz auf das ökotoxikologische Potenzial
- häufiges Vorkommen
- Abdeckung möglichst unterschiedlicher Wirktypen
- Datenmenge

Bei der Sammlung von Daten wurden nur solche verwendet, die mit genormten bzw. international anerkannten Methoden erhoben wurden. Sämtliche Daten wurden in einer Datenbank „Soil Value“ dokumentiert. Die Datenbank erlaubt im Grundsatz eine Gruppierung und gewichtete Auswertung nach den Kriterien:

- Bodenmikroorganismen (Funktionsparameter) / Bodenfauna (Mortalität, Reproduktion, Wachstum)
- akute und subletale Tests (bzw. kurzfristige und längerfristige Tests)
- relevante ökotoxikologische Endpunkte (NOEC, LOEC, EC<sub>x</sub>, LC<sub>x</sub>)
- relevante Prüfparameter
- Expositionssituation (Testsubstrat: Boden oder Futter) bzw. Expositionspfad
- wesentliche Trophiestufen
- wesentliche Boden- oder Standortparameter (Bodenart, Boden-pH, C<sub>org</sub>-Gehalt des Testsubstrats)

Für die Ableitung von Prüfwerten wurde das in Abb. 1 dargestellte Prinzip verwendet. Es wurden Schadstoffwirkungen auf Bodentiere, Bodenmikroorganismen und Wildpflanzen berücksichtigt. Daten zur Bioakkumulation und Biomagnifikation von im Boden vorhandenen Schadstoffen in Bodenorganismen lagen dem BVB FA nicht vor und blieben unberücksichtigt. Als Toxizitätskriterium wurden ED/EC<sub>30-60</sub>-Werte verwendet, da bei Überschreiten der Prüfwerte das Vorliegen eines Schadens voraussetzt. Strukturelle Parameter (Schädigung von Individuen) und funktionelle Parameter (z.B. mikrobielle Aktivität) wurden als gleichwertig angesehen. Soweit möglich wurden Daten Freilandtests und Halbfreilandtests neben Labortests bevorzugt verwendet. Die Berechnung der Werte erfolgte mit dem

von Wagner und Løkke (1991) entwickelten DIABEX Modell. Dabei wurde davon ausgegangen, dass 95 % aller Arten von dem Auftreten von Effekten geschützt sind. Bisher konnten für 9 anorganische und 10 organische Stoffe Prüfwertvorschläge abgeleitet werden (Römbke et al. 2006).

Der Schutz von Bodenorganismen und deren Leistungen über Prüfwerte wird derzeit in Frage gestellt. Einer der Hauptgründe dafür ist, dass bei Überschreiten der Werte keine sinnvollen Maßnahmen vorgenommen werden können. Es besteht daher vielmehr die Überlegung Bodenorganismen über den Vorsorgebereich zu schützen. Dafür müssten die Werte der BBodSchV überprüft und für Schadstoffe, für die keine Vorsorgewerte vorliegen, neue abgeleitet werden. Das hier vorgestellte Verfahren kann ebenfalls dafür verwendet werden. Anstelle von ED/EC<sub>50</sub>-Werten sind ED/EC<sub>10</sub> bzw. ED<sub>10</sub> Werte in den Berechnungen einzusetzen. Diese Werte stehen in der vom BVB Datenbank initiierten Datenbank Soil Value zur Verfügung.

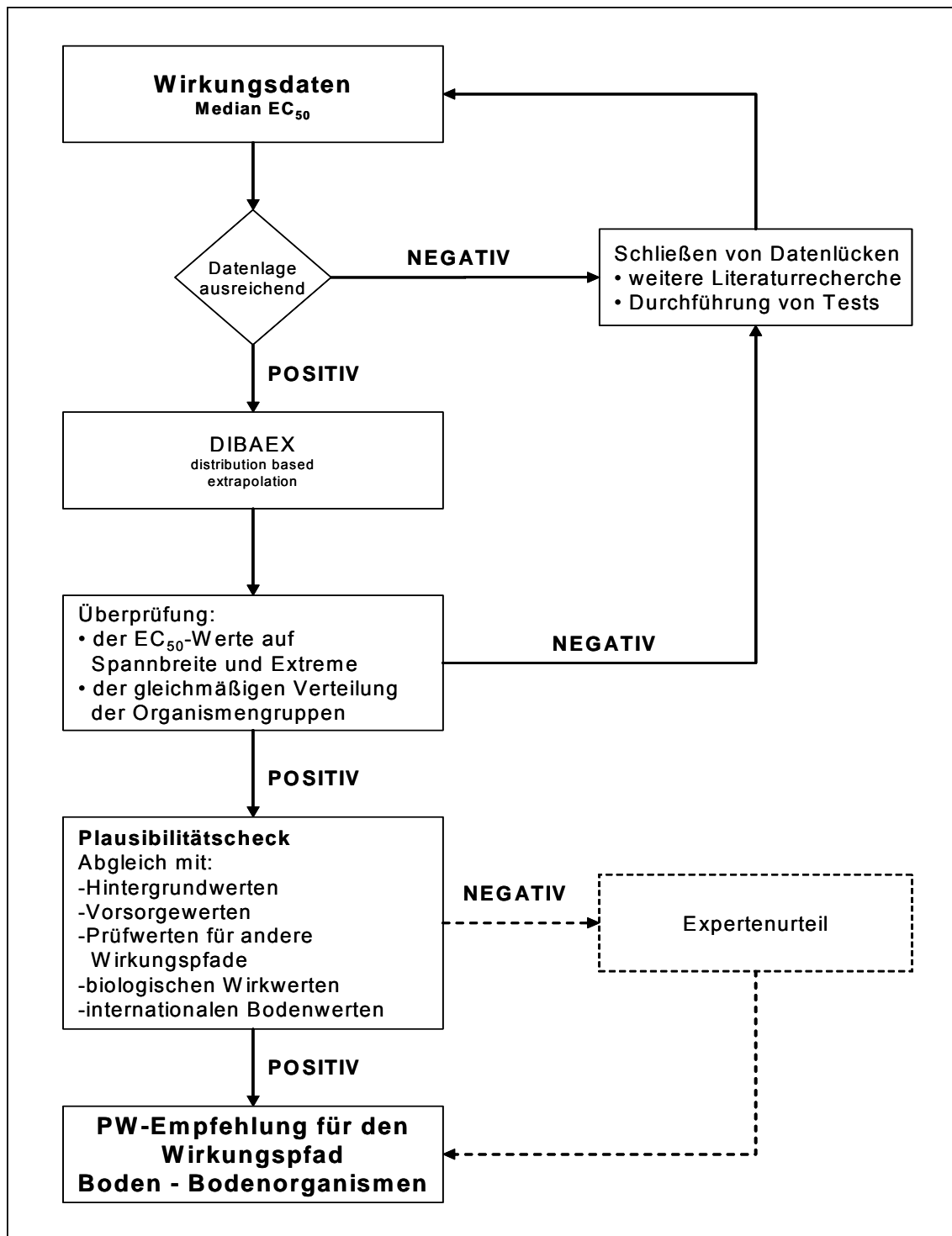


Abb. 1: Konzeption für die Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad

### 3. Bewertung der Lebensraumfunktion im Rahmen von Planungsprozessen

Die Lebensraumfunktion der Böden für Bodenorganismen wird in Planungsverfahren häufig nur unzureichend oder gar nicht berücksichtigt. Zum Teil findet eine Bewertung der natürlichen Bodenfunktionen insgesamt statt, über Kriterien wie Naturnähe oder das Vorliegen extremer Standorteigenschaften. Damit

kommt die Lebensraumfunktion bei der planungsrechtlichen Abwägung gegenüber anderen Belangen nur unzureichend zur Geltung.

Im FA „Biologische Bewertung von Böden“ des Bundesverbands wurde ein Ansatz zur Berücksichtigung der Funktion „Lebensraum von Bodenorganismen“ in Planungsverfahren entwickelt (Beylich et al. 2005). Ziel ist die Erhaltung der Vielfalt der Lebensräume und damit der Artenvielfalt von Bodenorganismen. Um dies zu erreichen und die Lebensraumfunktion des Bodens ihrer Bedeutung gemäß in den Abwägungsprozess von Planungen einbringen zu können, sind folgende Schritte notwendig:

- Kartographische Darstellung der flächenhaften Verbreitung und Vernetzung unterschiedlicher Bodenlebensgemeinschaften auf mittlerer und großer Maßstabsebene (1:50.000 - 1:5000 und größer);
- Ausweisung besonders schützenswerter Flächen deren Standorteigenschaften aus bodenbiologischer Sicht nicht verändert werden dürfen;
- Erstellung von Prognosen zu den Auswirkungen bodenverändernder Maßnahmen und Vorhaben auf Bodenorganismen-Gemeinschaften.

Die kartographische Darstellung von Bodenlebensgemeinschaftstypen erfolgt über die feste Verknüpfung zwischen Bodenlebensgemeinschaftstypen und einer Kombination abiotischer Standortfaktoren. In Zusammenhang damit stehen die folgenden Anforderungen, die bei der Entwicklung der Methode zu erfüllen waren:

- Darstellung abgrenzbarer Biozönose-Typen, d.h. Flächeninhalte in Karten sind biologisch definiert;
- Klassengrenzen der herangezogenen abiotischen Faktoren sind biologisch begründet, also keine schematische Einteilung (z.B. beim pH-Wert nicht in Stufen von einer pH-Einheit);
- Überschaubare Zahl der Biozönose-Typen;
- Verwendung von Informationen zu abiotischen Bodenfaktoren, die flächendeckend digital oder digitalisierbar vorliegen;
- Verfahren möglichst automatisierbar, d.h. GIS-basiert.

Die Abgrenzung der verschiedenen Bodenlebensgemeinschaftstypen erfolgt im Wesentlichen über das Artenspektrum der Bodenfauna. Folgende Gruppen wurden im Rahmen der Methodenentwicklung betrachtet: Ringelwürmer (Regenwürmer und Kleinringelwürmer), Raubmilben, Hornmilben, Tausendfüßer (Hundert- und Doppelfüßer), Asseln, Springschwänze, Fadenwürmer und Laufkäfer. Mit den ausgewählten Tiergruppen werden unterschiedliche Größenklassen und Lebensweisen abgedeckt. Relevante Standortfaktoren für die genannten Tiergruppen sind der pH-Wert, die Bodenfeuchte (hier als Bodenkundliche Feuchtestufe), die Bodenart, die Nutzung und die Humusform. Für die meisten der genannten Organismengruppen sind Schwellenwerte und typische Artenkombinationen für diese Faktoren bzw. Faktorkombinationen benennbar, was eine Voraussetzung für die Abgrenzung der Bodenlebensgemeinschaftstypen ist. Da eine Erfassung des Artenspektrums der Bodenmikroorganismen mit standardisierten Methoden bisher nicht umfassend möglich ist, wird zur Charakterisierung der Mikroflora die mikrobielle Biomasse herangezogen.

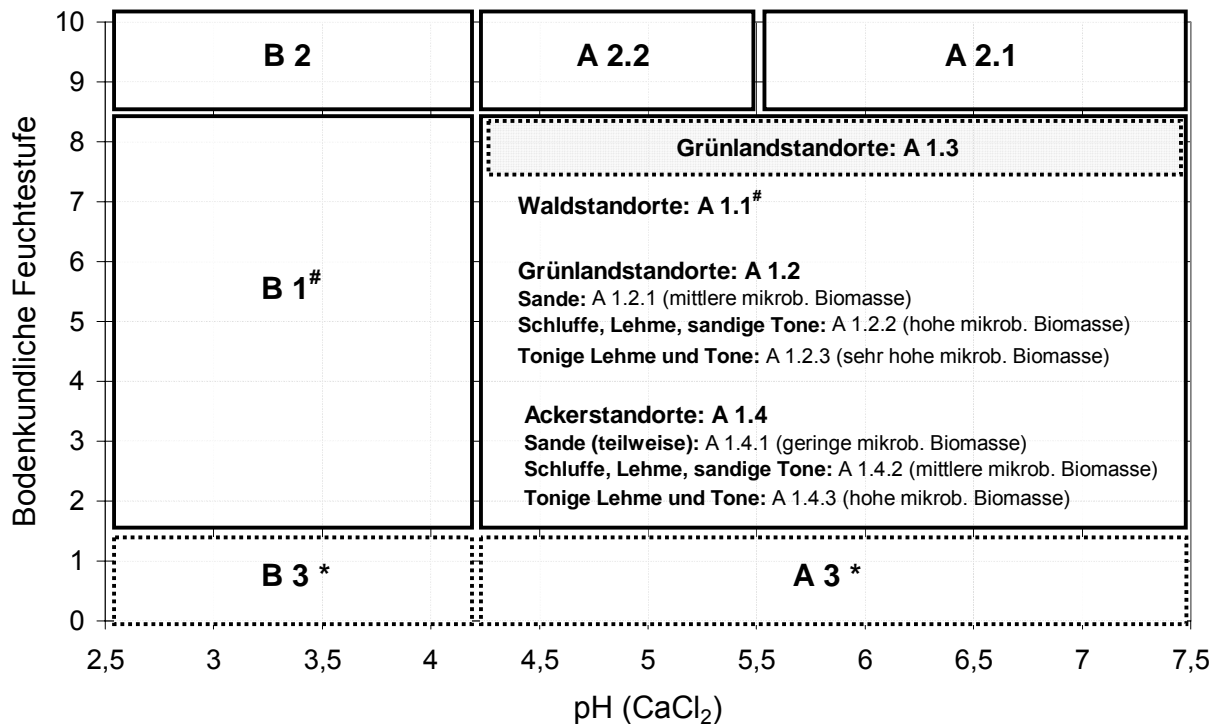


Abb. 2: Ökogramm der Bodenlebensgemeinschaftstypen (n. Beylich et al. 2006)

In Abb. 2 sind die vom BVB FA ausgewiesenen Bodenlebensgemeinschaften und die für ihre Abgrenzung relevanten Standortfaktoren dargestellt. Wesentliche Unterscheidungsmerkmale sind das Vorkommen der drei Lebensformtypen der Regenwürmer (tiefgrabend, mineralbodenbewohnend, auflagebewohnend) und typischer Arten der Mesofauna (Kleinringelwürmer, Horn- und Raubmilben) sowie die Humusform (Tabelle 1).

Die flächendeckende Darstellung der Bodenlebensgemeinschaftstypen ist im Idealfall auf der Basis vorliegender bodenkundlicher Daten ohne zusätzliche Geländeerhebung möglich (s. Abb. 3). Für die Bewertung des so dargestellten Erwartungswerts („Soll-Zustand“) gibt es verschiedene Möglichkeiten. Eine Bewertung anhand von Kriterien wie Seltenheit, Naturnähe oder Wiederherstellbarkeit der Bodenbiozönose-Typen kann erfolgen, soweit für diese Kriterien Erkenntnisse zu Bodenlebensgemeinschaften vorliegen. Dabei kann das vorliegende Verfahren dazu verwendet werden, auf regionaler (z.B. Landschaftsraum) oder überregionaler Ebene (z.B. Bundesland) die Flächenanteile der Lebensgemeinschaftstypen zu ermitteln und den Anteilen im Planungsgebiet gegenüberzustellen. So kann eine Bewertung unter Verwendung des Kriteriums Seltenheit in Bezug auf unterschiedliche Betrachtungsräume vorgenommen werden. Es ist dabei jedoch zu berücksichtigen, dass seltene und naturnahe Lebensgemeinschaftstypen anders zu bewerten sind als seltene, stark anthropogen überprägte Gemeinschaften.

Darüber hinaus kann eine Bewertung durch einen Soll-Ist-Abgleich vorgenommen werden. Dabei wird der theoretisch abgeleitete Soll-Zustand mit dem im Freiland erhobenen Ist-Zustand verglichen. Die Bewertung erfolgt über eine Beschreibung der Diskrepanzen zwischen Soll- und Ist-Zustand, im Wesentlichen bezogen auf das

Artenspektrum. Bewertet wird überwiegend verbal-argumentativ, also qualitativ. Eine quantitative Bewertung ist nur für wenige Parameter (mikrobielle Biomasse) oder Kriterien (Seltenheit) möglich.

Weitere Anwendungen sind Zulassungsverfahren für Verkehrswege und emittierende Anlagen, forstliche Rahmenpläne, agrarstrukturelle Entwicklungspläne und Flurbereinigungsverfahren, Kalkungsmaßnahmen im Forst oder die Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen. Im Rahmen des Integrierten Rheinprogramms wurden Polder als Hochwasserretentionsräume angelegt, die gleichzeitig der Entwicklung autotypischer Lebensgemeinschaften dienen sollten. Für die dafür notwendigen UVU wurde die Untersuchung von Bodenorganismen verbindlich festgelegt.

Tabelle 1: Bodenlebensgemeinschaftstypen und typische Standortfaktoren(n). Beylich et al. 2006)

<b>A</b>	Mineralbodenbewohnende Regenwürmer kommen vor. Mull-Humusformen (Durchmischungshumusformen)
<b>A 1.1 Wald</b>	Streu bewohnende Gruppen (Hornmilben, Tausendfüßler, Asseln und <i>epigäische</i> ; <i>endogäische</i> und <i>anözische</i> Regenwürmer vorhanden.
<b>A 1.2 Grünland</b>	bodenkundliche Feuchtestufe 2 – 7 <i>endogäische</i> und <i>epigäische</i> Regenwurmart vorhanden
	<i>A 1.2.1 – Sande (mittlere mikrob. Biomasse)</i> <i>A 1.2.2 – Schluffe, Lehme, sandige Tone (hohe mikrob. Biomasse)</i> <i>A 1.2.3 – Tonige Lehme und Tone (sehr hohe mikrob. Biomasse)</i>
<b>A 1.3 Feuchtgrünland</b>	bodenkundliche Feuchtestufe 8 <i>epigäische</i> , <i>endogäische</i> und <i>anözische</i> Regenwürmer vorhanden, Feuchte liebende Horn- und Raubmilben
<b>1.4 Acker</b>	Bodenbearbeitung <i>Streu bewohnende Arten fehlen</i>
	<i>A 1.4.1 – Sande (geringe mikrob. Biomasse)</i> <i>A 1.4.2 – Schluffe, Lehme, sandige Tone (mittlere mikrob. Biomasse)</i> <i>A 1.4.3 – Tonige Lehme und Tone (hohe mikrob. Biomasse)</i>
<b>A 2</b>	bodenkundliche Feuchtestufe 9-10 Aerohydromorphe und hydromorphe Mullhumusformen. <i>Nässe liebende Regenwürmer</i> und Enchyträen. <i>Anözische R.</i> fehlen
<b>A 3</b>	Bodenkundliche Feuchtestufe 0-1 Wärme liebende Bodenbiozönose.
<b>B</b>	pH-Wert < 4,2 <i>Epigäische R. in geringer Abundanz vorhanden.</i> Mikroarthropoden Individuenreich
<b>B 1</b>	Bodenkundliche Feuchtestufe 2-8 → aeromorphe Auflage-Humusformen → Oft hohe Abundanz von Enchyträen und Hornmilben
<b>B 2</b>	Bodenkundliche Feuchtestufe 9-10 → aerohydromorphe und hydromorphe Auflage-Humusformen → Nässe und Säure tolerierende Enchyträen
<b>B 3</b>	Bodenkundliche Feuchtestufe 0-1 → Trockenheit und Säure tolerierende Bodenbiozönose

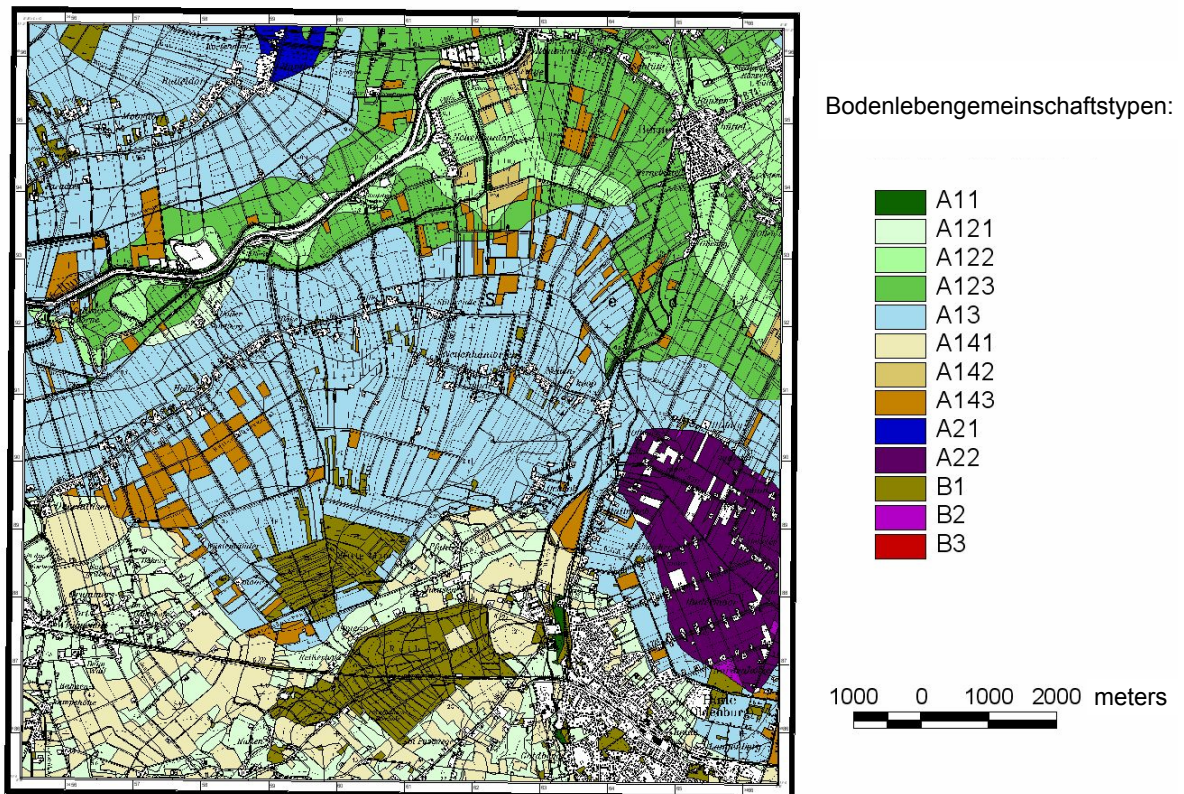


Abb. 3: Kartographische Darstellung von Bodenlebensgemeinschaftstypen

#### 4. Bewertung nicht-stofflicher Belastungen

Zu den nicht-stofflichen Belastungen von Böden zählen Bodenerosion und Bodenschadverdichtung. Nach einer Definition des Bayerischen Landesamtes für Bodenkultur und Pflanzenbau liegen Bodenschadverdichtungen vor, wenn das Porensystem im Boden soweit verformt ist, dass die Versorgungsleistungen für den Pflanzenbestand und damit die Ertragsfähigkeit und Ertragssicherheit dauerhaft beeinträchtigt sind. Mögliche Wirkungen auf Bodenorganismen bleiben in dieser Definition unberücksichtigt. Der BVB FA Biologische Bewertung von Böden hat sich dieser Fragestellung angenommen. Derzeit werden im Rahmen laufender Arbeiten folgende Fragestellungen bearbeitet:

- Wirken Bodenverdichtungen auf Bodenorganismen, biologische Endpunkte? Kenntnisstand
- Können Bodenorganismen (ecosystem engineers) Schadverdichtungen beseitigen?
- Wie können Verdichtungsschäden aus bodenbiologischer Sicht bewertet werden, wo liegen Erheblichkeitsschwellen?
- Sind die von Lebert et al. (2004) vorgeschlagenen bodenphysikalischen Schwellenwerte (effektive Lagerungsdichte, Spatendiagnose, Packungsdichte Stufen 4,5; Luftkapazität < 5 %, kf < 10 %) auch für Bodenorganismen relevant?
- Wie wirken Verdichtungen auf Pflanzenkrankheiten?

Unsere bisherigen Arbeiten haben gezeigt, dass Wirkungen von Schadverdichtungen auf Bodenorganismen und deren Leistungen nur für

Regenwürmer und Athropoden gut dokumentiert sind. Schadverdichtungen führen zur Abnahme der Abundanz und Artenzahl von Bodentieren. Wirkungen auf Mikroorganismen sind nicht eindeutig. Es wurden sowohl positive als auch negative Effekte beobachtet. Steigerungen der mikrobiellen Aktivität traten auf, wenn durch die Verdichtung der Mittelporenanteil (Lebensraum von Bakterien und Pilzen) deutlich erhöht wurde. In verdichteten Waldböden nahm der Anteil anaerober Organismen signifikant zu.

Oberbodenverdichtungen sind reversibel. Sie werden durch die Grabtätigkeit von Regenwürmern (ecosystem engineers) gelockert. Unterbodenschadverdichtungen sind dagegen irreversibel.

Bodenphysikalische Schwellenwerte nach Lebert et al. (2004) lassen sich nicht auf Bodentiere übertragen und sind deshalb für bodenbiologische Wirkungen nicht relevant.

Bodenverdichtungen im Forst sind auf Rückegassen beschränkt. Werden diese beibehalten besteht kein Handlungsbedarf!

Bodenverdichtungen im Grünland beschränken sich auf den Oberboden. Kritische Schäden sind bei feuchter Witterung auf lehmig-tonigen Standorten zu erwarten. Bodenverdichtungen fördern indirekt Pflanzenkrankheiten.

## **5. Literatur**

BBodSchG - Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz) vom 17. März 1998. - BGBl I, Nr. 16, 502-510.

BBodSchV (Bundes-Bodenschutzverordnung) (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes. BGBl I, 36, S. 1554 – 1582 vom 16.06.1999.

Beylich, A., Broll, G., Graefe, U., Höper, H., Römbke, J., Ruf, A., Wilke, B.-M. (2005) Biologische Charakterisierung von Böden – Ansatz zur Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen. BVB-Materialien Band 13. Erich Schmidt Verlag Berlin 78 Seiten.

Bundesverband Boden (2002): ED/ECKpunkte zur Beurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen – Bodenorganismen. BVB FA Biologische Bewertung von Böden in Rosenkranz, D., Bachmann, G, König, W., Einsele, G. (Hrsg): Bodenschutz – Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Nr. 9310 Lfg. 1/02.

DED/ECHEMA (2001) Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial. DED/ECHEMA Arbeitsgruppe „Validierung biologischer Testmethoden für Böden“ (Ltg. W. Dott), 7. Bericht des Interdisziplinären Arbeitskreises „UmweltbiotED/EChnologie – Boden“. DED/ECHEMA Gesellschaft für Chemische TED/EChnologie und BiotED/EChnologie e.V. Frankfurt a M 62 S.

DIN ISO 15799 : Bodenbeschaffenheit – Anleitung zur ökotoxikologischen Charakterisierung von Böden und Bodenmaterialien. (Mai 2004).

ISO DIS 17616: Soil Quality – Guidance for the choice and evaluation of bioassays for ED/ECotoxicological characterization soils and soil materials (2006)

DIN ISO 11268-1, 1993: Bodenbeschaffenheit – Wirkung von Schadstoffen auf Regenwürmer (*Eisenia fetida fetida*) – Verfahren zur Bestimmung der akuten Toxizität unter Verwendung von künstlichem Bodensubstrat.

DIN ISO 11268-2, 1998 Bodenbeschaffenheit – Wirkung von Schadstoffen auf Regenwürmer (*Eisenia fetida fetida*) – Verfahren zur Bestimmung der Wirkung auf die Reproduktionsleistung.

DIN ISO 11267, (1999) Bodenbeschaffenheit – Hemmung der Reproduktionsleistung von Collembolen (*Folsomia candida*) durch Bodenschadstoffe.

DIN ISO 11269–2 Bodenbeschaffenheit –Wirkung von Schadstoffen auf die Bodenflora - Teil 2: Wirkung von Schadstoffen auf Saataufgang und Wachstum höherer Pflanzen. 1997 – 10

DIN ISO 17155 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Abundanz und Aktivität der Bodenmikroflora mit Hilfe von Atmungskurven. 2003-06

Lebert, M, Brunotte, J., Sommer, C. (2004): Ableitung von Kriterien zur Charakterisierung einer schädlichen Bodenveränderung, entstanden durch nutzungsbedingte Verdichtung von Böden/Regelungen zur Gefahrenabwehr. Umweltbundesamt Texte 46/04, 131 S.

Römbke, J., Jänsch, J. Schallnaß, H.-J., Terytze, K. (2006): Bodenwerte für den Pfad Boden – Bodenorganismen für 19 Schadstoffe. Bodenschutz 4/06: 112-117.

Wagner C, Løkke H (1991): Estimation of ED/ECotoxicological protED/ECtion levels from NOED/EC toxicity data. Water Res 25/10: 1237-1242.

Wilke, B.-M.; Pieper, S.; Römbke, J. 2001: Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden Bodenorganismen; - Bodenschutz, 3: S. 93-100.

### **3. Regenwürmer als Bioindikatoren**

## **Bodenzoologische Untersuchungen auf BDF**

Johannes Bauchhenß, München

#### **1. Einleitung**

In Bayern wurden im Jahr 1985 auf landwirtschaftlichen Flächen 132 Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) eingerichtet. Die Flächen umfassen Grünland- Acker- und Sonderkulturstandorte und sind gleichmäßig über die Naturräume Bayerns verteilt. Die hohe Zahl der BDF sollte es möglich machen, die hier gewonnenen Ergebnisse auf ganz Bayern zu übertragen.

Die Flächen stehen unter ortsüblicher Bewirtschaftung, sodass neben möglichen Umweltbelastungen, auch Belastungen durch die Landwirtschaft auf die Böden einwirken. Dies unterscheidet sie von anderen BDF aus nicht-landwirtschaftlichen Bereichen.

Zusätzlich zu den üblichen chemischen und bodenphysikalischen Untersuchungen werden auf den BDF in Bayern biologische Daten aus speziellen Bereichen der Mikrobiologie, der Vegetationskunde und Bodenzoologie ermittelt. Von diesen biologischen Langzeit-Beobachtungen wird erwartet, dass sie langfristig auch geringfügige, mit chemischen und physikalischen Methoden nicht erfassbare, Veränderungen anzeigen können.

#### **2. Material und Methode**

Nach Vorversuchen mit *Collembolen*, *Oribatiden* und *Carabiden* werden an der LFL *Lumbriciden* als Indikatororganismen untersucht.

##### **2.1 Probennahme**

Die BDF sind 1000 m<sup>2</sup> groß und liegen in der Mitte größerer Flurstücke, sodass keine Randeffekte wirken. Auf visuell ungestörten Stellen werden randomisiert 10 Stichproben entnommen, auf Grünland mit einer Fläche von je 0,25 m<sup>2</sup>, auf Ackerflächen von je 1 m<sup>2</sup> (Minimalareal). Der Pflanzenbewuchs wird vor der Probennahme sorgfältig entfernt. Die Probennahme erfolgt nach der „Formalinmethode“ (vgl. RAW 1959, BOUCHÉ 1975, BAUCHHENSS 1982). Austreibungsmittel ist 0,2% Formalinlösung, mit 2 x 20 Liter/m<sup>2</sup> bzw. 2 x 5 Liter/0,25 m<sup>2</sup> Aufwandmenge, die zwei mal im Abstand von 15 Minuten aufgegossen wird.

Die an die Bodenoberfläche kommenden Tiere werden mit der Pinzette aufgenommen und in 80% Alkohol abgetötet und konserviert. Während der Diapausezeit und auf frisch bearbeiteten oder gefrorenen Böden funktioniert die Probennahme nicht. In dieser Zeit können keine quantitativen Proben gezogen werden. Die Ausbeute der Formalinaustreibung sollte 92 +/- 5% des tatsächlichen Besatzes betragen. Dies haben umfangreiche Vorversuche ergeben. Im Zweifel muss die Austreibungswirkung durch Aufgraben und Handauslese überprüft werden. Auf Äckern soll bis zur Pflugsohle, auf Grünlandflächen bis zum B-Horizont gegraben werden. Die ausgegrabene Erde wird von Hand nach zurückgebliebenen Regenwürmern ausgelesen. In die durch das Ausgraben entstandene Grube werden nochmals 10 Liter Formalinlösung gegossen, um auch tiefer lebende Regenwürmer zu erreichen.

**\*) Die Daten wurden während meiner Dienstzeit an der LBP/LfL ermittelt**

Wohl durch die Klimaveränderung hat sich in den letzten Jahren die Diapausezeit merklich verlängert. 2003 konnten während des gesamten Jahres keine Proben gezogen werden.

## **2.2 Auswertung**

Die Artbestimmung erfolgt nach äußeren Merkmalen unter der Prismenlupe nach HERR & BAUCHHENS 1987. Nicht geschlechtsreife Tiere können nur in Ausnahmefällen bestimmt werden. Sie werden generell unter dem Begriff „Juvenile“ zusammengefasst. Die Biomasse wird aus dem Volumen der Tiere berechnet (vgl. BAUCHHENS 1982). Die statistische Auswertung erfolgt nach parameterfreien Methoden (U-Test) aus den Stichprobenwerten.

Bisher sind im BDF-Projekt 2 Probenserien (Erstuntersuchung (1985-1995) und 1. Folgeuntersuchung (1995-2005)) bearbeitet. Mit der Entnahme von Proben für eine dritte Serie wurde begonnen.

## **3. Ergebnisse der Erstuntersuchung und der ersten Folgeuntersuchung**

### **3.1 Artenliste**

Auf den BDF in Bayern wurden 17 Regenwurmartens aus 9 Gattungen festgestellt (Nomenklatur nach Easton 1983)

***Lumbricus*** LINNAEUS, 1758; sensu MÜLLER, 1774

1. *Lumbricus terrestris* LINNAEUS 1858 : Auf Grünland und Ackerflächen
2. *Lumbricus rubellus* HOFFMEISTER, 1843: Auf Grünland und Ackerflächen
3. *Lumbricus castaneus* (SAVIGNY, 1826): Auf Grünland und Ackerflächen
4. *Lumbricus polyphemus* (FITZINGER, 1833): Auf Ackerflächen

***Eiseniella*** MICHAELSEN, 1900

5. *Eiseniella tetraedra tetraedra* (SAVIGNY, 1826): Auf Grünlandfläche

***Octolasion*** ÖRLEY, 1885, s. OMODEO, 1956

6. *Octolasion lacteum* (ÖRLEY, 1881): Auf Grünland und Ackerflächen
7. *Octolasion cyaneum* (SAVIGNY, 1826): Auf Grünland und Ackerflächen

***Allolobophora*** EISEN, 1874

8. *Allolobophora chlorotica* (SAVIGNY, 1826): Auf Grünland und Ackerflächen

***Aporrectodea*** ÖRLEY, 1885

9. *Aporrectodea caliginosa* (SAVIGNY, 1826): Auf Grünland und Ackerflächen  
Es wurde nicht zwischen *A. caliginosa caliginosa* (SAVIGNY, 1826) und *A. caliginosa trapezoides* (DUGES, 1828) unterschieden. Beide Formen treten vergesellschaftet auf. Die Ausbildung der Pupertätstuberkele zeigt am gleichen Standort Übergänge zwischen beiden Formen.

- 10. *Aporrectodea rosea* (SAYIGNY, 1826): Auf Grünland und Ackerflächen
- 11. *Aporrectodea longa* (UDE, 1885): Auf Grünland und Ackerflächen
- 12. *Aporrectodea handlirschi* (ROSA, 1897): Auf Grünlandflächen
- 13. *Aporrectodea georgi* (MICHAELSEN, 1890): Auf Grünlandflächen

***Dendrodrilus*** OMODEO, 1956

- 14. *Dendrodrilus rubidus* (SAYIGNY, 1826): Auf Ackerflächen

***Dendrobaena*** EISEN, 1873

- 15. *Dendrobaena octaedra* (SAVIGNY, 1826): Auf Ackerflächen

***Octodrilus*** OMODEO, 1956; sensu ZICSI, 1986

- 16. *Octodrilus transpadanus* (ROSA 1884) : Auf Grünlandflächen

***Fitzingeria*** ZICSI, 1978

- 17. *Fitzingeria platyura* (FITZINGER, 1833): Auf Grünland und Ackerflächen

### **3.2 Entwicklung der Individuendichte, Biomasse, Artendichte und Diversität seit 1985**

Die Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle I im Anhang dargestellt. Die Werte für Individuendichte und Biomasse sind jeweils Medianwerte aus 10 Stichproben. Die Werte für Artendichte und Diversität beziehen sich auf eine Fläche von 10 m<sup>2</sup>, die sich aus den 10 Stichprobenflächen zusammensetzt.

Zusätzlich werden in der Tabelle die Naturräume, die Kennwerte für Ober- und Unterboden und die Anbaufrüchte für den Zeitraum zwischen Erstuntersuchung und 1. Folgeuntersuchung aufgeführt. Die statistische Auswertung wurde mit dem U-Test durchgeführt (p=0,05).

Die bisher ermittelten Daten liegen in einer Datenbank vor, sodass Besonderheiten bei weiteren Folgeuntersuchung schnell überprüft werden können.

Tabelle I im Anhang ist in den Tabellen 1 und 2 zusammengefasst:

Tabelle 1: Vergleich der Individuendichte, Biomasse, Artendichte und Diversität der Lumbriciden auf Acker-BDF; 1=Erstuntersuchung; 2=1. Folgeuntersuchung; ~ = kein signifikanter Unterschied, < = signifikant kleiner, > = signifikant größer (p=0,05); Artendichte und Diversität können nicht statistisch ausgewertet werden.

Acker-BDF	Individuen-dichte	Bio-masse	Acker-BDF (n, %)	Mittlere Artendichte 1	Mittlere Artendichte 2	Mittlere Diversität 1	Mittlere Diversität 2
Klasse I	1~2	1~2	10 / 9%	1,7	1,8	0,428	0,44
Klasse II	1~2	1<2	13 / 12%	3	3,5	0,748	0,815
Klasse III	1~2	1>2	7 / 6%	2,4	2	0,472	0,357
Klasse IV	1<2	1~2	8 / 7%	2,5	3,6	0,571	0,809
Klasse V	1>2	1~2	2 / 2%	2,5	1	0,653	0
Klasse VI	1<2	1<2	46 / 42%	3	5,1	0,724	0,9
Klasse VII	1>2	1>2	14 / 13%	3,2	2,6	0,763	0,635
Klasse VIII	1<2	1>2	5 / 5%	2,4	3	0,383	0,571
Klasse IX	1>2	1<2	4 / 4%	3,8	4	1,033	0,781

Tabelle 2: Vergleich der Individuendichte, Biomasse, Artendichte und Diversität der Lumbriciden auf Grünland-BDF; 1=Erstuntersuchung; 2=1. Folgeuntersuchung; ~=kein signifikanter Unterschied, <= signifikant kleiner, >= signifikant größer (p=0,05); Artendichte und Diversität können nicht statistisch ausgewertet werden.

Grünland-BDF	Individuen-dichte	Bio-masse	Grünland-BDF (n, %)	Mittlere Artendichte 1	Mittlere Artendichte 2	Mittlere Diversität 1	Mittlere Diversität 2
Klasse I	1~2	1~2	3 / 14%	6	6	1,47	1,314
Klasse II	1~2	1<2	2 / 10%	5	6,5	1,079	1,368
Klasse III	1~2	1>2	1 / 5%	6	5	1,213	1,068
Klasse IV	1<2	1~2	1 / 5%	5	4	0,744	0,898
Klasse V	1>2	1~2	3 / 14%	6,3	6,3	1,119	1,207
Klasse VI	1<2	1<2	6 / 29%	4,8	5,7	1,14	1,289
Klasse VII	1>2	1>2	5 / 24%	5,8	5,2	1,322	1,186
Klasse VIII	1<2	1>2	-	-	-	-	-
Klasse IX	1>2	1<2	-	-	-	-	-

Gleichlaufende Veränderungen von Individuendichte und Biomasse: (in Tab.1 und 2 grau unterlegt).

**Klasse VII:** Individuendichte und Biomasse: 1 < 2: auf Acker-BDF: 46 Flächen, 42%; auf Grünland BDF: 5 Flächen; 24%;

**Klasse I:** Individuendichte und Biomasse: 1 ~ 2: auf Acker-BDF: 10 Flächen, 9%; auf Grünland BDF: 3 Flächen; 14%;

**Klasse V:** Individuendichte und Biomasse: 1 > 2: auf Acker-BDF: 46 Flächen, 42%; auf Grünland BDF: 6 Flächen; 29%;

Vergleich der Individuendichte und Biomasse der Erstuntersuchung und der 1. Folgeuntersuchung auf Acker- und Grünland-BDF (Tab. 1, 2)

**Für Acker-BDF:**

**Klasse I, IV, VIII:** Individuendichte: 1 < 2 : auf 59 Acker-BDF (54%)

**Klasse I, II, III:** Individuendichte: 1 ~ 2: auf 30 Acker-BDF (28 %)  
**Klasse V, VII, IX:** Individuendichte: 1 > 2: auf 20 Acker-BDF (18 %)

**Klasse II, VI, IX:** Biomasse. 1 > 2: auf 63 Acker-BDF (58%)  
**Klasse I, IV, V:** Biomasse: 1 ~ 2: auf 20 Acker-BDF (18%)  
**Klasse II, VII, VIII:** Biomasse: 1 > 2; auf 26 Acker-BDF (24%)

#### **Für Grünland-BDF:**

**Klasse VI, IV:** Individuendichte 1 < 2: auf 7 Grünland-BDF (34%)  
**Klasse I, II, II:** Individuendichte 1 ~ 2: auf 6 Grünland-BDF (29%)  
**Klasse V, VII:** Individuendichte 1 > 2: auf 8 Grünland-BDF (38%)

**Klasse II, VI:** Biomasse 1 < 2: auf 6 Grünland-BDF (39%)  
**Klasse I, IV, V:** Biomasse 1 ~ 2: auf 7 Grünland-BDF (33%)  
**Klasse III, VII:** Biomasse 1 > 2: auf 6 Grünland-BDF (29%)

### **3.3 Vergleich der Abundanzwerte**

Individuendichte, Biomasse, Artendichte und Diversität können helfen, allgemeine Unterschiede zu ermitteln, Gesamtbilanzen über Bodentypen, Fruchtfolgetypen oder Bodenbearbeitungsverfahren aufzustellen. Die Artbestimmung und artbezogene Auszählung (Abundanz) der Lumbriciden auf den einzelnen BDF ermöglicht darüber hinausgehend aber detailliertere Vergleiche auf Artbasis. Die einzelnen Regenwurmartens reagieren sehr unterschiedlich auf Veränderungen.

BDF 42, Abbildung 3 zeigt bezüglich der Individuendichte keinen Unterschied zwischen Erstuntersuchung und 1. Folgeuntersuchung. Die Biomasse nimmt zur 1. Folgeuntersuchung signifikant ab, auch Artendichte und Diversität zeigen hier geringere Werte (vergl. Tab I, Anhang).

Die Auswertung auf Abundanzbasis zeigt für *L. terrestris*, *O. lacteum* und die juvenilen Formen keine signifikanten Unterschiede. Bei *L. rubellus*, *A. rosea* und *L. castaneus* ist eine signifikante Steigerung, bei *A. caliginosa* eine signifikante Verminderung der Abundanzwerte zur 1. Folgeuntersuchung hin festzustellen.

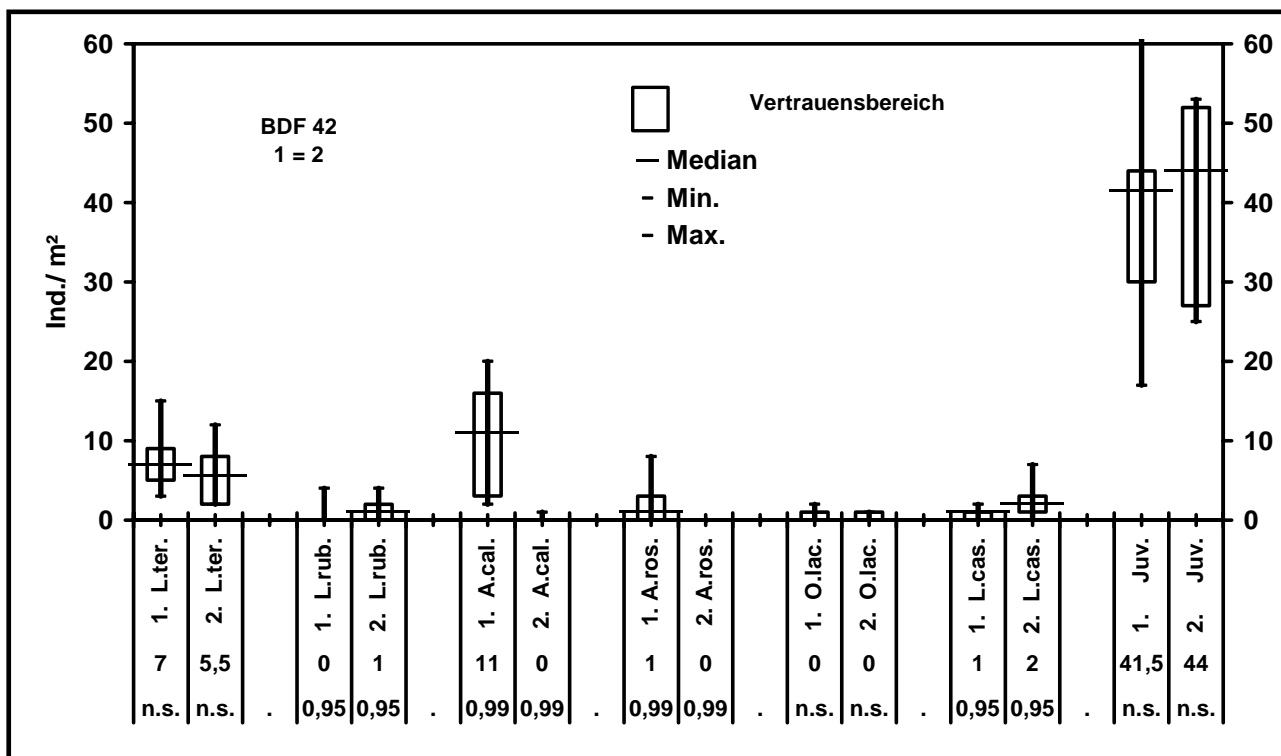


Abbildung 1: Vergleich der Abundanzwerte der Regenwurmtoxozöosen auf der Grünland-BDF 42. Erstuntersuchung: Frühjahr 1986, 1. Folgeuntersuchung: Frühjahr 1991. Medianwerte, Vertrauensbereich ( $p=0,05$ ;  $0,01$ ) Maximal- und Minimalwerte.

Der Vergleich der Abundanzwerte (artbezogene Individuendichte) zeigt, dass keine einzelne Art und auch keine definierbare Artengruppe allein für die zeitlichen Veränderungen der Lumbriciden-Taxozöosen auf BDF 42 verantwortlich ist. Dies wurde bei anderen Berechnungen bestätigt.

Der Vergleich der Abundanzwerte mit Hilfe des U-Tests erweist sich als ein praktikables, einfaches, genaues und aussagekräftiges Verfahren um Befunde bei Langzeitbeobachtungen auf Artbasis zu vergleichen.

#### 4. Bewertung

Standorteigenschaften, landwirtschaftliche Maßnahmen und Umweltfaktoren haben Auswirkungen auf die Ausbildung von Lumbriciden-Taxozöosen.

Besonders schwer ist es die Auswirkungen von landwirtschaftlichen Maßnahmen zu definieren. Mehrere Faktoren können sich in ihrer Wirkung verstärken oder abschwächen und es gibt Faktoren, die ein- oder mehrjährig wirken. Zudem können Maßnahmen handwerklich schlecht ausgeführt sein, wie zum Beispiel das Pflügen zu nasser Böden oder Düngen bei ungeeigneter Witterung und dann eine weit schlimmere Wirkung entfalten können als dies normalerweise der Fall wäre. Solche „Fehlbewirtschaftungen“ können in der Regel nicht zur Interpretation der Ergebnisse verwendet werden, da sie meist nicht deklariert werden.

Tabelle 3: Faktoren, die die artliche Zusammensetzung und den Umfang von Lumbriciden-Taxozönosen bestimmen können.

Standortbedingte Faktoren (konstant)	Bewirtschaftungsbedingte Faktoren (veränderlich)	Umweltbedingte Faktoren (langfristig veränderlich)
Bodenart Bodentyp Exposition Temperatur Sonneneinstrahlung	Bodenbearbeitung Bodenverdichtung Zwischenfruchtanbau Bodenabdeckung Zufuhr org subst Fruchtfolge Düngung Pflanzenschutz	Schadstoffeinträge durch Luft und Niederschläge

Wichtige Faktoren und ihre Wirkung auf Lumbriciden werden im Folgenden dargestellt.

#### 4.1 Einfluss der Bodenart

Typische Eigenschaften von Böden, wie Korngröße, Wasserdurchlässigkeit, Kalkgehalt und pH-Wert können das Vorkommen von Regenwürmern beeinflussen. Die Auswahl der BDF erfolgte so, dass nach Möglichkeit alle in Bayern vertretenen Böden erfasst wurden. Dies macht die Interpretation der Ergebnisse schwierig. Trockenheit, hohe Niederschläge oder die Bodenbearbeitung können je nach Bodenart positive oder negative Auswirkungen haben.

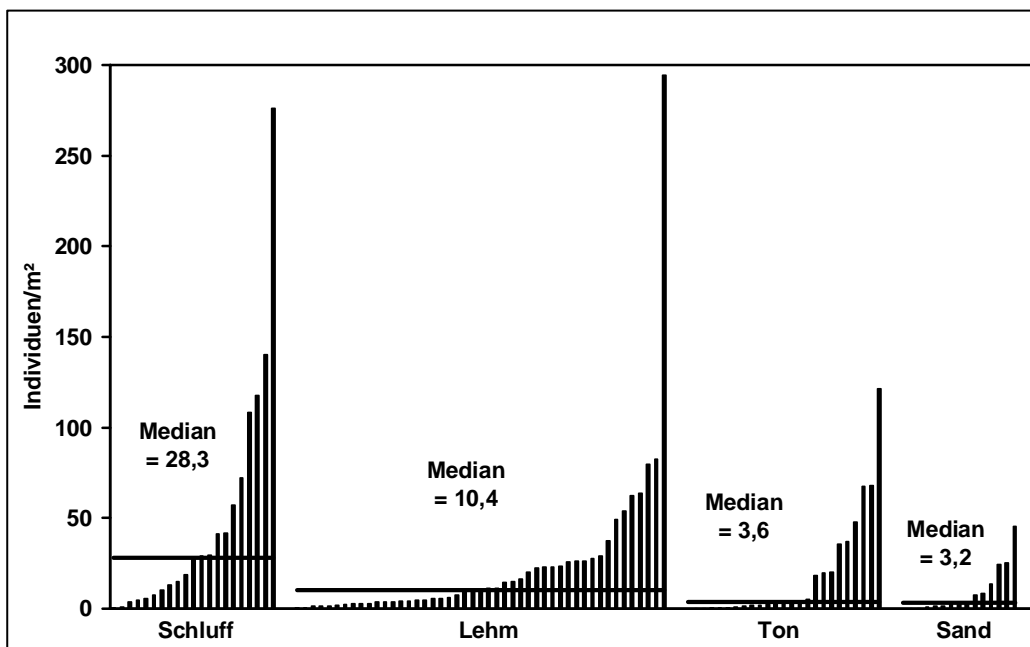


Abbildung 2: Regenwurm-Individuendichte verschiedener Bodenarten auf den BDF (Bauchhenß et al. 1993)

Die verschiedenen Böden zeigen nicht nur sehr unterschiedliche Individuendichte, sie sind auch von unterschiedlichen Regenwurm-Arten besiedelt. Es gibt ausgesprochene Spezialisten für Moor- und Sandböden und auch solche für tiefgründige Lehm- und Lößböden.

#### 4.2 Einfluss der Kulturform

Auf Grünlandflächen sind Abundanz, Individuendichte, Biomasse, Artendichte und Diversität bei Lumbriciden generell höher als auf Ackerflächen. Grünlandflächen liegen meist in regenreichen Gebieten oder in frischen Talauen. Der Boden wird nicht gepflügt (gewendet). Bei der Beweidung und Heuwerbung bleibt totes Pflanzenmaterial als Nahrung für Regenwürmer auf der Bodenoberfläche liegen. Dies spielt vor allem bei der Umwandlung von Grünland-BDF in Ackerland und bei Wiesenneuansaat während der Beobachtungszeit eine Rolle.

Tabelle 4: Vergleich Acker- Grünland BDF, durchschnittliche Individuendichte Biomasse, Artendichte und Diversität bei der Erstuntersuchung und der 1. Folgeuntersuchung

Parameter	Acker-BDF		Grünland-BDF	
	Erstunters.	1. Folgeunters.	Erstunters.	1. Folgeunters.
Individuendichte	23,8	46,2	40,6	48,0
Biomasse	13,2	27,3	107,2	133,2
Artendichte	2,8	3,8	5,4	5,6
Diversität	0,69	0,75	1,2	1,2

Auf Ackerflächen haben sich während des Intervalls zwischen Erstuntersuchung und 1. Folgeuntersuchung Individuendichte und Biomasse signifikant erhöht. Auch die Werte für Artendichte und Diversität haben zugenommen.

Auf Grünlandflächen liegen schon die Ausgangswerte bei der Erstuntersuchung wesentlich höher. Eine weitere signifikante Steigerung ist bei der 1. Folgeuntersuchung nicht zu beobachten.

#### 4.3 Einfluss der Bodenbearbeitung:

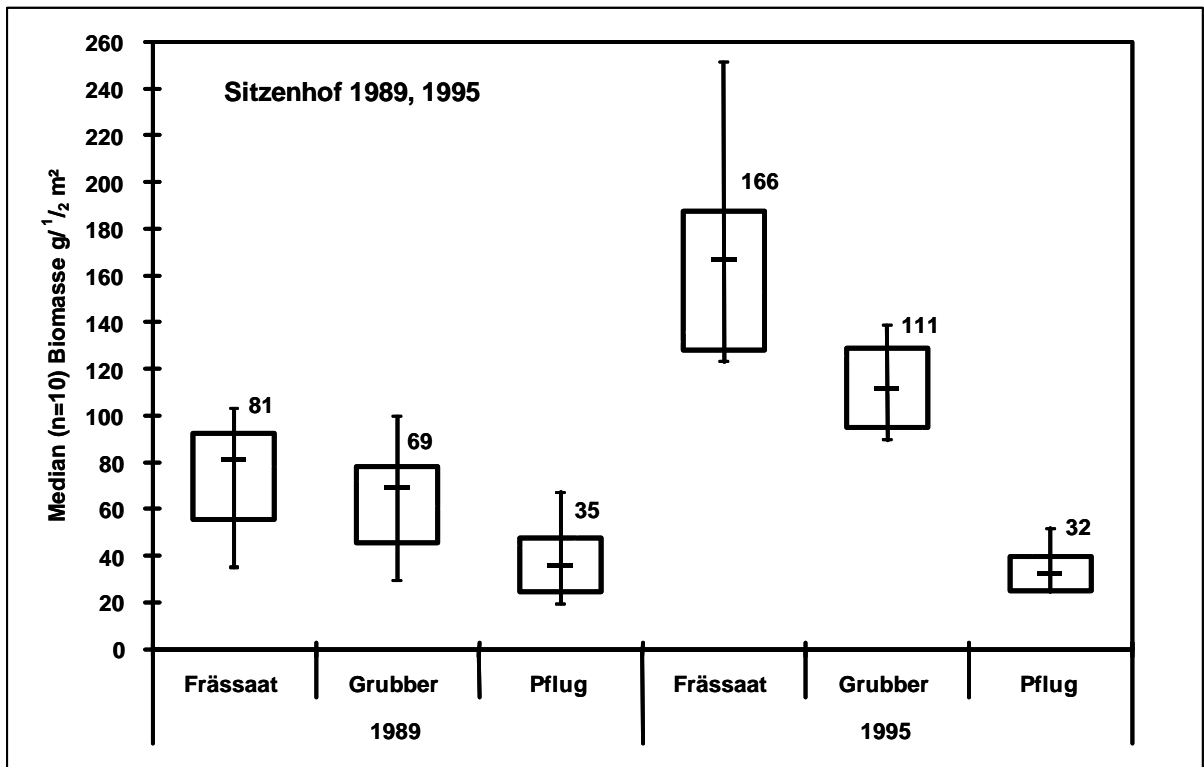


Abbildung 3: Entwicklung der Regenwurm-Biomasse auf einem Bodenbearbeitungsversuch (Bauchhenß 19 )

Der Versuch hatte eine Laufzeit von acht Jahren und wurde im zweiten und im achten Jahr beprobt. Bei beiden Untersuchungsterminen waren auf den Pflugflächen nur geringe Biomassewerte zu verzeichnen. Bei Frässaat und Grubber (nicht wendende Bodenbearbeitung) lagen die Werte bereits im zweiten Versuchsjahr signifikant höher. Diese Entwicklung setzte bis in das achte Versuchsjahr fort. Die Regenwurm-Population bricht sofort zusammen, wenn wieder gepflügt wird.

Die Art der Bodenbearbeitung ist ein wichtiges Kriterium für den Lumbricidenbesatz einer Fläche. Sie wirkt aber auch wieder unterschiedlich stark, je nach der Bodenart und Bodenfeuchte.

#### 4.4 Einfluß der Fruchtfolge:

Großen Anteil an der Entwicklung der Regenwurm-Taxozönosen hat die Fruchtfolge. Brachen sind ähnlich dicht besiedelt wie Grünlandflächen. Mulchen auf Brachflächen wirkt positiv und schon eine 1-jährige Brache bietet Vorteile. Der Anbau von Zuckerrüben oder Kartoffeln dagegen dezimiert die Regenwurm-Population merklich.

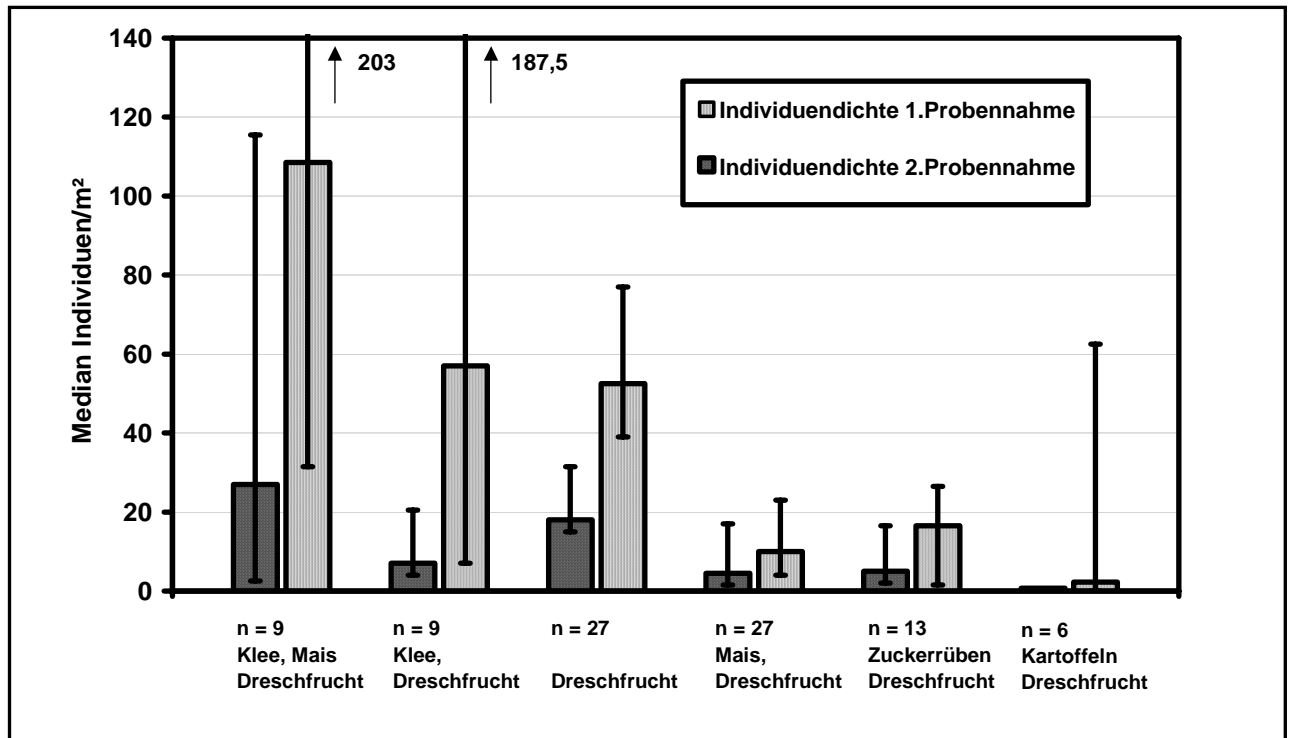


Abbildung 4: Lumbriciden-Individuendichte bei der Erstuntersuchung und der 1. Folgeuntersuchung auf BDF mit verschiedenen Fruchtfolgen. Allen Flächen gemeinsam war der Anbau von Dreschfrüchten. Dazu wurden in der Fruchtfolge mindestens einjährig, Klee+Mais, Klee, Mais, Zuckerrüben und Kartoffeln (Bauchhenß 19 )

## 5. Diskussion

### 5.1 Regenwürmer als Bioindikatoren

Parameter der bodenzoologischen Untersuchungen an der LfL sind Abundanz- und Biomasse der Lumbriciden-Taxozönosen. Auch Artendichte und Diversität können wichtige Hinweise geben. Regenwürmer sind gute Bioindikatoren:

Die Probennahme ist, sofern man Diapausezeiten beachtet und „Ruhezeiten“ nach jeder Bodenbearbeitung einhält, hinreichend genau und zudem durch Handauslese überprüfbar.

Artbestimmung ist anhand von äußeren morphologischen Merkmalen möglich.

Die Biomasse kann aus dem Volumen der Tiere errechnet werden.

Eine statistische Verrechnung der Ergebnisse ist bei ausreichend vielen Stichproben (n=10) möglich.

Die meist hohe Individuen- und Artendichte ermöglicht es, auch auf belasteten, weniger dicht besiedelten landwirtschaftlichen Flächen genügend Material für eine Beurteilung zu finden.

Die geringe Mobilität der Tiere und die saisonal hohe Stabilität der Taxozönosen erleichtert das Erkennen von Veränderungen.

Regenwürmer haben eine vergleichsweise hohe Lebensdauer und können so Belastungen, auch über längere Zeiträume akkumulieren.

Zudem haben Regenwürmer als Kulturfolger auf landwirtschaftlichen Flächen wichtige biologische Funktionen: Sie verbessern die Bodenstruktur und sind

wesentlich an der Nährstoffnachlieferung beteiligt und damit auch Anzeiger einer nachhaltigen, natürlichen Bodenfruchtbarkeit.

## 5.2 Bodenzoologische Untersuchungen auf den BDF

Auf die BDF wirken eine Vielzahl von standort- bewirtschaftungs- und umweltbedingten Faktoren ein. Diese Vielfalt möglicher Einflussfaktoren bringt Nachteile für die Beurteilung der Veränderungen auf den BDF.

Die BDF wurden so ausgewählt, dass sie die gesamte Vielfalt bayerischer Böden umfassten. Das hat eine absolute Individualität der Flächen zur Folge. Keine BDF ist hinsichtlich der Standortseigenschaften mit einer anderen vergleichbar.

Hinsichtlich der betriebsüblichen Bewirtschaftung gilt ähnliches: Keine Fläche gleicht in Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Düngung einer anderen.

Um die Wirkung derart komplexer Faktoren auf die Lumbriciden-Taxozönosen zu klären, wären multifaktorielle Versuche notwendig, deren Ergebnisse dann zur Interpretation der Beobachtungen auf den BDF herangezogen werden könnten.

## 5.3 Ausblick

Um wenigstens die Wirkung der Standorteinfaktoren von denen der Bewirtschaftung trennen zu können, wäre es hilfreich, parallel zu jeder Acker BDF eine vergleichbare Grünland-BDF mit geringer landwirtschaftlicher Überformung anzulegen und beide jährlich zu untersuchen. So könnten Wirkungen von Umwelt- und Standorteinflüssen von denen der Bewirtschaftung getrennt kalkuliert werden. Hierfür könnte man ruhig in Kauf nehmen, dass wegen des hohen Arbeitsaufwands die Zahl der BDF reduziert werden müsste.

Vorläufig aber ist es wichtig, auf den BDF nach **definierten Methoden**, Grunddaten zu sammeln, die dann später, wie auf Abbildung 1 dargestellt, mit früheren Daten verglichen werden können.

## 6. Literatur

Bauchhenß, J. (1982): Artenspektrum, Biomasse, Diversität und Umsatzleistung von Lumbriciden auf unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandflächen verschiedener Standorte Bayerns.- Bayerisches landwirtschaftliches Jahrbuch, **59**: 119-124.

Bauchhenß, J.. u. **HERR**, S. (1986): Vergleichende Untersuchungen der Individuendichte, Biomasse, Artendichte und Diversität von Regenwurmpopulationen auf konventionell und alternativ bewirtschafteten Flächen, Bayerisches landwirtschaftliches Jahrbuch, **63**: 1002-1012 .

Herr, S. u. Bauchhenß, J. (1987): Einfacher Bestimmungsschlüssel für Regenwürmer.- Schule und Beratung, Heft 2/87: 15-20.

Bauchhenß J. (1991): Regenwurmtaxozönosen auf Ackerflächen unterschiedlicher Düngungs- und Pflanzenschutzintensitäten, in: Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, 68. Jg., p. 335-354

Bauchhenß, J., HERR, S., STRAUCH, D. & MÜLLER, C. (1993): Regenwürmer als Bioindikatoren – Ergebnisse des Bodenbeobachtungsprogramms der LBP, in: Schule und Beratung, Heft 7, p. 4-8.

Bauchhenß, J. (1997): „Bodenzoologie“, in: BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR BODENKULTUR UND PFLANZENBAU (LBP) (Hrsg.), „Schriftenreihe der LBP: Boden-Dauer-Beobachtungs-Flächen (BDF) – Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995 – Teil III, 6/ 97: 219-234

Bauchhenß, J. (1999): Earthworms as Bioindicators for agricultural Soil Monitoring, Methods and Results. In: Central Institute for supervising and testing in Agriculture in Brno (Hrsg.), „Soil Monitoring”: Proceedings from the IV. International conference., 44-46.

Bauchhenß, J.(2001): Das Bodenleben in seiner Abhängigkeit von Bodenbearbeitung, Düngung und Fruchtfolge. in: Boden – Pflanze – Tier – Vermarktung, SIGÖL, p. 94-104.

Bauchhenß, J. (2005): Zeitliche Veränderungen der Regenwurm-Taxozönosen auf Grünland- und Ackerflächen. 4. Kulturlandschaftstag der LfL, Tagungsband. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 8, 41-48

## **4. Lumbriciden in der Boden-Dauerbeobachtung: Darstellung von Referenzbereichen, Baselines und Veränderungstendenzen an Beispielen aus Norddeutschland**

Anneke Beylich, Ulfert Graefe

IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie  
Sodenkamp 59, 22337 Hamburg  
anneke.beylich@ifab-hamburg.de

### **1. Einleitung**

Böden sind gepufferte Systeme, die sich unter dem Einfluss von Bodenbelastungen oft nur langsam verändern. Boden-Dauerbeobachtungsflächen dienen dem Ziel, schleichende Veränderungen des Bodenzustandes zu erkennen und die zukünftige Entwicklung zu prognostizieren, um im Sinne des Vorsorgeprinzips rechtzeitig Maßnahmen zum Schutz des Bodens und seiner Funktionen ergreifen zu können (SAG 1991). Zu den leichter veränderbaren Merkmalen gehören bodenbiologische Parameter, die daher eine Frühindikatorfunktion erfüllen. Als bodenzoologische Untersuchungsparameter kommen in erster Linie Regenwürmer (Lumbriciden) in Betracht, weil diese in ihrer Eigenschaft als Systemindikatoren Rückschlüsse auf die Zusammensetzung der Bodenbiozönose erlauben. Für die genauere Kennzeichnung des biologischen Bodenzustandes ist es von Vorteil, auch Parameter der Mesofauna zu berücksichtigen. Die Ad-hoc-AG „Boden-Dauerbeobachtung“ der LABO (BARTH et al. 2000) empfiehlt hierfür die Untersuchung der Kleinringelwürmer (Enchytraeiden u.a.). Diesen Empfehlungen folgend werden die bodenzoologischen Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) seit Anfang der 90er Jahre in den Ländern Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen durchgeführt.

Tabelle 1: Anzahl, Nutzung und Untersuchungsstatus der Boden-Dauerbeobachtungsflächen in den Bundesländern Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen.

Bundesland	Anzahl BDF	Nutzung	Untersuchungsstatus Bodenzoologie		
Schleswig-Holstein	39	Forst:	5	Erstuntersuchung:	39
		Grünland:	14	1. Wiederholung:	34
		Acker:	17	2. Wiederholung:	9
		Sonstige:	3		
Hamburg	3	Forst:	1	Erstuntersuchung:	3
		Grünland:	2	1. Wiederholung:	2
Nordrhein-Westfalen	18	Forst:	16	Erstuntersuchung:	18
		Grünland:	2	1. Wiederholung:	17
				2. Wiederholung:	8

Tabelle 1 zeigt den aktuellen Stand der Untersuchungen. In Schleswig-Holstein überwiegen die landwirtschaftlich genutzten Flächen. In Nordrhein-Westfalen handelt es sich dagegen überwiegend um Forstflächen. Die Erstuntersuchung ist auf allen Flächen abgeschlossen. Sie definiert die „Baseline“, die den Vergleichswert für alle folgenden Untersuchungen darstellt (ENVASSO 2007). Bei periodisch wiederholten Messungen stellt sich heraus, ob der Wert in einem bestimmten Bereich schwankt oder einen gerichteten Verlauf nimmt. Bei schwankenden Werten kann der statistisch erfasste Schwankungsbereich als Baseline definiert werden. Für die Ableitung von Referenzbereichen für bestimmte Standorts- und Nutzungssituationen werden wiederum die Baselinebereiche mehrerer hinsichtlich dieser Standortfaktoren ähnlicher BDF zusammengefasst.

## 2. Methoden

Zur Austreibung von Regenwürmern aus dem Boden stehen verschiedene Methoden zur Verfügung, die für die verschiedenen Lebensformtypen (streubewohnend, mineralbodenbewohnend, tiefgrabend) und verschiedene Altersstadien unterschiedlich effektiv sind. Für eine möglichst repräsentative Erfassung der Regenwürmer sollten daher mehrere Methoden kombiniert werden (s. ISO 23611-1:2006). Für die bodenzoologischen Untersuchungen der BDF wurden Handauslese, Kempson-Extraktion und Formalin-Extraktion verwendet.

Auf jeder BDF wurden 10 Proben genommen. Für die Erfassung der oberflächen-nahen Regenwürmer wurden mit einem Stechring jeweils zwei 250 cm<sup>2</sup> große, 20 cm tiefe Bodenausstiche entnommen, die von Hand ausgelesen wurden. Anschließend wurden die Proben 5-10 Tage in einem Kempson-Apparat getrocknet, um die kleineren Individuen zu erfassen, die bei der Handauslese übersehen worden waren. Bei der Formalin-Extraktion werden die Regenwürmer mit einer formalinhaltigen Reizlösung aus dem Boden getrieben. Hierzu wurde eine 0,25 m<sup>2</sup> große Fläche mit einem in den Boden gedrückten Metallring abgegrenzt und mit 10

Liter einer 0,4%igen Formalinlösung übergossen. Diese Methode ist besonders für tiefgrabende Regenwürmer geeignet. Mit der Kempson-Extraktion wurden auf einigen BDF einzelne kleine Arten gefunden, die mit den anderen Methoden nicht erfasst wurden.

Für die Einstufung der Abundanz- und Biomassedaten wird eine fünfstufige Skala von „sehr gering“ bis „sehr hoch“ benutzt (s. Abbildungen 1 und 2). Für die Abundanz entspricht die Abstufung den Abundanzklassen für Lumbriciden der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC-AG BODEN 2005). Für die Biomasse wurden dieselben Klassengrenzen gewählt. Zur Einstufung werden der Median und der Interquartilbereich verwendet, da das arithmetische Mittel stärker von Extremwerten beeinflusst wird. Die Interquartilbereiche umfassen 50 % der Messwerte und werden hier als Referenzbereiche vorgeschlagen.

Für die Bewertung und den Vergleich von Flächen ist außer den quantitativen Parametern Biomasse und Abundanz das Artenspektrum von entscheidender Bedeutung. Welche Rolle Regenwürmer an einem Standort für den Stoffumsatz und die Bodenbildung spielen, lässt sich anhand der Anteile der drei Lebensformtypen nach BOUCHÉ (1972) abschätzen. Die Epigäische (Streuformen), Endogäische (Mineralbodenbewohner) und Anecische (Tiefgräber) tragen in unterschiedlichem Maß zur Zersetzung organischer Substanz und deren Einmischung in den Boden bei. Für die Anteile der drei Lebensformtypen der Regenwürmer wird daher ebenfalls die Ableitung von Referenzbereichen versucht. Diese werden nur für die Biomasse formuliert, da die Biomasse über die Zeit meist weniger schwankt als die Abundanz. Für die Biomasseanteile der Lebensformtypen wird eine dreistufige Einteilung verwendet (>0 -10%, >10-50%, >50%), da für die meisten Faktorenkombinationen zu wenig Daten vorliegen, um stärker zu differenzieren.

### **3. Referenzbereiche**

Die Abbildungen 1 und 2 zeigen die Ergebnisse aller Untersuchungen auf BDF der drei Bundesländer zu Biomasse und Abundanz (Individuendichte). Der Median für die Biomasse beträgt 14 g/m<sup>2</sup> (Maximum 335 g/m<sup>2</sup>, Minimum 0 g/m<sup>2</sup>), der Median für die Abundanz beträgt 83 Individuen/m<sup>2</sup> (Maximum 886 Ind./m<sup>2</sup>, Minimum 0 Ind./m<sup>2</sup>). Für die Formulierung von Referenzbereichen bezüglich Biomasse und Abundanz wird im folgenden Abschnitt nach Nutzung differenziert und innerhalb der Nutzungstypen nach relevanten Bodenfaktoren.

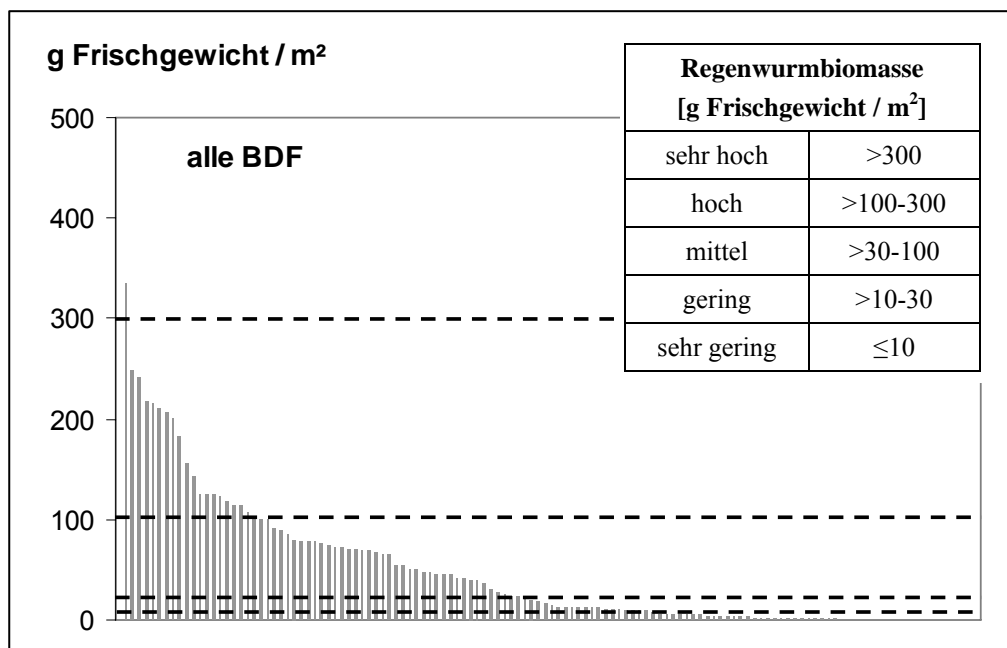


Abbildung 1: Regenwurmbiomasse aus allen BDF-Untersuchungen der Länder Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen. n = 130.

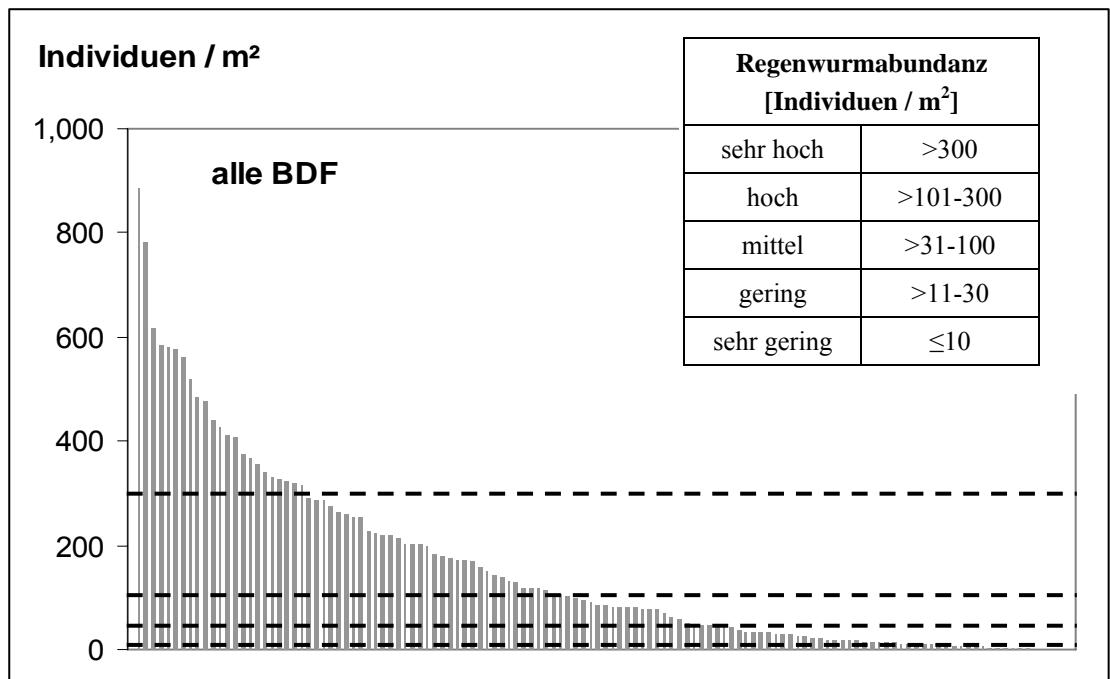


Abbildung 2: Regenwurmabundanz aus allen BDF-Untersuchungen der Länder Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen. n = 130.

### 3.1 Differenzierung nach Nutzung und Bodenfaktoren

Es werden die Nutzungstypen Forst (inklusive Parkwald), Grünland (inklusive Parkrasen) und Acker (inklusive Baumschule) unterschieden. Flächen mit Sondernutzungen, wie Düne oder Brache werden für die zusammenfassenden Darstellungen nicht berücksichtigt.

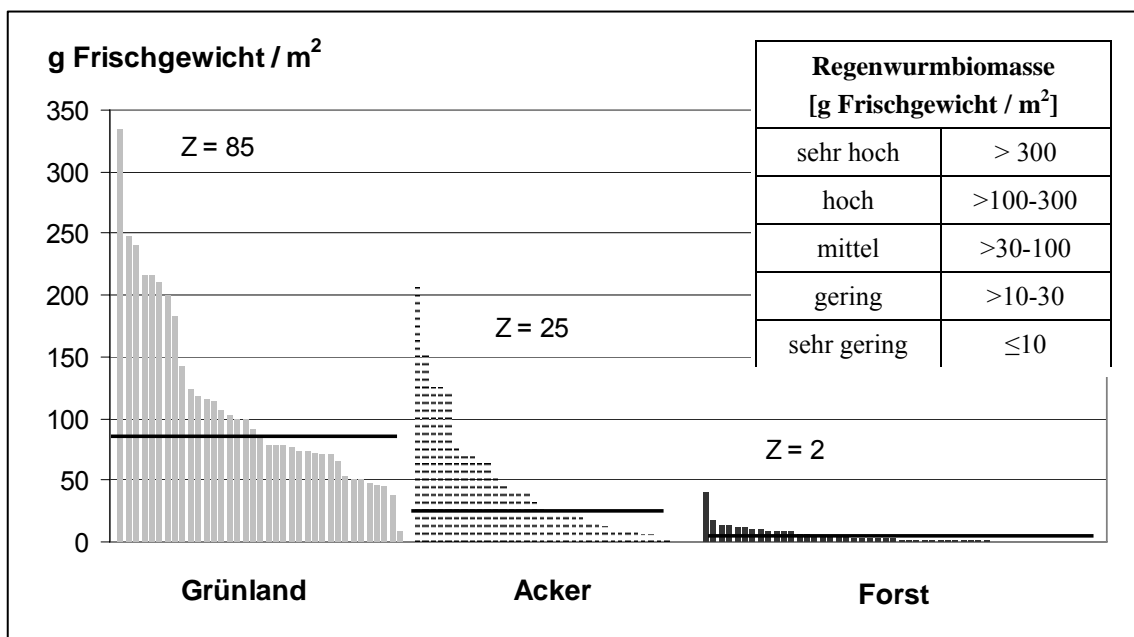


Abbildung 3: Regenwurmbiomasse differenziert nach Nutzung aus BDF-Untersuchungen der Länder Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen. Z: Median (Zentralwert), n = 37 (Grünland), n = 35 (Acker), n = 51 (Forst).

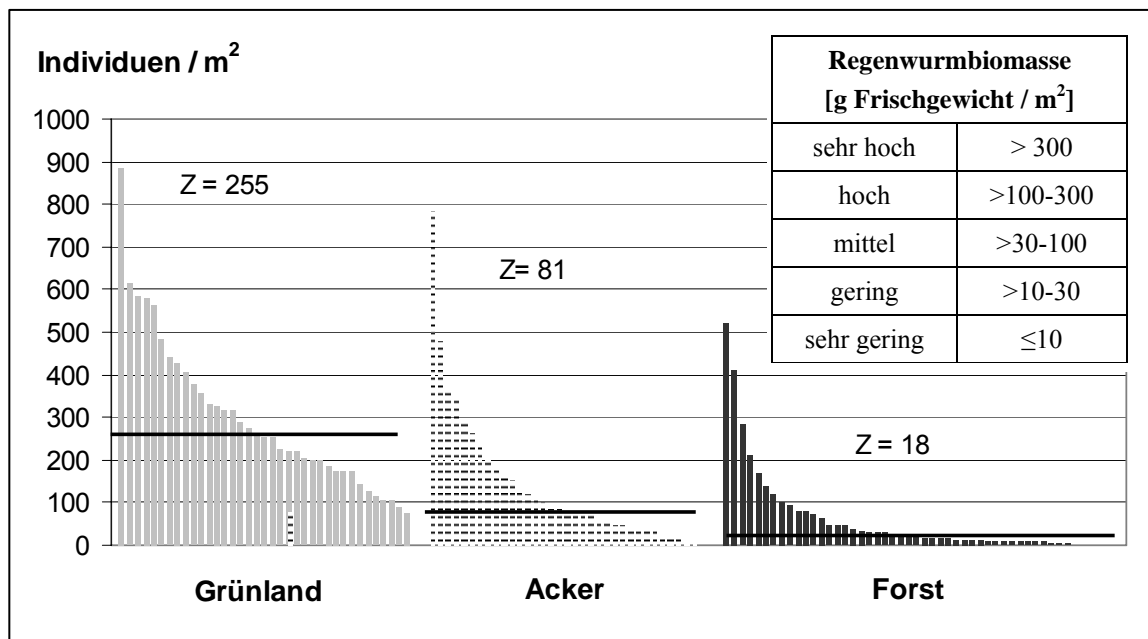


Abbildung 4: Regenwurmbiomasse differenziert nach Nutzung aus BDF-Untersuchungen der Länder Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen. Z: Median (Zentralwert), n = 37 (Grünland), n = 35 (Acker), n = 51 (Forst).

Die Gesamt-Biomasse der Regenwürmer zeigt deutliche Unterschiede zwischen den Nutzungen: Für Grünland-BDF liegt der Median im Bereich „mittel“, für Ackerflächen im Bereich „gering“ und für Forstflächen im Bereich „sehr gering“ (Abbildung 3). Die Mediane der Abundanzen liegen jeweils eine Stufe höher (Abbildung 4). Es gibt allerdings auch erhebliche Überschneidungen zwischen den Nutzungen. Die Ursache dafür ist, dass die Regenwurmpopulation primär von bestimmten Bodenfaktoren beeinflusst wird, die teilweise von der Nutzung beeinflusst werden, aber auch bei unterschiedlicher Nutzung ähnlich sein können. Die Kombination der Bodenfaktoren kann daher bei unterschiedlicher Nutzung für eine bestimmte Artengemeinschaft günstig sein und ähnliche Regenwurmbiomassen bzw. -abundanzen hervorbringen. Die Differenzierung nach Nutzungstypen erfolgt hier also auch aus pragmatischen Gründen und muss durch eine Differenzierung nach Bodenfaktoren ergänzt werden.

### 3.1.1. Forst

Die meisten der untersuchten Waldflächen befinden sich an stark sauren Standorten auf basenarmem Ausgangsgestein (Median pH(CaCl<sub>2</sub>) = 3,2). Innerhalb des durch die Forst-BDF abgedeckten pH-Bereichs besteht ein leichter, positiver Zusammenhang zwischen pH-Wert einerseits und Biomasse bzw. Artenzahl andererseits ( $R^2 = 0,33$ ). Auf drei der Flächen weist der Unterboden einen Schichtwechsel zu basenreicherem Material auf. Davon werden sowohl Artenspektrum als auch Gesamtbiomasse der Regenwürmer beeinflusst. Für diese Gruppe liegen daher der Median der Biomasse und der Bereich zwischen den Quartilen über dem der

anderen Flächen (Abbildung 10). Allerdings liegen die Biomassen in beiden Gruppen überwiegend im Bereich „sehr gering“ der fünfstufigen Skala. Einen Sonderfall stellt eine gekalkte Forstfläche auf basenarmem Substrat dar. Diese Fläche liefert einen Maximalwert der Abundanz von 520 Individuen / m<sup>2</sup> (Abbildung 11). Zusammenhänge zwischen Abundanz und pH-Wert sowie zwischen den zoologischen Parametern und Tongehalt sowie Kohlenstoffgehalt der Böden wurden nicht nachgewiesen.

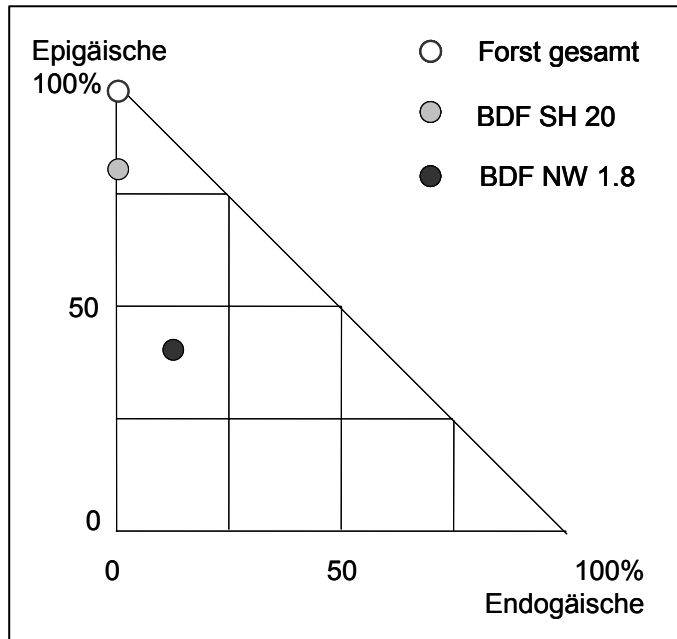


Abbildung 5: Biomasseanteile der drei Lebensformtypen der Regenwürmer der Forst-BDF (Median). Der Anteil der Anecischen ergibt sich aus der Differenz der Summe der beiden anderen Typen zu 100%.

Die Anteile der drei Lebensformtypen der Regenwürmer lassen sich im Dreiecksdiagramm darstellen. Betrachtet man diese Darstellung für alle Forst-BDF, machen die epigäische Arten einen Biomasseanteil von fast 100% aus (Abbildung 5). Eine Ausnahme bilden zwei der im Unterboden basenreicheren Flächen (BDF SH 20 und BDF NW 1.8). Im Oberboden liegen deren pH-Werte bei 3,8 bzw. 3,6. Im Allgemeinen treten Anecische nur bei pH-Werten > 4,2 im oberen Mineralboden auf (GRAEFE et al. 2002). Bei den genannten Flächen kommt der Tiefgräber *Lumbricus terrestris* bei niedrigeren pH-Werten im Oberboden vor, weil wegen des Schichtwechsels in einigen Dezimetern Tiefe der Unterboden basenreicher ist. Nur Tiefgräber können sich den Unterboden durch ihre tiefreichenden Röhren erschließen und durch vertikalen Materialtransport die Bedingungen für andere Arten im Oberboden verändern. Dadurch wird wahrscheinlich auf der BDF NW 1.8 das Auftreten einer endogäischen Art begünstigt.

### 3.1.2. Acker

Für die Ackerflächen gilt: Biomasse, Individuen- und Artenzahl steigen mit steigendem Tongehalt und pH-Wert. Anhand der vorliegenden Daten lässt sich eine Differenzierung in Sande (Tongehalt ≤ 10 %) und Lehme (inklusive schluffig-lehmige und stark lehmige Sande; Tongehalt 12,5 % bis 23,5 %) vornehmen. Bei den Sandstandorten ist der Median für die Biomasse als „gering“ (13 g/m<sup>2</sup>, Minimum 0,5 g/m<sup>2</sup>, Maximum 125 g/m<sup>2</sup>), bei den Lehmstandorten als „mittel“ einzustufen (66 g/m<sup>2</sup>,

Minimum 5 g/m<sup>2</sup>, Maximum 206 g/m<sup>2</sup>. Bei der Abundanz liegt der Median jeweils eine Stufe höher (Abbildung 6).

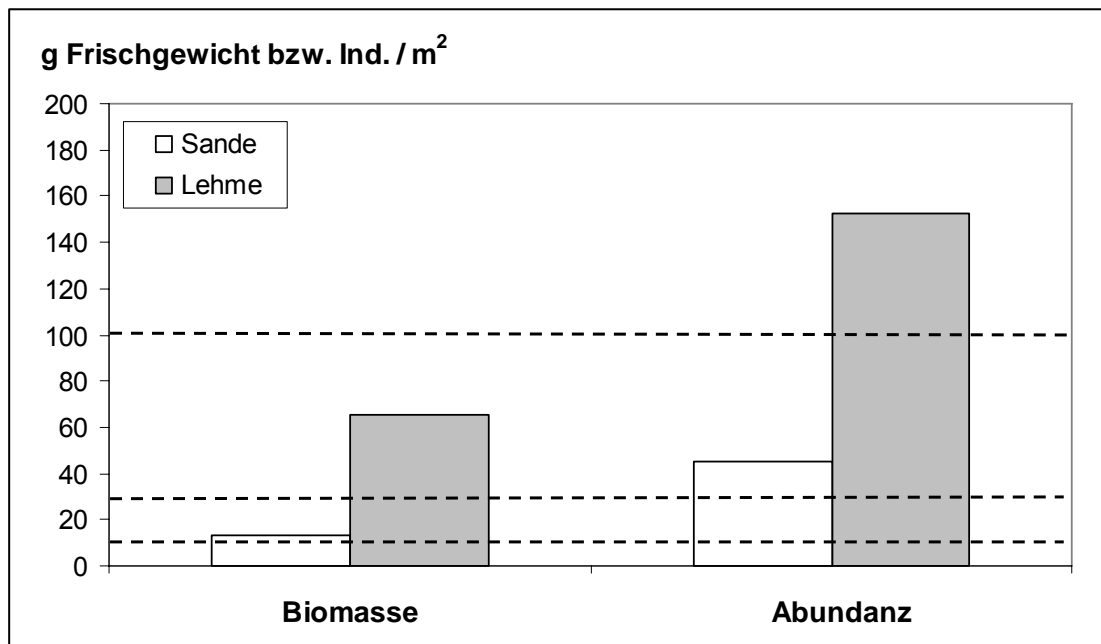


Abbildung 6: Mediane der Regenwurmbiomasse und Abundanz für Acker-BDF, differenziert nach Sandstandorten (n = 18) und Lehmstandorten (n = 17). Gestrichelte Linien: Biomasse- und Abundanzklassen, s. Abbildungen 1 und 2.

Auch die Verteilung der Lebensformtypen der Regenwürmer hängt an Ackerstandorten vom Tongehalt ab. In Lehmböden kommen sowohl anecische als auch endogäische Arten vor (Abbildung 7). Betrachtet man die Sandböden insgesamt, liegt der Anteil den Endogäischen bei fast 100%. Eine genauere Betrachtung zeigt aber, dass an einigen Standorten, besonders mit lehmigen und schluffigen Sanden, auch tiefgrabende Arten in unterschiedlichen Anteilen vorkommen. Epigäische Arten kommen aufgrund der fehlenden Streuauflage nur in Einzelfällen vor.

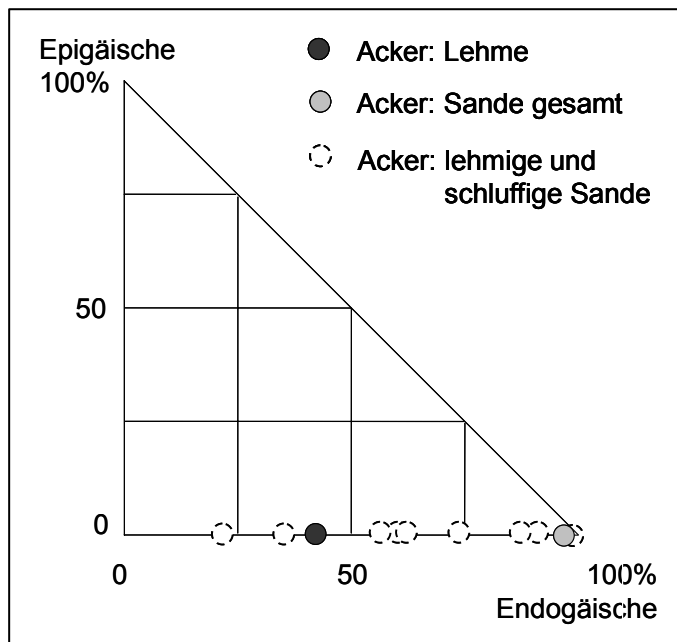


Abbildung 7: Biomasseanteile der drei Lebensformtypen der Regenwürmer der Acker-BDF (Mediane). Der Anteil der Anecischen ergibt sich aus der Differenz der Summe der beiden anderen Typen zu 100%.

Für Regenwürmer ist die Bodenbearbeitung an Ackerstandorten eine erhebliche Störung. Sie äußert sich darin, dass die Siedlungsdichten im Vergleich zum unbearbeiteten Grünland niedriger liegen und viele Arten nicht vorkommen. Besonders beeinträchtigt sind tiefgrabende Regenwürmer, die ihr Gangsystem nach jeder Bodenbearbeitung neu aufbauen müssen. Da dies in strukturschwachen Sandböden mit hohem Aufwand verbunden ist, werden anecische Arten auf Sandäckern bei den BDF-Untersuchungen nur in einem Fall nachgewiesen. Das Vorkommen der anecischen Arten auf Sandäckern hängt damit wahrscheinlich auch von der Intensität der Bodenbearbeitung ab, die Stärke dieses Zusammenhangs kann anhand der vorliegenden Daten aber nicht beurteilt werden.

### 3.1.3. Grünland

Bei den Grünland-BDF gibt es keinen linearen Zusammenhang zwischen der Biomasse oder Abundanz und Tongehalt, pH oder Humusgehalt. Biomasse und Individuenzahl erreichen die höchsten Werte bei mittleren Tongehalten. Anhand der vorliegenden Daten werden vier Gruppen unterschieden. Bei der Gruppe lehmige Sande, Lehme und Schluffe (Tongehalt 10 bis 23 %) liegt der Median für die Biomasse im Bereich „hoch“ ( $124 \text{ g/m}^2$ , Minimum  $50 \text{ g/m}^2$ , Maximum  $335 \text{ g/m}^2$ ), bei allen anderen Bodenarten im Bereich „mittel“ (Sande: Minimum  $46 \text{ g/m}^2$ , Maximum  $143 \text{ g/m}^2$ ; Tone: Minimum  $66 \text{ g/m}^2$ , Maximum  $114 \text{ g/m}^2$ ; Torfe: Minimum  $9 \text{ g/m}^2$ , Maximum  $107 \text{ g/m}^2$ ). Bei der Abundanz liegt der Median jeweils eine Stufe höher (Abbildung 8). Eine besondere Situation liegt bei den drei Flächen auf Niedermoortorf vor. Hier treten relativ geringe Biomassen bei relativ hohen

Individuenzahlen auf, was durch das Vorkommen vieler kleiner Tiere erklärt werden kann.

Hinsichtlich der Verteilung der drei Lebensformtypen zeigen Sande, Lehme, Schluffe und Tonige Lehme ein ähnliches Bild. Es treten hohe Anteile endogäischer und anecischer Arten auf, wobei letztere überwiegen. Epigäische Arten sind meist vorhanden, jedoch mit geringen Biomasseanteilen. Eine Ausnahme bildet eine stark vernässte Fläche unter tonigem Lehm: Hier kommen keine Anecischen vor, da sie auf hoch anstehendes Grundwasser empfindlich reagieren. Epigäische Arten haben hier einen höheren Stellenwert. Ebenfalls keine Anecischen wurden in den Torfböden der Niedermoor-Grünländer gefunden. Die drei betreffenden Flächen sind ebenfalls stark vernässt. In diesen Böden aus organischem Ausgangssubstrat gibt es einen hohen Anteil epigäischer Arten. Auf diesen Flächen treten *Octolasion tyrtaeum* und *Eiseniella tetraedra* auf, die als Nässezeiger angesehen werden können (BEYLICH & GRAEFE 2002).

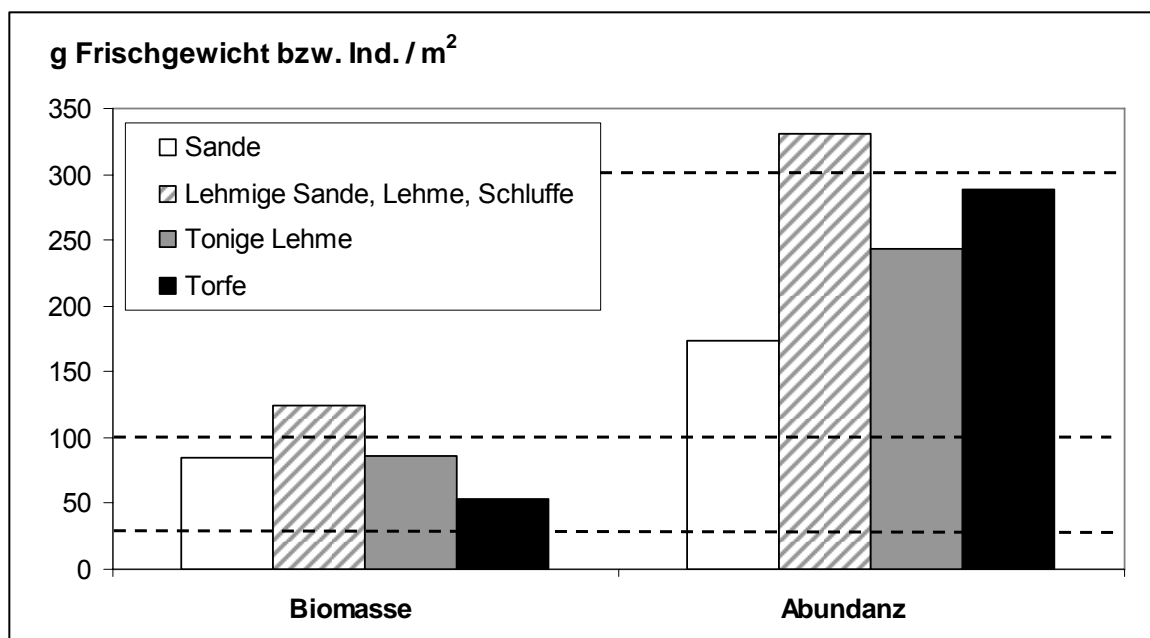


Abbildung 8: Mediane der Regenwurmbiomasse und Abundanz für Grünland-BDF, differenziert nach Sand (n = 5), Lehm (n = 17), tonigem Lehm (n = 4) und Torf (n = 7). Gestrichelte Linien: Biomasse- und Abundanzklassen, s. Abbildungen 1 und 2.

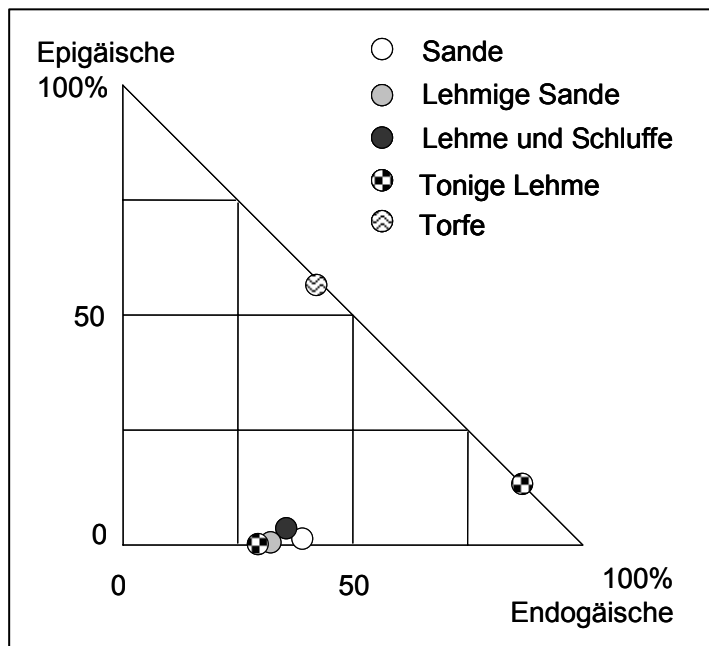


Abbildung 9: Anteile der drei Lebensformtypen der Regenwürmer der Grünland-BDF (Mediane). Der Anteil der Anecischen ergibt sich aus der Differenz der Summe der beiden anderen Typen zu 100%.

### 3.2. Übersicht Referenzbereiche

Die im Abschnitt 3.1 dargestellten Mediane für Biomasse und Abundanz sind in den Abbildungen 10 und 11 durch die Mittelwerte, die Quartile sowie Minima und Maxima ergänzt. Durch die unterschiedliche Zahl der je Standorts- und Nutzungstyp eingegangenen Flächen und die Schwankungsbreite der Daten sind die Interquartilabstände und damit die Referenzbereiche unterschiedlich groß.

Die Referenzbereiche für die Biomasse liegen für basenarme Forstflächen etwas unter denen der im Unterboden basenreicheren Forstflächen. Bei den Abundanzen schließt der Referenzbereich der basenarmen Forst-BDF den der basenreicheren ein. Die Referenzbereiche der Äcker auf Sand bzw. auf Lehm überschneiden sich für die Biomasse nicht, für die Abundanz nur wenig. Die Referenzbereiche der Grünlandflächen überschneiden sich stark. Die Gruppen sandige und tonige Grünländer haben hinsichtlich der Biomasse praktisch denselben Referenzbereich; dieser liegt im unteren Drittel des weiten Bereichs der lehmigen Grünländer. Der Referenzbereich der Torfstandorte überschneidet sich nur wenig mit denen der anderen Grünlandstandorte. Dies gilt nicht für die Abundanzen. Hier werden die Referenzbereiche von tonigen und Torfstandorten von dem der Lehmstandorte eingeschlossen, während die Grünländer auf Sand etwas geringere Abundanzen zeigen.

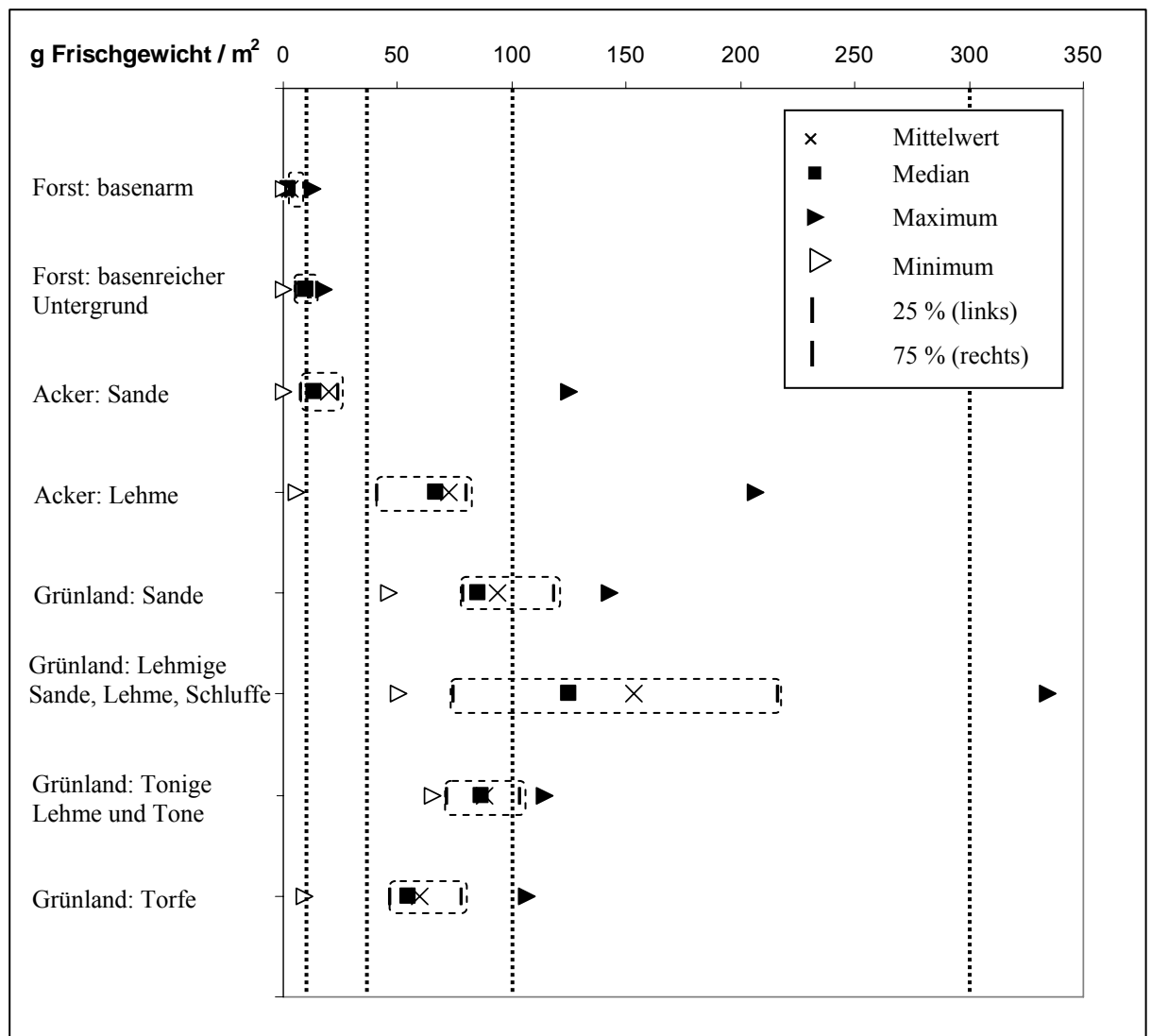


Abbildung 10: Kenngrößen der Regenwurmbiomasse nach Nutzung und Bodenfaktoren. Daten der BDF-Untersuchungen in Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen. Unterbrochene Linien umrahmen die Interquartilbereiche (Referenzbereiche). Gepunktete, senkrechte Linien zur Abgrenzung der Biomasseklassen „sehr gering“ bis „sehr hoch“.

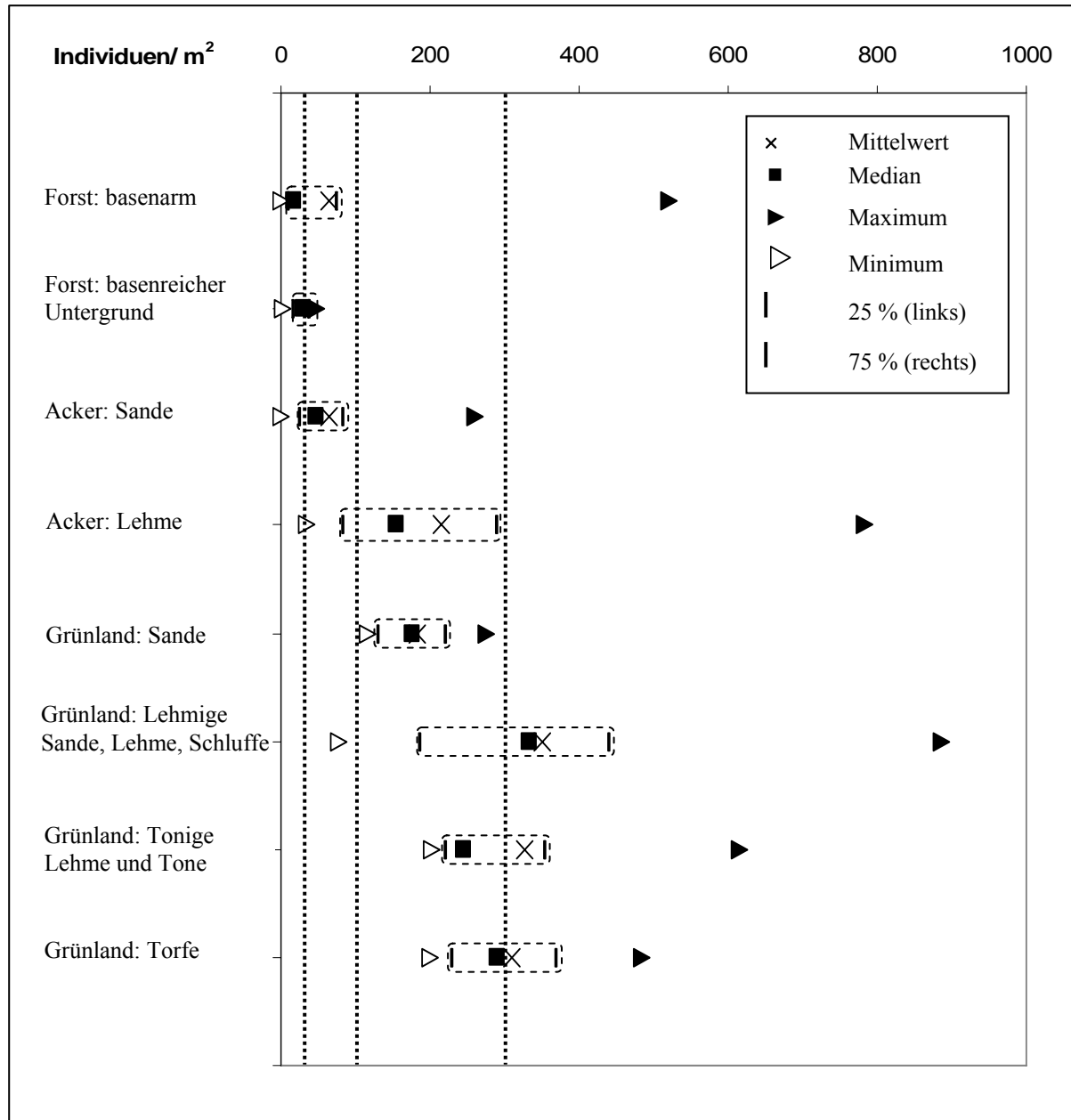


Abbildung 11: Kenngrößen der Regenwurmabundanz nach Nutzung und Bodenfaktoren. Daten der BDF-Untersuchungen in Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen. Unterbrochene Linien umrahmen die Interquartilbereiche (Referenzbereiche). Gepunktete, senkrechte Linien zur Abgrenzung der Biomasseklassen „gering“ bis „sehr hoch“.

Die Referenzbereiche für die Biomasseanteile der drei Lebensformtypen der Regenwürmer sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Für Forstflächen mit pH < 4,2 und Moder bzw. Rohhumusformen sind demnach fast ausschließlich epigäische Regenwürmer zu erwarten, mit Ausnahme von Flächen mit höheren pH-Werten im Untergrund, z.B. aufgrund von Schichtwechseln. Dort können (müssen aber nicht) auch anecische Arten vorkommen. Auf Ackerflächen unter Sand fehlen die anecischen Arten oder kommen nur in geringen Anteilen vor. Einflussfaktoren sind hier der Tonanteil und wahrscheinlich die Intensität der Bodenbearbeitung. Bei mittel lehmigen und schluffigen Sanden kommen regelmäßig anecische Arten vor, die endogäischen überwiegen jedoch. An lehmigen Ackerstandorten stellen die

Anecischen dagegen den größten Biomasseanteil. Unter Grünlandnutzung zeigen die reinen Sande einen etwas geringeren Anteil tiefgrabender Arten als die lehmigen Sande, Schluffe und Lehme. Die vernässten Standorte umfassen einen tonigen Lehm und drei Niedermoor-Standorte. Die Biomasseklassen epigäischer und endogäischer Arten für den tonigen Lehm sind in der Tabelle angegeben, aber ohne weitere Daten nicht auf andere Standorte übertragbar. Man kann jedoch davon ausgehen, dass tiefgrabende Arten an nassen Standorten nicht vorkommen, unabhängig davon ob es sich um mineralisches oder organisches Substrat (Torf) handelt. Unter den BDF in Schleswig-Holstein betrifft das Flächen mit den Vernässungsstufen Vn5 und Vn6 (sehr stark und äußerst stark vernässt nach Bodenkundlicher Kartieranleitung). Bis Vernässungsstufe Vn4 kommen Anecische vor.

Tabelle 2: Referenzbereiche für die Biomasse-Anteile der drei Lebensformtypen der Regenwürmer (nach BOUCHÉ 1972) an der Gesamtbiomasse, abgeleitet aus den Daten der BDF-Untersuchungen in Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen. X: > 0-10%, XX: 10-50%, XXX: > 50% der Gesamtbiomasse, (X): unter besonderen Bedingungen (s. Text)

Vorkommen der Lebensformtypen			
	epigäisch	endogäisch	anecisch
<b>Forst</b>			
pH < 4,2	XXX		(X)
<b>Acker</b>			
Sande (≤ 10% Ton)		XXX	(X)
Sl3 und Su		XXX	XX
Lehme		XX	XXX
<b>Grünland</b>			
Sande (< 10 % Ton)	X	XX	XX
Lehmige Sande, Schluffe und Lehme	X	XX	XXX
Tonige Lehme (vernässt)	XX ?	XXX ?	
Torfe (vernässt)	XXX	XX	

#### 4. Zeitliche Variabilität und Veränderungsprozesse

Die Biomasse- und Abundanzdaten der Nutzungsgruppen Grünland, Acker und Forst lassen über die Zeit seit der Erstuntersuchung keine durchgängige Tendenz zu steigenden oder sinkenden Werten erkennen. Von der Baseline der jeweiligen Erstuntersuchung weichen die Folgeuntersuchungen mehr oder weniger stark ab. Damit haben auch die Baselinebereiche, die sich aus den Daten der 2 oder 3 Untersuchungstermine ergeben, für die Einzelflächen eine sehr unterschiedliche Ausdehnung. Abbildungen 12 und 13 zeigen sowohl Beispiele für starke zeitliche Schwankungen (BDF SH 08, NW 1.6) als auch für geringe Variabilität (BDF NW 2.2). Eine Entwicklung ausgehend von der Baseline der Erstuntersuchung lässt sich erst nach drei Untersuchungsterminen erkennen.

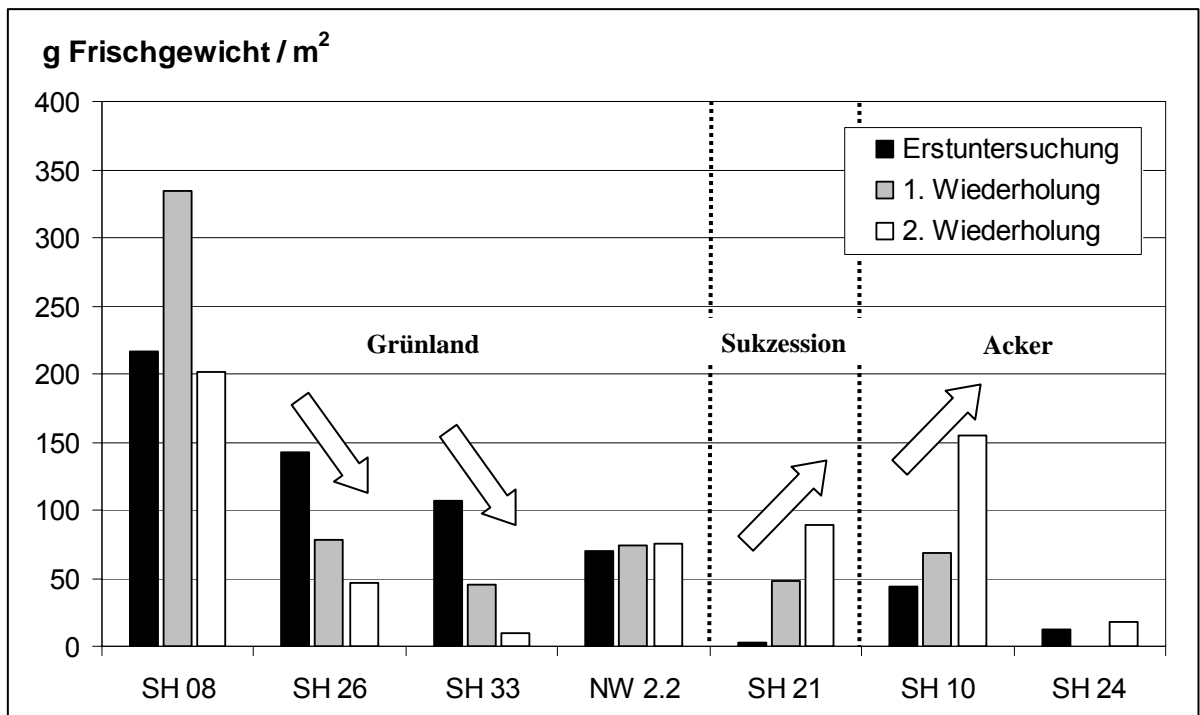


Abbildung 12: Variabilität der Biomasse auf den Grünland- und Acker-BDF, die die 2. Wiederholungsuntersuchung durchlaufen haben. Pfeile: Gerichtete Veränderung wahrscheinlich.

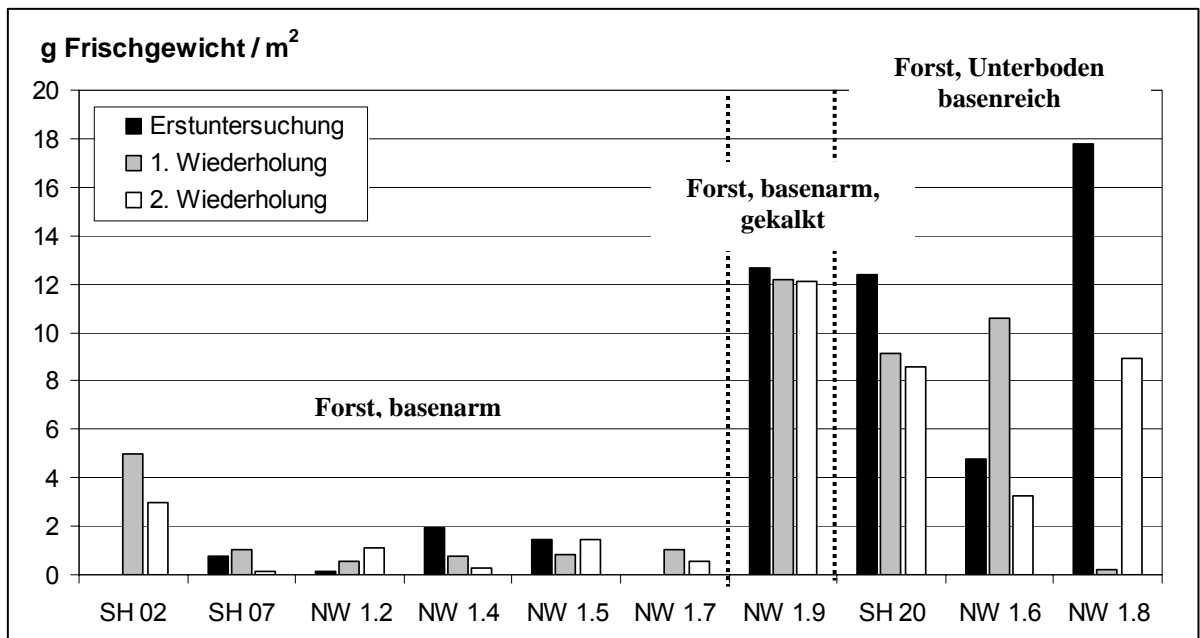


Abbildung 13: Variabilität der Biomasse auf den Forst-BDF, die die 2. Wiederholungsuntersuchung durchlaufen haben.

Für Sondernutzungen wurden in Abschnitt 3 keine Referenzbereiche festgelegt, da es sich dabei meist um einzelne Flächen handelt. Die Baselinebereiche dieser BDF können ggf. zum Vergleich mit Flächen ähnlicher Standorts- und Nutzungssituation

verwendet werden (z.B. BDF SH 21 (Abbildung 12): Sukzession in einem Polder, Kalkmarsch).

#### 4.1 Beispiel: Veränderung durch Bewirtschaftung

Die Entwicklung der Regenwurmpopulation eines Ackerstandorts (BDF SH 24) ist in Abbildung 14 dargestellt. Bei der Erstuntersuchung wurde nur eine endogäische Art gefunden, bei der 1. Wiederholung konnten keine Regenwürmer nachgewiesen werden, bei der 2. Wiederholung je eine endogäische und eine anecische Art. Die Fläche hat die Bodenart Sand und liegt bei der Erstuntersuchung im oben formulierten Referenzbereich für Sandäcker: keine anecischen Arten und eine geringe Regenwurmbiomasse. Der völlige Ausfall der Regenwürmer bei der Zweituntersuchung liegt daran, dass nach der Ernte der Boden bereits umgebrochen war und Bodenfrost stattgefunden hatte, was zu den anderen Terminen nicht der Fall war. Das Auftreten von *Lumbricus terrestris* bei der 2. Wiederholung ist eine qualitative Abweichung von der Baseline dieser Fläche (Erstuntersuchung).

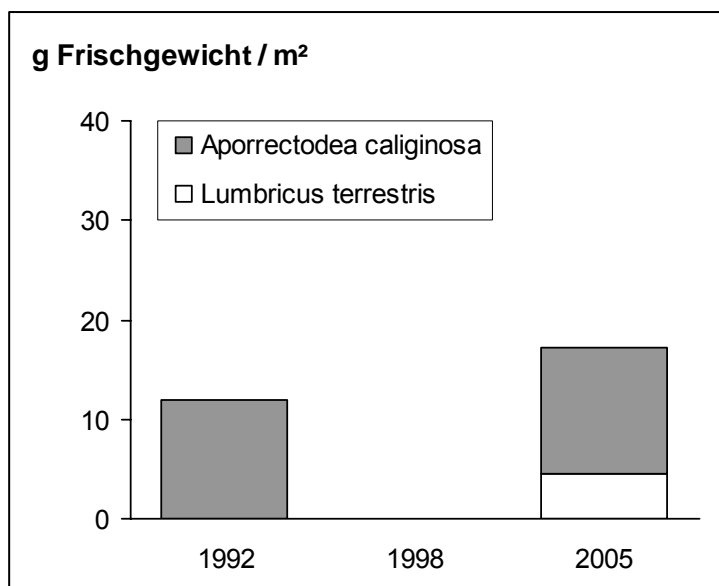


Abbildung 14: Biomasse und Artenspektrum der Regenwürmer auf der BDF SH 24 in den Untersuchungsjahren 1992, 1998 und 2005.

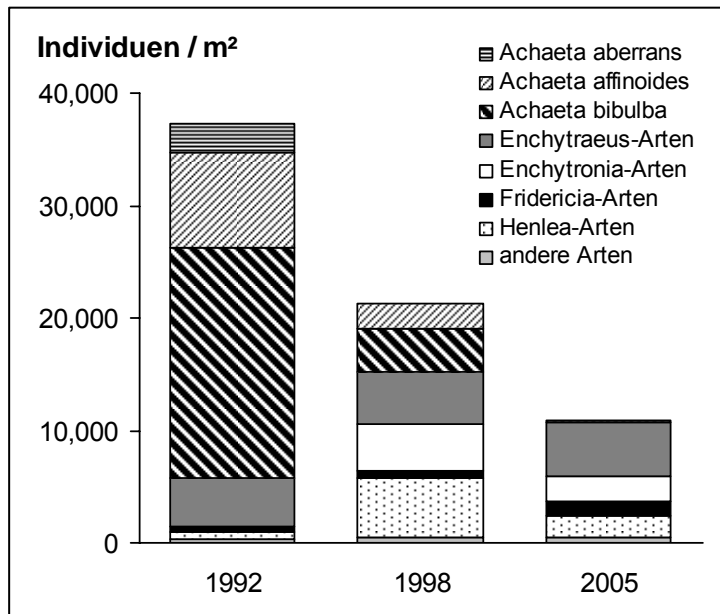


Abbildung 15: Abundanzen und Artenspektrum der Kleinringelwürmer auf der BDF SH 24 in den Untersuchungsjahren 1992, 1998 und 2005.

Es stellt sich die Frage nach dem hier ablaufenden Entwicklungsprozess. Dafür sind die Daten zu den Kleinringelwürmern aufschlussreich, die ebenfalls routinemäßig auf allen BDF erhoben werden. Bei dieser Tiergruppe zeigt sich eine abnehmende Abundanz bei gleich bleibender Artenzahl (Abbildung 15). Gleichzeitig verschiebt sich das Artenspektrum. Die verschiedenen Arten der Kleinringelwürmer lassen sich Strategietypen zuordnen (GRAEFE & SCHMELZ 1999). Dabei werden unterschieden: A-Strategen (säurestresstolerante Arten), r-Strategen (Opportunisten mit günstigenfalls rascher Entwicklung) und K-Strategen (mit langsamer Entwicklung). Der Anteil der säuretoleranten Arten nimmt erheblich ab zu Gunsten der r-Strategen, die säureempfindlicher sind, aber an die wechselnde Ressourcenverfügbarkeit eines Ackerstandorts besser angepasst sind (Abbildung 16). 1992 war hier eine Lebensgemeinschaft vorhanden, die aufgrund eines niedrigen pH von 4,2 eigentlich nicht ackertypisch war, was nur anhand der Regenwurmdaten aber nicht aufgefallen wäre. Der pH-Wert wurde seither angehoben, was bei den Regenwürmern auch *Lumbricus terrestris* geeignete Lebensbedingungen bietet, der säureempfindlicher ist als *Aporrectodea caliginosa*.

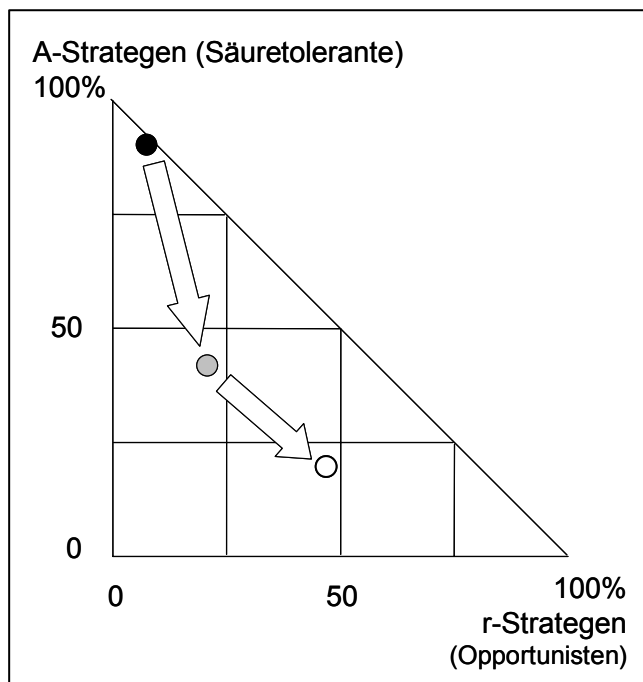


Abbildung 16: Verschiebungen im Strategietypendiagramm der Kleiningelwürmer auf der BDF SH 24 vom ersten Untersuchungstermin (1992 ●) zum zweiten (1998 ○) und dritten (2005 ○) Untersuchungstermin.

#### 4.2 Beispiel: Auswirkungen einer Schwermetallbelastung

Boden-Dauerbeobachtungsflächen dienen als unbelastete Referenzstandorte für die Bewertung der Lebensraumfunktion schadstoffbelasteter Standorte. BDF mit deutlich erhöhten Schadstoffgehalten bilden daher die Ausnahme, bieten aber die Gelegenheit, die Auswirkung der Kontamination in situ abzuschätzen. Einen solchen Fall stellt die schwermetallbelasteten Fläche NW 2.2 dar, ein städtischer Parkrasen (GRAEFE 2005).

Die Gehalte für Blei, Cadmium und Zink überschreiten auf dieser BDF deutlich die Vorsorgewerte der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999). Die Messwerte in den oberen 2 cm des Mineralbodens liegen bei 524 mg Zink/kg, 3,9 mg Cadmium/kg und 493 mg Blei/kg (Königswasserextraktion).

Auf Grünland-BDF, zu denen hier auch Parkgrünländer gezählt werden, sind endogäische Regenwürmer allgemein vorhanden (Tabelle 2, Abbildung 17) und sollten laut der oben formulierten Referenzbereiche einen Anteil an der Gesamtbiomasse von 10-50 % ausmachen. Auf der schwermetallbelasteten BDF NW 2.2 fehlt dieser Lebensformtyp allerdings völlig, während die Gesamtbiomasse im Rahmen des Referenzbereiches liegt. Die Gesamtabundanz der Kleiningelwürmer und deren Artenzahl sind gegenüber anderen Grünlandstandorten deutlich geringer (ohne Abbildung). An diesem Standort ist die Lebensraumfunktion für Bodentiere mit hoher Wahrscheinlichkeit beeinträchtigt. Dafür spricht auch, dass die Bodenwertvorschläge für den Pfad Boden-Bodenorganismen (RÖMBKE et al. 2006) für Blei (163,5 mg/kg) und Zink (160,3 mg/kg) überschritten werden.

Anmerkung: Die Daten dieser Fläche sind in die Grafiken in Abschnitt 3 eingegangen. Die Referenzbereiche für die betreffende Faktorenkombination ändern sich *nicht*, wenn man die Fläche unberücksichtigt lässt.

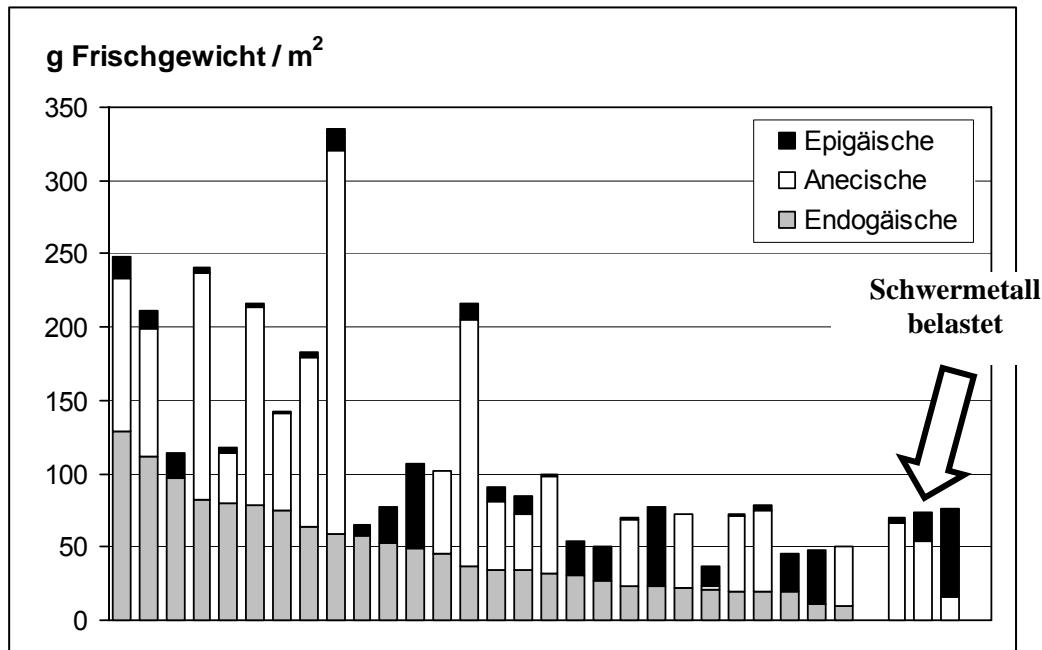


Abbildung 17: Regenwurmbiomasse und Biomasse-Anteile der drei Lebensformtypen auf Grünland-BDF. Rechts die Daten der drei Untersuchungstermine der BDF NW 2.2 (Parkrasen).

## 5. Schlussfolgerungen und Ausblick

Aus den Daten der Bundesländer Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen wurden Referenzbereiche für Biomasse und Abundanz differenziert nach Nutzung, Bodenart oder pH abgeleitet. Außerdem wurden Referenzbereiche für die Biomasseanteile der drei Lebensformtypen der Regenwürmer formuliert, ebenfalls differenziert nach Nutzung, Bodenart oder pH. Die angegebenen Bereiche sind als vorläufig anzusehen, da für die gebildeten Gruppen die Datenbasis sehr unterschiedlich ist. Bei weitem nicht alle möglichen Standortfaktorenkombinationen sind unter den berücksichtigten BDF gegeben. Zum Beispiel fehlen Forstflächen mit pH-Werten über 4 und Flächen mit Tongehalten über 40%. Der Faktor Feuchte wurde nur ansatzweise berücksichtigt, da unter den BDF vernässte bzw. sehr trockene Flächen nur in geringem Umfang vertreten sind. Eine Ausweitung der Datenbasis im Rahmen einer bundesweiten Auswertung würde zur Absicherung der Referenzbereiche beitragen und voraussichtlich z.T. zu deutlichen Verschiebungen für einzelne Gruppen führen.

Es wurde bewusst für alle Flächen dieselbe Einteilung in fünf Klassen verwendet (Abundanz oder Biomasse), um die Ergebnisse unabhängig von der Nutzung vergleichen zu können (auch Sondernutzungen). Möglicherweise wird sich eine Änderung der Klassengrenzen bei Einbindung weiterer Daten als sinnvoll erweisen. Erwägenswert wäre außerdem die Verwendung unterschiedlicher Skalen für Biomasse und Abundanz, da die Abundanz bei den hier vorgestellten Daten meist zu einer höheren Einstufung führte als die Biomasse. Vom Fachausschuss „Biologische Bewertung von Böden“ des Bundesverbands Boden e.V. wurden

bereits Erwartungswerte für die Regenwurmbiomasse auf landwirtschaftlich genutzten Standorten mit Klassengrenzen bei 20 g/m<sup>2</sup>, 60 g/m<sup>2</sup> und 200 g/m<sup>2</sup> (4 Klassen) vorgeschlagen (BEYLICH et al. 2005).

Referenzbereiche können zur Interpretation der Daten anderer Flächen herangezogen werden. Liegt eine zu bewertende Fläche außerhalb des Referenzbereiches, muss nicht notwendigerweise eine Belastungssituation oder Störung gegeben sein. Ergebnisse außerhalb der von den Referenzbereichen abgedeckten Biomasse- oder Abundanzklassen sollten jedoch Anlass zu intensiverer Ursachenforschung sein. Für die Anteile der Lebensformtypen ist wegen der starken Schwankungen der Ergebnisse eine Störung erst anzunehmen, wenn für einen zu bewertenden Standort die Ergebnisse zwei Stufen vom Referenzbereich abweichen (z.B. X statt XXX in Tabelle 2). Ursachenforschung sollte auch betrieben werden, wenn nur für einen der betrachteten Parameter (Gesamtbiomasse/-abundanz oder Biomasseanteile der Lebensformtypen) eine Abweichung festgestellt wird (s. Beispiel Schwermetallbelastung).

Aktuell vorliegende Störungen können so mit den Ergebnissen nur eines Untersuchungstermins erfasst werden. Zum Nachweis von Entwicklungsprozessen sind jedoch mindestens drei Untersuchungen nötig, da die Daten der quantitativen Parameter bedingt durch Witterung und Bewirtschaftungseinflüsse mehr oder weniger stark schwanken, die Abundanz meist stärker als die Biomasse. Für die Bewertung von Veränderungen spielt daher das Artenspektrum eine größere Rolle. Da das Artenspektrum der Regenwürmer insgesamt recht eng ist, ist durch die Einbeziehung einer weiteren Tiergruppe oft eine sehr viel differenzierte Bewertung von Störungen oder Veränderungsprozessen möglich (GRAEFE et al. 1998, 2001). In die Bewertung des biologischen Bodenzustands sollten auch BDF-Daten zur Mikrobiologie eingehen, für die es bereits Referenzwertvorschläge gibt (HÖPER & KLEEFISCH 2001).

## 6. Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage, Hannover, 438 S.
- BARTH, N., BRANDTNER, W., CORDSEN, E., DANN, T., EMMERICH, K.-H., FELDHAUS, D., KLEEFISCH, B., SCHILLING, B., UTERMANN, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., König, W., Einsele, G. (Hrsg.): Bodenschutz. Kennziffer 9152, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 127 S.
- BEYLICH, A., GRAEFE, U. (2002): Annelid coenoses of wetlands representing different decomposer communities. In: Broll, G., Merbach, W., Pfeiffer, E.-M. (eds.): Wetlands in Central Europe. Soil organisms, soil ecological processes and trace gas emissions. Springer, Berlin, pp. 1-10.
- BEYLICH, A., BROLL, G., GRAEFE, U., HÖPER, H., RÖMBKE, J., RUF, A., WILKE, B.-M. (2005): Biologische Charakterisierung von Böden. Ansatz zur Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen. BVB-Materialien, Band 13, 78 S.
- BOUCHÉ, M. B. (1972): Lombricien de France. Écologie et Systématique. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, 671 S.
- BBodSchV (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung) vom 12. Juli 1999. BGBl I, Nr. 36, S. 1554-1582.
- ENVASSO (2007): Environmental assessment of soil for monitoring. Workpackage 1 – Baselines & Thresholds Report. [www.envasso.com](http://www.envasso.com)
- GRAEFE, U. (2005): Makroökologische Muster der Bodenbiozönose. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 107: 195-196.
- GRAEFE, U., SCHMELZ, R. M. (1999): Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. Newsletter on Enchytraeidae 6: 59-67.
- GRAEFE, U., ELSNER, D.-C., NECKER, U. (1998): Monitoring auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen: Bodenzologische Parameter zur Kennzeichnung des biologischen Bodenzustandes. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 87: 343-346.
- GRAEFE, U., GEHRMANN, J., STEPELMANN, I. (2001): Bodenzologische Monitoring auf EU-Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 96: 331-332.
- GRAEFE, U., ELSNER, D.-C., GEHRMANN, J., STEPELMANN, I. (2002): Schwellenwerte der Bodenversauerung für die Bodenbiozönose. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 98: 39-40.
- HÖPER, H., KLEEFISCH, B. (2001): Untersuchung bodenbiologischer Parameter im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen. Bodenbiologische Referenzwerte und Zeitreihen. Arbeitshefte Boden 2001/4, 94 S.
- ISO 23611-1:2006: Soil quality -- Sampling of soil invertebrates -- Part 1: Hand-sorting and formalin extraction of earthworms.
- RÖMBKE, J., JÄNSCH, S., SCHALLNAB, H.-J., TERYTZE, K. (2006): Bodenwerte für den Pfad „Boden-Bodenorganismen“ für 19 Schadstoffe.
- SAG - Sonderarbeitsgruppe „Informationsgrundlagen Bodenschutz“ der Umweltminister-konferenz (1991): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Arbeitshefte Bodenschutz 1, München, 62 S.

## **5. Erfassung und Bewertung von Lumbricidenvorkommen sowie deren Schwermetallgehalte auf BDF von Sachsen-Anhalt und Thüringen**

Tischer, Sabine, (M.-Luther-Univ. Halle, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Bodenbiologie, Halle / Saale)

### **1. Einleitung**

Die Bodendauerbeobachtung dient der langfristigen Überwachung der Veränderung von Bodenzuständen und Bodenfunktionen im Sinne des BBodSchG. Als Indikator-Taxozönose haben sich vor allem Anneliden bewährt (Graefe, 1995). Regenwürmer sind als Untersuchungsobjekte wichtige Glieder des Nährstoffkreislaufs im Boden und können als Indikatororganismen für die Bodenqualität betrachtet werden. Ziel der Arbeit war es, eine Standortklassifikation für den mitteldeutschen Raum, der durch niedrige Niederschlagsmengen geprägt ist, zu erstellen. Die Klassifikation nach rein standörtlichen Kriterien (z.B. Klima, pH-Wert, Wassergehalt, Streuauflage u.a.) zum Erhalt homogener Standorttypen, denen man dann Tiergesellschaften zuordnet, ist in der Geschichte der Freilandökologie schon sehr frühzeitig versucht worden (Brockmann-Jerosch, zit. in Lennartz und Ross-Nickoll, 1999). Es herrscht im allgemeinen Unklarheit darüber, wie ein intaktes und ein gestörtes Ökosystem zu erfassen ist. Der Umgang mit dieser Bewertungsthematik erfordert eine Bioindikation, die in der Lage ist, Ökosysteme zu überwachen. Durch eine konkrete Ist-Wert-Vorstellung der typischen Artengemeinschaften erhält man eine Basis für die Bewertung von beeinflussten Systemen (Lennartz und Ross-Nickoll, 1999). Obwohl eine Vielzahl von bodenbiologischen Untersuchungen für die Anwendung auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) empfohlen wird, befindet sich die Bewertung von bodenbiologischen Kennwerten noch im Anfang. Dies betrifft insbesondere die Zustandsbewertung von Flächen mit unterschiedlicher Nutzung (Acker, Grünland, Forst) (Beck et al., 2001).

Zu diesem Zweck wurde eine Matrix der ökologischen Ansprüche der Lumbricidenarten erstellt, die zusammen mit den Populationskennwerten eine einfache Bewertungsmöglichkeit des Lumbricidenvorkommens eines Standortes erlaubt. Neben der Beurteilung der Abundanz, der Biomasse und der Artendiversität wurde die Schwermetallakkumulation der Lumbriciden ermittelt und beurteilt. Die Lumbriciden sind als Bioindikatoren für Schwermetalle im Boden gut geeignet (Ma, 1982, 1988, Hopkin, 1989, Alberti et al., 1996, Römbke, 1997, Tischer 2005). Während in den meisten Arbeiten der Schwerpunkt der Untersuchungen auf einzelnen Standorten lag, gibt die vorliegende Arbeit Anhaltspunkte zum Schwermetalltransfer in Lumbriciden auf insgesamt 78 Standorten mit unterschiedlicher Bewirtschaftung.

### **2. Material und Methoden**

#### **2.1 Standorte**

Die Auswahl der BDF-Standorte entspricht den vorgegebenen Repräsentanzkriterien wie Landschafts-, Boden-, Nutzungs- und Belastungsrepräsentanz (Ad Hoc BDF LABO, 2000). Dementsprechend wurden die BDF in den Bundesländern Sachsen-Anhalt und Thüringen ausgewählt. Im Versuchszeitraum von 1994 bis 2006 wurden bisher 78 Flächen untersucht

(Sachsen-Anhalt: 73, Thüringen: 5). In Sachsen-Anhalt kommen vor allem vier Bodengruppen vor, die mehr als 75 % der Flächenrepräsentanz im Land darstellen. Das sind Auenböden (27,1 %), Tschernoseme (21,3 %), Braunpodsole und Rosterden (15,9 %) sowie Parabraun- und Fahlerden (12,2 %) jeweils in Prozent der Landesfläche (String und Weller, 1997). Das Klima von Sachsen-Anhalt ist vor allem durch den Harz und das Mitteldeutsche Trockengebiet geprägt. Letzteres weist geringe Jahresniederschläge von durchschnittlich etwa 450 mm auf. Die drei untersuchten Ackerstandorte in Thüringen sind Parabraunerden, die zwei Grünlandflächen Auenstandorte. Insgesamt wurden 78 unterschiedlich genutzte BDF (Acker n=35: davon U/T-Böden 26, Sandböden 9; Grünland n=17: davon mit Schwermetallen belastete Auenstandorte n=7; Forst n=21: davon 14 Laubwald (davon Auenwald n=4), 7 Nadelwald; Kippen n=5: davon 2 Acker, 3 Forst) untersucht.

## **2.2 Methoden**

Die Erfassung der Lumbriciden erfolgte auf je 8-10 Teilflächen jeder BDF außerhalb der Kernfläche (50x50m) mittels Handauslese aus der organischen Auflage und Austreibung mit Formalinlösung (0,2 %) aus dem Mineralboden (DIN ISO-Vorschrift 11268-3). Eine annähernd vollständige Ermittlung des Lumbricidenbesatzes ist durch Kombination von Handauslese und Austreibung unter Beachtung der Diapause erreichbar. Auf den Ackerstandorten wurden die Lumbriciden durch Grabung bis 30 cm Tiefe mit anschließender Formalinanwendung erfasst. Bestimmungsschlüssel wurden von Sims et al. (1985) und Graff (1953) verwendet. Nach Trocknung der Lumbriciden wurde der Druckaufschluss mit konz. Salpetersäure zur Bestimmung der Schwermetallgehalte (mittels ICP-OES) angewandt. Die Bestimmung erfolgte mit Darminhalt der Regenwürmer. Untersuchungen von Tischer (2005) belegen nur geringe Unterschiede der Schwermetallgehalte zwischen den Tieren mit und ohne Darminhalt. Aus diesem Grund werden in dieser Publikation nur die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen von Tieren mit Darminhalt vorgestellt. Für die Bestimmung der Schwermetallgehalte nach Arten wurden mindestens fünf Tiere je Standort analysiert. Die Bodenproben wurden in der Nähe der Lumbricidenerfassung in 0 bis 10 cm Tiefe entnommen. Die Untersuchungen der pH-Werte; Corg-Gehalte und Schwermetalle erfolgten nach den DIN ISO-Vorschriften: 16072; 10694 bzw. DIN 38414-7 (mittels ICP-OES). Die statistische Auswertung erfolgte mittels Varianzanalyse (Tukey-Test) und die Korrelationsanalysen (Pearson) mit dem Statistikprogramm SPSS 10.0 für Windows.

## **3. Ergebnisse**

### **3.1 Standortdaten**

In Tabelle 1 sind einige bodenchemische Kennwerte, nach Nutzungsarten sortiert, aufgeführt. Die Auenstandorte, die gesondert von den unbelasteten BDF betrachtet werden, weisen sehr hohe Schwermetallbelastungen auf, die auch überwiegend über den Vorsorgewerten der BBodSchV liegen. Die pH-Werte der Forststandorte sind als sehr stark sauer bis äußerst sauer zu beurteilen. Vier der Nadelstandorte weisen sogar pH-Werte unter 3,0 auf. Die Humusgehalte sind nach den Nutzungsarten entsprechend differenziert.

Tabelle 1: Bodenchemische Kennwerte der BDF (Mittelwerte) bei unterschiedlicher Nutzung (n=78)

• Nutzungsart	n	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C <sub>org</sub> (%)	Schwermetallgehalte mg kg <sup>-1</sup> TS (Ergebnisse mit *, Werte höher als Vorsorgewerte nach BBODSCHV (Bodenart: Lehm/Schluff))					
				Cd	Zn	Pb	Ni	Cr	Cu
• Acker (U/T)	26	6,6	1,88	0,3	69,1	29,2	18,6	25,0	22,2
• Acker (S)	9	5,8	0,97	0,2	33,5	20,8	5,0	11,0	7,4
• Grünland ohne Belastung	10	5,9	6,37	0,4	51,2	39,6	12,5	24,8	15,0
• Grünland (Aue)	7	5,9	4,33	3,4*	415,0*	129,3*	31,1	60,3*	75,3*
• Laubwald	10	4,0	4,22	0,3	55,6	70,8*	11,2	12,8	11,2
• Auenwald	4	5,4	5,80	6,0*	605,7*	317,2*	55,2*	80,1*	114,4*
• Nadelwald	7	2,9	6,05	0,2	26,6	77,5*	4,3	8,0	11,3
• Kippen	5	6,7	1,17	0,1	31,6	10,0	15,2	17,3	8,1

### 3.2 Lumbricidenvorkommen

Es wurden 15 Arten aus sieben Gattungen erfasst. Am häufigsten kommen die Arten *Lumbricus terrestris* (50 mal), *Aporrectodea caliginosa* (47 mal), *Aporrectodea rosea* (44 mal), *Allolobophora chlorotica* (26 mal), *Lumbricus rubellus* (23 mal), und *Dendrobaena octaedra* (20 mal) vor. Die Artenstruktur wird vor allem durch die Nutzungsart, die Intensität der Bewirtschaftung, die Bodenart, den pH-Wert der Böden und das Klima beeinflusst. Schadstoffbelastungen, insbesondere Schwermetalle, erniedrigen nur in wenigen Fällen die Biomasse und Artendiversität. Auf zwei BDF mit hohen Kupfer-Bodengehalten (> 60 mg/kg) kam nur die eine Art *L. terrestris* vor. Für die einzelnen Arten können für die BDF folgende pH-Bereiche und Individuengewichte festgehalten werden (Tab. 2). Das Individuengewicht der einzelnen Arten hängt nicht vom pH-Wert ab. Ausschlaggebend für die Individuengewichte sind die Ernährungsgrundlage, die Feuchtigkeit auf den Standorten, die Nährstoffkonkurrenz mit anderen im Boden lebenden Arten und das Alter der Tiere. Ähnliche Aussagen lassen sich auch für die Dominanzanteile der Arten treffen. Hier gibt es eine ausgeprägtere pH-Abhängigkeit des Vorkommens nur bei *D. octaedra* ( $r^2=0,57^*$ ) und *L. rubellus* ( $r^2=0,45^*$ ). Die übrigen Arten weisen eine hohe Variabilität ihrer Dominanzanteile bei den verschiedenen BDF bei höheren pH-Werten ab 4,5 auf. Für das Auftreten der einzelnen Arten sind die Standortbedingungen (pH-Wert, Humusgehalt, Bodenfeuchte, Tongehalt), die Bewirtschaftungsart und die Ernährungsgrundlage (auch Konkurrenz mit anderen Arten) entscheidend. Die Daten der Tabelle 2 dienen als Grundlage für die Erstellung der Matrix der ökologischen Ansprüche (Tab. 7).

Tabelle 2: Vorkommen der häufigsten Lumbricidenarten nach pH-Bereichen, C<sub>org</sub>- und Tongehalten (Mittelwerte mit Standardabweichung)

Art	Individuen- gewicht in g	pH-Wert	C <sub>org</sub> -Gehalt (%)	Tonanteil (%) <sup>2)</sup>	Anzahl des Vorkommens
<b><u>Epigäisch:</u></b>					
<i>Dendrobaena octaedra</i>	0,12±0,05	3,78±0,97	5,14±2,80	14,1±8,0	20
<i>Dendrodrilus rubida</i>	0,09±0,03	4,65±1,13	5,91±3,83	16,3±7,5	12
<i>Eiseniella tetraedra</i>	0,05±0,01	6,01±0,80	6,39±1,64	20,1±6,6	4
<i>Lumbricus castaneus</i>	0,13±0,05	5,55±0,98	5,05±1,83	17,5±5,9	14
<i>Lumbricus rubellus</i>	0,56±0,26	4,94±1,27	5,60±3,13	20,7±15,1	23
<b><u>Endogäisch:</u></b>					
<i>Allolobophora chlorotica</i>	0,30±0,14	6,39±0,84	2,96±2,00	22,4±13,1	26
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0,46±0,14	6,19±0,79	3,13±2,94	18,9±11,2	47
<i>Aporrectodea nocturna</i> <sup>1)</sup>	1,03±0,22	6,18±0,80	2,79±2,14	13,8±9,9	15
<i>Aporrectodea limicola</i>	0,12±0,02	4,99±0,05	4,68±0,52	23,9±4,6	2
<i>Aporrectodea rosea</i>	0,24±0,08	6,26±0,78	3,28±2,82	21,1±9,9	44
<i>Octolasion cyaneum</i>	1,15±0,40	6,39±0,84	3,05±1,92	20,8±5,0	22
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	0,71±0,20	5,78±0,68	5,69±4,31	17,5±7,0	10
<b><u>Anözisch:</u></b>					
<i>Aporrectodea longa</i>	1,01±0,18	6,27±0,75	2,96±2,18	19,5±10,2	14
<i>Lumbricus terrestris</i>	3,02±0,68	6,16±0,85	3,30±2,89	19,8±10,6	50

1) Einer der vier Phänotypen von *A. caliginosa* nach SIMS et al. (1985)

2) Werte von bisher 35 BDF

Auf dem Grünland wurden sowohl die höchsten Individuenzahlen als auch die höchste Biomasse ermittelt. Hinsichtlich der Biomasse lässt sich folgende Rangfolge für die Nutzungsarten aufstellen: Grünland > Auenwald > Acker (Sandböden) > Acker (U/T-Böden) > Kippen > Laubwald > Nadelwald (Abb. 1). Die großen Unterschiede zwischen den Sand- und U/T-Böden sind vor allem mit der geringeren Bewirtschaftungsintensität auf den Sandstandorten zu begründen. Die höchste Artendiversität mit durchschnittlich 1,33 wird im Auenwald erreicht, gefolgt vom Grünland, dem Laubwald, Ackerstandorten, den Kippenböden und dem Nadelwald (Abb. 2). Die größte Schwankungsbreite des Diversitätsindex ist auf den Ackerböden festzustellen, auf denen durch Bodenbearbeitung und andere ackerbauliche Maßnahmen ständig wechselnde Bedingungen herrschen. Die ungünstigsten Bodenverhältnisse, insbesondere durch die niedrigen pH-Werte verursacht, weisen jedoch die sieben Nadelwaldstandorte mit pH-Werten < 4 auf, wo der Index nahezu Null beträgt und überwiegend nur die Art *D. octaedra* vorkam.

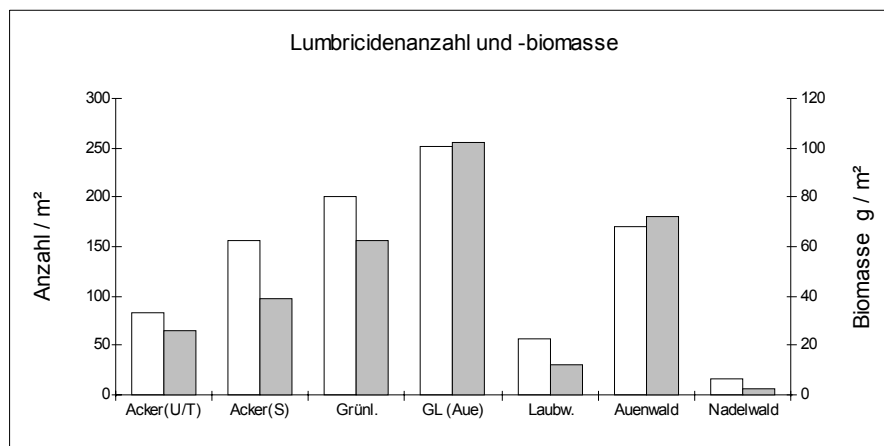


Abbildung 1: Lumbricidenanzahl und -biomasse bei verschiedenen Nutzungsarten (zwischen Grünland, Laub- und Nadelwald\*, U/T-Böden\* besteht Signifikanz im TUKEY-Test, \* $p < 0,05$  bei der Anzahl und der Biomasse)

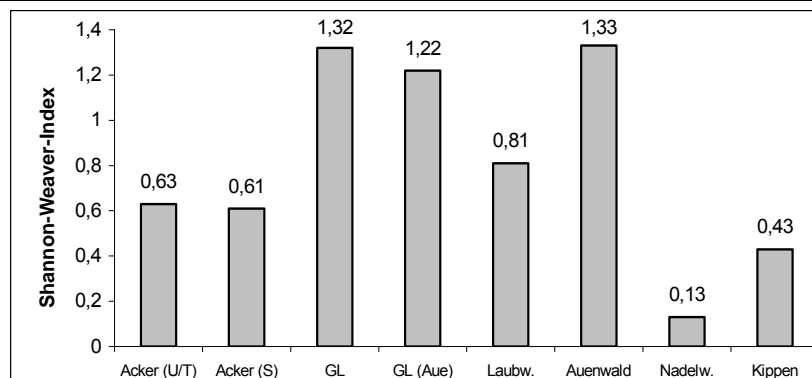


Abbildung 2: Artendiversität bei verschiedenen Nutzungsarten (zwischen Grünland sowie Auenwald mit Sandböden\*\*, U/T-Böden\*\*, Kippen\*\* und Nadelwald\*\*\* besteht Signifikanz im TUKEY-Test, \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ )

Dominierende Arten auf den Ackerstandorten sind *A. caliginosa*, *A. rosea* und *L. terrestris* (Abb. 3). Betrachtet man das Artenspektrum der sechs Sandstandorte, fällt die Dominanz von *A. caliginosa* (73%) auf, *O. cyaneum* ist hier überhaupt nicht vertreten. *A. nocturna*, der tiefgrabende Phänotyp von *A. caliginosa* (nach SIMS et al., 1985) wird in Tabelle 2 als gesonderte Art aufgeführt. Die hohe Dominanz der beiden Arten *A. caliginosa* und *A. rosea* zeigt offensichtlich deren Toleranz gegenüber Belastungen durch Bewirtschaftung. Die Flächen mit alleinigem Vorkommen von *A. rosea* waren solche mit intensiver Nutzung mit einem hohen Getreide- und Zuckerrübenanteil in der Fruchtfolge. Neben der Bodenbearbeitung spielt hierbei auch die Anwendung von Pestiziden und die Anwendung von Gülle (Austreibungseffekt) eine Rolle.

Die endogäischen kleinen kurzlebigen Arten mit einer größeren Reproduktionsrate als die anözischen reagieren auf günstige Witterungsbedingungen mit einem kurzfristigen Anstieg oder auf ungünstige mit einem starken Rückgang der Population. Da diese Arten mehr Kokons für ihre Reproduktion erzeugen, können sie Störungen (z.B. intensive Bodenbearbeitung) besser überstehen als die anözischen Arten. Nach PAOLETTI (2001) produzieren die endogäischen Arten *A. caliginosa*, *A. rosea* und *A. chlorotica* 8-27 und die anözische Art *L. terrestris* nur 3-8 Kokons pro Tier und Jahr. Je intensiver also die Bodenbearbeitung auf einer Fläche ist, desto geringer ist der Anteil an anözischen Arten, da diese Tiere langfristig empfindlicher infolge ihrer geringeren Reproduktion reagieren. Die anözischen Arten haben somit eine Zeigerfunktion für Störungen durch intensive Bodenbearbeitung, die auf einer Fläche stattgefunden hat.

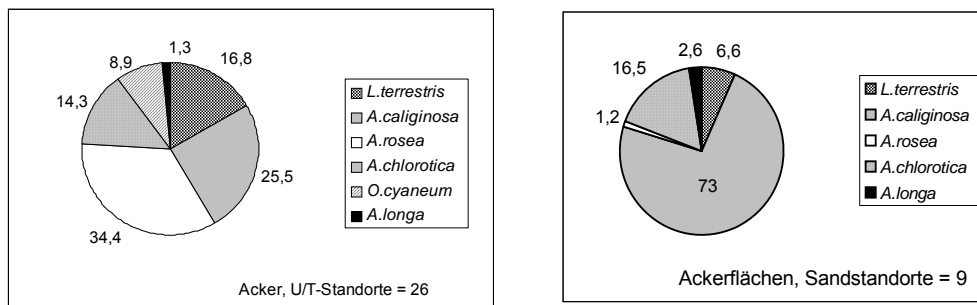


Abbildung 3: Durchschnittliche Arten-Dominanz (in %) auf den Ackerstandorten

Die häufigste Art auf dem Grünland war *A. caliginosa* mit einer Dominanz von durchschnittlich 35%, gefolgt von *L. terrestris* 20%, *A. rosea* 14%, *L. castaneus* 10%, *A. chlorotica* 7% und *O. cyaneum* sowie *L. rubellus* mit jeweils 4%. Auf den Kippenstandorten mit unterschiedlicher Nutzung dominieren die drei Arten *A. caliginosa* (77%, 5-mal), *L. terrestris* (14%, 3-mal) und *A. rosea* (8%, 2-mal). Auf den Forststandorten überwiegen die acidophilen Arten *D. octaedra* und *L. rubellus*. *L. terrestris*, *A. rosea*, *A. caliginosa* und *O. tyrtaeum* treten erst ab pH-Werten von 4,5 in den Böden auf. *D. octaedra* und *L. rubellus*, als acidotolerante Arten, sind bei pH-Werten von 3 bis 6 anzutreffen.

Tabelle 3: Überblick des durchschnittlichen Anteils der ökologischen Gruppen bei den verschiedenen Nutzungsarten (Vorkommen in Prozent, Anzahl je m<sup>2</sup> und Biomasse in g je m<sup>2</sup>)

Nutzungsart	n	Adulte (%)	Epigäische Arten			Endogäische Arten			Anözische Arten		
			Pro- zent	An- zahl	Bio- masse	Pro- zent	An- zahl	Bio- masse	Pro- zent	An- zahl	Bio- masse
Acker (U/T)	26	40,6	0	0	0	81,1	29	10,6	19,9	3	8,3
Acker (S)	9	29,4	0	0	0	87,9	31	16,0	12,1	2	5,7
GL	10	22,5	10,9	7	1,7	65,4	34	12,9	23,7	8	23,6
GL (Aue)	7	30,9	20,8	14	5,9	60,5	59	28,7	18,7	13	25,5
Laubwald	10	46,7	77,2	13	4,1	18,4	10	2,7	4,4	0,4	1,9
Auenwald	4	25,4	48,6	20	5,1	39,7	21	7,1	11,7	9	33,9
Nadelwald	7	44,6	100	8	1,4	0	0	0	0	0	0
Kippen	5	17,3	0	0	0	85,6	15	8,3	14,4	2	3,9

Bei der Verteilung der ökologischen Gruppen gibt es deutliche Unterschiede in den Nutzungsarten (Tab. 3). Auf den Acker- und Grünlandstandorten dominieren die endogäischen Arten. Die anözischen Arten (*L. terrestris*, *A. longa*) dagegen sind am häufigsten auf dem Grünland vertreten. Epigäische Formen waren neben den beiden anderen Lebensformen nur auf dem Grünland und den Forststandorten zu finden und unter Nadelwald waren ausschließlich epigäische Arten zu ermitteln. Auf den alluvialen Grünlandstandorten waren doppelt so viele epigäisch lebende Tiere im Vergleich zu den anderen Grünland-BDF vorhanden. Mit der Feststellung des Anteils adulter Tiere an der Gesamtpopulation kann man Rückschlüsse zur Reproduktion der Tiere auf einem Standort ziehen. Je höher der Anteil an adulten Tieren auf einem Standort ist, desto geringer ist deren Reproduktionsrate. Der Anteil an adulten Tieren ist beim Laub- und Nadelwald am höchsten. Das sind überwiegend Standorte, auf denen Säurestress für die Organismen herrscht. Der hohe Anteil an epigäischen acidotoleranten Arten zeigt deren Anpassung an diese Standortbedingungen. Der niedrigste Anteil an adulten Tieren ist auf dem nicht kontaminierten Grünland festzustellen. Die Auenstandorte mit der hohen Schwermetallbelastung weisen nur unwesentlich mehr adulte Tiere auf. Eine Schwermetallbelastung ist somit nicht an der Altersstruktur der Tiere erkennbar.

### 3.3 Schwermetallakkumulation

Von den Schwermetallen werden Cd und Zn am stärksten in den Lumbriciden angereichert. Da diese Schwermetallgehalte in hohem Maße von den Bodengehalten abhängen, sind auch deutliche Unterschiede bei den einzelnen Nutzungsarten der BDF erkennbar (Tab. 5). Die höchsten Gehalte der Lumbriciden sind für Cd, Zn und Pb bei den Forst- und Auenstandorten festzustellen, bei den Acker- und Kippenflächen sind die Akkumulationsgehalte deutlich niedriger. Cu wird vor allem von den Lumbriciden in jenen Grünlandböden akkumuliert, die durch häufige Überschwemmungen geprägt sind. Die gebräuchlichste Berechnung für die Anreicherung der Schwermetalle ist die Bildung des Quotienten aus dem Gehalt in den Lumbriciden und den Bodengehalten (Ireland, 1983). Bei Werten, die größer als 1 sind, spricht man von Akkumulation. Für den Transfer in den einzelnen Nutzungsarten ist bezogen auf die Bodengehalte bei Cd ein Faktor von 6-69 und bei Zn von 2-13 abzuleiten (Tab. 5). Von den 78 untersuchten BDF haben bei Cd und Zn alle Standorte einen TF-Faktor > 1, bei Cu 19, bei Cr 5 und bei Pb und Ni sind es

jeweils 1 Standort. Betrachtet man das Anreicherungsverhalten von Schwermetallen bei den Lumbricidenarten, kann man sehr große Unterschiede feststellen. Die höchsten Maximalgehalte weisen bei Cd *L. rubellus* (125 mg kg<sup>-1</sup>) und bei Zn *L. terrestris* (2570 mg kg<sup>-1</sup>) auf. Cd und Zn werden, bezogen auf den Transferfaktor, von *D. octaedra* und *L. rubellus* stärker als von den anderen Arten aufgenommen. Diese beiden säuretoleranten epigäischen Arten kommen außerdem in sauren Böden mit pH-Werten < 4, die einen hohen Anteil mobiler Schwermetallfraktionen aufweisen, als einzige Arten vor. Die ökologischen Gruppen der Lumbriciden weisen beim Schwermetalltransfer somit eine unterschiedliche Akkumulation auf. Die epigäischen Arten haben für Cd und Zn die höchsten Transferraten gefolgt von den endogäischen und anözischen Arten. Der höchste Schwermetalltransfer erfolgt bei niedrigen pH-Werten < 3,5 (Abb. 4). Differenziert man die einzelnen Pufferbereiche des Bodens bei pH-Wert < 4,2 (Silikatpuffer), pH 4,2-6,9 (Austauscherpuffer) und pH 7,0-7,9 (Karbonatpuffer), kann man bei fast allen Schwermetallen ebenfalls eine Zunahme des Transfers bei den niedrigen pH-Bereichen feststellen (Tab. 4).

Tabelle 4: Transferfaktoren für Schwermetalle in Lumbriciden bei unterschiedlichen pH-Pufferbereichen des Bodens

Kennwert	Standorte	Transferfaktoren der Schwermetalle					
		Cd	Zn	Pb	Ni	Cr	Cu
pH-Pufferbereiche < 4,2 (Silikat)	14	63,9	11,8	0,29	0,80	0,78	1,20
4,2-6,9 (Austauscher)	50	13,3	11,4	0,35	0,39	0,54	1,15
7,0-7,9 (Karbonat)	14	17,7	5,0	0,46	0,50	0,68	0,85

Die Aufnahme der Schwermetalle in die Lumbriciden erfolgt proportional zu den steigenden Bodenwerten. Die Korrelationen sind signifikant bei Cd ( $r^2=0,71^{**}$ ), Cu ( $r^2=0,67^{**}$ ), Cr ( $r^2=0,54^{**}$ ), Pb ( $r^2=0,50^*$ ), Zn ( $r^2=0,48^*$ ) und Ni ( $r^2=0,44^*$ ,  $^{**}p < 0,001$ ;  $n=78$ ).

- Der Humusgehalt der Standorte spielt bei dem Schwermetalltransfer in die Lumbriciden eine untergeordnete Rolle. Nur bei Cr ist eine Abhängigkeit ( $r^2=0,40^*$ ,  $p < 0,01$ ) erkennbar, das heißt mit steigenden Humusgehalten wird die Schwermetallakkumulation in den Lumbriciden geringer (Abb. 5).

Tabelle 5: Schwermetallgehalte in den Lumbriciden und Transferfaktoren (TF) bei verschiedenen Lumbricidenarten (mg kg<sup>-1</sup> TS)

Parameter	n	Cd			Zn			Pb			Ni			Cr
		Min.-Max.	Mittelwert	TF	Min.-Max.	Mittelwert	TF	Min.-Max.	Mittelwert	TF	Min.-Max.	Mittelwert	TF	Min.-Max.
<b>Nutzungsart</b>														
Acker (U/T)	26	1,7-12,2	5,2	17,2	81-405	207,2	3,2	6,1-48,8	13,0	0,5	4,2-18,4	8,6	0,5	6,7
Acker (S)	9	1,1-4,2	2,2	16,4	76-208	134,1	4,3	5,6-14,5	10,2	0,5	0,1-3,9	2,6	0,5	6,2
GL	10	2,1-5,6	3,3	11,4	186-678	308,7	7,3	3,2-47,7	13,9	0,3	1,5-9,2	4,5	0,4	3,5
GL (Aue)	7	6,5-54,5	25,2	8,4	261-1259	590,0	1,9	6,8-81,4	32,0	0,3	3,8-16,1	10,7	0,4	5,3
Laubwald	10	2,0-13,8	10,7	23,4	20-301	339,0	4,5	4,6-44,9	19,9	0,2	0,9-3,8	4,8	0,3	1,1
Auenwald	4	16,0-31,0	25,7	5,7	512-1039	706,7	1,5	26,3-37	32,6	0,1	9,0-15,0	12,4	0,3	9,8
Nadelwald	7	2,7-10,6	4,7	68,5	179-297	227,0	12,8	5,5-59,2	18,7	0,3	0,8-3,8	2,1	0,5	0,1
Kippen	5	1,3-1,9	1,5	23,2	126-287	211,3	8,6	0,8-5,5	3,4	0,4	1,3-12,5	7,1	0,5	1,4
<b>Arten</b>														
<i>D. octaedra</i>	6	2,7-10,6	4,6	51,9	127-231	195,5	9,2	8,5-59,2	21,1	0,3	0,9-3,8	2,0	0,5	0,1
<i>L. castaneus</i>	6	1,2-54,1	20,7	11,7	191-1394	704,2	5,9	3,6-39,5	16,6	0,2	1,0-13,6	5,3	0,3	2,0
<i>L. rubellus</i>	17	1,6-124,9	16,0	23,3	132-1093	338,1	5,9	4,0-65,2	16,6	0,2	0,9-12,3	4,9	0,3	0,9
<i>A. caliginosa</i>	35	1,2-66,0	18,3	15,6	85-1063	415,8	4,7	1,7-108	18,8	0,4	1,6-22,9	7,8	0,5	3,7
<i>A. chlorotica</i>	17	1,3-67,0	9,5	11,1	73-623	166,2	2,2	5,2-44,4	14,0	0,4	1,8-20,2	8,9	0,5	3,2
<i>A. rosea</i>	27	1,9-58,9	12,9	21,6	95-405	220,2	3,1	5,6-89,5	22,8	0,6	1,7-32,1	9,5	0,5	3,4
<i>O. cyaneum</i>	14	1,1-72,2	19,0	17,2	147-541	321,2	4,0	7,3-32,2	19,6	0,5	1,9-24,2	11,7	0,6	4,9
<i>L. terrestris</i>	49	1,0-49,0	8,9	13,3	77-2570	428,8	4,3	1,5-185	18,7	0,3	1,2-18,0	6,4	0,4	1,8
Epigäische Arten (3)	29*	1,2-124,8	15,2	26,0	127-1394	397,4	6,4	3,6-65,2	17,3	0,2	0,9-13,6	4,4	0,3	0,9
Endogäische Arten (5)	100*	1,0-72,2	13,4	16,2	73-1063	276,0	3,7	1,7-108,4	20,3	0,5	1,6-32,1	9,3	0,5	3,2
Anözische Arten (2)	55*	1,0-49,0	8,6	13,4	72-2570	396,6	4,2	1,5-185	17,4	0,3	1,0-18,2	6,8	0,4	1,8

\* Summe der Standorte, auf denen die Arten analysiert wurden

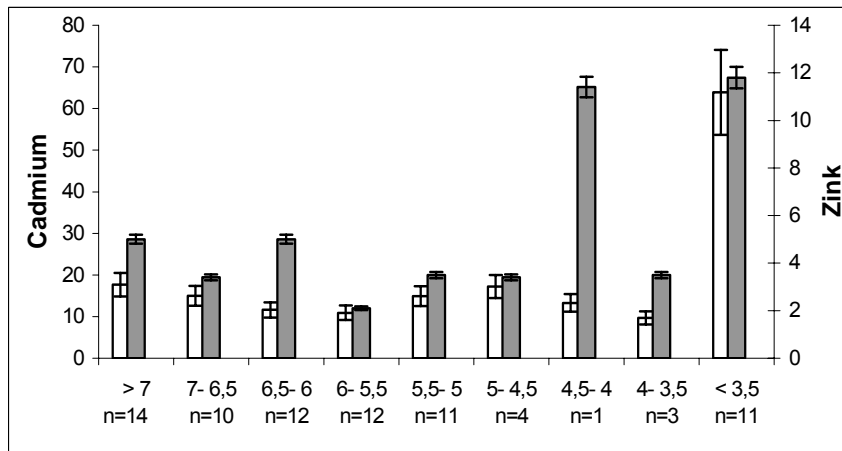


Abbildung 4: Transferfaktoren für Schwermetalle in Lumbriciden; Klassenbildung der BDF nach pH-Wert-Gruppen

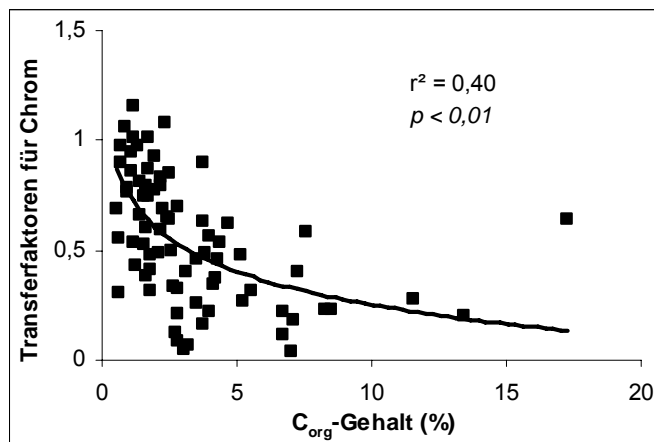


Abbildung 5: Korrelation zwischen  $C_{org}$ -Gehalten und den Transferfaktoren für Chrom

### 3.4 Bewertung des Lumbricidenvorkommens und der Schwermetallakkumulation

Die Bewertung erfolgte mit einer fünfstufigen Klasseneinteilung unter Berücksichtigung der Nutzungstypen (Tab. 6). Als Zahlenmaterial wurden eigene Untersuchungen und Ergebnisse aus der Literatur zugrunde gelegt. BAUCHHENS (1997) ermittelte auf den BDF in Bayern ähnliche Populationswerte für Acker- und Grünland.

Tabelle 6: Klasseneinteilung der Lumbriciden nach nutzungstypischem Vorkommen

(A = Anzahl/m<sup>2</sup>, B = Biomasse g/m<sup>2</sup>)

Klassen		Acker	Grünland	Laubwald	Nadelwald
1	A	< 30	< 50	< 30	< 10
Sehr niedrig	B	< 5	<25	< 5	< 2
2	A	30-50	51-100	31-50	10-20
Niedrig	B	5-15	25- 50	5-15	2- 4
3	A	51-100	101-150	51-100	21-30
Mittel	B	> 15- 30	> 50- 80	> 15 - 30	> 4- 8
4	A	101-150	151-200	101-150	31-50
Hoch	B	>30- 60	> 80-110	> 30 - 50	> 8-12
5	A	> 150	> 200	> 150	> 50
Sehr hoch	B	> 60	> 110	> 50	> 12

Die Klasse 3 entspricht etwa dem Median der einzelnen Nutzungsarten. Die Ackerstandorte unter den BDF, die zur Klasse 1 bei der Abundanz oder Biomasse zugeordnet werden, sind jene mit einer hohen Bewirtschaftungsintensität. Die Kippen werden entsprechend ihrer Nutzung der jeweiligen Klasseneinteilung zugeordnet.

Aus den ökologischen Ansprüchen der Lumbriciden wurden unter Einbeziehung der pH-Werte, der Humusgehalte und der Bodenfeuchtigkeit entsprechende Zuordnungen der Arten vorgenommen. Die biologische Standortklassifizierung der Lumbriciden erfolgt in einem mehrstufigen Prozess. Die Klassifizierung erfolgte in Anlehnung an RÖMBKE (1997) mit dreigliedrigen Werteklassen für die Faktoren Bodenfeuchte (B), pH-Wert (P) und Humusgehalt - C<sub>org</sub>-Gehalt - (H). Jeder Faktor wurde mit einem Buchstaben und jede Klasse mit einer Zahl codiert. Dabei kann eine Art entweder nur durch eine Kombination oder durch eine Vielzahl von Kombinationen charakterisiert werden. Die Werteklassen für die Bodenfeuchte wurden aus Literaturangaben zusammengestellt: B0: trockener Standort, B1: mittlere Bodenfeuchte, B2: hohe Bodenfeuchte. Wobei B0 etwa den Bodenkundlichen Feuchtestufen 2-3, B1 4-7 und B2 8-10 entsprechen. Für die Einteilung der bevorzugten pH-Bereiche der einzelnen Arten wurde das Datenmaterial aus den eigenen Untersuchungen ausgewertet. Dazu wurde für jede Art der Mittelwert unter Einbeziehung des Standardfehlers von allen Standorten, auf denen die Art vorkam, errechnet.

Die pH-Bereiche wurden aus diesen Werten wie folgt festgelegt (vgl. Tab. 2):

P0: pH-Wert < 3,5-4,5

P1: pH-Wert 4,6-6,5

P2: pH-Wert > 6,5

Analog erfolgte die Einteilung für die C<sub>org</sub>-Gehalte:

H0: < 1,0-2,3%

H1: 2,4-4,0%

H2: > 4,0%

Tabelle 7: Matrix der ökologischen Ansprüche der Regenwurmspecies

Species	Boden- feuchte	pH-Wert	C <sub>org</sub>	Codierung
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	B0B1B2	P1P2	H0H1H2	B0P1H0, B0P2H0, B0P1H1, B0P2H1, B0P1H2, B0P2H2, B1P1H0, B1P2H0, B1P1H1, B1P2H1, B1P1H2, B1P2H2, B2P1H0, B2P2H0, B2P1H1, B2P2H1, B2P1H2, B2P2H2
<i>Aporrectodea rosea</i>	B0B1	P1P2	H0H1H2	B0P1H0, B0P2H0, B0P1H1, B0P2H1, B0P1H2, B0P2H2, B1P1H0, B1P2H0, B1P1H1, B1P2H1, B1P1H2, B1P2H2
<i>Aporrectodea longa</i>	B0B1	P1P2	H0H1H2	B0P1H0, B0P2H0, B0P1H1, B0P2H1, B0P1H2, B0P2H2, B1P1H0, B1P2H0, B1P1H1, B1P2H1, B1P1H2, B1P2H2
<i>Allolobophora chlorotica</i>	B1B2	P1P2	H0H1H2	B1P1H0, B1P2H0, B1P1H1, B1P2H1, B1P1H2, B1P2H2, B2P1H0, B2P2H0, B2P1H1, B2P2H1, B2P1H2, B2P2H2
<i>Aporrectodea limicola</i>	B2	P0P1	H2	B2P0H2, B2P1H2
<i>Dendrobaena octaedra</i>	B1	P0	H1H2	B1P0H1, B1P0H2
<i>Dendrodrilus rubida</i>	B1	P0P1	H1H2	B1P0H1, B1P0H2, B1P1H1, B1P1H2
<i>Eiseniella tetraedra</i>	B2	P1P2	H2	B2P1H2, B2P2H2
<i>Lumbricus castaneus</i>	B1B2	P1	H1H2	B1P1H1, B1P1H2, B2P1H1, B2P1H2
<i>Lumbricus rubellus</i>	B1B2	P0P1	H1H2	B1P0H1, B1P0H2, B1P1H1, B1P1H2, B2P0H1, B2P0H2, B2P1H1, B2P1H2
<i>Lumbricus terrestris</i>	B0B1	P1P2	H0H1H2	B0P1H0, B0P2H0, B0P1H1, B0P2H1, B0P1H2, B0P2H2, B1P1H0, B1P2H0, B1P1H1, B1P2H1, B1P1H2, B1P2H2
<i>Octolasion cyaneum</i>	B0B1	P1P2	H0H1H2	B0P1H0, B0P2H0, B0P1H1, B0P2H1, B0P1H2, B0P2H2, B1P1H0, B1P2H0, B1P1H1, B1P2H1, B1P1H2, B1P2H2
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	B1B2	P1P2	H0H1H2	B1P1H0, B1P2H0, B1P1H1, B1P2H1, B1P1H2, B1P2H2, B2P1H0, B2P2H0, B2P1H1, B2P2H1, B2P1H2, B2P2H2

Aus Tabelle 7 sind die ökologischen Ansprüche der Regenwurmartenspezies aus der Matrix zu entnehmen. Zur Beurteilung der ökologischen Ansprüche wurden außer den drei oben genannten Parametern noch die Bodenart und die Nutzung berücksichtigt. Die Bodenarten wurden ebenfalls dreigliedrig eingestuft; sie werden aber nicht direkt in die Klassifizierung wie die drei vorhergehenden Parameter einbezogen. So gibt es durch die Bodenarten begründete Abweichungen in der Standortklassifizierung aus Tabelle 7: auf Ackerböden (Sand und Ton) treten die Arten *A. caliginosa*, *A. rosea*, *A. longa*, *A. chlorotica* auf, bei lehmig/schluffigen Böden sind es die gleichen Arten, hinzu kommt *O. cyaneum*. Weitere Ausnahmen sind bei einigen Arten nutzungsbedingt zu beachten. *O. tyrtaeum* kommt nur auf Grünland- und Forststandorten vor und *A. longa* war nicht auf Forststandorten anzutreffen.

Für die Bewertung der Biomasse und der Lumbricidenanzahl je m<sup>2</sup> wird die Klasseneinteilung verwendet (Tab. 6). Mit der Matrix der ökologischen Ansprüche und den ermittelten Populationskennwerten gibt es eine schnelle Bewertungsmöglichkeit des jeweiligen Standortes. Treten die im Sollwert aufgeführten Arten nicht auf, kann es die unterschiedlichsten Ursachen dafür geben. Diese können sein: sehr niedrige pH-Werte, Kontaminationen mit Schadstoffen, intensive Bodenbearbeitung, unsachgemäße PSM-

Anwendung. Aber auch eine lang andauernde Trockenperiode (wie im Sommer 2003) könnte eine Ursache für niedrigere Populationskennwerte sein.

In Tabelle 8 wird eine Gesamtbeurteilung des Lumbricidenvorkommens exemplarisch für die Ackerstandorte vorgestellt. Die Festlegung des Sollwertes ergab sich durch den formalen Vergleich zwischen den jeweiligen Standort- und Speciescodes: Wenn beide den gleichen Code hatten, sollte die betreffende Art an diesem Standort unter natürlichen Bedingungen vorkommen. Zur Quantifizierung von auftretenden Unterschieden zwischen Soll- und Istwert wurde die Zahl der fehlenden Arten an diesem Standort in Prozent der Gesamtzahl aller Species angegeben. Arten, die zusätzlich zum Standortcode vorkamen, wurden hierbei nicht berücksichtigt; es war zudem selten der Fall. Weil die Werte der Abundanz und Biomasse starken Schwankungen unterliegen, sollte nicht nur eine der Kenngrößen zur Bewertung herangezogen werden. Mit der Verwendung der Artendiversität (nach Shannon und Weaver, 1949) hat man insgesamt vier Bewertungskriterien für das Lumbricidenvorkommen. Erfolgt eine negative Bewertung eines Standortes bei diesen Kennwerten drei- oder viermal, so entspricht er nicht den ökologischen Ansprüchen der Regenwürmer. Bei der Bewertung der Schwermetallbelastung ist zu berücksichtigen, dass die Gehalte aus der Trockensubstanz der Regenwürmer bestimmt werden. Weitere Erläuterungen zur Schwermetallakkumulation werden von Tischer (2005) gegeben.

Aus Tabelle 8 ist ersichtlich, dass 10 der untersuchten schluffig/tonigen Standorte (kursiv gekennzeichnet) mit 3 bzw. 4 Minuszeichen nicht den ökologischen Standortansprüchen der Lumbriciden entsprechen können. Dafür gibt es unterschiedliche Begründungen:

BDF 30, 32, 34-1, 34-2, 35, 39, 46,47, 50-1, Wolferschwenda: intensive Bewirtschaftung mit negativen Auswirkungen auf Artendiversität, Biomasse und Abundanz

BDF 46: hohe Cu-Gehalte im Boden

BDF 34-2: Probenahme nach trockenem Sommer (2003)

Die ökologische Bewertung der Schwermetallakkumulation ergab 5 BDF mit geringer bis hoher Belastung. Ursachen hierfür sind:

BDF 23 und 64: Auenstandorte an der Saale bzw. an der Mulde

BDF 46: in der Nähe einer Kupferabraumhalde

BDF 34-1 und 49: Ursache unklar.

Tabelle 8: Einschätzung der fehlenden Arten nach ökologischen Ansprüchen und Klassifizierung für Biomasse und Abundanz, Schwermetallbelastung der Lumbriciden und daraus abgeleitete Beurteilung.

Beurteilung:

- Fehlen von Arten: + < 30% der Arten fehlen auf dem Standort  
- > 30% der Arten fehlen auf dem Standort
- Klassen Biomasse und Abundanz + Klasse 3 - 5; - Klasse 1-2
- Artendiversität + für > 0,5; - für < 0,5
- Schwermetallbelastung: 0 Cd < 8,0 mg kg<sup>-1</sup>, keine Belastung der Regenwürmer  
- Cd 8,0- 10,0 mg kg<sup>-1</sup>, geringe Belastung der Regenwürmer  
-- Cd >10,0 mg kg<sup>-1</sup>, hohe Belastung der Regenwürmer

Standorte	BDF-Nr.	Anteil fehlender Arten		Biomasse g m <sup>-2</sup>		Anzahl m <sup>-2</sup>		Arten-diversität und Beurteilung	Gesamturteil	Schwermetallbelastung
		Arten (%)	Beurteilung	Biom.+ Klasse	Beurteilung	Anzahl + Klasse	Beurteilung			
Sandböden										
Erleben	2	25	+	28,0(3)	+	48(2)	-	0,97(+)	++-+	0
Klossa	17	75	-	19,4(3)	+	104(4)	+	0 (-)	-++-	0
Jeggeleben	42	50	-	46,2(4)	+	119(4)	+	0,39(-)	-++-	0
Krevese	4	75	-	40,5(4)	+	94(3)	+	0 (-)	-++-	0
Löberitz	67	50	-	20,1(3)	+	51(3)	+	0,91(+)	-+++	0
Mieserhorst	26	25	+	98,7(5)	+	657(5)	+	0,40(-)	+++-	0
Querstedt	1	50	-	38,3(4)	+	90(3)	+	0,64(+)	-+++	0
Schwanefeld	54	50	-	49,0(4)	+	144(4)	+	1,06(+)	-+++	0
Senst	12	0	+	41,4(4)	+	179(5)	+	1,13(+)	++++	0
U/T-Böden										
B.-Lauchstädt	34-2	60	-	4,3(1)	-	21(1)	-	0,34(-)	----	0
Barnstädt	35	40	-	11,9(2)	-	55(3)	+	0,50(-)	--+-	0
Biere	30	80	-	2,0(1)	-	8(1)	-	0 (-)	----	0
Brücken	24	25	+	51,1(4)	+	120(4)	+	0,91(+)	++++	0
Cattau	33	20	+	6,0(2)	-	12(1)	-	1,10(+)	++-+	0
Eilenstedt	43	33,3	-	43,3(4)	+	179(5)	+	1,06(+)	-+++	0
Etzdorf	34-1	60	-	1,1(1)	-	5(1)	-	0,69(+)	---+	-
Kleinwanzl.	32	40	-	9,9(2)	-	98(3)	+	0,14(-)	---+	0
Ladeburg	28	25	+	35,4(4)	+	187(5)	+	0,64(+)	++++	0
Leimbach	36	33,3	-	54,9(4)	+	256(5)	+	0,45(-)	-++-	0
Lettewitz I	50-1	60	-	10,3(2)	-	9(1)	-	0,57(+)	---+	0
Lettewitz II	50-2	40	-	36,6(4)	+	66(3)	+	0,94(+)	-+++	0
Lodersleben	38	50	-	25,9(3)	+	78(3)	+	0,40(-)	-++-	0
Mildensee	64	20	+	19,6(3)	+	55(3)	+	1,25(+)	++++	--
Niederorschel	Thür.	60	-	53,5(4)	+	30(2)	-	0,58(+)	-++-	0
Olbersleben	Thür.	0	+	51,7(4)	+	232(5)	+	1,16(+)	++++	0
Oschersleben	63	20	+	75,2(5)	+	203(5)	+	1,33(+)	++++	0
Plötzkau	23	40	-	16,9(3)	+	57(3)	+	0,99(+)	-+++	--
Polleben	46	80	-	19,2(3)	+	20(1)	-	-	-+--	-
Querfurt	37	33,3	-	28,4(3)	+	66(3)	+	+	-+++	0
Rodersdorf	31	50	-	45,9(4)	+	194(5)	+	0,42(-)	-++-	0
Scheiplitz	39	80	-	0,9(1)	-	2(1)	-	-	----	0
Seeben	49	0	+	68,0(5)	+	213(5)	+	+	++++	-
Siptenfelde	62	33,3	-	25,1(3)	+	52(3)	+	+	-+++	0
Teutschenthal	47	80	-	2,0(1)	-	11(1)	-	-	----	0
Wolferschw.	Thür.	60	-	28,8(3)	+	14(1)	-	0,47(-)	-+--	0

#### 4. Diskussion

Für die Verallgemeinerung der Standortklassifikation sind weitere Untersuchungen erforderlich, weil die ausgewerteten Flächen zum großen Teil im mitteldeutschen Trockengebiet liegen. Wasser kann, ob im Mangel oder im Überschuss, einen stärkeren Einfluss auf Bodenorganismen ausüben, als die Bodenart oder der Humusgehalt. Eine Hierarchisierung der Faktoren, die nutzungsabhängig sein sollte, könnte hier Abhilfe schaffen (HÖPER et al., 2003). Die vorgestellten Ergebnisse zeigen einen ausgeprägten Einfluss der Nutzung des Standortes sowie der Bodenkennwerte pH-Wert, Bodenfeuchte und Humusgehalt auf das Lumbricidenvorkommen. Neben den obligatorischen Faktoren (pH-Wert, Bodenfeuchte, Humusgehalt, Bodenart / Tongehalt) spielt die Vegetation und somit das Nährstoffangebot eine große Rolle. Die Zersetzungsgeschwindigkeit der organischen Substanz wird durch die Bodenfaktoren beeinflusst, was wiederum mit der Bodenfauna in Zusammenhang steht. GRAEFE (1993) entwickelte hierfür zur Beurteilung der Standorte den Terminus „Zersetzergesellschaften“. Für Ackerböden ist diese Beurteilungsmethode aber nur bedingt anwendbar. Außerdem wurde bei der Einordnung der Zersetzergesellschaften die Abundanz der Organismen ausgeklammert, obwohl sie eine Charakteristik eines Standortes sein kann. Semi-quantitative Parameter (z.B. Dominanz) sind quantitativen (z.B. Abundanz) vorzuziehen (BECK et al., 2001). Letztere sind räumlich wie zeitlich zu variabel und liefern erst nach umfangreicheren bzw. mehrmaligen Probenahmen ausreichend zuverlässige Daten. Da bei Verwendung der Dominanz das Vorkommen einer Art auf die gesamte Besiedlungsdichte bezogen wird, können Schwankungen nivelliert werden, und man kommt der Bedeutung der Art in der Gemeinschaft näher. Das bedeutet, dass die Struktur der Biodiversität gegenüber quantitativen Kennwerten Vorrang haben sollte. Diesem Kriterium wird die Einbeziehung der Artendiversität in der vorgestellten Beurteilung gerecht. Neben der Artendiversität werden das Fehlen von Arten, die auf dem betreffenden Standort mit den entsprechenden Bodenkennwerten vorkommen müssten und die Abundanz sowie Biomasse beurteilt. Durch Anwendung der insgesamt vier Bewertungskriterien kann der Einfluss starker Populationsschwankungen bei der Beurteilung eines Standortes ausgeglichen werden. Erst wenn drei oder vier negative Einstufungen für einen Standort erfolgen, entsprechen die Bedingungen der Untersuchungsfläche nicht den ökologischen Standortansprüchen der Lumbriciden.

Die ermittelten Lumbricidenabundanzen zeigen, dass die Klassifizierung wie sie z.B. in der Kartieranleitung 5 (Ad Hoc Ag Boden, 2005) vorgeschlagen wird, noch harmonisiert werden muss. Die Zahlen, die in dieser Anleitung für die Abundanzklassen der Lumbriciden angegeben werden, scheinen zumindest für Sachsen-Anhalt und Thüringen zu hoch zu sein. Das gleiche trifft auf die Biomasseeinschätzung nach Beylich et al. (2005), insbesondere für die Leimböden (Acker), zu. Die angesetzten Mengen könnten für den Bodenlebensgemeinschaftstyp A 1.4.2 (Leimböden) mit dem Erwartungswert für eine hohe Regenwurmbiomasse von 60-200 g zu hoch sein. Viele Standorte liegen zwar in dem Bereich, aber selbst die Standorte, die mehr als 200 Individuen haben (z.B. Leimbach, Olbersleben, Oschersleben und Seeben), erreichen nicht die obere Grenze bei der Biomasse. Betrachtet man die Sandstandorte, die dem Gemeinschaftstyp A 1.4.1 zuzuordnen sind und eine geringe Biomasse bis 20 g aufweisen sollten, erkennt man ebenfalls Differenzen, denn die Werte liegen deutlich über dem vorgegebenen Erwartungswert. Von den 9 Standorten würde nur eine BDF

die zutreffende niedrige Biomasse besitzen. Eine Zusammenführung dieser Daten mit den von KRÜCK et al. (2006) im Land Brandenburg ermittelten Werten auf den dortigen Sandstandorten, könnte zu einem größeren Stichprobenumfang für die Bewertung führen. Insgesamt muss in den Bundesländern ein Datenabgleich zu den Abundanz- und Biomassewerten erfolgen, denn bei dem Grünland gibt es noch größere Differenzen oder es gibt noch keine Vorgaben (Feuchtgrünland). Für Forststandorte gibt es ebenfalls noch keine Erwartungswerte. Die Beachtung der Nutzungsspezifität für das Lumbricidenvorkommen sollte auf jeden Fall beibehalten werden. Dabei könnten Gebiete mit ähnlichen Niederschlagsmengen zu entsprechenden Standorteinheiten unter Berücksichtigung der Bodenart und der Nutzung zusammengefasst werden. Dazu sollten die pH-Werte und Humusgehalte für die Ermittlung entsprechender Erwartungswerte hinzugezogen werden.

Schwieriger ist die ökologische Beurteilung der Schwermetallakkumulation der Lumbriciden, weil hierfür nicht nur die Höhe der Schwermetallgehalte im Boden von großer Bedeutung ist, sondern auch die geogenen Hintergrundwerte sowie die pH-Werte, die Humusgehalte und das Lebensalter der Tiere. Auf den untersuchten Acker-BDF (Tab. 8) erhält man fünf Standorte, die eine geringe bis hohe Schwermetallakkumulation aufweisen. Mit Ausnahme der BDF Etzdorf und Seeben sind es Flächen, auf denen die Grenzwerte für Schwermetalle nach dem BBodSchV überschritten werden. Zusätzlich zu den Acker-BDF werden auf 10 Grünland- und Forststandorten hohe Belastungswerte erreicht. Besonders auf den Auenstandorten gibt es hohe Akkumulationswerte wegen der hohen Schwermetallgehalte im Boden. Die unterschiedliche Schwermetallakkumulation durch die Arten kann bei dieser Bewertung nicht berücksichtigt werden. Die Bestimmung der Schwermetallgehalte der Lumbriciden zeigt vor allem auf den belasteten Flächen eine hohe Akkumulation von Cd und Zn. Zusätzlich sind noch jene Flächen (überwiegend Forststandorte) als ökologisch bedenklich zu benennen, die sehr niedrige pH-Werte aufweisen und somit eine hohe Bioverfügbarkeit der Schwermetalle bewirken.

Forschungsbedarf besteht in der Präzisierung der Standortklassifikation und der ökologischen Bewertung der Schwermetallakkumulation. Wünschenswert wäre die Erstellung von Belastungs- und Gefährdungskategorien für die Schwermetallakkumulation der Lumbriciden in Abhängigkeit von pH-Werten und Humusgehalten unter Berücksichtigung der Schwermetallverfügbarkeit (Gesamt- und bioverfügbare Gehalte) der Böden. Mit einer entsprechenden Datenbank sollte aufgrund der Schwermetallakkumulation der Lumbriciden eine Gefährdungsabschätzung für andere Bodenorganismen möglich sein.

## 5. Literatur

AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN, Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., 2005, Hannover, 438 S.

AD-HOC-ARBEITSGRUPPE Bodendauerbeobachtung, LABO (2000): Boden-Dauerbeobachtung, Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen

ALBERTI, G., B. HAUKE, H.-R. KÖHLER & V. STORCH (1996): Dekomposition. Ecomed-Verlag Landsberg, 490 S.

BAUCHHENSS, J. (1997): Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Bericht nach 10-jähriger Laufzeit 1985-1995. Schriftenreihe der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau 6/97, Teil III, 219-234.

BECK, L., J. RÖMBKE, R. PAULUS, A. RUF, M. SCHEURIG, J. SPELDA, S. WOAS (2001): Bodenfauna und Umwelt – Bodenökologische Inventur und Beurteilung von ausgewählten Standorten in Baden-Württemberg. Bericht. Förderkennzeichen PAÖ 9710.02/Ö97007, 131 S.

BEYLICH, A., G. BROLL, U. GRAEFE, H. HÖPER, J. RÖMBKE, A. RUF, B.-M. WILKE (2005): Biologische Charakterisierung von Böden: Ansatz zur Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen. BVB-Materialien 13, 78 S.

BROCKMANN-JEROSCH, H., E. RÜBEL (1912): Die Einteilung der Pflanzengesellschaften nach ökologisch-physiognomischen Gesichtspunkten. Leipzig. Zit. in: LENNARTZ, F. & M. ROSS-NICKOLL (1999): Biomonitoring - Boden und Sedimente: 204-220. In: OEHLMANN, M. (1999): Ökotoxikologie: Ökosystemare Ansätze und Methoden. Ecomed-Verlag Landsberg.

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12.07.1999.

GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzerengesellschaften für die standortökologische Ansprache. Mitt. DBG 69, 95-98.

GRAEFE, U. (1995): Gibt es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften? Mitt. DBG 75: 11-14

GRAFF, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. Verlag Schaper Hannover: 31-81.

HÖPER, H., A. RUF (2003): Methode zur flächenhaften Darstellung des Bodens in seiner Funktion als Lebensraum von Bodenorganismen für Planungen im mittleren Maßstab. Bodenschutz 8, 41-47.

HOPKIN, S. P. 1989. Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. London, UK: Elsevier Applied Science.

IRELAND, M. P. (1983): Heavy metal uptake and tissue distribution in earthworms. In: Satchell, J. E. Earthworm Ecology, 247-265, London, New York, 1983.

KRÜCK, S., M. JOSCHKO, R. SCHULTZ-STERMBERG, B. KROSCHESKI, J. TESSMANN (2006): A classification scheme for earthworm populations (*Lumbricidae*) in cultivated agricultural soils in Brandenburg, Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci. 169, 651-660.

LENNARTZ, F., M. ROSS-NICKOLL (1999): Biomonitoring - Boden und Sedimente: 204-220. In: OEHLMANN, M. (1999): Ökotoxikologie: Ökosystemare Ansätze und Methoden. Ecomed, Landsberg.

MA, W.C. (1982): The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. *Pedobiologia* 24: 109-119.

MA, W.C. (1988): Toxicity of copper to lumbricid earthworms in sandy agricultural soils amended with Cu-enriched organic waste materials. *Ecol. Bull.* 39: 53-56.

PAOLETTI, M. G. (2001): Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscape. Elsevier, Amsterdam: 137-155.

RÖMBKE, J. (1997): Boden als Lebensraum für die Bodenorganismen. Literaturstudie. Handbuch Boden-Texte und Berichte zum Bodenschutz 4/97.

SHANNON, C. E., W. WEAVER (1949): The mathematical theory of communication. Urbana (Univ. Illionis Press) [Deutsche Übersetzung: Mathematische Grundlagen der Informationstheorie. München. (1976) darin Nachdruck von SHANNON, C. E. (1948): The mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379-423, 623-656.

SIMS, R. W. & B. M. GERARD (1985): Earthworms: Keys and notes for the identification and study of species. London, The Linnean Society of London and the Estuarine and Brackish-Water Scieces Association: 47-121.

STRING, P., WELLER, M. (1997): Bodendauerbeobachtung im Land Sachsen-Anhalt- Bodenkundliche Aspekte. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 23, 13-32.

TISCHER, S. (2005): Lumbricids species diversity and heavy metal amounts in lumbricids on soil monitoring sites in Saxony Anhalt (Germany). *Arch. Agron. Soil Sci.* 51, 391-403.

## **Danksagung**

Für die finanzielle Unterstützung bedanke ich mich beim Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anahlt und der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie. Für die experimentelle Unterstützung danke ich Herrn Dr. habil. Tanneberg und Frau Polcher (Schwermetallbestimmung) sowie Frau Brezina und Frau Oetzmann (pH-Werte und C<sub>org</sub>-Gehalte) im Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung. Bei Herrn Weller vom Landesamt für Geologie und Bergwesen des Landes Sachsen-Anhalt bedanke ich mich für die Bereitstellung von Standortdaten.

## **6. Erfassung und Bewertung von Regenwurmpopulationen – Vorschlag für ein mehrstufiges Bewertungsverfahren**

Otto Ehrmann<sup>1</sup>, Hans-Jörg Brauckmann<sup>2</sup>, Christoph Emmerling<sup>3</sup>, Heinz-Christian Fründ<sup>4</sup>

### **1. Einleitung**

Regenwürmer weisen an vielen Standorten die höchste Biomasse aller Bodentiere auf. Sie haben in der Regel einen wesentlichen Einfluss auf den Abbau der organischen Substanz und den Aufbau des Bodengefüges. Aufgrund ihrer Lebensweise, ihrer großen Bedeutung und ihrer im Vergleich zu anderen Bodenorganismen relativ leichten Erfass- und Bestimmbarkeit eignen sich Regenwürmer auch hervorragend als Bioindikatoren.

In dieser Arbeit sollen die verschiedenen Möglichkeiten zur Erfassung und Klassifikation/Bewertung der Regenwürmer vorgestellt werden und es wird ein neues Modell zur Bewertung von Regenwurmpopulationen vorgeschlagen.

### **2. Erfassung der Regenwürmer**

#### **2.1 Möglichkeiten zur Erfassung der Regenwürmer**

Es gibt unterschiedlich intensive Verfahren zur Erfassung des Vorkommens von Regenwürmern. Mit einfachen Beobachtungen (2.1.1, 2.1.2) kann man sich schnell einen Überblick über das Vorkommen von Regenwürmern verschaffen oder man kann mit diesen wenig aufwändigen Verfahren eine flächenhafte Darstellung des Vorkommens von Regenwürmern erarbeiten (Beispiel Ehrmann 2003). Für die genauere Bestimmung der Regenwurmpopulation (2.1.3) gibt es verschiedene Methoden, die aber alle einigen Aufwand erfordern. Durch eine weitergehende Auswertung der Daten kann man noch zusätzliche Informationen gewinnen (2.1.4). Methoden zur Erfassung der Leistungen der Regenwürmer sind unter 2.1.5 behandelt.

##### **2.1.1. Spuren von Regenwürmern (an der Bodenoberfläche)**

Eine Reihe von Regenwurmart hinterlässt charakteristische Spuren an der Bodenoberfläche. Dabei handelt es sich in der Regel um Losungshäufchen (z.B. bei *Aporrectodea longa*, siehe Bild 1) oder um zusammengezogene Laubblätter und andere Materialien (Bild 2). Unter günstigen Bedingungen (feuchte Bodenoberfläche, feinkörnige Böden, geeignete Witterung) findet man auch Spuren der Wanderung von Regenwürmern an der Oberfläche (Bild 3).

Anhand dieser Spuren lässt sich bereits erkennen, ob ein Boden überhaupt von endogäischen bzw. anezischen Würmern besiedelt ist. An Standorten mit Verdacht auf schwerwiegende Versauerung oder toxische Belastungen ist das bereits eine relevante Information.

---

<sup>1</sup> Büro für Bodenmikromorphologie und Bodenbiologie, 97993 Creglingen, otto.ehrmann@gmx.de

<sup>2</sup> Universität Vechta, ISPA, Abtlg. Geo- und Agrarökologie, hjbrauckmann@ispa.uni-vechta.de

<sup>3</sup> Universität Trier, FB VI Geographie/Geowissenschaften, Fach Bodenkunde, emmerling@uni-trier.de

<sup>4</sup> Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur, hc.fruend@fh-osnabrueck.de

### 2.1.2 Qualitative Beobachtungen zum Vorkommen der ökologischen Gruppen

Die Regenwürmer können im wesentlichen aufgrund ihrer unterschiedlichen Lebensweise und verschiedenen Lebensräume im Boden in drei ökologische Gruppen eingeteilt werden (BOUCHE 1977). Eine Kurzbeschreibung der drei ökologischen Gruppen ist in Tab. 1 zusammengestellt.

Aufgrund der Unterschiede in der Lebensweise kommen die drei ökologischen Gruppen bei unterschiedlichen Bodeneigenschaften vor und reagieren z.B. auch unterschiedlich auf Belastungen. So reagieren z.B. Mineralbodenformen wie *A. caliginosa* empfindlich auf Kupferbelastung im Boden (siehe Tab. 2) In Abhängigkeit von der Lebensform verändern sie auch den Boden in unterschiedlichem Ausmaß (Emmerling et al. 2003). Das Vorkommen der ökologischen Gruppen an sich hat daher oft schon beträchtlichen Indikationswert und lässt sich mit relativ wenig Aufwand erfassen:

- anezische Regenwürmer hinterlassen charakteristische Spuren an der Bodenoberfläche
- endogäische Regenwürmer sind relativ leicht durch Nachgraben festzustellen
- epigäische Regenwürmer findet man bei geeigneter Witterung oft unter Ästen oder Steinen.



Bild 1: Losungen von *Aporrectodea longa* an der Bodenoberfläche



Bild 2: *Lumbricus terrestris* hat Laubblätter vor der Röhrenmündung zusammengezogen

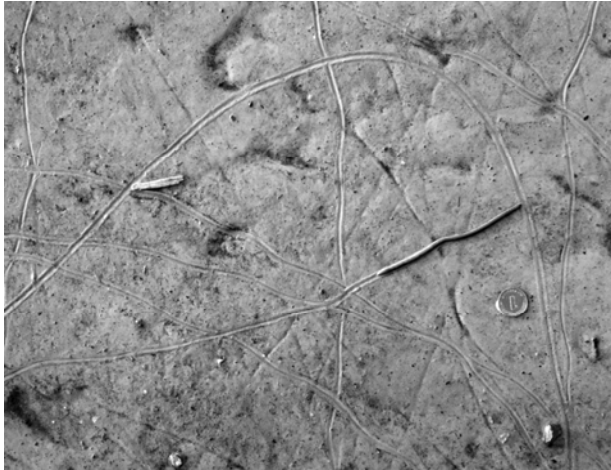


Bild 3: Spuren der meist nächtlichen Wanderung von Regenwürmern an der Bodenoberfläche. Rechts etwas oberhalb der Bildmitte ist ein *Lumbricus rubellus* zu sehen

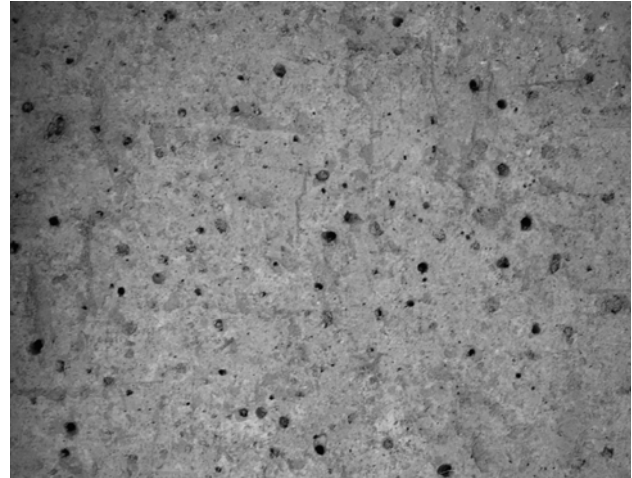


Bild 4: Regenwurmröhren im Acker unterhalb der Pflugsohle (horizontaler Schnitt, 50 cm Bildbreite, ca. 40 cm Tiefe).

Tab. 1: Kurzbeschreibung der drei ökologische Gruppen von Regenwürmern

Eigenschaften	ökologische Artengruppe		
	epigäisch	anezisch	endogäisch
<b>Länge adulter Tiere [mm]</b>	20-120	150-250 (-500)	30-150
<b>Gewicht adulter Tiere (g FM)</b>	0,02-2	2-15 (-50]	0,2-2,5
<b>Pigmentierung</b>	bräunlich-rot, dunkel	schwärzlich-braun	unpigmentiert
<b>Verteilung des Pigmentes</b>	± gleichmäßig über den ganzen Körper	Vorderteil, besonders dorsal	
<b>Lebensraum</b>	Streu, Humusauflage	gesamtes Bodenprofil bis zu mehreren Metern Tiefe	Oberboden
<b>Nahrung</b>	kleinere, vorzersetzte Streu	vorzersetzte Streu	org. Feinsubstanz des Mineralbodens
<b>Ort der Nahrungsaufnahme</b>	Bodenoberfläche	Bodenoberfläche (Mineralboden)	Mineralboden
<b>Überdauerung ungünstiger Perioden</b>	als Kokon	z.T. Diapause, z.T. ohne Ruhestadien	oft Quieszenz
<b>Gefährdung durch Räuber</b>	groß	mäßig	schwach
<b>Röhrenart</b>	keine oder temporär	dauerhafte Wohnröhre	temporär
<b>typische Arten</b>	<i>L. castaneus</i> , <i>D. octaedra</i> , <i>E. tetraedra</i>	<i>L. terrestris</i> <i>L. polyphemus</i>	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>O. tyrtaeum</i> , <i>O. cyaneum</i>
<b>weniger typische Arten (Übergang zu)</b>	<i>L. rubellus</i> (anez. u. endog.)	<i>A. longa</i> (endog.), <i>L. r. friendoides</i> (epig.)	<i>A. chlorotica</i> (epig.)

Quelle: Tabelle nach DUNGER (1983), verändert.

Tab. 2: Vorkommen verschiedener Regenwurmarten in Böden unterschiedlicher Kupferbelastung (Fründ et al. 2005).

Cu im Boden (mg/kg)	10	700	23	796	596	688
Standort	Schafweide	Brache	Acker II	Grünld I	Grünld II	Weide
<b>epigäisch</b>						
<i>Lumbricus castaneus</i>	x	x				
<i>Lumbricus rubellus</i>	x	x		x	x	x
<b>anezisch</b>						
<i>Lumbricus terrestris</i>	x			x	x	x
<i>Aporrectodea longa</i>	x					
<b>endogäisch</b>						
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	x		(x)			(x)
<i>Allolobophora chlorotica</i>	x					x

### 2.1.3 Quantitative Erfassung mit standardisierten Verfahren (Art, Abundanz, Biomasse)

Bei diesen Methoden werden die Parameter Art, Abundanz, Biomasse und ökologische Gruppe erfasst. Es sind mehrere Verfahren entwickelt worden (Tab. 3). Die Handauslese erfolgt in der Regel durch Entnahme des Bodens mit einem Spaten und anschließender Durchsicht des Bodens. Zum Elektrofang werden in der Regel Wechselstromimpulse verwendet. Hierfür sind ein spezielles Gerät und Bleibatterien als Energiequelle notwendig. Standard ist die Methode nach Thielemann (1986). Bei der Formalin- und Senfmethode werden große Mengen (ca. 20 - 40 l /m<sup>2</sup>) einer stark verdünnten Formaldehydlösung (0,2 - 0,4 %), einer Senfsuspension (1,5 %) oder als Fortentwicklung der Senfmethode eine Allylisothiocyanat-Lösung (AITC), 0,1 - 0,25 %) sukzessive ausgebracht. Alle Methoden haben Vor- und Nachteile sowohl in der Anwendung als auch bei der Effizienz, wobei die Formalinmethode zusätzliche Einschränkungen aufgrund ihrer Toxizität hat. In der Regel ist die Kombination der Handauslese mit einer der drei anderen Methoden anzuraten. Die Vor- und Nachteile von Elektrofang, Handauslese und Formalinmethode sind bei Ehrmann & Babel (1991) beschrieben. Die neuere AITC-Methode wurde von Zaborski (2003) entwickelt, ein umfassender Methodenvergleich sowie langjährige Erfahrungen stehen noch aus.

Jede Methode kann nur bei geeigneten Bedingungen sinnvoll eingesetzt werden. Ein quantitativer Regenwurmfang ist bei trockenem, sehr nassem oder kaltem Boden (<5° C) in der Regel nicht sinnvoll.

Tab. 3: Vergleich der verschiedenen Fangmethoden

	Effektivität bei ökologischen Gruppen			weitere Vor- und Nachteile
	epigäische	endogäische	anezische	
<b>Handauslese</b>	+	++	-	+ witterungsunabhängiger, geringe Kosten - zeitaufwändig, Effektivität auch Bearbeiterabhängig
<b>Elektrofang</b>	++	+/-	juvenile: ++ adulte: +/-	- hoher apparativer Aufwand, hohe Anschaffungskosten + besonders gut geeignet für Methodenkombination
<b>Formalin</b>	+	-	++	+ standardisierte Rezeptur, geringe Kosten - schädlich für Regenwürmer u. andere Bodenorganismen (keine Untersuchung in den Folgejahren!), - Einsatz in Grundwasserschutzgebieten ? - im ökologischen Landbau nicht vertretbar
<b>Allylisothiocyanat (AITC)</b>	+	-	++	Effektivität vergleichbar mit Formalin, aber keine oder geringe toxischen Nachwirkungen - langjährige Erfahrungen fehlen noch

++ = sehr gut geeignet, + = gut geeignet, - wenig geeignet

#### 2.1.4 Weitere Parameter (Individualgewichte)

Moderne Methoden in der Bodenbiologie (vor allem genetische Untersuchungen) könnten zur Differenzierungen von Arten führen, die nach den aktuellen Bestimmungsschlüsseln einer Art zugerechnet werden. Manchmal lassen sich Regenwürmer auch anhand der Biomasse abgrenzen. Das Beispiel (Abb. 1) zeigt die mögliche Abgrenzung von *Lumbricus rubellus* und *Lumbricus rubellus friendoides*. Beide Regenwürmer lassen sich mit Bestimmungsschlüsseln nicht differenzieren, haben aber deutlich unterschiedliche Biomassen. *Lumbricus rubellus* weist eine +/- epigäische Lebensweise auf, *L. rubellus friendoides* ist hingegen der Gruppe der anezischen Regenwürmer zuzuordnen.

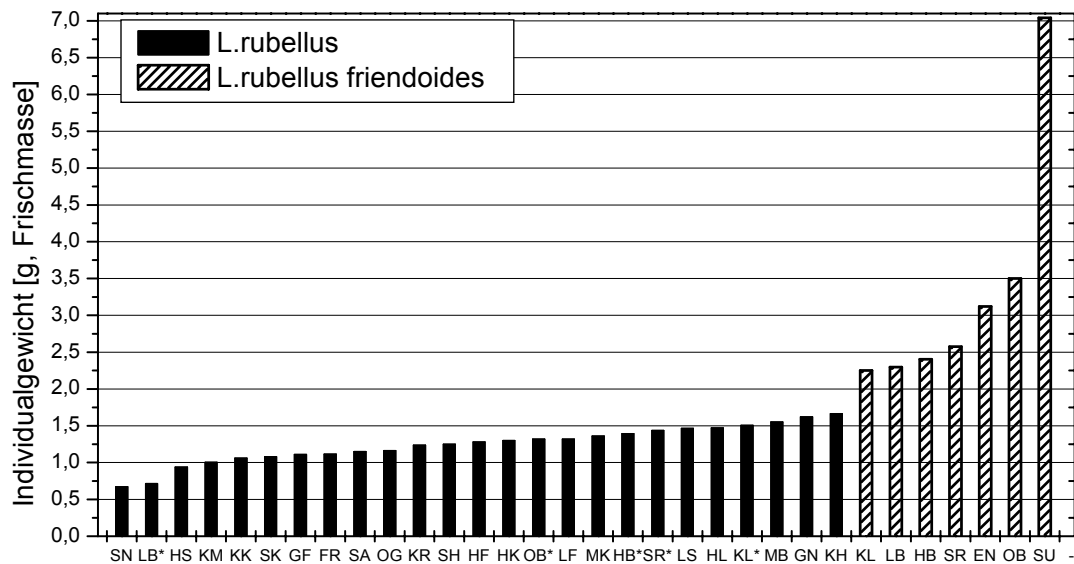


Abb. 1: Mittlere Gewichte von *Lumbricus rubellus* und *Lumbricus rubellus friendoides* (Frischmasse). Die Standorte sind nach zunehmendem Individualgewicht geordnet. An den Standorten KL, LB, SR und OB kommen beide Regenwürmer vor. Im Bereich von 1,5 bis 2,5 g ist die Abgrenzung noch nicht sicher.

### 2.1.5 Erfassung der Leistungen der Regenwürmer (Streueinarbeitung, Röhren, Losungen)

Regenwürmer verändern den Standort wesentlich durch die Einarbeitung der organischen Substanz, die Anlage von Röhren und die Ablage von Losungen.

- die Einarbeitung der organischen Substanz durch anezischen Regenwürmer lässt sich relativ leicht an der Bodenoberfläche durch Zählung der charakteristischen Blatthäufchen erfassen (Bild 2).
- Regenwurmröhren können an Vertikal- (Bodenprofil) oder Horizontalschnitten (Bild 4) untersucht werden. Die großen, tiefreichenden – und für Stofftransporte besonders wichtigen – Röhren der anezischen Regenwürmer sind an Horizontalschnitten relativ einfach zu untersuchen. Dabei sind Untersuchungen in mehreren Tiefen sinnvoll, da aufgrund unterschiedlicher Erhaltungsbedingungen die Anzahl der Röhren einen deutlichen Tiefengradienten aufweist (Ehrmann & Schwarz 2002).
- Losungen an der Oberfläche können einfach gezählt oder abgesammelt und gewogen werden (siehe z.B. Glasstetter 1991). Im Boden ist die Abgrenzung zu anderen Aggregaten manchmal schwierig – in solchen Fällen ist eine mikromorphologische Untersuchung (Stoops 2003, Ehrmann & Vollmer 2001) oft hilfreich.

## 2.2 Wie oft sollten Dauerbeobachtungsflächen beprobt werden?

Die Erfassung von Regenwürmern ist im Vergleich zu der Untersuchung von anderen Bodentieren relativ einfach und kostengünstig, aber insgesamt doch so aufwändig, dass nicht jede Dauerbeobachtungsfläche zweimal jährlich untersucht werden kann. Daher stellt sich die Frage, wie oft Regenwurmuntersuchungen durchgeführt werden müssen, um die Dynamik der Population zu erfassen.

Die Untersuchung einer Dauerbrache (seit 1989 Brache, 2x jährlich gemulcht) und eines Ackers (konventionelle Nutzung) im Kraichgau (Nordbaden) zeigt im Verlauf von 17 Jahren eine ausgeprägte Populationsdynamik sowohl im Acker als auch in der Brache (Abb. 2). Ursache sind vermutlich vor allem Witterungsschwankungen. Feuchtere Jahre (1995, 1999, 2001) waren förderlich, Jahre mit geringeren Niederschlägen (1989-1991, 2003) wirkten sich negativ aus. Der Standort ( $\varnothing$  1951-80: 723 mm NN, 9,2 ° C, Pararendzina aus Löss, Bodenart Schluff) ist eher günstig für Regenwürmer, Schadstoffbelastungen liegen keine vor. Es ist daher wahrscheinlich, dass an anderen Standorten auch deutliche Schwankungen der Population vorkommen. Daher sollten zumindest in jedem Bundesland einige repräsentative Bodendauerbeobachtungsflächen in kurzen Intervallen beprobt werden (mindestens 1x p.a.).

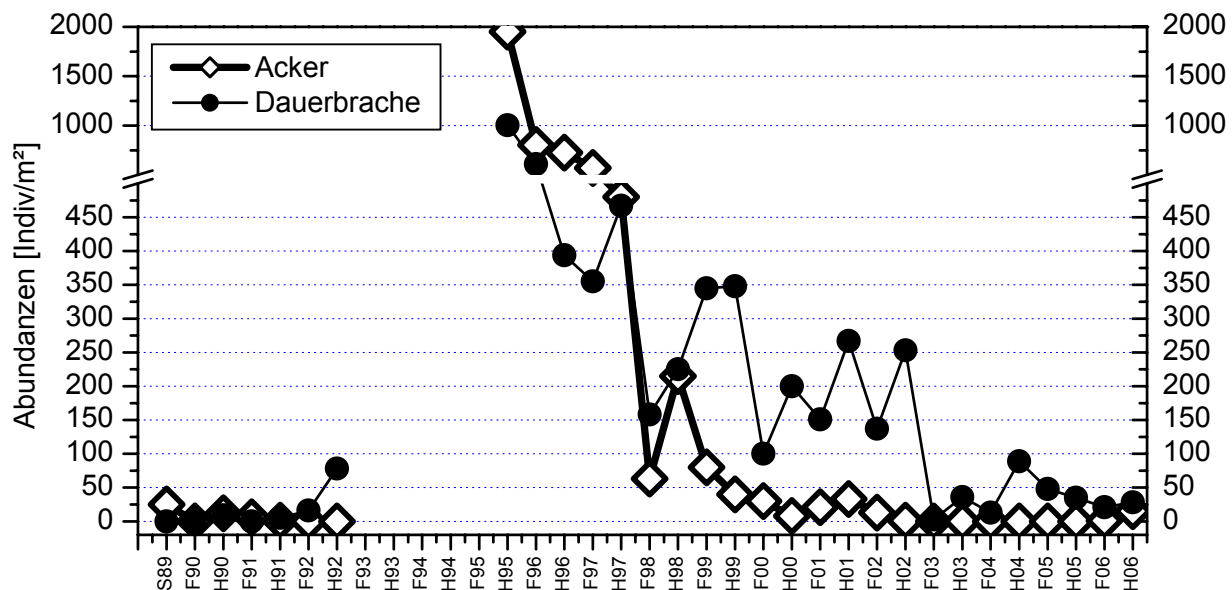


Abb.2: Regenwurmabundanzen von Acker und Dauerbrache im Kraichgau 1989 – 2006. Die Untersuchungen wurden mit einer Methodenkombination in 6-facher Wiederholung jeweils im Frühjahr und im Herbst durchgeführt (Quelle: Ehrmann, unveröffentlicht).

### 3. Auswertung / Klassifikation / Bewertung

#### 3.1 Vorbemerkungen

Die **Auswertung** von Regenwurmdaten und das Herausarbeiten der Beziehungen zu Standortsfaktoren ist meist nicht einfach (Emmerling und Ehrmann, 2005). Zum einen unterliegen Parameter wie Abundanz und Biomasse deutlichen Schwankungen (siehe Abb. 2), zum anderen gibt es zwischen abiotischen Parametern und der Regenwurmpopulation oft keine einfachen linearen Beziehungen, sondern die statistisch schwieriger zu fassenden Schwellenwerte sind vermutlich wichtiger. So kommen bei einem pH-Wert von unter 3,8 praktisch nie anezische und endogäische Regenwürmer vor, während oberhalb dieses Schwellenwertes der pH-Wert auf das Vorkommen der meisten Arten keinen großen Einfluss mehr hat. Einer der wichtigsten Faktoren – die Bodenfeuchte – ist zudem meßtechnisch nur mit viel Aufwand zu erfassen und bei anezischen Arten stellt sich das Problem, aus welchen Kompartiment ihres Lebensraumes die relevanten Parameter gewählt werden müssen.

Zwischen Klassifikation und Bewertung muss deutlich differenziert werden - obwohl die Grenzen manchmal fließend sind. Bei der **Klassifikation** versucht man die Beziehung der Regenwürmer zu abiotischen und biotischen Standortsfaktoren herauszuarbeiten und teilt die Regenwürmer dann in der Regel in Klassen ein.

Eine **Bewertung** ist nach drei grundsätzlich verschiedenen Ansätzen möglich:

- a) nach der Seltenheit – ähnlich wie in den "Roten Listen". Der derzeitige Informationsstand zum Vorkommen von Regenwürmern ist aber viel zu gering um sicher seltene Arten ausweisen zu können. Da sich Regenwürmer in aller Regel der direkten Beobachtung entziehen und die Anzahl der Bearbeiter gering ist, wird die Ausweisung von seltenen Regenwurmartarten auch in Zukunft mit Unsicherheiten behaftet sein.
- b) nach der Siedlungsdichte. Der Wert ist umso größer, je arten- oder z.B. individuenreicher eine Regenwurmgemeinschaft ist. Es ist aber beim derzeitigen Kenntnisstand praktisch nicht möglich zu entscheiden, ob eine arten- und individuenarme Regenwurmbesiedlung - die aber an den Standort angepasst ist und möglicherweise seltenere Unterarten aufweist - tatsächlich weniger "wert" ist als eine individuenreicher Bestand. Daher wäre es vermutlich angemessener auf eine Bewertung im engeren Sinne zu verzichten. Statt dessen könnte man Parameter des Regenwurmbestandes (z.B. die Biomasse) als hoch oder niedrig "beurteilen" – ohne damit automatisch eine Einstufung nach Wertigkeit zu verbinden. Es ist aber möglich den Einfluss der Regenwürmer auf den Standort zu quantifizieren und als gering bis hoch zu bewerten und damit ein "Ranking" der Standorte vorzunehmen.
- c) nach der Abweichung von einem Sollwert/Erwartungswert, z.B. bei Vorliegen einer Belastung. Hier ist eine Bewertung möglich, sie ist umso negativer je größer die Abweichung ist.

### 3.2 Beispiele für Auswertung/Klassifikation

Es gibt grundsätzlich verschiedene Herangehensweisen bei der Auswertung/Klassifikation von Regenwurmpopulationen. Vorgestellt werden vier Beispiele:

a) für naturnahe Wälder in Baden-Württemberg (Ehrmann et al. 2002). Für diese Standorte waren die beiden wichtigsten abiotischen Faktoren pH-Wert und Bodenfeuchte. Im Zuge der Auswertung wurden pH-Bodenfeuchte-Ökogramme<sup>2</sup> erstellt. Diese Ökogramme sind sowohl für die Gesamtpopulation auf dem Niveau der ökologischen Gruppen als auch für einzelne Arten möglich.

Es zeigte sich eine deutliche Abhängigkeit der Regenwurmpopulation von den Standortsfaktoren. Nur bei pH-Werten  $>3,8$  ( $0,1\text{m CaCl}_2$ ) und mittleren Bodenfeuchten kamen alle drei ökologischen Gruppen vor. Bei trockeneren oder nassen Standorten fehlten die tiefgrabenden anezische Arten. Diese fehlten außerdem in tonarmen Böden. An sehr sandigen Standorten fehlten außerdem endogäische Arten.

Aus dem Vorkommen der drei ökologischen Gruppen und mit einem Zuschlag für große Regenwurmpopulationen wurde ein 5-stufiges Bewertungsverfahren erstellt. Dieses Bewertungsverfahren nutzt nur einen kleinen Teil der Informationen aus dem Regenwurmfang und es ist sicher auch nicht immer angebracht große Populationen besser zu bewerten.

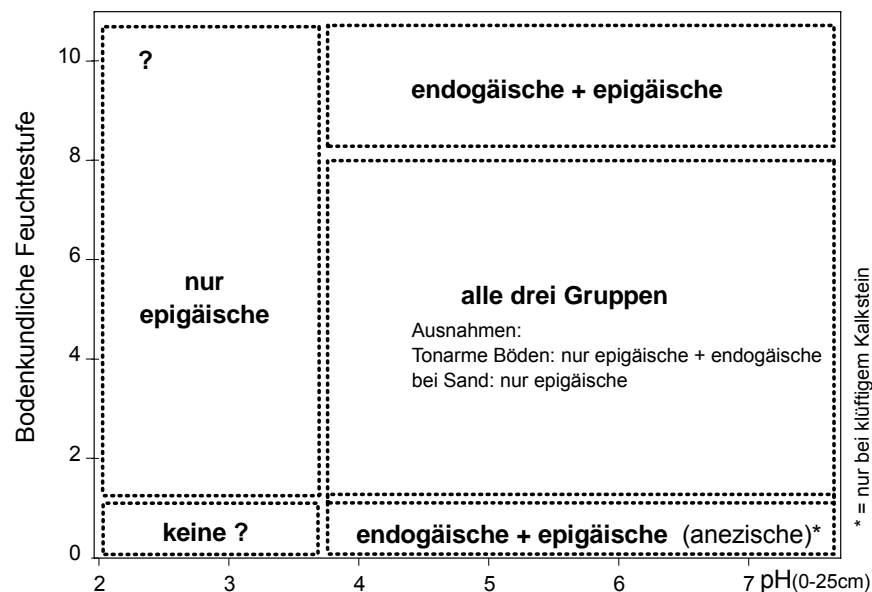


Abb. 3: Ökogramm für das Vorkommen von ökologischen Gruppen der Regenwürmer in Abhängigkeit von Standortseigenschaften (Quelle: Ehrmann et al. 1999 u. 2002)

<sup>2</sup> Durch die Verwendung der "Bodenkundlichen Feuchtestufe" welche durch die Einbeziehung klimatischer Daten und von Bodenparametern den mittleren Wasserhaushalt eines Bodens mit wenig Aufwand charakterisiert, konnte der Wasserhaushalt von vielen Standorten miteinander verglichen werden.

b) Für Äcker und Grünland in Brandenburg stellten Krück et al. (2006) nach einer umfangreichen statistischen Auswertung eine Klassifikation vor, die im wesentlichen auf den Standortparametern Bodenart und Humusgehalt basiert, Bodenfeuchte und Bewirtschaftung haben nur untergeordnete Bedeutung. Die Regenwürmern wurden in 9 Gruppen eingeteilt die durch Anzahl, Artenzahl und Art definiert sind.

Die Verwendung anderer Parameter als bei der von Ehrmann et al. (2002) vorgestellten Klassifikation überrascht nicht: eine landwirtschaftliche Bewirtschaftung findet nicht auf extrem nassen und seltener auf sehr trockenen Standorten statt. Durch die Düngung sind die pH-Werte in aller Regel in einem Bereich eingestellt, der für Regenwürmer nicht limitierend ist. Daher ist es nicht sehr überraschend, dass aufgrund dieses eingeschränkten Standortsspektrums in dieser Klassifikation insgesamt nur 6 Regenwurmartenvorkommen.

Wie Römcke et al. (2000) teilen Krück et al. (2006) die Regenwürmer in Standortsklassen ein, aber für ein einheitliches Gebiet und mit der Beschränkung auf landwirtschaftliche Böden. Durch diese Einschränkungen bleibt die Klassifikation übersichtlich.

c) für Regenwürmer und andere Tiergruppen entwickelten Römcke et al. (2000) die Bodenbiologische Standortklassifizierung (BBSK). Sie formulierten für Deutschland aus 116 Standortstypen 10 Standortstypencluster (Differenzierung nach pH-Wert, organischer Substanz, C/N, Feuchte und Bodenart) und entwickelten aus ihren Daten und der Literatur Erwartungswerte für das Vorkommen von bestimmten Regenwurmartenvorkommen. Die Parameter Abundanz, Biomasse und ökologische Gruppe werden hierfür nicht genutzt. Dieses Konzept hat bei Regenwürmern wohl zwei grundsätzliche Probleme:

- Es ist fraglich, ob 10 Standortstypencluster bzw. 116 Standortstypen ausreichen um die komplexe Regenwurmfauuna von Deutschland einzuteilen. Alleine in Südwestdeutschland wird es wohl über 100 Standortstypen geben, in Deutschland vermutlich über 1000. Infolgedessen wird man zur Abgrenzung von Standortstypen mehrere tausend Standorte untersuchen müssen. Dieser Aufwand wäre kaum zu finanzieren und das Ergebnis nur für Spezialisten zu überblicken.
- Das BBSK prognostiziert das Vorkommen von einzelnen Regenwurmartenvorkommen bei bestimmten Kombinationen von Standortsfaktoren. Diese Prognose ist sehr schwierig und unsicher weil aus einem Pool von ca. 50 Arten in Deutschland an einem Standort nur ca. meist 3-6 Arten vorkommen und weil vermutlich die nacheiszeitliche Besiedlung Mitteleuropas aufgrund der geringen Wanderungsgeschwindigkeit der Regenwürmer (< 10 m/a, Marinissen & Van Den Bosch, 1992) nicht abgeschlossen ist. Das Vorkommen einiger häufiger Arten kann annähernd prognostiziert werden, das der meisten anderen aber nicht. Die Überprüfung der Prognosewerte mit zwei Datensätzen aus Südwestdeutschland ergab jeweils eine Richtigkeit der Artprognose von unter 50 %.

d) in der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 5. Auflage (AG Boden 2005) werden Abundanzklassen für Regenwürmer vorgestellt. Die Regenwurmanzahl wurde dabei in Klassen von 1 - 5 eingeteilt (siehe Tab. 3). Diese können noch nach den verschiedenen ökologischen Gruppen unterteilt werden. Die Abundanzklassen gehen auf eine Arbeit von Graefe (1998) zurück.

Dieses Konzept setzt einen aufwändigen Regenwurmfang voraus und ist daher nicht unbedingt für eine Kartierung geeignet. Die Einteilung in Abundanzklassen ist aber sehr sinnvoll und wurde auch als Vorschlag übernommen (siehe Tab. 3).

## **Resümee**

Die Vorschläge von Ehrmann et al. (2002) und Graefe (1998) in AG Boden (2005) nutzen nur einen Teil der Parameter, die bei einem normalen Regenwurmfang ermittelt werden. Die Klassifikation von Krück et al. (2006) ist geeignet für eine Region und einheitliche Standorte. Für ein größeres Gebiet und verschiedene Standorte (z.B. alle Böden in Deutschland) würde sie vermutlich zu kompliziert werden. Das BBSK-Konzept (Römbke et al. 2000) nutzt letztendlich nur den Parameter Art und könnte vermutlich auch bei einer Verfeinerung der Klassifizierung (wesentlich mehr Standortstypen) keine hinreichend genauen Prognosen des Arteninventars liefern. Von den verschiedenen Ansätzen erscheint daher keiner uneingeschränkt für Deutschland verwendbar.

## **3.3 Vorschläge für die Bewertung von Regenwurmpopulationen**

Wir möchten zwei Verfahren für die Bewertung von Regenwurmpopulationen vorschlagen: Ein einfaches Verfahren, welches im Gelände nur Beobachtungen aber keinen aufwändigen Regenwurmfang erfordert, und ein detailliertes Verfahren, welches auf den relevanten Daten eines Regenwurmfanges basiert.

### **3.3.1 Einfaches System basierend auf Beobachtungen**

Das Konzept orientiert sich an der Anzahl der ökologischen Gruppen und der Humusform. Die Humusform ist dabei ein Maß für die Intensität des Streuabbaus und damit ein Indiz für hohe Regenwurmabundanz. Das Vorkommen der drei ökologischen Gruppen kann der Kartierer bei der Anlage eines Bodenprofils praktisch automatisch mit erfassen. Ansonsten lässt sich dieser Parameter durch Betrachten der Bodenoberfläche und Nachgraben mit dem Spaten innerhalb kurzer Zeit ermitteln (Zeitaufwand meist < 15 Minuten, zeitraubende Regenwurmfänge sind nicht notwendig).

Die linke Spalte der Tab. 4 zeigt die Ableitung des Vorschlags. Die verschiedenen ökologischen Gruppen erfüllen unterschiedliche Funktionen im Boden. Daher ist die Einstufung um so höher, je mehr Gruppen vorkommen. Für die Kartierpraxis wird die rechte Spalte verwendet. Dies erscheint komplizierter, ist aber in der Praxis weniger aufwändig, weil beim Vorkommen von endogäischen oder anezischen Arten epigäische Arten prinzipiell vorkommen können und daher nicht extra gesucht werden müssen.

Tab. 4: Schema einer einfachen Beurteilung der Regenwurmgemeinschaft eines Standortes

<u>Ableitung des Schemas:</u> <b>Anzahl ökologischer Gruppen</b>	<b>Klasse</b>	<u>Ausgestaltung für die Kartierpraxis:</u> <b>Vorkommen ökologischer Gruppen</b>
keine	1	keine
eine	2	nur epigäische Arten
zwei	3	endogäische oder anezische Arten
zwei und große Population <u>oder</u> alle drei	4	endogäische oder anezische Arten und schneller Streuabbau <u>oder</u> endogäische und anezische Arten
alle drei und große Population	5	endogäische und anezische Arten und schneller Streuabbau

nach Ehrmann et al. 2002, übernommen in: G. Broll et al. (2006)

### 3.3.2 Detailliertes Verfahren basierend auf Regenwurmfang

Dies ist ein neues übersichtliches System, welches die wichtigsten Daten die bei einem Regenwurmfang erhoben werden, verwendet. Dies sind die Parameter Abundanz, Biomasse, Artenzahl<sup>3</sup>, und Vorkommen ökologischer Gruppen. Diese Parameter sind jeweils in 5 Klassen eingeteilt (Tab. 5). Dies erleichtert den Vergleich verschiedener Regenwurmgemeinschaften ungemein. Die Klasseneinteilung orientiert sich bei der Abundanz an den Vorgaben von Graefe (1998) in der KA5 (AG Boden, 2005), bei der Biomasse und der Artenzahl liegt ein Häufigkeitsanalyse südwestdeutscher Regenwurmdaten zugrunde, die Verteilung bei den ökologischen Gruppen erfolgte +/- schematisch. Eine Anpassung der Klassenbelegung wäre nach einer Datenzusammenführung und Häufigkeitsanalyse der wesentlichen Regenwurmdaten Deutschlands möglich.

Ein Beispiel für die Einstufung ist in Tab. 6 zusammengestellt. Hier wurde die in Abb. 2 vorgestellte Regenwurmpopulation vor und nach der extremen Trockenheit im Jahr 2003 bewertet. Alle Parameter haben sich verschlechtert. Die Trockenheit wirkt sich negativ auf die Regenwurmgemeinschaft aus.

Tab. 5: Matrix für die Reichhaltigkeit<sup>4</sup> der Regenwurmgemeinschaft eines Standortes

<sup>3</sup> Nicht verwendet wird das genaue Arteninventar. Bei durchschnittlich ca. 3-6 Arten je Standort und insgesamt ca. 50 Arten in Deutschland gibt es einfach viel zu viele Kombinationsmöglichkeiten für das Arteninventar, so dass man sehr, sehr viele Klassen bilden müsste. Die Anzahl der möglichen Kombinationen ist zwar geringer als beim Lotto (6 aus 49) - weil einige Arten häufiger vorkommen - aber viel zu umfangreich für ein handhabbares Schema.

<sup>4</sup> der Begriff "Reichhaltigkeit" wurde wohl zuerst vom IFAB (1998) in Verbindung mit Regenwürmern verwendet. Der Begriff wäre für dieses neue Bewertungsschema sehr gut geeignet

Klasse	Abundanz [Indiv./m <sup>2</sup> , nach Graefe in KA5]	Biomasse [g Frischmasse / m <sup>2</sup> ]	Artenzahl	Anzahl ökologischer Gruppen
1	1-10	1-10	1	1 (nur epigäische)
2	11-30	11-25	2-3	1 (endogäische oder anezische)
3	31-100	26-50	4-5	2 (epigäische + eine andere)
4	101-300	51-100	6-7	2 (endogäische + anezische)
5	>300	>100	>7	3 (alle drei)

Tab.6: Beispiel für eine Bewertung nach der Reichhaltigkeit der Regenwurmgemeinschaft. Verwendet wurden die Regenwurmdaten vom Standort Kraichgau (Dauerbrache). Schwarz unterlegt sind die Mittelwerte der Regenwurmpopulation 1995 – 2002, schraffiert ist die Bewertung für die Jahre 2003 – 2006 dargestellt. Die genauen Mittelwerte sind fett und in eckigen Klammern dargestellt. Es zeigt sich eine deutlich negative Veränderung aller 4 Parameter.

Klasse	Abundanz	Biomasse	Artenzahl	Anzahl ökologischer Gruppe
1	1-10	1-10	1	1 (nur epigäische)
2	11-30	11-25 <b>[14]</b>	2-3 <b>[2,3]</b>	1 (endogäische oder anezische) <b>[1,2, endog. + selten epig.]</b>
3	31-100 <b>[34]</b>	26-50	4-5 <b>[4,2]</b>	2 epigäische + eine andere <b>[endog. + epig.]</b>
4	101-300	51-100 <b>[84]</b>	6-7	2 (endogäische + anezische)
5	>300 <b>[334]</b>	>100	>7	3

#### **4. Ausblick: Forschungsbedarf**

Regenwürmer sind vermutlich die Tiergruppe mit der höchsten Biomasse in Deutschland und einer großen Bedeutung für Prozesse im Ökosystem. Unter einem möglicherweise veränderten Klima werden sie besonders wichtig werden (Sicherung der Infiltration bei Starkregen und Durchwurzelung in Trockenphasen). Gleichzeitig werden sie als Feuchtlufttiere besonders von Trockenperioden betroffen sein. Der Bearbeitungsstand ist aber sehr unbefriedigend. Es gibt zwar relativ viele Untersuchungen über Regenwürmer. Die Ergebnisse wurden aber in den letzten 50 Jahren nie für Deutschland oder Mitteleuropa zusammengefasst. Diese fehlenden Grundlagendaten erschweren wissenschaftliche Untersuchungen, weil oft eine mühselige und ineffektive Suche nach Literatur erforderlich ist. Zum anderen erschwert es auch die Einarbeitung von jungen Wissenschaftlern in das Fachgebiet. Sie grenzen außerdem diese wichtige Tiergruppe weitestgehend von Planungsverfahren aus. Daher möchten wir vorschlagen:

- a) die zahlreichen vorhandenen Daten sollten nach einem einheitlichen Schema zusammengeführt und ausgewertet werden. Datenlücken sollten durch gezielte Untersuchungen geschlossen werden.
- b) auf Grundlage dieser Daten und Untersuchungen sollte ein einheitlicher Bestimmungsschlüssel entwickelt werden. Basis ist derzeit immer noch die über 50 Jahre alte Arbeit von Graff (1953). Diese an sich sehr gute Arbeit erfasst aber nicht den derzeitigen Kenntnisstand. Zur Regenwurmbestimmung sind daher noch verschiedene weitere Schlüssel (je nach Region aber unterschiedliche) notwendig.
- c) Einrichtung von echten Dauerbeobachtungsflächen (ca. 2-3 in jedem Bundesland, aber gemeinsam ausgewählt). Da die Fangergebnisse der Regenwürmer deutlich von der Witterung abhängig sind, müssen einige repräsentative Standorte regelmäßig in kurzen Zeitabständen beprobt werden. (mindestens 1x im Jahr). An diesen Standorten kann man dann auch die sporadisch beprobten anderen DBF's "eichen".

Diese Arbeit sollte in absehbarer Zeit durchgeführt werden. Aufgrund des Klimawandels sind dramatische Auswirkungen auf die Regenwurmfauna zu befürchten. Regenwürmer reagieren als feuchthäutige Tiere nicht nur besonders sensibel auf Schwankungen der Niederschläge (siehe Abb. 1), sondern sie können aufgrund ihrer geringen Wanderungsgeschwindigkeit im Gegensatz zu den meisten anderen Tieren einmal entstandene Lücken im Vorkommen nur schwer wieder schließen. Vor dem wirksam werden des Klimawandels sollten man wenigstens wissen, wie die Regenwurmfauna der Kulturlandschaft Mitteleuropas zusammengesetzt ist.

## 5. Literatur

- AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- Bouché, M. B. (1977): Strategies lombriciennes. In: Lohm, U. & Persson, T. (eds.): Soil Organisms as Components of Ecosystems. Proc. 6th Int. Coll. Soil Zool., Ecol. Bull. (Stockholm) 25, 122-132.
- Broll, G., Brauckmann, H.J., Overesch, M., Junge, B., Erber, C., Milbert, G., Baize, D. und F. Nachtergaele (2006): Topsoil characterization - recommendations for revision and expansion of the FAO-Draft (1998) with emphasis on humus forms and biological features. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 169, 453-461.
- Dunger, W. (1983): Tiere im Boden. 3. Aufl., 280 S., Neue Brehm Bücherei, Ziemsen Verlag, Wittenberg.
- Ehrmann, O (2003): Vorkommen von anezischen Regenwürmern in zwei unterschiedlich strukturierten Kleinlandschaften Südwestdeutschlands. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 102, 271-272.
- Ehrmann, O. und U. Babel (1991): Quantitative Regenwurmerfassung - ein Methodenvergleich. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 66, I, 475-478.
- Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Sommer, M. & Vollmer, T. (1999) Böden als Lebensraum für Organismen – II. Funktionelle Analyse am Beispiel von pH und Bodenfeuchte. . Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 91, 593-596
- Ehrmann, O. und T. Vollmer (2001): Einfluss von Regenwürmern auf die Oberbodenstruktur in Wäldern Südwestdeutschlands. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 96, 321-322.
- Ehrmann, O. und A. Schwarz (2002): Regenwurmröhren in Äckern Südwestdeutschlands - Vorkommen und Bedeutung für Stofftransporte. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 99, 175-176.
- Ehrmann, O., Sommer, M. und T. Vollmer (2002): Regenwürmer in Wäldern Baden-Württembergs: In: Sommer, M., Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Vollmer, T. und G. Turian: Böden als Lebensraum für Organismen – Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 63, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Stuttgart.
- Emmerling, C.; Göhler, H.; Altmeier, J. (2003): Beziehungen zwischen modifizierter Arten / Lebensformdiversität von Regenwürmern (Lumbricidae) und Bodeneigenschaften. Mitteilgn. Deutsche Bodenk. Gesell., 102, 275-276.
- Emmerling, C.; Ehrmann, O. (2005): Kriterien zur Beurteilung von Ergebnissen aus Regenwurmuntersuchungen. Deutsche Bodenk. Gesell., 107, 187-188.
- Fründ, H.C., Frerichs, C., Rück, F. (2005) Bewertung Schwermetall belasteter Böden mittels Regenwürmern - Siedlungsdichte und Vermeidungsverhalten im Fluchtttest. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 107: 191-192.
- Glasstetter, M. (1991): Die Bodenfauna und ihre Beziehungen zum Nährstoffhaushalt in Geosystemen den Tafel- und Faltenjura (Nordwestschweiz). Baseler Beiträge zur Physiogeographica. Physiogeographica 15, Basel, 224 S.
- Graefe, U., 1998. Annelidenzoözen nasser Böden und ihre Einordnung in Zersetzergesellschaften. Mittl. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 88, 109–112.
- IFAB (1998): Bewertung von Böden nach ihrer Eignung als Lebensraum für Bodentiere. Abschlußbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg,
- Krück, S., Joschko, M., Schultz-Sternberg, R., Kroschewski, B., Tessmann, J. (2006): A classification scheme for earthworm populations (Lumbricidae) in cultivated agricultural soils in Brandenburg, Germany. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 169, 589-732.
- Marinissen, J.C.Y. und F. Van Den Bosch (1992): Colonization of new habitats by earthworms. Oecologia 91, 371-376.
- Römbke, J., Dreher, P., Beck, L., Hammel, W., Hund, K., Knoche, H., Kördel, W., Kratz, W., Moser, T., Pieper, S., Ruf, A., Spelda, J., Woas, S., (2000). Bodenbiologische Bodengüte-Klassen, UBA Texte 6/00.
- Stoops, G. 2003. Guidelines for analysis and description of soil and regolith thin sections. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA,
- Thielemann, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. Pedobiologia 29, 296-302.
- Zaborski, E.R. (2003): Allyl isothiocyanate: an alternative chemical expellant for sampling earthworms. Applied Soil Ecology, 22, 87-95.

## **7. Zielwertableitung für Lumbriciden im Rahmen von Erhebungen auf BDF des Landes Brandenburg**

Stefanie Krück, Monika Joschko , Rüdiger Schultz-Sternberg, Bärbel Kroschewski, Joachim Tessmann

### **1. Einleitung**

Eine wesentliche Zielsetzung der Boden-Dauerbeobachtung ist es, veränderte Umwelt- und Bewirtschaftungseinflüsse zu erfassen. Hierzu werden auch Lumbriciden untersucht, die als Indikatoren für die Erfüllung der Lebensraumfunktion der Böden dienen können. Um Veränderungen in der Regenwurmzönose bewerten zu können, ist es jedoch notwendig, den standortspezifischen Besatz zu kennen. Die Aufgabe des hier vorgestellten Projektes bestand darin, Prognosewerte (Soll-Werte) für Brandenburg abzuleiten.

Das Projekt wurde von Frau Dr. Krück und Frau Dr. Joschko vom Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung durchgeführt. Die statistische Bearbeitung wurde von Frau Dr. Kroschewski von der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin unterstützt. Die Finanzierung erfolgte durch das Landesumweltamt Brandenburg, wobei die fachliche Projektbetreuung bei Prof. Dr. R. Schultz-Sternberg und Dr. Tessmann lagen.

### **2. Untersuchungsflächen und Erhebungsmethoden**

In Brandenburg werden Lumbriciden als Bodenindikatoren im Rahmen folgender Umweltuntersuchungen erfasst:

Im Rahmen des landesweiten Programms der **Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF)** wurden mit der Einrichtung ab 1991 bis 1996 Statuserhebungen durchgeführt. Wiederholungsuntersuchungen zum Regenwurmbesatz laufen seit 2004. Alle BDFs wurden auf landwirtschaftlich genutzten Flächen etabliert und repräsentieren ortsübliche Standort- und Bewirtschaftungsformen. Das Programm umfasst 23 Ackerstandorte auf Mineralböden und 7 Grünlandstandorte, von denen drei auf Mineralboden und vier auf Moorböden eingerichtet wurden. Die vier Moorstandorte wurden bei der Ableitung von Prognosewerten aufgrund der geringen Anzahl nicht berücksichtigt.

Ein regionales Umweltbeobachtungsprogramm stellt die **Ökosystemare Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten Brandenburgs (ÖÜB)** dar, die von der Fachhochschule Eberswalde durchgeführt wird. Dieses Monitoringprogramm läuft seit 1999 und auch hier liegen bereits Ergebnisse von Wiederholungsuntersuchungen vor.

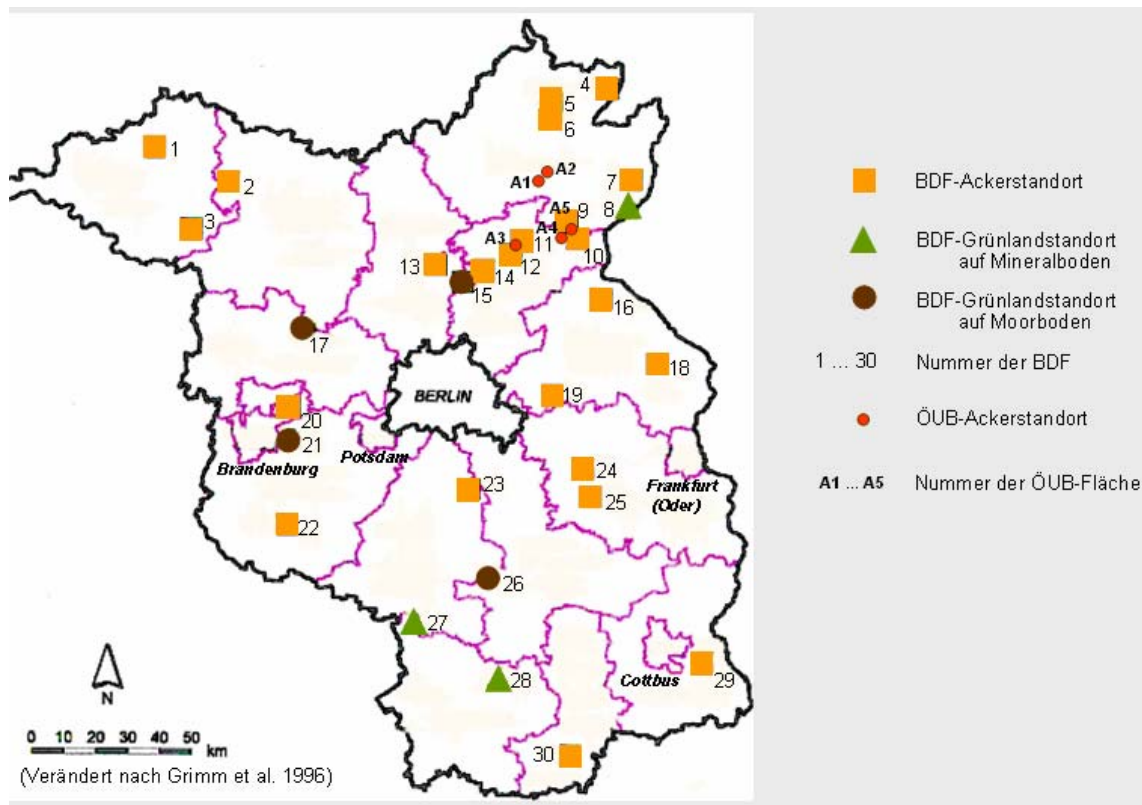


Abbildung 1: Untersuchungsflächen der BDF und ÖUB Brandenburg

Die Beprobungen zum Lumbricidenbesatz erfolgten sowohl bei den Boden-Dauerbeobachtungsflächen wie auch bei der Ökosystemaren Umweltbeobachtung nach einem einheitlichen Schema. Der Regenwurmbesatz wurde durch Handsortierung kombiniert mit Formalinaustrieb (DIN ISO 23611-1, 2006) ermittelt. Neben den Lumbriciden fand die Erfassung weiterer physikalischer und chemischer Bodeneigenschaften statt. Zur Ableitung der Prognosewerte dienten die Daten der BDF-Statuserhebung. Die Evaluierung der Soll-Werte erfolgte mit Daten der BDF-Folgeuntersuchung sowie von ausgewählten Standorten der ÖUB.

### 3. Zielwerteableitung

#### 3.1 Datengrundlage

Der Ableitung von Prognosewerten liegt die Annahme zugrunde dass Bodeneigenschaften einen spezifischen Einfluss auf Regenwürmer haben und sich deshalb standorttypische Populationen herausbilden können (GRAEFE, 1993; RÖMBKE et al., 2000; SOMMER et al., 2002). Es ist bekannt, dass verschiedene physikalische und chemische Bodeneigenschaften Einfluss auf den Regenwurmbesatz haben, wobei in erster Linie die Bodenart, der Bodenwasserhaushalt, der Humusgehalt und teilweise die Bodenazidität die Entwicklung und Zusammensetzung von Regenwurmpopulationen beeinflussen. Außerdem sind die Nutzungsform und die Bewirtschaftungsintensität wesentliche Einflussfaktoren. Einen Überblick hierzu geben LEE (1985) und EDWARDS & BOHLEN (1996).

Die BDF-Brandenburg umfassen sowohl Standorte mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften, als auch unterschiedliche Nutzungsformen und Bewirtschaftungsintensitäten. Einflussfaktoren sollten daher Bodenmerkmale umfassen, die sowohl Standorteigenschaften als auch Nutzungs- und Bewirtschaftungsunterschiede widerspiegeln. Sie müssen jedoch auch einen deutlichen Einfluss auf die Entwicklung von Regenwurmpopulationen ausüben.

Verschiedene Untersuchungen in Brandenburg (JOSCHKO et al., 2006; KRÜCK, 1999) zeigten eine starke Bindung des Lumbricidenbesatz zu den Standorteigenschaften Bodenart, Humushaushalt und Bodenwasserhaushalt auf. Neben den Standorteigenschaften erwiesen sich Nutzung (Acker, Grünland) und die Form der Bewirtschaftung (Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, organische Düngung) als wesentlich für die Ausprägung im Regenwurmbesatz (KRÜCK, 1999; JOSCHKO et al., 2000).

Die Auswahl physikalischer und chemischer Merkmale umfasste deshalb die Textur und verschiedene Kohlenstoff- und Stickstoffmerkmale. Für den Bodenwasserhaushalt konnte neben der Textur als Hilfsgröße der Grundwasserstand herangezogen werden in der Abstufung größer und kleiner 1 m unter Flur. Da sowohl die Nutzung als auch die Bewirtschaftung den Humushaushalt prägen, wurde davon ausgegangen, dass diese Aspekte durch die Kohlenstoff- und Stickstoffmerkmale charakterisiert werden.

Tabelle 1: Datengrundlage des Regenwurmbesatzes

	Acker	Grünland
Artenzahl	1 - 4	4 - 6
Abundanz (Tiere/m <sup>2</sup> )	0 - 300	200 - 480
Biomasse (g/m <sup>2</sup> )	0 - 180	50 - 150

Bei der Angabe von standortspezifischen Soll-Werten der Regenwurmpzönose wird i.d.R. das Artenspektrum herangezogen (GRAEFE, 1993; RÖMBKE et al., 2000). Ackerflächen, die einen Großteil der BDF ausmachen, sind jedoch durch ein geringes Artenspektrum gekennzeichnet. Auf den hier untersuchten Flächen umfasste das Artenspektrum 1 – 4 Arten auf Ackerflächen und 4 – 6 Arten auf Grünlandflächen. Eine deutlichere Differenzierung fand sich bei den Merkmalen Abundanz und Biomasse mit den in Tabelle 1 dargestellten Wertespanssen. Um Unterschiede im Regenwurmbesatz hinreichend aufzeigen und damit Prognosewerte für landwirtschaftliche Flächen ableiten zu können, müssen deshalb die Merkmale Abundanz und Biomasse berücksichtigt werden.

### 3.2 Herangehensweise

Die Ableitung der Prognosewerte erfolgte nach folgenden Schritten:

- Analyse der Wirkungszusammenhänge zwischen Bodeneigenschaften und Lumbriciden-besatz, um die wesentlichen Einflussfaktoren zu bestimmen
- Gruppierung der wesentlichen Einflussfaktoren, um deutlich abgrenzbare Standortklassen zu erhalten
- Ableitung eines Klassifizierungssystems, das die Grundlage für Prognosewerte bildet.

#### 3.2.1 Wirkungszusammenhänge zwischen Bodeneigenschaften und Lumbricidenbesatz

Eine Methode der beschreibenden Statistik Wirkungszusammenhänge zu analysieren, bietet die Hauptkomponentenanalyse. Mit ihr werden abhängige Variablen zu unabhängigen Beschreibungsvariablen, den Hauptkomponenten gebündelt, wodurch die Beziehungsstruktur der Daten verdeutlicht wird.

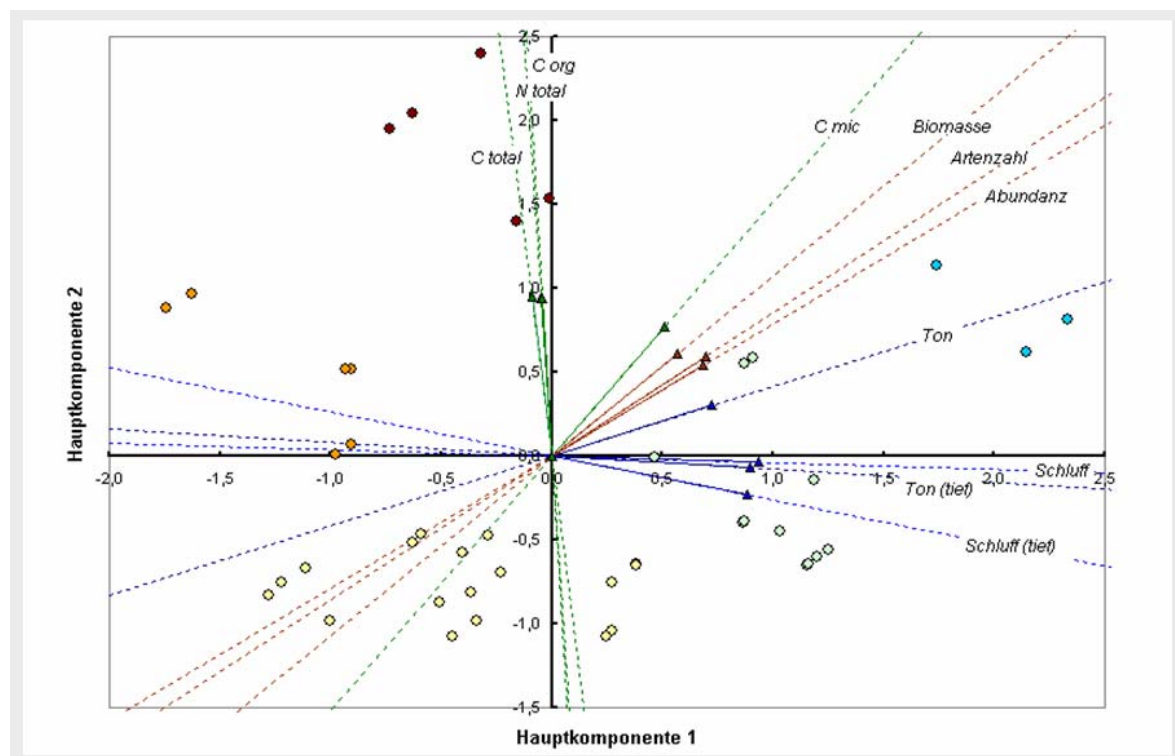


Abbildung 2: Faktorwerte-Plot der Faktorladungen für die Hauptkomponentenanalyse der Regenwurmpopulations- und Bodenmerkmale (n = 45). Gestrichelte Linien kennzeichnen die Lage der Variablen, Kreise kennzeichnen die Lage der Boden-Dauerbeobachtungsflächen.

Bodentextur, C- und N-Merkmale und Regenwurmbesatz wurden in zwei Hauptkomponenten gebündelt, wodurch 81,6 % der Varianz (rotierte Summe der quadrierten Ladungen) erklärt werden konnte. Die Hauptkomponente 1 (HK1) umfasste 41,2, die HK2 40,4 % der Varianz. Der Abstand der Merkmale zu den Hauptkomponentenachsen in dem Faktorwerte-Plot (Abb. 2) zeigt die Enge der Korrelationen (Faktorladungen) auf und gibt einen Anhaltspunkt dafür, wie stark das jeweilige Merkmal mit der Hauptkomponente in Beziehung steht. Es wird deutlich, dass die Hauptkomponente 1 vorwiegend durch die Texturmerkmale gebildet wird und die Hauptkomponente 2 durch die verschiedenen C- und N-Komponenten. Merkmale zum Regenwurmbesatz liegen zwischen beiden Achsen, d.h., dass der Regenwurmbesatz mit beiden Hauptkomponenten in Beziehung steht. Die Punkte in dem Diagramm bezeichnen die Lage der BDF. Standorte im unteren, linken Quadrant repräsentieren im Vergleich des gesamten Datenpools Standorten mit unterdurchschnittlichen Werten. Im anderen Extrem weisen Standorte im oberen rechten Quadrant überdurchschnittliche Werte auf.

Es kann somit von einem deutlichen Wirkungsgefüge bezüglich der Ausprägung des Lumbricidenbesatzes in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften Textur und C- und N-Merkmalen ausgegangen werden.

### **3.2.2 Gruppierung von Standorteigenschaften und Lumbricidenbesatz**

Um Erwartungswerte standorttypischer Regenwurmpopulationen abzuleiten, galt es, wesentliche Einflussfaktoren zu benennen und diese zu gruppieren, um deutlich abgrenzbare Standortklassen zu erhalten. Hierzu wurden die Standorte durch eine Clusteranalyse gruppiert, bei der die Relativwerte der Hauptkomponentenanalyse zugrunde gelegt wurden (Tab. 2).

Bei den Regenwurmmerkmalen wiesen Abundanz und Biomasse annähernd die gleiche Abstufung zwischen Clustern auf, wohingegen die Artzahl eine leicht andere Abstufung aufwies. Hieraus kann abgeleitet werden, dass der Lumbricidenbesatz eines Standortes anhand der Abundanz oder der Biomasse, jeweils in Kombination mit Artangaben, charakterisiert werden kann.

In ähnlicher Weise zeigten die Kohlenstoff- und Stickstoffmerkmale eine weitestgehend gleichmäßige Abstufung zwischen den Clustern auf. Eine Variable scheint somit geeignet, um diesen Wirkungskomplex ausreichend genau zu kennzeichnen und es wurde die organische Bodensubstanz ( $C_{org} \cdot 1,724$ ) zugrunde gelegt.

Die Abstufungen der Texturmerkmale waren hingegen alle unterschiedlich. Alle vier Variablen scheinen somit für die Beschreibung von Standortunterschieden von Bedeutung zu sein.

Tabelle 2: Standorteigenschaften als minimum (min.) und maximum (max.) Werte der Variablen gruppiert durch die agglomerative Clusteranalyse der standardisierten Werte beider Hauptkomponenten.

Cluster	Standorte	Wert	Abundanz	Biomasse	Artzahl	Ton	Schluff	Ton (tief)	Schluff (tief)	C <sub>mic</sub>	C <sub>t</sub>	C <sub>org</sub>	N <sub>t</sub>
1	5	min.	0,00	0,00	0	2,25	6,50	1,00	2,00	78,16	0,75	0,55	0,08
		max.	2,00	0,88	1	4,75	8,75	3,75	7,00	119,64	0,87	0,87	0,16
2	2	min.	0,00	0,00	0	5,00	4,00	1,25	0,00	283,89	3,48	3,48	0,28
		max.	3,00	0,75	1	5,00	4,00	1,25	0,00	283,89	3,48	3,48	0,28
3	4	min.	22,00	13,08	1	3,00	5,75	0,50	1,75	205,78	2,11	1,24	0,17
		max.	72,00	30,60	2	3,25	9,75	3,25	4,00	228,69	2,70	1,85	0,21
4	9	min.	11,00	5,06	1	2,75	12,50	0,75	2,00	102,29	0,53	0,52	0,05
		max.	85,00	42,57	1	5,00	18,00	6,25	17,00	152,89	1,09	0,82	0,14
5	5	min.	43,00	13,74	1	4,25	19,50	12,00	18,50	113,94	0,49	0,49	0,09
		max.	84,00	49,37	2	6,00	26,50	17,00	20,33	190,73	0,82	0,73	0,13
6	8	min.	74,00	13,31	3	10,25	27,75	8,75	27,75	237,31	0,86	0,83	0,10
		max.	252,00	53,90	4	16,50	32,75	21,25	32,25	440,81	1,77	1,04	0,13
7	3	min.	200,00	42,68	3	6,50	19,00	12,75	6,25	224,80	1,29	1,29	0,19
		max.	307,00	99,27	4	37,00	32,50	15,75	20,00	352,99	1,87	1,87	0,21
8	3	min.	148,00	48,47	4	25,75	30,50	26,00	26,75	440,52	2,38	1,97	0,29
		max.	475,00	186,10	5	55,25	34,50	42,75	37,75	668,50	2,62	2,62	0,32
9	2	min.	133,00	69,37	3	18,00	21,25	2,75	2,00	469,51	3,57	2,66	0,25
		max.	229,00	155,22	3	18,00	21,25	2,75	2,00	469,51	3,57	2,66	0,25
10	4	min.	187,00	47,48	4	5,00	6,25	1,25	2,75	394,89	3,09	2,82	0,41
		max.	307,00	144,36	6	7,75	20,25	2,75	11,00	465,15	4,75	4,75	0,47

gering

mittel

hoch

Für die Gruppierung des Regenwurmbesatzes (Tab. 3) wurden die Abundanzen und das Artenspektrum zugrunde gelegt. Es wurden 6 Gruppen gebildet, mit einer Abstufung der Abundanzen, die der logarhythmischen Verteilung der Regenwürmer folgt.

Tabelle 3: Gruppierung des Regenwurmbesatzes

Gruppe		Eigenschaften		Bemerkung
		Abundanz	Artenzahl / Art	
1	sehr gering	0 - 10	0 - 1 <i>A. caliginosa</i>	Acker
2	gering	> 10 - 50	1 - 2 <i>A. caliginosa</i> , ( <i>A. chlorotica</i> ) <sup>1)</sup>	Acker
3a	mittel	> 50 - 100	1 - 2 <i>A. caliginosa</i> , ( <i>A. chlorotica</i> )	Acker
3b			2 <i>A. caliginosa</i> , <i>L. terrestris</i>	
3c			3 - 4 <i>A. caliginosa</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>A. rosea</i> , ( <i>A. chlorotica</i> )	
4	hoch	> 100 - 200	3 - 4 <i>A. caliginosa</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>A. rosea</i> , ( <i>A. chlorotica</i> )	Acker
5a	sehr hoch	> 200 - 400	3 - 4 <i>A. caliginosa</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>A. rosea</i> , ( <i>A. chlorotica</i> )	Acker
5b			≥ 4 zusätzlich insb. <i>L. rubellus</i>	Grünland
6	äußerst hoch	> 400	> 4 wie 5b	Grünland

1) Höhere Artzahl bezieht sich auf die in Klammern gesetzte Art

Den Abundanzgruppen wurden dann die Arten zugeordnet, wobei es teilweise erforderlich war, Untergruppen zu bilden. Eine gewisse Schwierigkeit bot sich bei der Zuordnung der Art *A. chlorotica*. Das Auftreten dieser Art ist stark an hydromorphe Bodeneigenschaften gebunden. Außerdem scheint diese Art nur regional begrenzt in Brandenburg vorzukommen, dies muss zukünftig noch überprüft werden.

Tabelle 4: Gruppierung der Texturmerkmale

Gruppe	Oberboden (0 – 25 cm)		Unterboden (70 – 95 cm)	
	Ton	Schluff	Ton	Schluff
1	≤ 5	≤ 10	≤ 5	≤ 10
2	≤ 5	10 - 27	≤ 14	≤ 20
3	5 - 8	10 - 25	12 - 17	≤ 20
4	8 - 17	25 - 35	8 - 25	25 - 35
5	≥ 17	25 - 35		?

Die Texturgruppen wurden auf der Grundlage der Ton- und Schluffgehalte im Ober- und im Unterboden gebildet und es wurden fünf Gruppen abgeleitet (Tab. 4).

Wird die Textur als Bodenart ausgedrückt, so umfasst die erste Gruppe die reinen Sandböden, die zweite Gruppe die schluffigen Sandböden, die dritte Gruppe die schwach lehmigen Sandböden, die vierte Gruppe die mittel bis stark lehmigen Sandböden und die fünfte Gruppe die Lehm- und Tonböden, wobei in einigen Gruppen im Unterboden eine breitere Auffächerung der Bodenart vorliegt (Abb. 3).

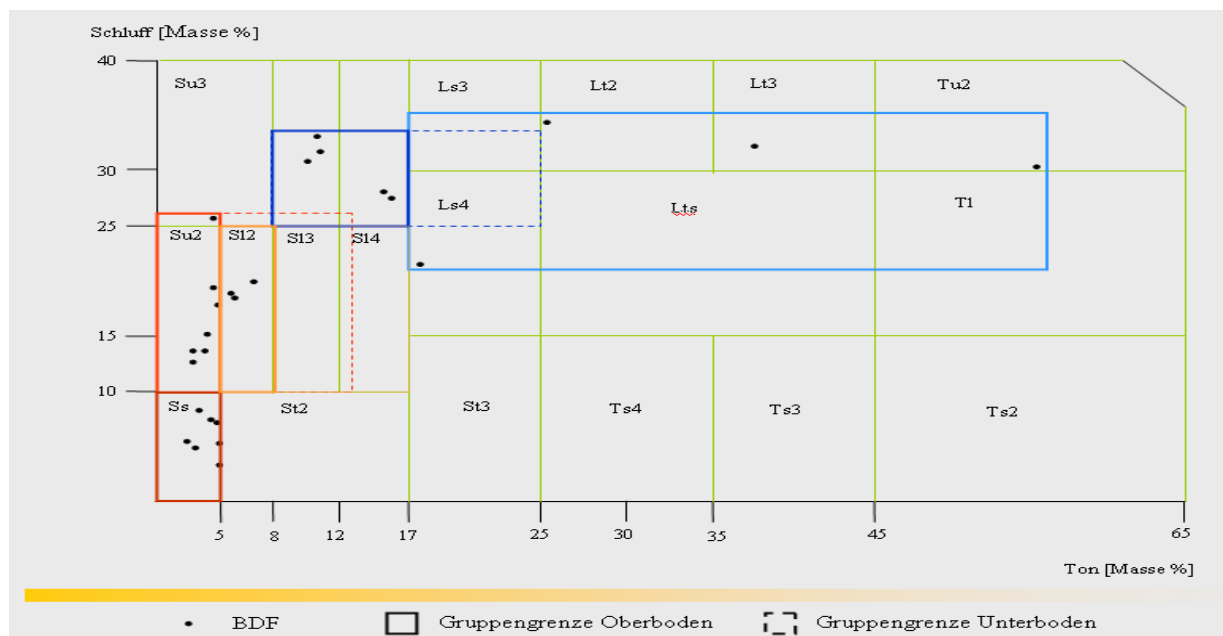


Abbildung 3: Gruppierung der Bodenarten

Zur Gruppierung der organische Bodensubstanz wurde eine kontinuierliche Abstufung von <1, 1 - 2 usw. bis > 6 gewählt.

### 3.2.3 Klassifizierungssystem

Der Regenwurmbesatz, jeweils charakterisiert durch die definierten Gruppen (Tab. 3), wies in Abhängigkeit von Bodenartengruppierungen und organischer Bodensubstanz klare Abstufungen auf. Bei zunehmenden Ton- und Schluffgehalten nahm der Regenwurmbesatz zu. Innerhalb einer Bodenartengruppierung nahm der Regenwurmbesatz mit zunehmender organischer Substanz im Boden zu (Tab. 5).

Tabelle 5: Beziehungsgefüge Regenwurmbesatz in Abhängigkeit von Bodenartengruppierung und organischer Bodensubstanz

Bodenarten- gruppierung	Organische Bodensubstanz (%)							Bemerkung
	< 1	1 - 2	2 - 3	3 - 4	4 - 5	5 - 6	> 6	
1	1				5b	1		Grundw. > 1m
			2	3b				Grundw. < 1m
2	2							
	3a						5b	Begünstigende Bewirtschaftung
3		3b	4					
4		3c/4						
		5a						Kolluvium/Soll
5				5a	4/5a			
				6				

Abweichungen zu dieser Struktur ergaben sich für Standorte, an denen deutlich den Regenwurmbesatz fördernde Bewirtschaftungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Dies betraf Standorte in der Bodenartengruppierung 2, die im Vergleich zu Standorten mit gleicher Textur und Versorgung an organischer Bodensubstanz einen um eine Gruppe höheren Regenwurmbesatz aufwiesen. Diese Standorte trugen mehrjährige Kulturen bzw. wurden nach den Vorgaben des ökologischen Landbaus bewirtschaftet. Bodenruhe und ein höheres Nahrungsangebot aufgrund der Fruchtfolge förderten hier die Regenwürmer. Diese Faktoren hatten sich nicht oder noch nicht im Gehalt an organischer Bodensubstanz niedergeschlagen.

In der gleichen Gruppe wurde ein Standort eingeordnet, der keine begünstigende Bewirtschaftung aufwies. Dieser Standort zeichnet sich jedoch durch günstige Texturwerte im Unterboden aus. Möglicherweise müsste eine getrennte Bodenartengruppe für leichte Standorte mit lehmigem Unterboden hinzugefügt werden, was anhand einer breiteren Datenbasis zu überprüfen wäre.

In der Bodenartgruppierung 4 wies ein Standort einen deutlich höheren Regenwurmbesatz auf als die Vergleichsstandorte. Dieser Standort liegt in einem Kolluvium direkt neben einem Soll. Es ist zu vermuten, dass die Gewässernähe hier der primär fördernde Faktor ist. Dies müsste anhand weiterer Standorte in vergleichbarer Lage überprüft werden.

Insgesamt zeigt sich das Beziehungsgefüge somit klar strukturiert und eine Zusammenfassung dieser Beziehungsstruktur in Form der Tabelle 6 ermöglicht die Formulierung einer Klassifikation zur Einordnung eines standortspezifischen Regenwurmbesatzes im Sinne von Erwartungswerten.

Tabelle 6: Klassifikation des Lumbricidenbesatzes als Basis für die Ableitung von Erwartungswerten ackerbaulich genutzte Standorte in Brandenburg

Bodenarten-gruppierung	Organische Bodensubstanz	Regenwurmbesatz	Bemerkung
<b>reine Sandstandorte</b> Grundwasserfern (> 1 m)	< 1 bis 5 - 6	<b>sehr gering</b> [1] Artenspektrum: <i>A. caliginosa</i>	Erhöhung im Regenwurmbesatz erst bei deutlich fördernder Bewirtschaftung (Grünland)
<b>reine Sandstandorte</b> Grundwassernah (< 1 m)	2 – 3, 3 - 4	<b>gering - mittel</b> [2 - 3a/3b] Artenspektrum: <i>A. caliginosa</i> Auftreten von <i>L. terrestris</i> in Abhängigkeit der Organische Bodensubstanz möglich Auftreten von <i>A. chlorotica</i> möglich, z. B. bei Gewässernähe	Zunahme im Regenwurmbesatz bei Zunahme der organischen Bodensubstanz
<b>schluffige Sandstandorte</b> Su2 (Su3)	< 1 bis 1 - 2	<b>gering - mittel</b> [2 - 3a] Artenspektrum: <i>A. caliginosa</i> Auftreten von <i>A. chlorotica</i> möglich, z. B. bei hohen Tongehalten im Unterboden	Zunahme im Regenwurmbesatz bei günstiger Bewirtschaftung, bei Zunahme an organischer Bodensubstanz (?) <sup>1)</sup>
<b>schwach lehmige Sandstandorte</b> Oberboden: SI2 Unterboden: SI4	1 – 2, 2 – 3	<b>mittel - hoch</b> [3b - 4] Artenspektrum: <i>A. caliginosa</i> , <i>L. terrestris</i> Auftreten von <i>A. rosea</i> in Abhängigkeit der Organischen Bodensubstanz möglich	Zunahme im Regenwurmbesatz bei Zunahme der organischen Bodensubstanz
<b>mittel – stark lehmige Sandstandorte</b> SI3, SI4	1 – 2	<b>mittel - hoch</b> [3c - 4] Artenspektrum: <i>A. caliginosa</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>A. rosea</i> , <i>A. chlorotica</i>	Zunahme im Regenwurmbesatz bei Zunahme der organischen Bodensubstanz (?) Auftreten von <i>A. chlorotica</i> regional begrenzt (?)
<b>Lehm- und Tonstandorte</b> Ls4, Lt2, Lt3, Tu2	3 – 4, 4 – 5	<b>hoch - sehr hoch</b> [4 - 5a] Artenspektrum: <i>A. caliginosa</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>A. rosea</i> , <i>A. chlorotica</i>	Auftreten von <i>A. chlorotica</i> regional begrenzt (?) Weitere Differenzierung der Bodenartengruppierung erforderlich

1) ? = sollte anhand weiterer Daten überprüft werden

Die Unterteilung im Klassifikationssystem erfolgt nach Standorteigenschaften (Bodenart, organische Bodensubstanz), denen der erwartete Regenwurmbesatz zugeordnet wurde. Faktoren die differenzierend auf den Besatz wirken sind in der letzten Spalte aufgeführt.

Die ermittelten Erwartungswerte haben aufgrund der eingeschränkten Datenbasis (26 Standorte, 45 Datensätze) einen vorläufigen Charakter. So gilt es beispielsweise für die Bodenartengruppierung der schluffigen Sande zu überprüfen, ob eine Humus fördernde Bewirtschaftung auf diesen Standorten zu einer Erhöhung der organischen Bodensubstanz führt, oder ob die Differenzierung der Regenwurmpopulation auf diesen Standorten durch andere Merkmale zu charakterisieren ist.

Außerdem sind die Bodenartengruppen unterschiedlich stark durch die BDF belegt (Abb. 3). Mit sieben Standorten ist die Datenbasis der Bodenartengruppen reine Sande und schluffige Sandstandorte vergleichsweise gut belegt. Dies trifft auch noch für die Gruppe der mittel bis stark lehmigen Sandstandorte mit fünf Standorten zu. Die schwach lehmigen Sandstandorte sind mit nur zwei Standorten vertreten. Hier ist bei einer Ausweitung der Datenbasis mit einer Konkretisierung der Gruppengrenze zu rechnen. Dies trifft in noch stärkerem Maße für die fünfte Gruppe zu, die durch Daten von nur vier Standorten gebildet wurde und eine sehr weite Spanne an Bodenarten umfasst. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Lehm- und Tonböden weiter zu differenzieren sind.

Mit einer Erweiterung der Datenbasis wird es möglich sein, Bodenartengruppen deutlicher zu differenzieren und v. a. durch die Integration von Kennwerten zum Hydromorphiezustand der Böden die Klassifizierung insgesamt zu verfeinern.

#### **4. Evaluierung der Erwartungswerte**

Im Rahmen des Projekts wurde eine erste Überprüfung der Klassifizierung durchgeführt. Mit der Folgeuntersuchung der BDF wurde der Regenwurmbesatz etwa 10 Jahre nach der Statuserhebung erfasst. Der Standort Glienicke, an dem die Evaluierung dargestellt werden soll, hat einen schluffigen Sandboden. Er liegt mit der Bodenart somit in der Gruppe zwei und mit 0,9 % Humus ist bei unveränderten Bedingungen ein Regenwurmbesatz der Gruppe 2, gering, zu erwarten. Bei der Statuserhebung 1996 lag der Regenwurmbesatz mit 59 und 26 Tieren/m<sup>2</sup> im bzw. leicht über dem Erwartungswert (Tab. 7).

Mit nur 8 Tieren/m<sup>2</sup> wurde bei der Folgeuntersuchung ein deutlich geringerer Regenwurmbesatz ermittelt, der auch leicht unter dem Erwartungswert lag. Hierdurch ist ein Hinweis gegeben, genauere Betrachtungen an diesem Standort vorzunehmen. Am vorliegenden Standort war die Abweichung durch veränderte Bewirtschaftungsmaßnahmen zu erklären. Die Fläche war zum Zeitpunkt der Statuserhebung eine begrünte Brache, was auch den Regenwurmbesatz im oberen Bereich des Erwartungswertes erklärt. Im Verlauf der folgenden Jahre wurde diese Fläche wieder mit einer Getreidefruchtfolge bestellt. Somit kann angenommen werden, dass der Regenwurmbesatz an diesem Standort bereits auf die Bewirtschaftungsänderung reagiert hat. Langfristig müsste sich dies auch im Humusgehalt niederschlagen.

Tabelle 7: Ableitung des Erwartungswertes im Regenwurmbesatz für den BDF-Standort Glienicke

BDF Glienicke								
Bodenarten- gruppierung	Organische Bodensubstanz (%)							Bemerkung
	< 1	1 - 2	2 - 3	3 - 4	4 - 5	5 - 6	> 6	
1	1				5b	1		Grundw. > 1m
			2	3b				Grundw. < 1m
2	2							
		3a					5b	Begünstigende Bewirtschaftung

Gruppe		Eigenschaften		
		Abundanz	Artenzahl / Art	
1	sehr gering	0 - 10	0 - 1	<i>A. caliginosa</i>
2	gering	> 10 - 50	1 - 2	<i>A. caliginosa</i> , ( <i>A. chlorotica</i> ) <sup>1)</sup>

Merkmal	Frühjahr 1996	Herbst 1996	Frühjahr 2005	Herbst 2005
Abundanz (Tiere/m <sup>2</sup> )	59	26	8	8
Biomasse (g/m <sup>2</sup> )	27,0	12,5	2,6	3,4
Artenspektrum	<i>A. caliginosa</i>			
Org. Bodensubstanz (%)	0,90		0,95	
Bodentemperatur (°C)	18	24	16,5	15,3
Bodenfeuchte (% TM)	11	4	4,4	6,3

Eine weitere Überprüfung der Klassifizierung wurde anhand von Daten aus dem Umweltbeobachtungsprogramm „Ökosystemare Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten Brandenburgs (ÖÜB)“ durchgeführt, womit Standorte einbezogen wurden, die nicht der Ableitung des Klassifikationssystems dienten.

Der Standort Wilmersdorf hat einen lehmigen Sandboden und ist somit der Bodenartengruppierung 4 zuzuordnen. Mit Humusgehalten zwischen 1,3 und 1,9 % ergibt sich für diesen Standort ein Erwartungswert im Regenwurmbesatz von 3c bis 4, mittel bis hoch. Es wurden an diesem Standort drei Stellen beprobt, eine Kuppe, der Mittelhang und die Senke. Der Regenwurmbesatz der Kuppe unterschreitet den Erwartungswert 3c geringfügig. Am Mittelhang und in der Senke wird der Erwartungswert 3c hingegen erreicht. Da dieser Standort ökologisch bewirtschaftet wird, kann auf der Basis der Regenwurmdaten die These formuliert werden, dass wir hier einen üblichen aber im unteren Erwartungsbereich liegenden Regenwurmbesatz haben.

Tabelle 7: Ableitung des Erwartungswertes im Regenwurmbesatz für den ÖUB-Standort Wilmersdorf

ÖUB Wilmersdorf								
Bodenarten- gruppierung	Organische Bodensubstanz (%)							Bemerkung
	< 1	1 - 2	2 - 3	3 - 4	4 - 5	5 - 6	> 6	
3		3b	4					
4		3c/4						
		5a						Kolluvium/Soll
Gruppe		Eigenschaften						
		Abundanz	Artenzahl / Art					
3b	mittel	> 50 - 100	2	<i>A. caliginosa</i> , <i>L. terrestris</i>				
3c			3 - 4	<i>A. caliginosa</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>A. rosea</i> , ( <i>A. chlorotica</i> )				
4	hoch	> 100 - 200	3 - 4	<i>A. caliginosa</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>A. rosea</i> , ( <i>A. chlorotica</i> )				

Merkmal	Herbst 1999		
	Kuppe	Mittelhang	Senke/Soll
Abundanz (Tiere/m <sup>2</sup> )	48	80	96
Biomasse (g/m <sup>2</sup> )	25,7	33,7	22,2
Artenspektrum	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. terrestris</i>		
Org. Bodensubstanz (%)	1,48	1,30	1,90

Das Klassifizierungssystem ermöglicht es somit, Änderungen im Regenwurmbesatz einzuordnen und Hinweise auf Abweichungen zu geben.

## 5. Fazit

Mit dem Klassifikationssystem ist es möglich, Ergebnisse zu Regenwurmuntersuchungen einzuordnen und zu interpretieren. Mit dem Klassifikationssystem wird ein Hilfsmittel zur Verfügung gestellt, das für den Lumbricidenbesatz Erwartungsbereiche formuliert. Abweichungen zwischen den verschiedenen Untersuchungsterminen lassen sich darauf hin einschätzen, ob sie sich innerhalb des Erwartungsbereichs bewegen oder ob hier Veränderungen standörtlicher Bedingungen und damit Veränderungen in der Lebensraumfunktion einhergehen.

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Ableitung der Erwartungswerte sich auf die standörtlichen Istzustände in den Jahren der Erstuntersuchung 1994 bis 1996 beziehen. Abweichungen künftig untersuchter Besatzdichten können sich somit sowohl in positive als auch in negative Richtung ergeben. Außerdem ist zu vermuten, dass das

Klassifizierungssystem an den Naturraum gebunden ist und somit nicht ungeprüft auf andere Regionen übertragen werden kann. Die angewandte Ableitungsmethodik lässt eine Übertragung auf andere Naturräume zu.

## **6. Literatur**

DIN ISO 23611-1: Bodenbeschaffenheit - Probenahme von Wirbellosen im Boden - Teil

1: Handsortierung und Formalinextraktion von Regenwürmern. 2006

EDWARDS, C.A., BOHLEN, P.J. (1996): Biology and Ecology of Earthworms. Chapman and Hall, London, 3<sup>rd</sup> edition.

GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortökologische Ansprache. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 69, 95-98.

Joschko, M., Wirth, S., Rogasik, H., Rogasik, J., Höhn, W., Fox, C., Barkusky, D., Hierold, W., Frielinghaus, M., Pacholski, A. (2000): Effect of conservation tillage on soil fauna in sandy soils in NE Brandenburg. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 93, 89-92.

JOSCHKO, M., FOX, C. A., LENTZSCH, P., KIESEL, J., HIEROLD, W., KRÜCK, S., TIMMER, J. (2006): Spatial analysis of earthworm biodiversity at the regional scale. Agriculture, Ecosystems and Environment, 112, 367-380.

KRÜCK, S. (1999): Einfluß der Nutzung auf Bodenfruchtbarkeitsparameter, Humushaushalt und Regenwurmaktivität, und deren Beziehung zur Ertragsfähigkeit sandiger Böden in Brandenburg. Berichte aus der Agrarwissenschaft, Shaker Verlag, Aachen.

LEE, K.E. (1985a): Earthworms - Their Ecology and Relationships with Soils and Land Use. Academic Press, Sydney, Orlando.

RÖMBKE, J., DREHER, P., BECK, L., HAMMEL, W., HUND, K., KNOCH, H., KÖRDEL, W., KRATZ, W., MOSER, T., PIEPER, S., RUF, A., SPELDA, J., WOAS S. (2000): Bodenbiologische Bodengüte-Klassen. UBA-Texte 6/00.

SOMMER, M., EHRMANN, O., FRIEDEL, J.K., MARTIN, K., VOLLMER, T., TURIAN G. (2002): Böden als Lebensraum für Organismen - Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 63.

## **8. Internationale Aktivitäten auf dem Gebiet der biologischen Bewertung von Böden. Methoden und Konzepte**

*Dr. J. Roembke, ECT Ökotoxikologie GmbH, Flörsheim (J-Roembke@ect.de)*

### **1. Einleitung**

In der Bodenbiologie sind Ideen zur Nutzung der Organismen zur Bewertung der Böden schon mehrfach vorgeschlagen worden. Grundlage ist dabei die Beobachtung, dass das Vorkommen von Bodenorganismen mit bestimmten Bodenfaktoren korreliert ist (Eijsackers & Zehnder 1990, Graefe 1995). In Deutschland gibt es eine lange Tradition hinsichtlich der biologischen Bewertung der Böden (z.B. Volz 1962; Dunger 1968; siehe andere Beiträge dieses Bandes). Parallel dazu wurden diese Ansätze auch in anderen Staaten Europas erarbeitet (z.B. Irland (Healy 1980) oder England (Phillipson et al. 1976)), wobei mehrfach entsprechende Bewertungsansätze aus der Limnologie als Vorbild dienten (speziell des englische RIVPACS; Wright 2000). Unabhängig davon wurden auch in anderen Staaten wie z.B. der Sowjetunion (Ghilarov 1965), Ägypten (Ghabbour 1991) sowie Neuseeland (Stork & Eggleton 1992) sehr ähnliche Ideen publiziert.

In diesem Beitrag wird ein kurzer Überblick über internationale Aktivitäten auf dem Gebiet der biologischen Bewertung von Böden gegeben. Neben der Vorstellung von standardisierten bodenbiologischen Methoden als Grundlage dieser Aktivitäten wird zuerst auf Ideen und Vorschläge aus verschiedenen europäischen Staaten, insbesondere der Niederlande, eingegangen. Daran anschließend wird die biologische Bodenbewertung auf der Ebene der Europäischen Union (EU) beschrieben. Bis vor kurzem gab es keine spezielle EU-Politik zum Bodenschutz, doch hat sich die Situation durch die Veröffentlichung der „Soil Thematic Strategy“ (EU 2002) und des Vorschlags zu einer „Soil Framework Directive“ (EU 2006a,b) deutlich geändert, was sich mittelbar auch auf die Anwendung biologischer Methoden ausgewirkt hat. Die Zukunft der biologischen Bewertung von Böden auf der EU-Ebene wird anhand zweier Beispiele, der ENVASSO-Initiative sowie dem 7. Forschungsrahmenplan, vorgestellt werden. Abschließend werden einige Ideen, die noch über Europa hinausgehen, kurz

angesprochen werden.

## **2. Standardisierte bodenbiologische Methoden**

Grundlage jeder bodenbiologischen Klassifikation oder Bewertung ist eine vergleichbare Erfassung der dafür notwendigen abiotischen bzw. biotischen Daten, d.h. den Standortparametern bzw. Organismengruppen. Während die Beschreibung eines Standorts, z.B. hinsichtlich der Bodeneigenschaften wie pH-Wert, Textur usw. schon seit langem anhand international standardisierter Methoden erfolgt (speziell der „International Organization for Standardization“ (ISO)) wurden Bodenorganismen bisher mittels einer Vielzahl verschiedener Methoden gefangen, so dass die jeweiligen Ergebnisse nur bedingt miteinander vergleichbar sind.

Dieses Problem wurde auf Anregung von Dr. H. Hoeper (Niedersächsisches Amt für Bodenforschung) seit 2002 von der Boden-Arbeitsgruppe der ISO (TC 190 „Soil“), bearbeitet, was bisher zur Erstellung der im Folgenden aufgeführten Richtlinien, mit denen die wichtigsten /zumindest für gemäßigte Breiten) Bodentiergruppen abgedeckt werden, geführt hat:

- ISO 23611-1 (2005a): Regenwürmer
- ISO 23611-2 (2005b): Collembolen und Milben
- ISO 23611-3 (2006a): Enchytraeiden
- ISO 23611-4 (2006b): Nematoden
- ISO 23611-5 (2007a): Makrofauna
- ISO 23611-6 (2007b): Freilandstudien-Design

Die ersten vier Richtlinien sind finalisiert (für einen Überblick siehe Römbke et al. 2006a), während Nr. 5 noch abschließend diskutiert wird. Die Erstellung der abschließenden Richtlinie zum Design solcher Studien im Freiland hat sich als ein sehr komplexer Vorgang herausgestellt, da fast jede Freilandstudie in ihrer Fragestellung und Umsetzung als Unikat gelten kann. Daher werden im jetzt vorliegenden Entwurf für vier als typisch anzusehende Fragestellungen Beispiele aus Untersuchungen der letzten Jahre aufgeführt. Ausgehend von den in diesen Studien erfolgreich angewandten Designansätzen soll der jeweilige Anwender das für die spezifische Fragestellung am

besten geeignete Design ableiten können, so dass es sich bei diesem ISO-Papier eher um ein „Guidance“-Dokument und weniger um eine Richtlinie mit genauen methodischen Vorgaben handelt. Mit dieser Reihe ist damit ein standardisiertes Monitoring von Bodenorganismen möglich.

Beispielhaft für diese ISO-Richtlinien ist Tabelle 1 eine kurze Zusammenfassung der Methodik zur Regenwurmerfassung zu entnehmen.

Tabelle 1: Handauslese und Formalinaustreibung für Regenwürmer

<b>Richtlinie:</b>	Internationaler Standard ISO 23611-1 (2005a)
<b>Spezies:</b>	Natürliche Gemeinschaft (z.B. Mitteleuropa: Lumbricidae, Südamerika: Glossocolecidae usw.)
<b>Prinzip:</b>	Kombination of Handauslese und Formalinextraktion
<b>Methode:</b>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Ausgraben des Bodens unter einem Quadrat von 50 * 50 cm mit einer Tiefe von, je nach Standort, 10 – 20 cm, gefolgt von der Auslese der Würmer aus dem ausgehobenen Bodenmaterial</li> <li>2. Applikation von 5 – 10 L (mehrfach) einer 0,5% wässrigen Formalinlösung in das ausgegrabene Loch und nachfolgender Aufsammlung der im Abstand von 30 min an der Bodenoberfläche auftauchenden Würmer</li> </ol>
<b>Lagerung:</b>	Fixierung in Ethanol (70%) für 1- 2 Tage, gefolgt von einer 1 – 2-wöchigen Lagerung in 4% Formalin mit anschließender Lagerung in 70% Ethanol
<b>Parameter:</b>	Abundanz, Biomasse, Artenzusammensetzung
<b>Bemerkung:</b>	In mehreren Anhängen werden Modifikationen dieser Methodik beschrieben (z.B. Erfassung in den Tropen (TSBF Methode)) oder spezielle Fixierung für genetische Studien)

## **2. Biologische Boden-Bewertung in EU-Staaten**

### **2.1 Überblick**

Bisher wurde in den meisten europäischen Staaten der Schutz des Bodens generell und speziell der dabei zu beachtenden biologischen Aspekte geringe (und wenn ja, uneinheitliche) Beachtung geschenkt. Nur wenige Staaten der EU haben bisher eigene Bodenschutzgesetze verabschiedet (gegenwärtig sind es neun, darunter Deutschland (BBodSchG 1998)). Noch weniger haben dabei explizit bodenbiologische Vorgaben zum Schutz der Habitatfunktion des Bodens aufgeführt (z.B. die Niederlande), wobei es sich praktisch ausschließlich um die Ableitung von Bodenwerten (Prüf-, Maßnahmenwerte usw.) zur Gefährdung der Bodenorganismen durch eine geringe Zahl von Schwermetallen und organischen Chemikalien handelt (VROM 2006; Römbke et al. 2006b). Bei der Ableitung dieser Werte werden allerdings nur einige wenige „Standardarten“ in ökotoxikologischen Labortests eingesetzt (ISO 2001), so dass ein Bezug zur jeweiligen Artengemeinschaft eines spezifischen Standorts nur bedingt gegeben ist.

In Fällen, bei denen ein Bodenwert überschritten und demzufolge eine Gefährdung der Bodenorganismen möglich ist, könnten spezifische Monitoring-Untersuchungen direkt am Standort im Freiland durchgeführt werden. Dabei ist die Diversität ausgewählter Bodentiergruppen (z.B. Nematoden) ein möglicher Messparameter. Diese ökologischen Daten können dann zusammen mit den Ergebnissen aus ökotoxikologischen Labortests (= Bioassays) sowie der chemischen Rückstandsanalytik so ausgewertet werden, dass eine umfassende Bewertung des jeweiligen Standorts ermöglicht wird (Abb. 1). Gegenwärtig wird dieser ursprünglich aus der Sedimentbewertung stammende, so genannte TRIAD-Ansatz für Böden nur in den Niederlanden in ausgewählten Fällen angewandt (Chapman 1986; Rutgers et al. 2000). Die Schwierigkeit liegt dabei vor allem bei der Kombination der sehr unterschiedlichen Daten in einem gemeinsamen Konzept oder gar Index.

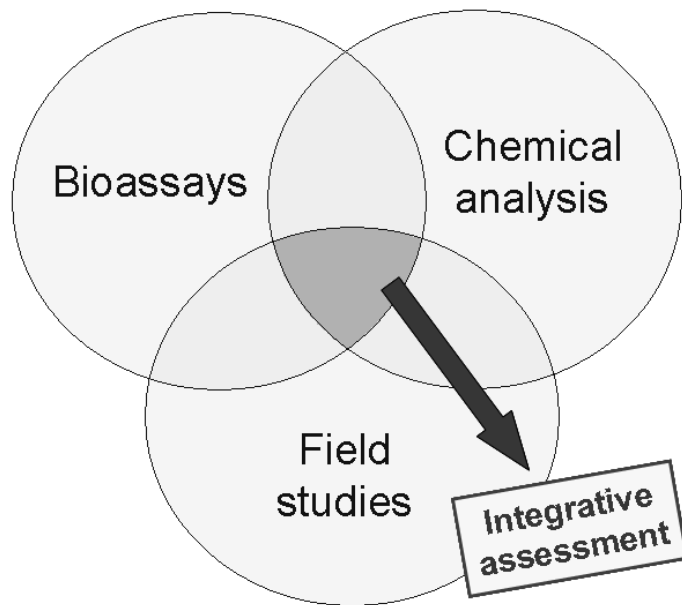


Abb. 1: Schematische Darstellung des TRIAD-Bewertungsansatzes (Bild: Dr. H. Hollert, Universität Heidelberg)

## 2.2 Biologische Konzepte in Forschungsprojekten

Im Gegensatz zu den überschaubaren gesetzlichen Vorgaben sind in der Literatur viele Beispiele von Forschungsaktivitäten zur biologischen Bewertung von Böden in mehreren (west)-europäischen Staaten dokumentiert (feinen Überblick geben Römbke & Breure 2005b; siehe auch andere Beiträge dieses Bandes). In diesem Kapitel wird neben einer kurzen Auflistung verschiedener Aktivitäten vor allem auf die Erfahrungen im Rahmen des holländischen BISQ-Konzepts eingegangen werden.

Beispiele aus verschiedenen europäischen Ländern:

Deutschland (Graefe 1995; Römbke et al. 1997; Ruf et al. 2003): Verschiedene Ansätze, die für die Routineanwendung in der Landschaftsplanung zusammengeführt wurden (Beylich et al. 2006; siehe auch andere Beiträge dieses Bandes)

England (Weeks et al. 1997): A Demonstration of the Feasibility of SOILPACS

Frankreich (Ruiz 2004): Mise au point d'un indice synthétique de la qualité du sol base sur l'étude des peuplements de macro-invertébrés

Dänemark (Krogh & Winding 2006): Baseline data for farmland scenarios

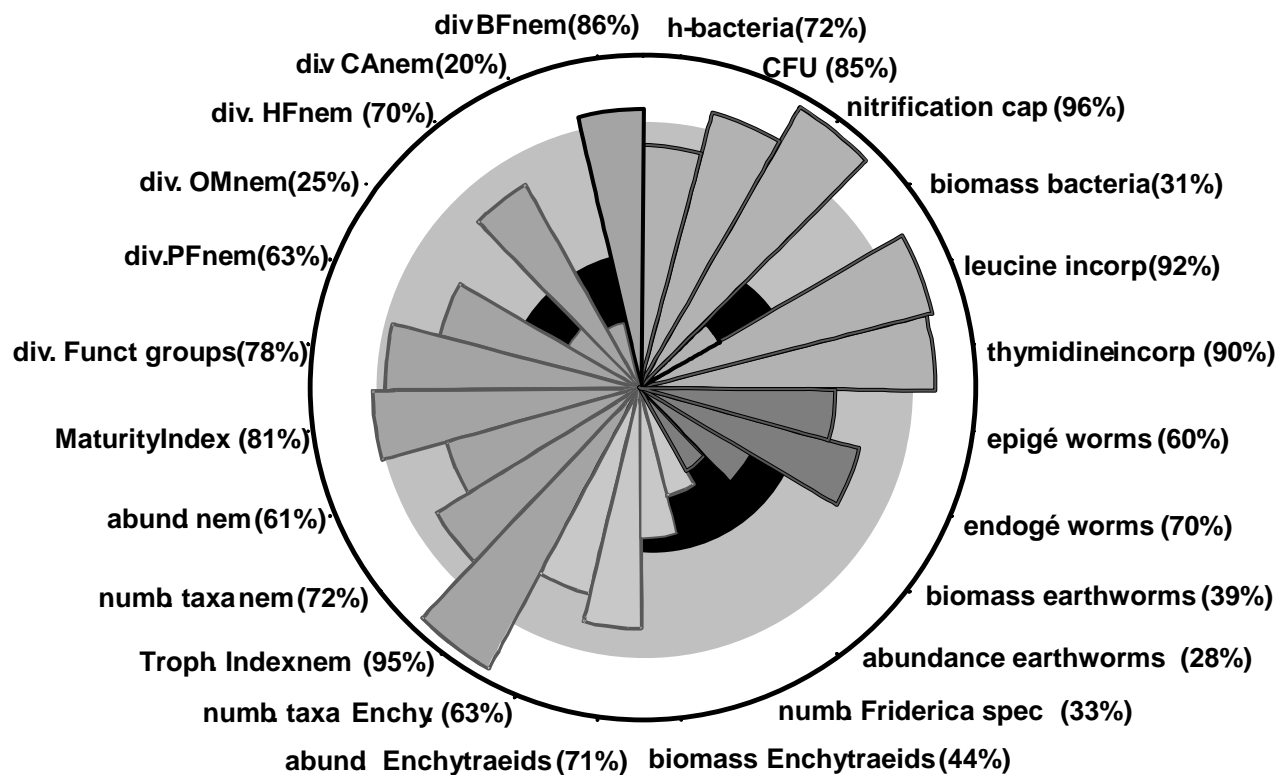
Portugal (Sousa et al. 2006): Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity.

Am weitesten entwickelt ist das holländische BISQ-Konzept (= Biological Indicator for Soil Quality; Schouten et al. 1997; 1999). Es beruht auf Vorarbeiten von Sinnige et al. (1992; Indeling van Bodemfauna in ecologische Soortgroepen), deren Grundidee es war, eine biologische Klassifikation von Böden analog zur Vegetationssoziologie durchzuführen. Das Ziel von BISQ ist unter anderem die Identifikation von Referenzflächen zur Bewertung von kontaminierten Standorten im Rahmen von TRIAD-Untersuchungen. Der BISQ-Ansatz lässt sich wie folgt beschreiben:

1. Beprobung von ca. 200 Standorten mit standardisierten Methoden als Teil des holländischen Monitoringnetzwerks
2. Untersuchung der Bodeneigenschaften sowie von Mikroorganismen, Nematoden, Enchytraeen und Regenwürmern sowie funktionaler Parameter
3. Vergleich von Test- und Referenzflächen mit Hilfe der oben genannten Parameter zur biologischen Struktur und Leistung
4. Darstellung des Vergleichs in Form einer "Amoebe" oder als Index (SQI = Soil Quality Index).

Als Beispiel einer BISQ-Ergebnisdarstellung werden in der Abbildung 1 die jeweiligen Werte von konventionell bewirtschafteten Standorten dargestellt, wobei die Daten einer biologisch arbeitenden Farm als Referenz (= 100%-Linie) dienen.

Abb. 1: Gegenüberstellung von Ergebnissen diverser Messendpunkte an konventionell bewirtschafteten Standorten („Tortenstücke“) mit denen einer Referenzfläche (biologisch arbeitende Farm). Dabei haben die einzelnen Kreise die folgende Bedeutung: Schwarze Fläche = Differenz >50%; Graue Fläche = Differenz 25 - 50%; Schwarzer Ring = 100% der Referenzfläche (Breure et al. 2003)



### 3. Biologische Bodenbewertung auf der EU-Ebene

#### 3.1 Überblick

Bis vor kurzem wurde der Schutz des Bodens auf europäischer Ebene nur in verschiedenen Richtlinien erwähnt (z.B. in Bezug auf die Zulassung von Pestiziden die Richtlinie EC 91/414/ (1991)), doch gab es bisher keine eigenen gesetzlichen Vorgaben, die sich speziell dem Umweltkompartiment Boden widmeten. Allerdings wurde der Schutz des Bodens und dabei speziell seine Funktion als Habitat für Bodenorganismen in mehreren internationalen, auch von der EU unterzeichneten Abkommen, geregelt. Speziell sind hier die Konvention zur biologischen Diversität (CBD) von Rio de Janeiro

(UNCED, 1992) und die sich daran anschließenden Abkommen zu nennen, mit denen zum ersten Mal die hohe Wertigkeit der Biodiversität international bestätigt wurde.

Eine eigenständige Bodenschutzpolitik der Europäischen Union begann 2002 mit der Mitteilung der EU-Kommission mit dem Titel "Towards a Thematic Strategy for Soil Protection". Dies war nicht nur die erste Bodenschutz-Aktivität der EU, sondern zugleich auch das erste EU-Dokument, in dem die Biodiversität der Bodenorganismen explizit als schützenswert aufgelistet wurde. Ein Jahr später stimmte das Europäische Parlaments dem Papier zu und regte die Einrichtung von sechs Arbeitsgruppen an, die sich primär um die im Folgenden aufgelisteten Punkte, speziell die wichtigsten Bodengefährdungen, kümmern sollten (Van Camp et al. 2004):

- Vol. I: Zusammenfassung und Empfehlungen
- Vol. II: Bodenerosion
- Vol. III: Organisches Material und Biodiversität
- Vol. IV: Kontamination und Landschaftsplanung
- Vol. V: Monitoring
- Vol. VI: Forschung.

Die Biodiversität wurde nicht in einer eigenständigen Arbeitsgruppe behandelt, doch bildete dieses Thema einen wichtigen Schwerpunkt innerhalb der Arbeitsgruppe III (Task-Group 3: Andren et al. 2004). Diese Schwerpunktverschiebung dürfte durch den als ungenügend eingeschätzten Kenntnisgrad zur Bodenbiodiversität (sowohl generell hinsichtlich der Verbreitung der Arten als auch des Ausmaßes ihrer Gefährdung) in Europa zu erklären sein. Insbesondere erschien die Quantifizierung der Bodenbiodiversität schwierig zu sein, was zusätzlich zur Komplexität ihrer Erfassung zu einem hohen Aufwand an Geld und Zeit führten kann.

Im Folgenden werden die Ergebnisse dieser Unterarbeitsgruppe zur Biodiversität kurz zusammengefasst:

- Der Begriff der Biodiversität wird sehr breit (sensu lato) definiert; d.h. darunter wird nicht nur die Diversität der Gene, Arten und Ökosysteme verstanden, sondern explizit auch die Leistungen der Bodenorganismengemeinschaften.

- ▶ Die politische und ökonomische Bedeutung der Bodenbiodiversität wird ausführlich dargelegt. Dabei wird klar gesagt, dass die Biodiversität sowohl aufgrund ihres intrinsischen Werts als auch wegen der davon abhängenden ökologischen Funktionen bzw. Leistungen geschützt werden muss.
- ▶ Bei der sich daran anschließenden Auflistung der Leistungen der Bodenorganismen werden ihr Beitrag zum Abbau organischen Materials, zu den Nährstoffkreisläufen, zum Abbau von Schadstoffen, zur Kontrolle von Schadorganismen, zum Erhalt der Bodenstruktur und zur Regulation von Treibhausgasen genannt.
- ▶ Ausgehend von diesen Ergebnissen werden Empfehlungen für die weitere Forschung identifiziert:
  - Das "ökologische Kapital" der Bodenorganismen bzw. ihrer Diversität muss nachvollziehbar quantifiziert werden.
  - Die wichtigsten Gefährdungsfaktoren (threats) der Bodenbiodiversität müssen identifiziert und ihr jeweiliger Beitrag quantifiziert werden. Dies kann insbesondere durch die Einrichtung von Langzeitexperimenten im Freiland erreicht werden.
  - Erfassungsmethoden für Bodenorganismen sollten standardisiert werden (dieses Ziel wurde inzwischen weitgehend erreicht; siehe Kapitel 2 dieses Beitrags). Zudem wird eine Verbesserung taxonomischer Methoden (z.B. die Automatisierung der Bestimmung) angemahnt, um eine Routineanwendung zu gewährleisten.
  - Indikatoren für eine erleichterte Bewertung des Zustandes bzw. des Managements der Bodenbiodiversität sind auf verschiedenen Ebenen (z.B. Farm-, Region- oder Staatslevel) zu erarbeiten. In diesem Zusammenhang ist auch die Wertigkeit der jeweiligen Indikatoren, d.h. jeweils eine Skala von gut/schlecht bzw. hoch/niedrig festzulegen.

Die wohl wichtigsten Empfehlungen dieser Unterarbeitsgruppe betreffen aber die Einrichtung eines europaweiten Monitoringprogramms, dessen Ergebnisse als Grundlage der Entscheidungsfindung von Politikern und Landnutzern dienen sollen. Im Einzelnen wird gefordert:

- Erarbeitung eines Systems von Referenzflächen
- Erfassung der Bodenbiodiversität auf drei Ebenen (Anzahl, Diversität und Aktivität) jeweils in verschiedenen Ökosystemtypen
- Auswahl der am besten geeigneten Organismengruppen, wobei Kriterien wie Praktikabilität der Erfassung, Kenntnisstand, indikativer Wert und Kosteneffizienz heranzuziehen sind
- Idealerweise sollten basale Parameter in einem europaweiten Meßnetz erfasst werden, während spezifische Fragen nur an ausgewählten Standorten durchgeführt werden. Deren Ergebnisse sind in allgemein zugänglichen Datenbanken zusammen zu führen.

Zur Vorbereitung der Umsetzung dieser Vorschläge wurden die in Hinsicht auf die oben genannten fünf Bodengefährdungen besonders gefährdeten Regionen der EU identifiziert, wobei die Biodiversität keine Rolle spielte (Eckelmann et al. 2006).

### **3.2 Die „Soil Framework Directive“ (SFD) (2006)**

Am 22. September 2006 wurde auf der Basis der oben geschilderten Vorarbeiten der „Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG“ von der Kommission vorgelegt. Dieses Dokument besteht aus zwei Teilen: einer Kommunikation der Kommission mit dem Titel „Thematic Strategy for Soil Protection“ (Dokument COM(2006) 231), in der Hintergrundinformationen zur Direktive sowie Details der Umsetzung (einschließlich einer Abschätzung der Vorteile und Kosten der Einführung der SFD („Impact Assessment“)) aufgeführt werden sowie der eigentlichen „Soil Framework Directive (SFD, Dokument Nr. KOM(2006) 232).

In der Kommunikation der Kommission werden die beiden wichtigsten Ziele der EU-Bodenschutzpolitik aufgeführt: Aufrechterhaltung der Bodenfunktionen sowie die Wiederherstellung degradierter Böden in Hinsicht auf eine nachhaltige Nutzung. In Bezug auf die Berücksichtigung der Biodiversität der Bodenorganismen wird in Art. 4.2.1 erklärt, dass eine Einbeziehung gegenwärtig nicht möglich ist, da dazu schlicht nicht genug Kenntnisse vorliegen. Allerdings wird erwähnt, dass die Biodiversität indirekt über die Behandlung anderer Bodengefährdungen (speziell zum Verlust an organischem

Material; siehe Kap. 3.1) so abgedeckt wird, dass, praktisch als eine Art Nebeneffekt, der Verlust an Biodiversität gestoppt werden wird (die EU hat sich durch die Annahme der CBD diesem Ziel bis 2010 verpflichtet). Schließlich wird explizit darauf hingewiesen, dass die Bodenbiodiversität ein Schwerpunkt im neuen Forschungsprogramm der EU (FP 7) werden wird (vgl. Kap. 4.2). Insbesondere werden die folgenden (möglichen) Forschungsaktivitäten aufgeführt:

- Erarbeitung von Methoden zur Erfassung der mikrobiellen Diversität (inklusive der Ebene von mRNA und Proteinen bzw. Enzymen)
- Klärung der Beziehungen zwischen struktureller und funktionaler Biodiversität und den verschiedenen Bodenfunktionen
- Untersuchung der Auswirkungen der Landnutzung auf die Bodenbiodiversität (einschließlich der Auswirkungen von Bodenmanagementtechniken)
- Bearbeitung des Verhältnisses zwischen „below- and above-ground biodiversity“
- Studien zum Effekt des globalen Klimawandels auf die Bodenbiodiversität
- Untersuchungen zu den Auswirkungen von Kontaminationen auf die Bodenbiodiversität unter besonderer Berücksichtigung der standort-spezifischen Bodeneigenschaften
- Klärung der Interaktion von Bodenbiodiversität und Bodenverdichtung.

Auch in der SFD selbst wird ähnlich, allerdings allgemeiner argumentiert: Im Art. 1,1 wird als Ziel der SFD unter anderem der Schutz der Bodenfunktionen, inklusive der Funktion des Bodens als Pool für die biologische Vielfalt (Lebensräume, Arten und Gene), aufgelistet. Zugleich wird aber in der Einleitung darauf hingewiesen, dass die wissenschaftlichen Kenntnisse über die biologische Vielfalt im Boden zu begrenzt sind, um spezifische Bestimmungen zu ihrem Schutz zu rechtfertigen. Diese Situation sollte nicht nur durch die im nächsten Kapitel beschriebenen Forschungsaktivitäten auf EU-Ebene, sondern auch durch nationale Anstrengungen (z.B. durch die Durchführung nationaler Monitoringprogramme) verbessert werden. Auf der formalen Ebene ist die Verabschiedung durch das europäische Parlament ca. für das Jahr 2008 geplant, worauf die Mitgliedsstaaten die SFD bis ca. 2010 in nationales Recht zu übernehmen haben.

## **4. Die Zukunft der biologischen Bodenbewertung**

### **4.1 Vorschlag für aus der Literatur**

Ausgehend von den in Unterarbeitsgruppe 3 (siehe Kap. 3.1. dieses Beitrags) aufgeführten Vorschlägen wurde ein zweistufiges Monitoringprogramm erarbeitet Römbke & Breure (2005a), dass im Folgenden genauer vorgestellt wird (Abb. 2).

Dabei sind die folgenden Punkte besonders hervorzuheben:

- ▶ Jedes Monitoringprogramm in Europa sollte bestehende Einrichtungen wie z.B. das deutsche System der Bodendauerbeobachtungsflächen einbeziehen. Solche Standorte könnten zugleich als Referenzflächen (d.h. als Maßstab zur Festlegung der Qualität) für bestimmte Ökosysteme dienen.
- ▶ Ergebnisse biologische Messungen (qualitative, z.B. zur Artenzusammensetzung, allerdings weniger als quantitative Parameter) schwanken je nach Jahreszeit, so dass entsprechende Vorkehrungen (z.B. standardisierte Erfassung jeweils zum gleichen Zeitpunkt) zu treffen sind, um robuste Ergebnisse zu erhalten. Die folgenden abiotischen Eigenschaften sind dabei zu erfassen: Gehalt an organischen Kohlenstoff, Stickstoffgehalt, C/N-Verhältnis, pH, Schwermetallkonzentrationen, Bodendichte, Grundwasserlevel, Textur, Bodentyp, Vegetation, Nutzungsform (z.B. Pestizideinsatz oder Bearbeitung)
- ▶ Bei der Erfassung der Biodiversität ist, wie in den entsprechenden aquatischen Konzepten auch, ein Gemeinschaftsansatz zu verfolgen; d.h. verschiedene Organismengruppen können je nach Fragestellung und Standorteigenschaften verwendet werden (Beck et al. 2005). Aus Gründen der Praktikabilität (= Verfügbarkeit von Ressourcen) wird jedoch ein Programm mit mehreren Stufen unterschiedlichen Aufwands vorgeschlagen. Ein ähnliches Stufenkonzept, basierend auf Oligochaeten und Mikroorganismen, wurde auch schon von Höper & Ruf (2003) publiziert.

Wie aus Abbildung 2 hervorgeht würden auf Stufe A europaweit zuerst Mikroorganismen (Bloem & Breure 2003; Winding et al. 2005) erfasst, wobei zu prüfen ist, ob neben funktionalen Parametern auch die Struktur der Zönose bestimmt wird. Als Vertreter der

Makrofauna und wegen ihrer überragenden Bedeutung für das gesamte Ökosystem (nicht nur den Boden) – und trotz der in Nordeuropa niedrigen Diversität dieser Gruppe - sollten zudem Regenwürmer eingesetzt werden, für die auch die leichte und standardisierte Erfassung spricht (ISO 2005a). Schließlich sollte eine Gruppe der Mesofauna schon auf dieser Stufe genutzt werden, wobei je nach Region, Nutzungsform usw. Nematoden (vor allem in Ackerböden), Enchytraeen (eher in Wäldern) oder, vor allem, Collembolen als Vertreter der Arthropoden in Frage kommen (auch für diese drei Gruppen spricht die standardisierte Erfassung).

Auf Stufe B des Monitoringprogramms könnte dann an ausgewählten Standorten eine je nach Fragestellung; Region, Nutzungsform usw. unterschiedliche Kombination von Methoden eingesetzt werden. Hier würde vor allem die strukturelle Diversität der Mikroorganismen mittels genetischer oder physiologischer Ansätze bestimmt werden. Neben den genannten Bodentiergruppen könnten auch bisher weitere Organismen wie z.B. Diplopoden, Isopoden oder Milben verwendet werden.

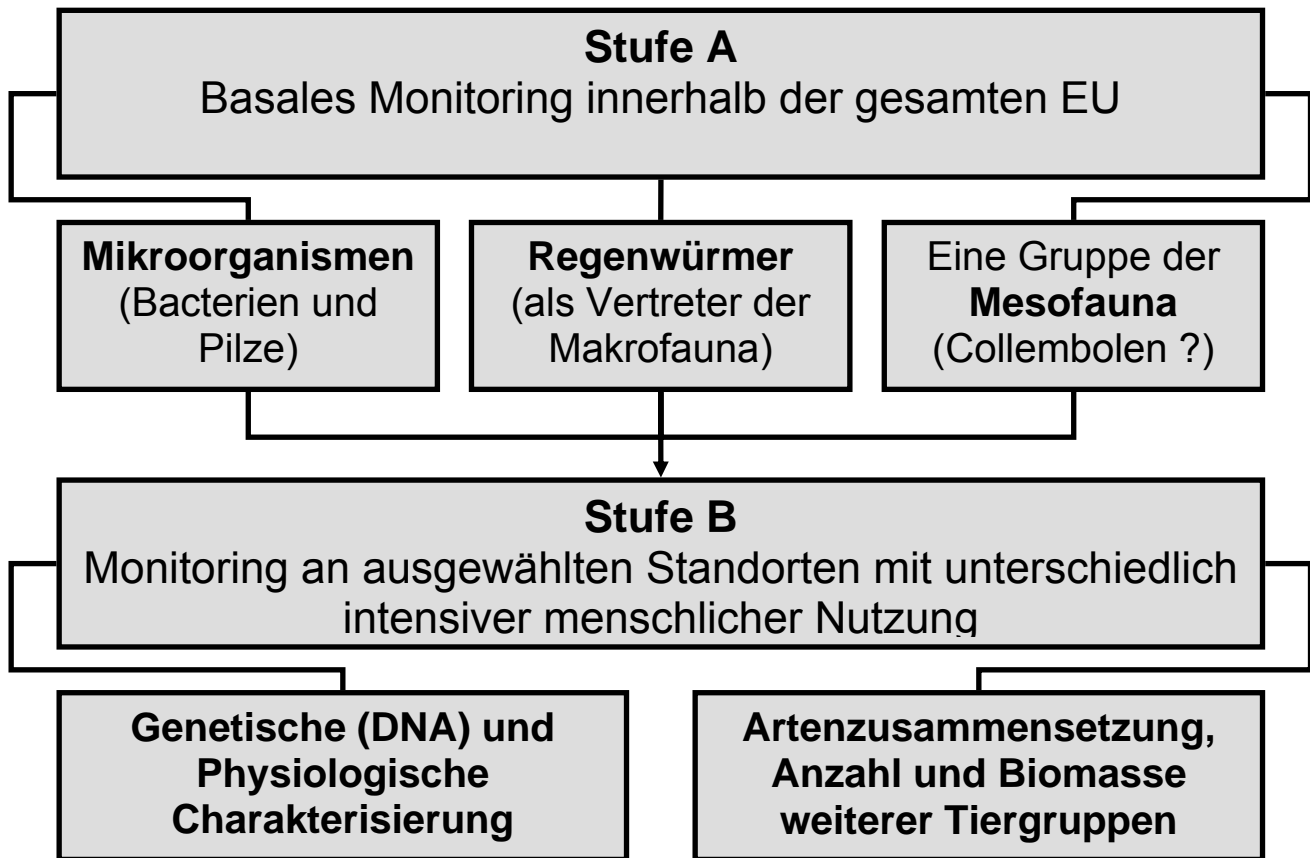


Abb. 2: Vorschlag für ein europaweites Monitoringprogramm zur Erfassung der Biodiversität von Bodenorganismen (Römbke & Breure 2005b).

#### 4.2 Das ENVASSO Projekt (2004 – 2006)

In den letzten Jahren wurde die so genannte ENVASSO-Initiative (= ENVironmental ASsessment of Soil for MOnitoring) von der EU gefördert, dessen Ziel es war, die Einführung des im Rahmen der SFD geplanten Monitoringprogramms zu unterstützen. Genauer gesagt war der Arbeitsauftrag wie folgt: „ENVASSO aims to design and test a single, integrated and operational set of EU-wide criteria and indicators that will provide a basis for an harmonised comprehensive soil and land information system for monitoring in Europe.“ Unter Federführung von R. Jones (UK) bestand die Projektgruppe aus fünf Partnern und 32 assoziierten Institutionen (meist bodenkundlich arbeitend und aus dem Umfeld des „European Soil Bureau Network“ stammend).

Die im Rahmen dieses Beitrags wichtigste Aktivität von ENVASSO war die

Ausarbeitung von Empfehlungen zum bodenbiologischen Monitoring in Europa. Dazu wurde die Untergruppe „Soil Biodiversity“ eingerichtet, der Mitglieder aus Deutschland, Dänemark, England, Frankreich, Portugal und Ungarn angehörten und die unter Leitung von A. Bispo (Frankreich) insgesamt drei Fachgespräche ausrichtete. Die Ziele der Arbeitsgruppe waren

- ▶ die Identifikation geeigneter Indikatoren (Struktur und Leistung) anhand quantifizierbarer Kriterien
- ▶ sowie die Festlegung von „Baseline/Threshold“-Werten für jeden Indikator als Referenz.

Die Publikation des ENVASSO-Berichts ist für Anfang 2007 vorgesehen.

Die Empfehlungen der Arbeitsgruppe sind Tabelle 2 zu entnehmen. Bei diesen Vorschlägen ist zu beachten, dass von der Einrichtung eines EU-weiten Bodenmonitoringprogramms mit einer festen Anzahl von Probenahmepunkten (Netz) ausgegangen wird; d.h. es geht primär um die Frage, ob bzw. welche biologischen Parameter in dieses Programm aufgenommen werden.

Einige Punkte konnten innerhalb der ENVASSO-Initiative nicht abschließend geklärt werden, wobei insbesondere die Bewertung von Monitoring-ergebnissen noch weiterer Überlegungen bedarf. Gegenwärtig stehen folgende Vorschläge zur Diskussion:

- ▶ Bezug der jeweiligen Monitoringdaten eines Standorts auf die erste Beprobung an diesem Standort, d.h. jeder Monitoringstandort hat seine eigene Referenz
- ▶ Vergleich der Monitoringdaten eines Standorts mit einer Referenzfläche, wobei die Definition von Referenzflächen auf der Basis von Landnutzung, Bodeneigenschaften, Klima usw. erfolgt
- ▶ Eine Störung ist eine „nicht-akzeptable“ Abweichung unter Einrechnung der „natürlichen“ Variabilität.

Tabelle 2. Empfehlungen der ENVASSO-Initiative zur Einbeziehung der Bodenbiodiversität in ein EU Bodenmonitoringprogramm. Neben den vorgeschlagenen Organismengruppen ist jeweils in Klammern die Untersuchungsebene bzw. die standardisierte Methodik angegeben.

Organismen- gruppe	Level I Alle Punkte des Monitoringnetzes	Level II Alle Punkte / je nach Land ausgewählte Punkte	Level III Spezielle Punkte (z.B. für Forschungs- zwecke)
Makrofauna	Regenwürmer (Art); ISO 23611-1	Makrofauna (Familie); ISO 23611-5	Aktivität der Makrofauna
Mesofauna	Collembolen (Art) (ISO 23611-1) Enchytraeen (wenn keine Regenwür- mer da sind) (ISO 23611-3)	Milben (Unterordnung); (ISO 23611-2)	Andere relevante Parameter (z.B. Aktivitätsparameter)
Mikrofauna	-	Nematoden (trophische Ebenen) (ISO 23611-4)	Einzeller
Mikroflora	Bodenatmung (ISO 16072 und 17155)	Diversität der Bakte- rien und Pilze auf Grundlage von DNA bzw. PLFA Extraktion; Mikrobielle Aktivität	Andere relevante Parameter für spezi- fische Gruppen, z.B. des N-Kreislaufs
Pflanzen	-	-	Diversität (Art) für Grasland / Weiden

#### 4.3 Weitere internationale (Forschungs)-Aktivitäten

Auf dem Gebiet der Biodiversität ist gegenwärtig noch ein Forschungsverbund aus dem abgelaufenen Forschungsprogramm der EU (FP6) aktiv, dessen Titel „Rationalising biodiversity conservation in dynamic ecosystems“ (abgekürzt als RUBICODE) lautet. Die

Hauptaktivität dieses Verbunds ist die Diskussion der Erfassung und Bewertung der Biodiversität auf internationalen Workshops. Erste Ergebnisse dieses Verbunds sind nicht vor Ende 2007 zu erwarten.

Ende 2006 erfolgte der erste Aufruf zur Einreichung von Forschungsanträgen im Rahmen des neuen (FP7) EU-Forschungsprogramms. Nach den bisherigen Informationen konzentrieren sich die Aktivitäten zur Bodenbiodiversität in diesem Stadium hauptsächlich auf die Bestimmung des ökonomischen Kapitals der Bodenorganismen (vgl. Kap. 3.1: Empfehlungen der Unterarbeitsgruppe zum Monitoring). Allerdings sind weitere Aufrufe zum Thema Biodiversität vorgesehen.

Das Thema Bodenschutz in der Europäischen Union und insbesondere die Rolle der Biodiversität im Rahmen der Umsetzung der SFD wird auch auf der nächsten SETAC Europe Konferenz im Mai 2007 in Porto (Portugal) bei einem „Special Symposium“ intensiv diskutiert werden.

Abschließend soll kurz darauf hingewiesen werden, dass die Nutzung der Biodiversität als Parameter bei der Klassifikation von Standorten auch in anderen internationalen Organisationen ein aktuelles Thema ist. Zu nennen sind hier z.B. die „Food and Agriculture Organisation“ (FAO) der Vereinten Nationen oder die „Organisation for Economic Co-operation and Development“ (OECD), die 2002 in Londrina bzw. in Rom 2004 jeweils zu diesem Thema Konferenzen ausrichteten (FAO 2003a,b; Breure et al. 2004). Als „Nebeneffekt“ dieser Aktivitäten wird gegenwärtig versucht, die in Europa gemachten Erfahrungen im Rahmen eines deutsch-brasilianischen Projekts (SOLOBIOMA) nach Süd-Brasilien zu transferieren (Höfer et al. 2007).

## **5. Zusammenfassung**

Der gegenwärtige Stand der internationalen Aktivitäten auf dem Gebiet der biologischen Bewertung von Böden lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- ▶ Standardisierte Methoden für die Erfassung der wichtigsten Gruppen der Bodenorganismen sind durch die ISO entwickelt worden.
- ▶ Der Schutz der Biodiversität von Bodenorganismen wird in einzelnen

europäischen Staaten und auf EU-Ebene im Grundsatz akzeptiert, aber er ist (noch) nicht in den entsprechenden Gesetzeswerken fixiert.

- ▶ Die Förderung bodenbiologischer Forschung, angekündigt bei der Vorstellung der „Soil Framework Directive“ (SFD; EU 2006), wird bei den Aufrufen zum neuen Forschungsprogramm (FP7) der EU berücksichtigt werden.
- ▶ Konkrete Vorschläge für die Einbeziehung der Biodiversität der Bodenorganismen in ein EU-weites Monitoringsystem liegen aus der Literatur und EU-Forschungsinitiativen, aber auch aus den Arbeitsgruppen der EU zur Implementierung der SFD vor. Eine erste Evaluierung dieser Vorschläge lässt große Übereinstimmungen erkennen.

Ausgehend von diesen Punkten ist es jetzt an der Zeit, eine konzertierte Aktion auf der Ebene von EU und Einzelstaaten zum Nachweis der praktikablen Nutzung der Biodiversität von Bodenorganismen durchzuführen. Inhaltlicher wie organisatorischer Ausgangspunkt dieser Aktion könnte das ENVASSO-Netzwerk sein.

## 6. Literatur

- Andren, O., Baritz, R., Brandao, C., Breure, A.M., Feix, I., Franko, U., Gronlund, A., Leifeld, J. & Maly, S. (2004): Organic matter and biodiversity. Task Group 3 on soil biodiversity. In: Van-Camp, L. Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C & Selvaradjou, S-K. (eds.): Reports of the Technical Working Groups established under the Thematic Strategy for Soil Protection. 21319 EN/1 pp. Luxembourg.
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz). Bundesgesetzblatt I, 502 vom 17. März 1998.
- Beck, L., Römbke, J., Breure, A.M., Mulder, Ch. (2005): Considerations for the use of Soil Ecological Classification and Assessment Concepts in Soil Protection. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62: 189-200.
- Beylich, A., Broll, G., Hper, H., Römbke, J., Ruf, A. & Wilke, B-M. (2006): Boden als Lebensraum für Bodenorganismen: Bewertung im Rahmen von Planungsprozessen. *Bodenschutz* 2/06: 49-53.
- Bloem, J., Breure, A.M. (2003): Microbial indicators. In: Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G. (Eds.), *Bioindicators and biomonitors: principles, concepts and applications*. Elsevier Science, Oxford, p. 259-282.
- Breure, A.M., Rutgers, M., Bloem, J., Brussaard, L., Didden, W., Jagers op Akkerhuis, G., Mulder, Ch., Schouten, A.J., Van Wijnen, H.J. (2003): *Ecologische kwaliteit van de bodem*. RIVM report 607604005 (32 pp).

- Breure A.M., Mulder, Ch., Rutgers, M., Schouten, T., De Zwart, D., Bloem, J. (2004): A Biological Indicator for Soil Quality. Proceedings from an OECD Expert Meeting Rome, Italy, March 2003 Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis pp. 485-494.
- Chapman, P.M. (1986): Sediment quality criteria from the Sediment Quality Triad: An example. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 957-964.
- Dunger, W. (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaus. Ein Beitrag zur pedozoologischen Standortdiagnose. *Abh. Ber. Naturkundemuseum Görlitz* 43: 1-256.
- EC (European Commission) (1991): Council Directive 91/414/EEC of 15 July 1991 concerning the placing of plant protection products on the market. *J. European Communities* 34: No, L230.
- Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carré, F., Houskova, B., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M., Kozak, J., Le Bas, C., Tóth, G., Tóth, T., Várallyay, G., Halla, M.Y. & Zupan, M. (2006): Common criteria for risk se identification. ESB Research Report 20, EUR 22185, European Union, Luxembourg, 94 pp.
- Eijsackers, H. & Zehnder, A.J.B. (1990): Litter decomposition: a Russian matryoshka doll. *Biogeochemistry* 11: 153-174.
- EU (European Union) (2002): Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM (2002) 179 final. Brussels, 35 pp.
- EU (European Union) (2006a): Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic Strategy for Soil Protection plus Summary of the Impact Assessment. COM 231 (2006) final. Brussels, 12 + 8 pp.
- EU (European Union) (2006b): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. COM 232 (2006) final. Brussels, 30 pp.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2003a): Biological Management of soil ecosystems for sustainable agriculture. Report of an International Technical Workshop, Londrina, 2002. 102 pp.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2003b): Biodiversity and the Ecosystem Approach in Agriculture, Forestry and Fisheries. Proceedings on a satellite event on the occasion of the Ninth Regular Session of the Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, Rome, 12-13 October 2002. 312 pp.
- Ghabbour, S.I. (1991): Towards a zoosociology of soil fauna. *Rev. Ecol. Biol. Sol* 28: 77-90.
- Ghilarov, M. (1965): Zoologische Methoden der Bodendiagnostik. Nauka, Moskow.
- Graefe, U. (1995): Gibt es bodentypisch-spezifische Tiergesellschaften? *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 75: 11-14.
- Healy, B. (1980): Distribution of terrestrial Enchytraeidae in Ireland. *Pedobiol.* 20: 159-175.
- Höfer, H., Verhaagh, M. & Fabry, R. (2007): SOLOBIOMA – Bodenbiota und Biogeochemie in Küstenregenwäldern Südbrasilens, ein deutsch-brasilianisches Forschungsprojekt vor dem Hintergrund des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. *UWSF – Umweltwissenschaften & Schadstoffforschung* 19 (on-line first).

- Höper, H., Ruf, A. (2003): Methode zur flächenhaften Darstellung des Bodens in seiner Funktion als Lebensraum von Bodenorganismen für Planungen im mittleren Maßstab. *Archiv Bodenschutz* 2: 41-47.
- ISO (International Organization for Standardization) (2001): Soil quality – Guidance on the ecotoxicological characterization of soils and soil materials. ISO 15799: Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2005a): Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 1: Hand-sorting and formalin extraction of earthworms. ISO 23611-1: Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2005b): Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 2: Sampling and extraction of microarthropods (Collembola and Acarina). ISO 23611-2. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2006a): Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 3: Sampling and soil extraction of enchytraeids. ISO 23611-3. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2006b): Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 4: Sampling, extraction and identification of free-living stages of nematodes. ISO 23611-4. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2007a): Draft Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 5: Sampling and extraction of soil macro-invertebrates. ISO 23611-5. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2007b): Draft. Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 6: Guidance for the design of sampling programmes with soil invertebrates. ISO 23611-6. Geneva, Switzerland.
- Krogh, P.H. & Winding, A. (2006): Baseline data for farmland scenarios. Presentation at the ENVASSO-Workshop, Roskilde, Denmark.
- Phillipson, J., Abel, R., Steel, J., Woodell, S.R.J. (1976): Earthworms and the factors governing their distribution in an English beechwood. *Pedobiol.* 16: 258-285.
- Römbke, J., Förster, B., Ruf, A. & Beck, L. (1997): Ein Instrument zur Entwicklung von Bodenqualitätszielen: Das BBSK-Konzept. In: *Mittl. Bodenkundl. Ges.* 85: 1599-1602.
- Römbke, J. & Breure, A.M. (2005a): Status and outlook of ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotox. Environ. Safety* 62: 300-308.
- Römbke, J. & Breure, A.M. (eds) (2005b): Ecological soil quality - Classification and assessment. *Ecotox. Environ. Safety* 62: 185-308.
- Römbke, J., Sousa, J.P., Schouten, T., Riepert, F. (2006a): Monitoring of soil organisms: A set of standardised field methods proposed by ISO. *Europ. J. Soil Biol.* 42: S61-S64.
- Römbke, J., Jänsch, S., Schallnaß, H-J. & Terytze, K. (2006b): Bodenwerte für den Pfad "Boden – Bodenorganismen" für 19 Chemikalien. *Bodenschutz* 11: 112-116.
- Ruf, A., Beck, L., Dreher, P., Hund-Rinke, K., Römbke, J. & Spelda, J. (2003): A biological classification concept for the assessment of soil quality: „biological soil classification scheme“ (BBSK). *Agriculture, Ecosystems Environment* 98: 263-271.
- Ruiz, N. (2004): Mise au point d'un indice synthétique de la qualité du sol base sur l'étude des peuplements de macro-invertébrés. Dissertation, University Paris-Bondy, 296 pp.
- Rutgers, M., Postma, J. & Faber, J. (2000): Basic approach for site specific, land-use specific ecological risk assessment of soil contamination in practice. Program Integrated Soil Research Report No. 29, PGBO, Wageningen.

- Schouten, A.J., Brussaard, L., De Ruiter, P.C., Siepel, H., Van Straalen, N.M. (1997): Een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. RIVM report 712910005.
- Schouten, A.J., Breure, A.M., Bloem, J., Didden, W., De Ruiter, P.C., Siepel, H. (1999): Life support functies van de bodem: operationalisering t.b.v. het biodiversiteitsbeleid. RIVM report 607601003.
- Sinnige, N., Tamis, W. & Klijn, F. (1992): Indeling van Bodemfauna in ecologische Soortgroepen. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden Report No. 80.
- Sousa, J.P., Bolger, Th., Da Gama, M.M., Lukkari, T., Ponge, J-F., Simon, C., Traser, G., Vanbergen, A.J., Brennan, A., Dubs, F., Ivtis, E., Klating, A., Stofer, S. & Watt, A.D. (2006): Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan-European study. *Pedobiologia* 50: 147-156.
- Stork, N.E., Eggleton, P. (1992): Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *Am. J. Altern. Agr.* 7, 38-47.
- United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) (1992): Agenda 21. Convention on Biological Diversity (CBD), Rio de Janeiro.
- Van Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. & Selvaradjou, S-K. (2004): Reports of the Technical Working Groups established under the Thematic Strategy for Soil Protection. Vol. 1: Introduction and Executive Summary. EUR 21319 EN/1, 872 pp. Luxembourg.
- Volz, H. (1962): Beiträge zu einer pedozoologischen Standortslehre. *Pedobiol.* 1: 242-290.
- VROM (2006): Circulaire bodemsaniering 2006. Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem. 41 pp.
- Weeks, J.M., Hopkin, S.P., Wright, J.F., Black, H., Eversham, B.C., Roy, D., Svendsen, C. (1997): A Demonstration of the Feasibility of SOILPACS. Final Report HMIP/CPR2/41/1/247. 180 pp.
- Winding, A., Hund-Rinke, K. & Rutgers, M. (2005): The use of micro-organisms in Ecological Soil Classification and Assessment Concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62: 230-248.
- Wright, J.F. (2000): An introduction to RIVPACS. In: Wright, J.F., Sutcliffe, D.W., Furse, M.T. (Eds.) *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK, p 1-24.

## **9. Schwermetalle in Regenwürmern Baden-Württembergs - Ergebnisse aus einer Langzeituntersuchung mit ökotoxikologischer Bewertung**

Kay Rahtkens & Dr. K. Theo von der Trenck,

LUBW, Referat 23 – Medienübergreifende Umweltbeobachtung

Email: [kay.rahtkens@lubw.bwl.de](mailto:kay.rahtkens@lubw.bwl.de) bzw. [theo.v.d.trenck@lubw.bwl.de](mailto:theo.v.d.trenck@lubw.bwl.de)

### **1. Langzeituntersuchung**

#### **1.1 Ziel der Untersuchungen**

Seit 1984 untersucht die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) auf den 60 Wald-Dauerbeobachtungsflächen (Wald-DBF) des Ökologischen Wirkungskatasters (ÖKWI) Regenwürmer. Ziel dieser Untersuchungen ist zum einen die Erhebung der Belastung von Regenwürmern in Baden Württemberg mit Schwermetallen sowie deren zeitlicher Entwicklung und zum andern die Bewertung von Bodenbelastungen anhand der Empfindlichkeit von Regenwürmern, die als Bioindikatoren für den Lebensraum Boden mit seiner Zönose dienen.

#### **1.2 Vorgehensweise**

An den 60 Wald-DBF des ÖKWI Baden Württemberg (Abb.1) wurden erstmals 1985 an 30 und im Jahre 1986 an den restlichen 30 Dauerbeobachtungsflächen Regenwürmer der Art *Lumbricus rubellus* gesammelt, auf die beiden Schwermetalle Blei und Cadmium analysiert und die Ergebnisse vorgestellt (LFU 1987). In den Jahren 1987/88, 1990/93 und 1994 wurden diese Untersuchungen wiederholt. Ab 1987/88 wurde das Parameterspektrum erweitert um das Schwermetall Zink und ab 1993 um die Elemente Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Ti, und V. Seit 1994 ist auch das Schwermetall Quecksilber im Untersuchungsprogramm.

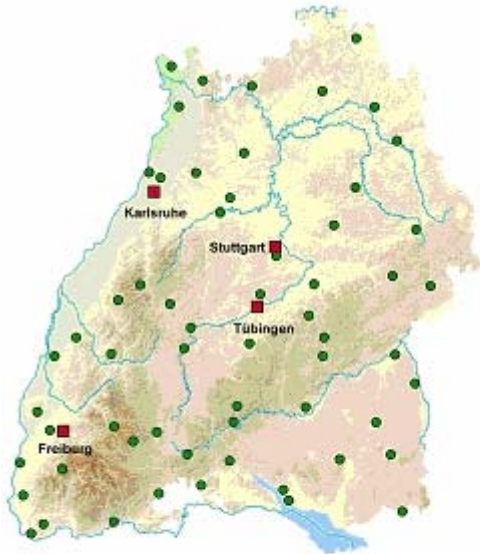


Abb. 1: Lage der Wald-Dauerbeobachtungsflächen des Ökologischen Wirkungskatasters und Fundorte der Regenwurmart *Lumbricus rubellus*

Die Standorte verteilen sich über alle Regionen von Baden-Württemberg und fast alle Höhenstufen von den sandigen Niederterrassenböden um Mannheim (100 m ü.NN) bis in die Hochlagen des Südlichen Schwarzwaldes auf etwas über 1000 m ü. NN. Auch decken die Flächen eine große Spanne bei der Bodenreaktion ab; die pH-Werte reichen im Oberboden von sehr sauer (pH 3,1) bis schwach alkalisch (pH 7,2).

Die Regenwurmart *Lumbricus rubellus* wurde ausgewählt, weil sie

- ubiquitär vorkommt, wenn auch nicht in jedem Jahr an allen Standorten, so doch an der überwiegenden Zahl der Flächen,
- relativ säure-resistent ist und
- als epigäisch lebende Art sich ganz überwiegend in der Auflage und den obersten Zentimetern des Mineralbodens aufhält, der von immissionsbedingten Säureeinträgen besonders betroffen ist

Die Probennahme erfolgte durch Aufsammeln und Handauslese aus der Auflage bzw. der Mineralbodenoberfläche. Dabei wurde unter dem Laub und unter vorsichtig umgedrehtem Totholz der Boden nach Würmern abgesucht. Diese wurden im Gelände vorbestimmt. Pro Fläche sollten 20 bis 30, wenn möglich adulte Tiere (ca. 0.5 g TS) gesammelt werden. Die Regenwürmer wurden für den Transport ins Labor in mit gewaschenem Seesand gefüllte PE-Behälter überführt. Während des Transportes zum Labor wurde die Temperatur der Probenbehälter mittels einer vorgekühlten Kühlbox auf 8°C gehalten. Für die chemischen Analysen wurden sämtliche *L. rubellus* Individuen von einer Fläche zu einer Mischprobe vereinigt.

Zur Vorbereitung wurden die Regenwürmer in ihren mit Seesand gefüllten Transportdosen für 48 Stunden im Kühlschrank belassen, so dass ihr Darminhalt

zunächst durch reinen Seesand ersetzt wurde. Zur endgültigen Entkotung wurden die Würmer auf ein feinmaschiges Sieb geschüttet, vorsichtig unter fließendem Leitungswasser vom Seesand befreit und danach für 5 Tage auf mit physiologischer Kochsalzlösung versetztem Filterpapier ausgelegt. Hier erfolgte eine zweite, gründlichere Bestimmung der Art. Das Filterpapier wurde jeden Tag gewechselt und dabei tote und beschädigte Tiere entfernt.

Nach 5 Tagen wurden die Tiere abgetrocknet und gewogen. Die Regenwürmer wurden durch Einfrieren bei  $-70^{\circ}\text{C}$  getötet, anschließend bei  $-20^{\circ}\text{C}$  im Gefrierschrank gelagert, für ca. 48-72 Stunden in einer Gefriertrocknungsanlage getrocknet und zum Schluss in einer Planetenmühle gemahlen. Durch diesen letzten Arbeitsschritt wurde eine hohe Kobaltkontamination in die Regenwurmproben eingeschleppt, so dass der ursprünglich ebenfalls bestimmte Kobaltgehalt der Würmer nicht ausgewertet werden konnte.

Für den Probenaufschluss wurden ca. 200 mg homogenisiertes Probenmaterial in einem Teflon-PFA Gefäß mit 3 ml konzentrierter Salpetersäure und 1 ml 30 % Wasserstoffperoxid versetzt, zugedeckt über Nacht reagieren lassen und anschließend in der Mikrowelle aufgeschlossen. Die Analyse erfolgte durch ICP-MS.

### 1.3 Ergebnisse

Aus den Gehalten in den Regenwürmern wurden für jedes Untersuchungsjahr statistische Kenngrößen wie Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient berechnet (im mündlichen Vortrag aus Zeitgründen nicht vorgestellt). Aus diesen Werten wurde mittels eines statistischen Verfahrens nach Erhardt *et al.* (1996) Normalwerte und Normalbereiche, sowie Schwellenwerte für Schadstoffgehalte in Regenwürmern ermittelt (Tab.1).

Tabelle 1: Metallgehalte [mg/kg] in den Regenwürmern der Dauerbeobachtungsflächen (Datengrundlage 2000): Hintergrundgehalte, Hintergrundbereiche, Normalwerte, Normalbereiche und Schwellenwerte

Stoff	Hintergrund- gehalt (10. - 90. Perzentil)	Modifizierter Hintergrund- bereich <sup>(1)</sup>	Normalwert <sup>(2)</sup>	Normal- bereich <sup>(2)</sup>	Schwellen- wert <sup>(2)</sup>
Aluminium	100 – 470	100 – 470	247	< 483	607
Arsen	0,6 – 1,8	0,6 – 1,8	0,92	< 1,45	1,73
Blei	0,5 – 35	0,5 – 6,25	0,9	< 1,62	2,00
Cadmium	1,7 – 5,2	1,7 – 5,2	3,3	< 5,46	6,62
Chrom	1,4 – 6,4	1,4 – 4,5	2,3	< 3,77	4,56
Kupfer	3,6 – 6,1	3,6 – 6,1	4,4	< 5,47	6,06
Mangan	21 – 120	21 - 83	47	< 92	116
Nickel	0,8 – 44	0,8 – 14,8	1,3	< 2,13	2,59
Quecksilber	0,12 – 0,3	0,12 – 0,25	0,17	< 0,27	0,32
Thallium	BG <sup>(4)</sup>	BG <sup>(4)</sup>	n.b. <sup>(3)</sup>	n.b. <sup>(3)</sup>	n.b. <sup>(3)</sup>
Vanadium	0,68 – 1,30	0,68 – 1,30	0,87	< 1,20	1,38
Zink	160 - 320	160 - 320	220	< 308	355

<sup>(1)</sup> ermittelt aus 10. – 90. Perzentil; Ausnahmen: für Chrom, Mangan und Quecksilber ermittelt aus 10. - 85. Perzentil und für Blei und Nickel aus 10. - 80. Perzentil

<sup>(2)</sup> berechnet nach ERHARDT *et al.* (1996)

<sup>(3)</sup> n.b. = nicht bestimmbar, weil zu viele Daten unter der Bestimmungsgrenze

<sup>(4)</sup> BG = Bestimmungsgrenze

Die **Mediane** von Blei und Cadmium in Regenwürmern sind in der Abbildung 2 für die verschiedenen Untersuchungsjahre dargestellt. Es zeigte sich eine kontinuierliche Abnahme der Medianwerte von Blei, Cadmium und Zink bis 2000, danach stiegen bei allen drei Elementen die Gehalte wieder an. Ob dies auf einen Wiederanstieg der Belastung hinweist, müssen weitere Untersuchungen zeigen. Der Anstieg findet aber auf einem toxikologisch unbedenklichen Niveau statt.

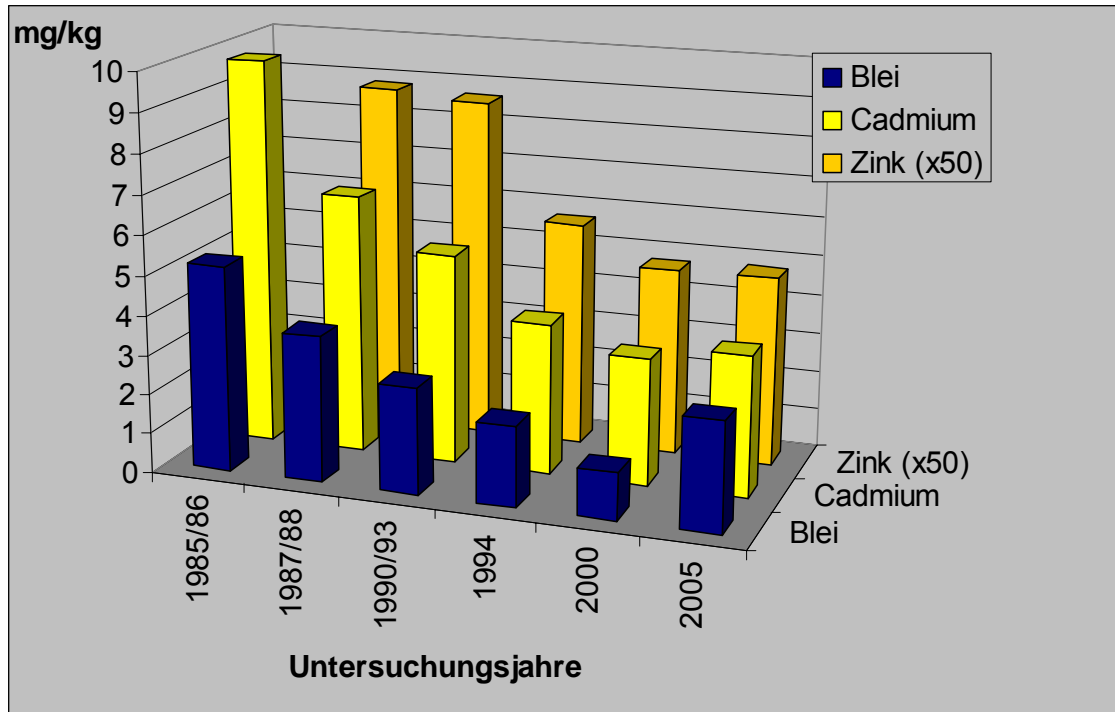


Abb.2: Trend der Schwermetallgehalte (Mediane) in Regenwürmern an den Standorten des ÖKWI Baden-Württemberg verschiedener Untersuchungsjahre

Auch die **Maximalwerte** von Blei, Cadmium und Zink in Regenwürmern sind zwischen 1985/86 und 2005 zurückgegangen. An Blei wurden 1985 in Hausach/Schwarzwald 958 mg/kg gemessen und 2005 in Schriesheim/Odenwald noch 620 mg/kg; für Cadmium lagen die höchsten Werte bei 29,8 mg/kg (1985, Standort Wehingen) und 17,4 mg/kg (2005, Standort Wangen). Der höchste Zinkwert lag 1987 mit 1048 mg (Standort Lörrach) noch mehr als doppelt so hoch wie im Jahr 2005 (423 mg am Standort Karlsruhe Auwald).

Die standörtlichen und regionalen Veränderungen der Blei- und Cadmiumgehalte in den Regenwürmern sind in den beiden Karten (Abb. 3 und 4) dargestellt. Der Überblick zeigt bei Blei zum einen, dass die Gehalte in den Regenwürmern vieler Standorte der Gäulandschaften, der Hügel- und Bergländer des Keupers, der Schwäbischen Alb und des Alpenvorlandes, des Rheintales, aber auch der Standorte in der Nähe von Ballungsgebieten auf niedrigem Niveau schwanken. Auffällig dagegen sind die erhöhten bis stark erhöhten Bleigehalte in Regenwürmern aus der Anfangszeit dieser Untersuchungen in den Regionen Schwarzwald und Odenwald. An allen Flächen des Schwarzwaldes und des Odenwaldes sind die Bleigehalte im Jahre 2000 deutlich niedriger als noch 1985/86. Die Abnahmen betrugen zwischen 1985/86 und 2000 bei Blei im Durchschnitt aller Standorte etwas mehr als drei Viertel (Abb. 4). An den in den 1980er Jahren besonders hoch belasteten Standorten mit ursprünglich mehr als 50 mg Pb/kg Regenwurm betrugen die Abnahmen sogar bis zu 95 Prozent. Generell kann gesagt werden, dass die Bleigehalte in Regenwürmern, soweit sie 1985/86 nicht ohnehin auf niedrigem Niveau lagen, seit Mitte der 80er Jahre deutlich abgenommen

haben und - bis auf einzelne Ausnahmen - einen gemessen an den Normalwerten (Tab. 1) insgesamt niedrigen Konzentrationsbereich erreicht haben.

Für Cadmium sind durchschnittliche Abnahmen von rund zwei Dritteln (Abb.4) ermittelt worden. In den von Bodenversauerung besonders betroffenen Gebieten des Odenwaldes und des Schwarzwaldes mit mehr als 5 mg Cd/kg wurden überdurchschnittliche Abnahmen gemessen.

Eine regionale Differenzierung der Veränderungen der Zinkgehalte in den Regenwürmern ist nicht möglich. Aber auch bei diesem Element gilt, dass die Abnahme an den ursprünglich höher belasteten Standorten überdurchschnittlich hoch ist

#### **Fazit für Regenwürmer als Akkumulationsindikatoren**

Seit über 20 Jahren werden Regenwürmer als Bioindikatoren zur Ermittlung von Schwermetall-Akkumulationen in den Böden Baden-Württembergs verwendet. In diesem Zeitraum hat sich die Belastung der Regenwürmer durch Blei, Cadmium und Zink deutlich verringert. Dieser Trend war in den ehemals von Bodenversauerung besonders betroffenen Gebieten (Schwarzwald, Odenwald) überdurchschnittlich ausgeprägt. Seit 2000 stagniert der abnehmende Trend, die Bleigehalte steigen wieder an.

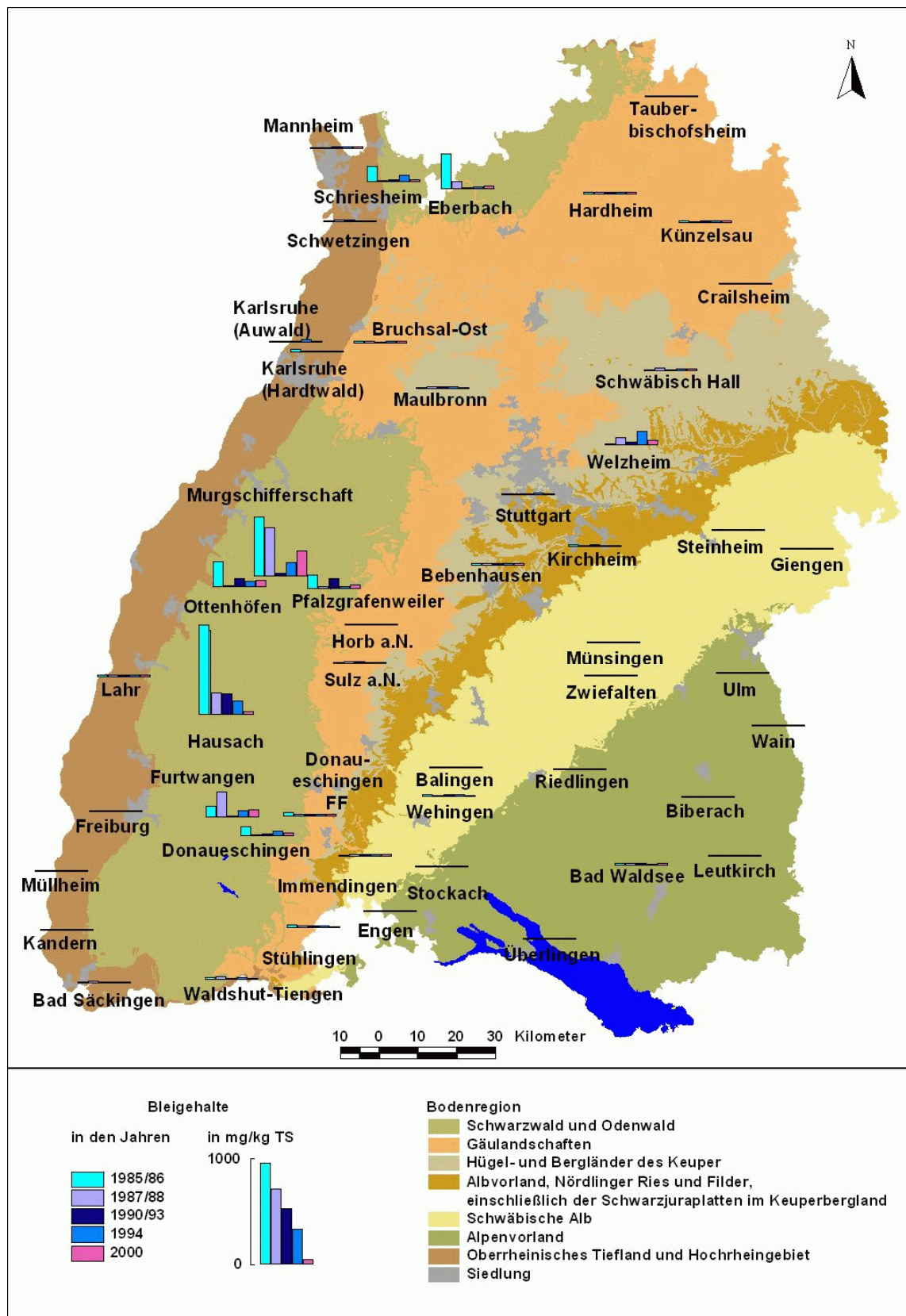


Abb. 3: Trendbeobachtung der Bleigehalte in Regenwürmern an den Standorten des Ökologischen Wirkungskatasters auf der Kartengrundlage von Bodenregionen

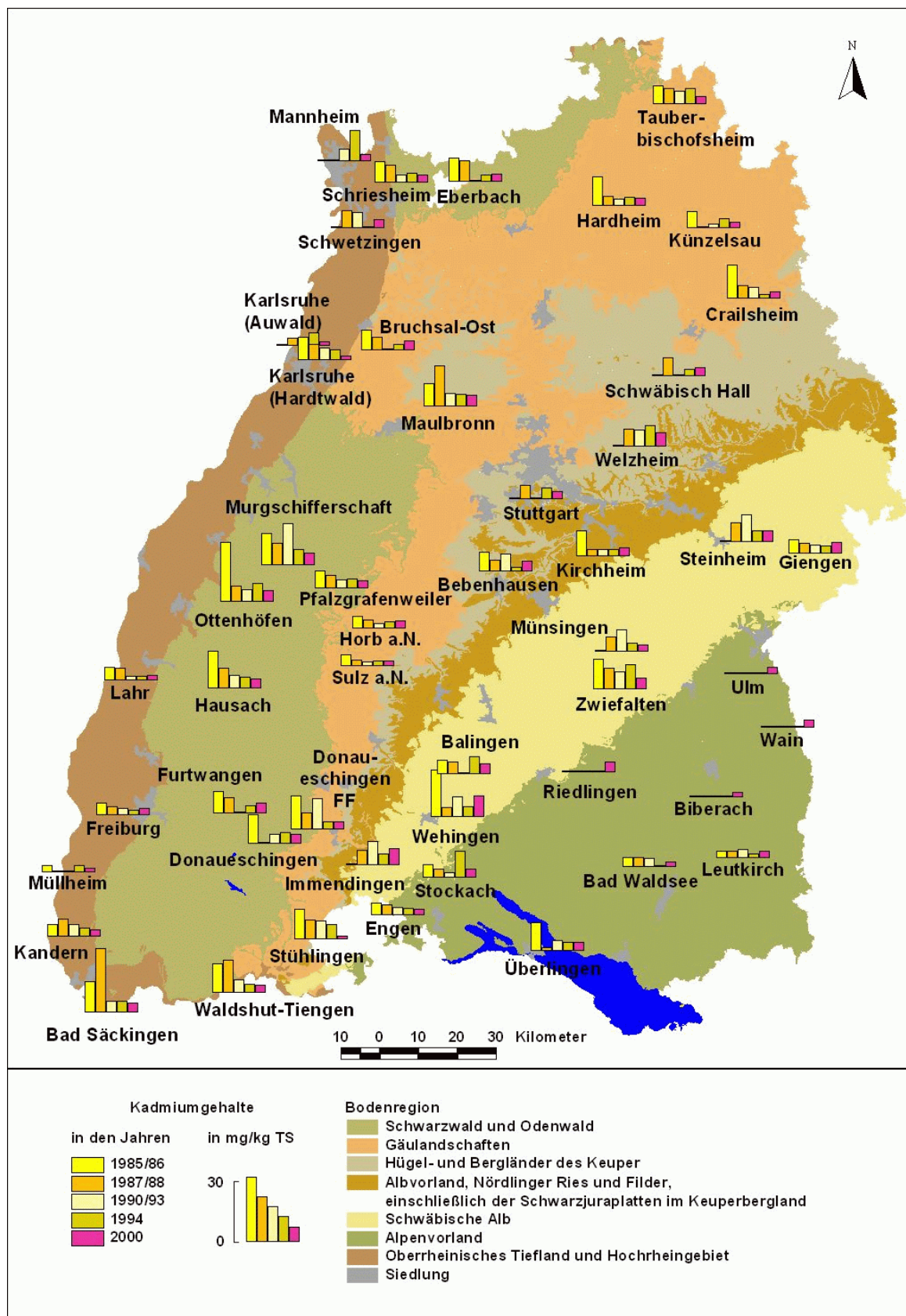


Abb. 4: Trendbeobachtung der Cadmiumgehalte in Regenwürmern an den Standorten des Ökologischen Wirkungskatasters auf der Kartengrundlage von Bodenregionen

## 2. Bewertung mobiler Schwermetallgehalte des Bodens

Außer den Schwermetall-Gehalten im Wurmkörper wurden auch die Gehalte im **Oberboden** der 60 Wald-DBF gemessen (2003 ebenso wie 1994). Im Sinne einer Bewertung gemäß dem Thema dieser Veranstaltung („Bodenbiologische Bewertung anhand von Lumbriciden“) können dazu folgende Aussagen getroffen werden.

### 2.1 Bewertung der mobilen Schwermetallgehalte der Wald-DBF

Ein für alle Stoffe gleich aufgebauter Risiko-Index (bzw. Belastungs-Index) wurde in Streudiagrammen gegen die Bodenbelastung der DBF mit Cu, Pb, Ni, Cd und Zn aufgetragen (Abb. 5). Der Risiko-Index ( $r$ ) liegt für fast alle Metalle im Hintergrund- oder Vorsorgebereich (grün;  $r \leq 2$ ). Für **keine** Fläche liegt  $r$  im Toleranzbereich des Prüfwertes (orange;  $4 < r \leq 5,3$ ) oder im Schadensbereich (rot;  $r > 5,3$ ). Ebenso wenig sind die Wald-DBF mit  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  belastet, auch wenn sich die Bewertung in diesem Fall wegen fehlender Hintergrundgehalte formal nicht durchführen lässt (LUBW, 2006).

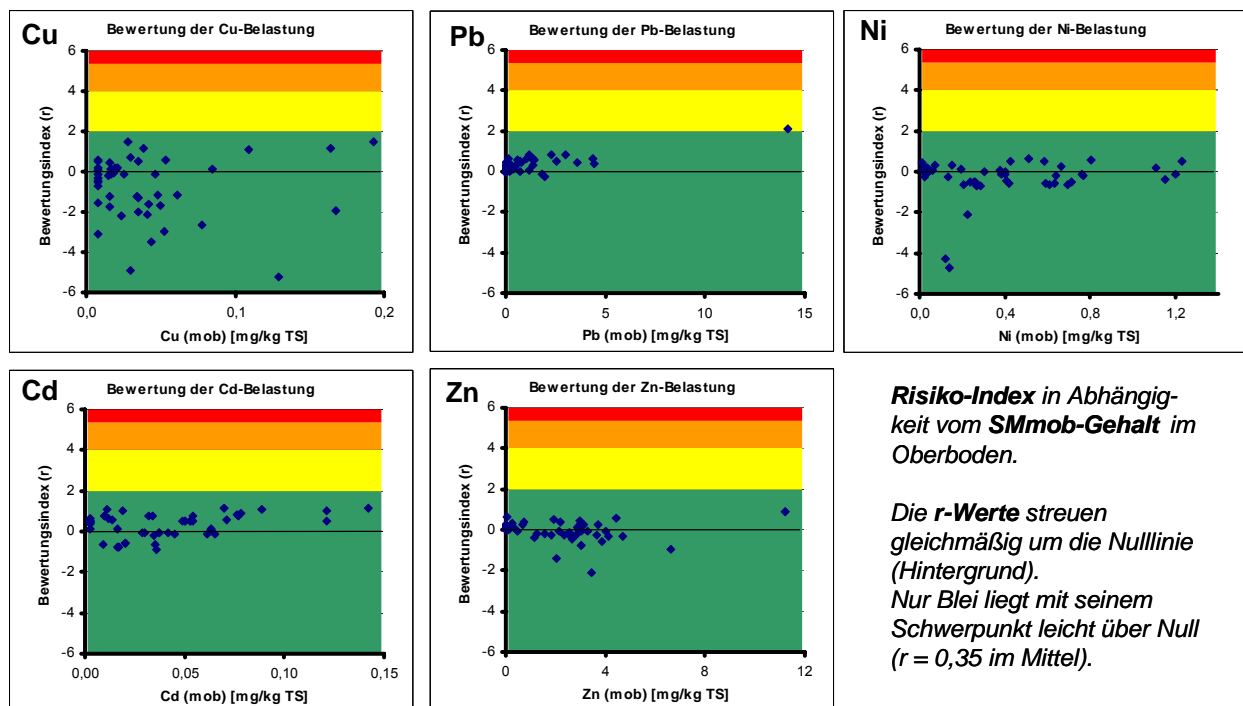


Abb. 5: Bewertung der Bodenbelastung der Wald-DBF mit mobilen Schwermetallen im Jahr 2003

Weiter zeigt sich, dass Cu, Ni, Cd und Zn gleichmäßig um die Nulllinie verteilt sind (Mittelwert bei  $r = 0$ ), während die Bleiwerte mit ihrem Schwerpunkt über Null bei  $r = 0,35$  liegen. Nur auf einer Fläche (1220 ‚Welzheimer Wald‘) erreicht der Bleigehalt einen Risiko-Index von 2,2 und liegt damit im Besorgnisbereich (gelb;  $2 < r \leq 4$ ).

Da die Flächen des ÖKWI als möglichst unbelastet ausgewählt worden waren, ist dieses Ergebnis plausibel. Die leichte, gerade eben erkennbare Bleibelastung ist ebenfalls als Ergebnis einer Kfz-bedingten ubiquitären Blei-Immission plausibel zu deuten.

Der Prüfwert ist in dem verwendeten Verfahren bei  $r = 4$  (Übergang von gelb nach orange) angesiedelt. Er entspricht der Wirkungsschwelle chronischer Toxizitätstests (**NOEC**) für Regenwürmer, also einem strengen, planungsrechtlich relevanten Maßstab und unterscheidet sich darin von den ordnungsrechtlich begründeten Prüfwerten im Entwurf für die BBodSchV-Novelle, die der  $EC_{50}$  entsprechen (Wilke et al., 2002; Römbke et al., 2006). Bei der Erarbeitung der Prüfwerte für die BBodSchV-Novelle war die Befürchtung laut geworden, dass nicht nur die NOEC, sondern sogar die  $EC_{20}$ -Werte im Hintergrund-Bereich liegen würden. Diese Befürchtung ist damit - zumindest was Regenwürmer betrifft - gegenstandslos. Die  $EC_{20}$  bis  $EC_{50}$  würden im hier verwendeten Bewertungsverfahren bei Risiko-Indizes zwischen 5 und 7 liegen, also weit oberhalb der Belastung der Wald-DBF.

Die Bewertung der 1994 gemessenen Bodengehalte führte zu einem sehr ähnlichen Ergebnis: Es ergab sich eine Hintergrundbelastung der Flächen, die ausreichend weit unterhalb der NOEC (Wirkungsschwelle) lag. Die Pb-Belastung lag geringfügig höher aber ebenfalls im Mittel unter  $r = 1$ .

Der Praxistest des Bewertungsverfahrens an den Wald-DBF Baden-Württembergs zeigt also, dass auch bei Zugrundelegung von an Regenwürmern ermittelten NOEC-Werten als Prüfwert, zwischen diesem und dem Hintergrundwert ein ausreichender Spielraum für vorsorgende Maßnahmen besteht. Es ist deshalb **nicht** aufgrund hoher Hintergrundwerte notwendig, die Vorsorgewerte der novellierten BBodSchV auf die **EC<sub>20</sub>** anstatt auf die NOEC ( $EC_0$ ) zu stützen (LUBW, 2006; Rahtkens & v.d. Trenck, 2007).

## 2.2 Das Bewertungskonzept

Grundlage des Bewertungskonzeptes (Abb. 6) sind der Hintergrundwert und Toxizitätsdaten aus der Literatur, die an Regenwürmern ermittelt wurden (LUBW, 2006; Rahtkens & v.d. Trenck, 2007):

- der Hintergrundwert (**H**) beschreibt die natürliche Konzentration der Metalle im Boden, die vom bodenbildenden Ausgangsgestein abhängig ist; er entspricht  $r = 0$ .
- der Prüfwert (**P**) charakterisiert die höchste Schwermetallkonzentration im Boden, die für Regenwürmer selbst bei chronischer Einwirkung noch nicht toxisch ist, ab der aber eine Wirkung zu erwarten ist (Wirkungsschwelle = NOEC =  $EC_0$ ;  $r = 4$ ).
- der Letalwert (**L**) stellt die Schwermetallkonzentration im Boden dar, die bei kurzzeitiger Einwirkung eine 50%ige Mortalität bei Regenwürmern zur Folge hat ( $LC_{50}$ -Wert;  $r = 16$ ).

## Bewertungskriterien für Schadstoffgehalte im Boden

- r**
- H (0)** **Hintergrund** = Mittelwert des jeweiligen Ausgangsgesteins
- P (4)** **NOEC** im **chronischen** Biotest am Regenwurm
- L (16)** **LC<sub>50</sub>** im **akuten** Biotest an Regenwurm

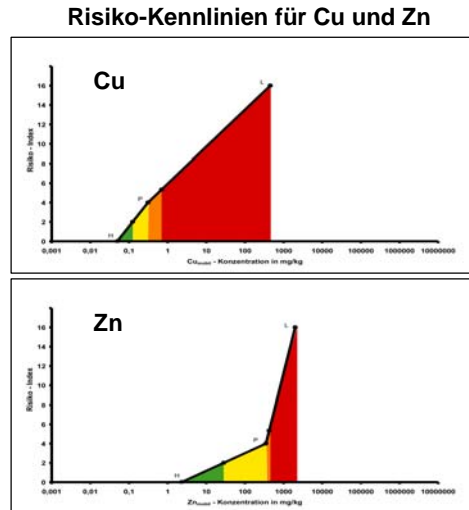


Abb. 6: Bewertungskriterien für Schadstoffgehalte im Boden

Die Zuordnung der entsprechenden Konzentrationen für **H**, **P** und **L** zu einer Bewertungsskala (Risiko-Index, **r**, von 0 bis 16) ermöglicht eine einheitliche Bewertung von Flächen, die mit verschiedenen Schadstoffen belastet sind. Für jeden Stoff und jedes Schutzgut lässt sich auf diese Weise eine sog. Risiko-Kennlinie aufstellen.

Die Spielräume zwischen den Orientierungswerten sind auf der Konzentrationsachse für einzelne Stoffe unterschiedlich groß, werden aber durch die Bewertungsskala immer in einheitliche Abschnitte eingeteilt. Die vier **r**-Einheiten zwischen **H** und **P** im Beispiel ergeben für Zink auf der Konzentrationsachse einen größeren Spielraum für vorsorgendes Handeln als für Kupfer (Abb. 6). Zwischen **P** und **L** liegen 12 **r**-Einheiten; im Beispiel wird deutlich, dass auf der Konzentrationsachse der Spielraum für nachsorgendes Handeln bei Zn sehr viel kleiner ist als bei Cu.

*Auf halber Strecke zwischen **H** und **P** kann ein Vorsorgewert (**V**,  $r = 2$ ) definiert werden (Farb-Übergang von grün nach gelb). Der Belastungswert (**B**,  $r = 5,3$ ) entspricht einem Neuntel der Strecke zwischen **P** und **L**. Er begrenzt den Toleranzbereich des Prüfwertes nach oben (Farb-Übergang von orange nach rot).*

Das vorgestellte Konzept stammt aus der Altlastenbearbeitung des Landes Baden-Württemberg, wo schon früh ein wissenschaftlich gestütztes und mit Verwaltungsvorschriften kompatibles Priorisierungsverfahren benötigt wurde, weil landesweit 40.000 Verdachtsflächen zu bearbeiten waren (v.d. Trenck et al., 1993a + b; v.d. Trenck & Jaroni, 2001).

## 2.3 Hintergrundwerte

Für die Ermittlung der Hintergrundwerte wurden die mittleren Gehalte der jeweiligen boden-bildenden Ausgangsgesteine nach der Gesteinskarte Baden-Württembergs zugrundegelegt (LfU, 1994). Das Beispiel (Abb. 7) zeigt die mittleren Kupfergehalte in Böden aus zwölf typischen Ausgangsgesteinen und ihre Standardabweichung. Besonders groß ist die Standardabweichung bei Tonsteinen und Metamorphiten.

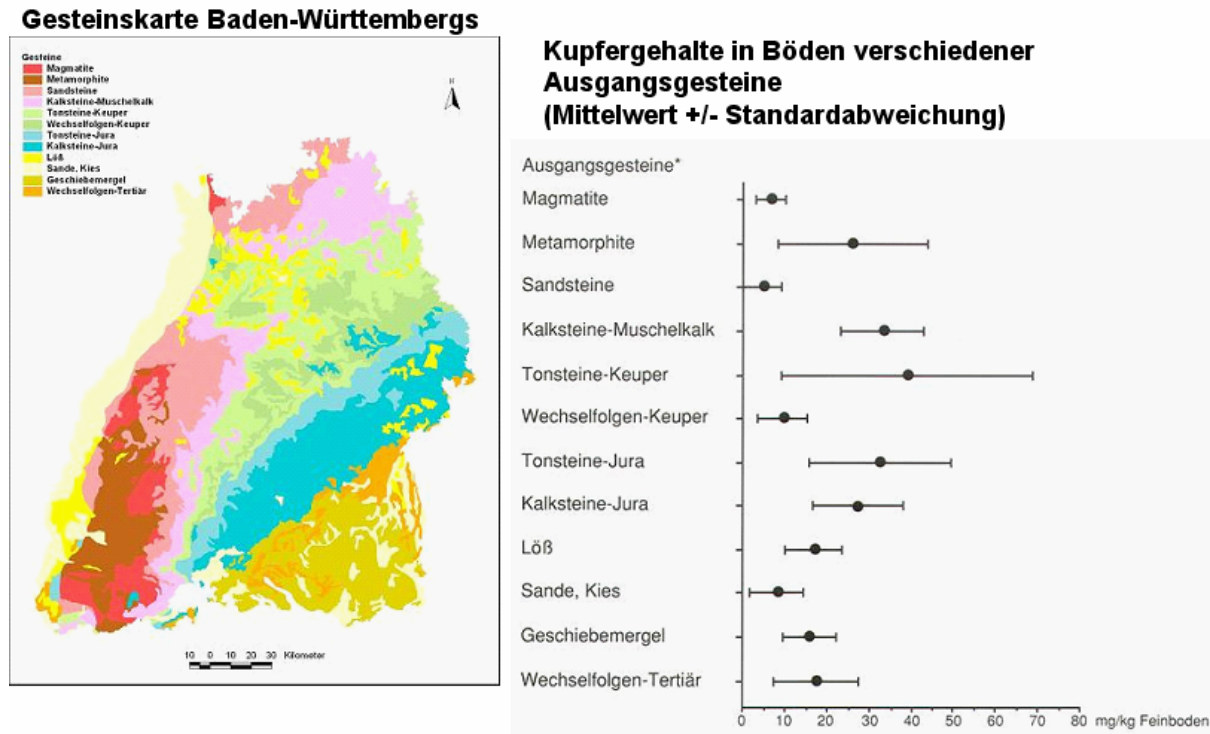


Abb. 7: Ermittlung gesteinsabhängiger Hintergrundwerte

## 2.4 Berücksichtigung der Mobilität

Bei der Bewertung der Wirkung eines Stoffes ist seine Mobilität zu berücksichtigen, die einen sehr großen Einfluss auf seine Bioverfügbarkeit und Toxizität hat. Der mobile Gehalt der Metalle wurde aus dem Ammoniumnitrat-Extrakt bestimmt, und die Mobilität auf der jeweiligen Fläche wurde als Verhältnis des mobilen Gehaltes zum Gesamtgehalt ausgedrückt (Tabelle 2). Da die Mobilität von vielen Faktoren abhängt, schwankt sie in einem weiten Bereich.

Ammoniumnitrat-extrahierbares Metall im Boden

Mobilität =  $\frac{\text{Ammoniumnitrat-extrahierbares Metall im Boden}}{\text{Königswasser-extrahierbares Metall im Boden}}$

Tabelle 2: Mobilität von Schwermetallen im Oberboden der 60 Wald-DBF Baden-Württembergs (Daten aus 1994)

Metall	mittlere Mobilität [%]	Streubreite der Mobilität [%]
Cd	<b>27</b>	0,3 – 88,3
Cu	<b>0,5</b>	0,03 – 1,65
Ni*	<b>3,1</b>	0,34 - 25
Pb	<b>3,3</b>	0,005 - 24
Zn	<b>4,4</b>	0,05 - 33

\*) Daten aus 2003

Während die mittlere Mobilität des Cadmiums bei 30% liegt, beträgt sie beim Kupfer nur 0,5 %. Demnach ist die Risiko-Kennlinie für den Gesamtgehalt an Kupfer ( $RKL_{\text{gesamt}}$ ) gegenüber der für den mobilen Gehalt um den Faktor 200 nach rechts verschoben (Abb. 8). Im Beispiel wurde eine noch geringere Mobilität von 0,06% zugrundegelegt, so dass die  $RKL_{\text{gesamt}}$  um einen Faktor von 1700 nach rechts verschoben ist.).

## 2.5 Toxizitätsdaten

Die Toxizitätsdaten wurden aus der Literatur ermittelt. Es ging jeweils der niedrigste Wert der akuten bzw. der chronischen Toxizität für Regenwürmer in die Risiko-Kennlinie für ein bestimmtes Metall ein (Tabelle 3; LUBW, 2006; Rahtkens & v.d. Trenck, 2007). Selbstverständlich können auch Risiko-Kennlinien auf der Grundlage anderer Schutzgüter, beispielsweise des Lebensraums Boden, aufgestellt werden. Als Toxizitätsdaten wären in diesem Fall nach der DIBAEX-Methode (*distribution based extrapolation*) für den P-Wert aus NOEC- bzw. für den L-Wert aus  $LC_{50}$ -Daten aller relevanten Bodenorganismen und –prozesse ermittelte Qualitätskriterien einzusetzen (van Straalen & Denneman, 1989; Wagner & Løkke, 1991; Wilke et al., 2002; Römbke et al., 2006).

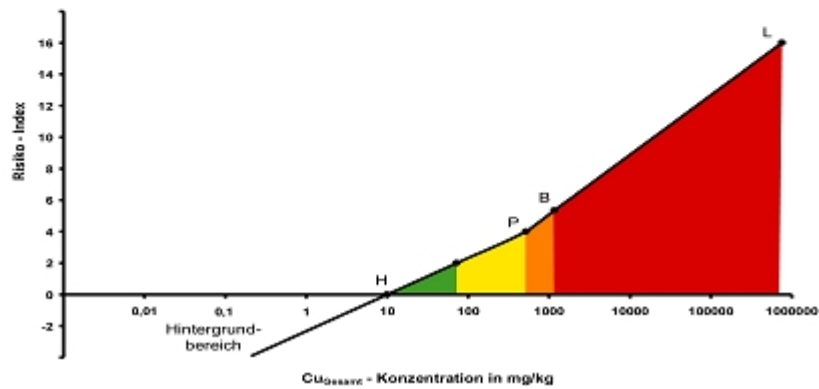
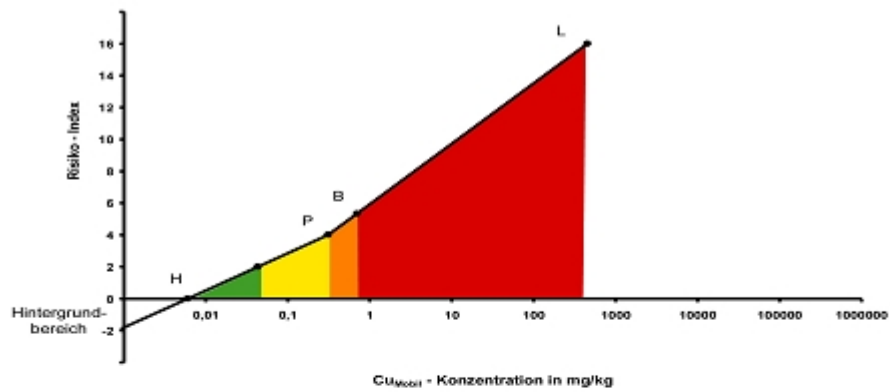


Abb. 8: Darstellung der Mobilität des Kupfers. Nur mobiles Cu ist bioverfügbar.  
Der große Unterschied zwischen mobilen Gehalten (oben) und Gesamtgehalten (unten) ergibt sich aus der sehr geringen Mobilität.

Tab. 3: Stützstellen der Risiko-Kennlinie für mobile\* Gehalte von Cd, Cu, Ni, Pb, Zn

Stützstelle (Risiko- Index, r)	Gehalt (mg/kg Boden, TM)				
	Cu <sub>mob</sub>	Cd <sub>mob</sub>	Ni <sub>mob</sub>	Pb <sub>mob</sub>	Zn <sub>mob</sub>
<b>H*)</b> (r = 0)	<b>0,05</b> (= 10 mg/kg · 0,005; LfU 1994)	<b>0,03</b> (= 0,1 mg/kg · 0,3; LfU 1994)	<b>0,9</b> (= 29 mg/kg · 0,03; LfU 1994)	<b>1,3</b> (= 43 mg/kg · 0,03; LfU 1994)	<b>2,3</b> (= 58 mg/kg · 0,04; LfU 1994)
<b>P</b> (r = 4)	<b>0,31**</b>	<b>2,5</b> (van Straalen & Bergema 1995)	<b>50</b> (Ma 1983)	<b>100</b> (van Straalen & Bergema 1995)	<b>350</b> (Spurgeon & Hopkin 1999)
<b>B</b> (r = 5,3)	<b>0,7</b> (Belotti 1997, 98)	<b>5,0**</b>	<b>70**</b>	<b>146**</b>	<b>425**</b>
<b>L</b> (r = 16)	<b>453</b> (Kula 1999)	<b>1300</b> (Khalil et al. 1996)	<b>1000</b> (Ma 1983)	<b>3000</b> (Ma 1983)	<b>ca. 2000</b> (Spurgeon & Hopkin 1999)

\*) Die Hintergrundwerte der Tabelle beziehen sich auf Sandboden. Die mobilen Gehalte wurden auf der Grundlage einer aus den 60 DBF gemittelten Mobilität der Metalle berechnet, und zwar 30% bei Cd, 4 % bei Zn, 3 % bei Ni und Pb und 0,5% bei Cu. Im Einzelfall sind die am Standort bestimmte Mobilität und die vom jeweiligen bodenbildenden Ausgangsgestein abhängige Hintergrundkonzentration zu multiplizieren.

\*\*) Werte ohne Literaturangabe wurden aus der Risiko-Kennlinie abgeleitet.

#### Fazit für Regenwürmer als Reaktionsindikatoren

Wegen der Berücksichtigung der Mobilität der Bodenverunreinigung konnte das Bewertungskonzept auf den **planungsrechtlich relevanten NOEC-Werten** aufgebaut werden und alle 60 Dauerbeobachtungsflächen des Landes Baden-Württemberg lagen **im Vorsorgebereich** einer vernachlässigbaren Belastung mit Cd, Cu, Pb, Ni, Zn und Cr<sup>VI</sup> (ausgenommen nur der leicht erhöhte Pb-Gehalt einer einzigen Fläche).

### 3 Akkumulation

#### 3.1 Akkumulation in Regenwürmern von unbelasteten Flächen

Auf allen Wald-Dauerbeobachtungsflächen des Landes (Abb. 1, 3, 4, im Teil 1) wurden im Jahr 2003 Schwermetallgehalte im Boden und 2000 in Regenwürmern (*Lumbricus rubellus*) untersucht. Cadmium, Blei und Zink im Regenwurm waren nur sehr schwach mit dem Gehalt im Oberboden (mobile Fraktion) korreliert, für Chrom, Kupfer und Nickel konnte keine Korrelation zwischen dem Gehalt im Regenwurm und dem Bodenextrakt gefunden werden (Tabelle 4). Die mobilen Gehalte in der Auflage (Lebensraum des *L. rubellus*) sind aus methodischen Gründen nicht bestimmbar.

Tabelle 4: Korrelation der Metallgehalte in *L. rubellus* (2000) mit den mobilen Gehalten im Mineralboden von 49 Wald-Dauerbeobachtungsflächen (2003)

Schwermetall	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Korrelationskoeffizient R (Wurmkörper/Boden)	0,33	0,00	-0,01	-0,17	0,26	0,23

Eine schlechte Korrelation ergab sich auch zwischen den Gehalten im Wurm und den Gesamtgehalten in der Auflage und im Mineralboden sowohl im Jahr 2003 als auch im Jahr 1994. Demnach fungierte *L. rubellus* bei den niedrigen Bodengehalten der DBF kaum als Akkumulationsindikator.

Der abnehmende zeitliche Trend der landesweiten Mediane der Regenwurmgehalte von Cadmium, Blei und Zink (Abb. 2) zeugt dagegen von einer Akkumulationsneigung mit brauchbarer Indikatorfunktion.

### 3.2 Akkumulation in Regenwürmern von belasteten Flächen

Zur Klärung der Frage nach der Schwermetall-Akkumulation von Regenwürmern wurden Flächen beprobt, die mit möglichst einem einzigen Schwermetall (SM) belastet waren (monokontaminierte Flächen). Geprüft wurden jeweils mehrere Teilflächen von Standorten, die in der Vergangenheit mit chromhaltigen Abfällen aus der Gerberei (Weinheim), mit cadmiumhaltigen Ablagerungen aus einem Emaillierbetrieb (Ortenberg) oder mit kupferhaltigen Fungiziden im Hopfenanbau (Tettnang) beaufschlagt worden waren (LUBW, 2006; Rahtkens & v.d. Trenck, 2007).

Abb. 9 zeigt ein Bodenprofil aus der Kinzigau bei Ortenberg, das eine Schicht Cd-haltiger Schlämme anschneidet. Die Cd-Schlämme lagern auf den natürlichen Sedimenten der Kinzig und sind mit 40 cm natürlichem Bodenmaterial abgedeckt, aus dem die Boden- und Regenwurmproben entnommen wurden.



Abb. 9: Bodenprofil aus der Kinzigaue bei Ortenberg

Die Bewertung der SM-Gehalte des Bodens ist beispielhaft in der Tabelle 5 gezeigt. Daraus geht hervor, dass die Fläche bei Ortenberg neben Cd auch mit Cu belastet ist, dagegen nicht mit Pb, Ni und Zn. Eine andere Fläche bei Tettnang ist ausschließlich mit Cu belastet. Eine Fläche bei Waldshut (Küßnach) diente als Kontrolle. Sie ist völlig unbelastet.

Tabelle 5: Bewertungsergebnisse belasteter Flächen

Standort	Gesteinsgruppe	Untersuchungsjahr	Risiko-Index				
			Cd [r]	Cu [r]	Ni [r]	Pb [r]	Zn [r]
Ortenberg 1 (Abb)	Lößlehm, Quartär	2002	7,5	5,2	0,0	1,0	0,8
"	"	2003	4,4	1,7	-0,2	0,6	0,5
Tettnang Lochbrücke 1	Quartär	2002	0,3	8,8	-0,3	<0,3	0,2
"	"	2003	0,6	6,7	-0,2	<0,3	0,3
Tettnang Lochbrücke 2	Quartär	2003	0,7	6,8	-0,3	<0,3	0,2
Küßnach	Wechselfolgen Tertiär	2002	<0,5	-1,0	0,1	<0,4	<0,3
"	"	2003	<0,7	-0,5	<0,4	<0,4	<0,3

Der Risiko-Index (r) zeigt den Belastungszustand an: Vernachlässigbar (r = 0); langfristig tolerierbar (r = 4 mit einem Toleranzbereich bis 5,3); kurzfristig letal (r = 16).

Der Standort Küßnach dient als unbelastete Kontrollfläche. Die Flächen in Lochbrücke sind lediglich mit Kupfer belastet. Ihre Belastung ist die gravierendste für das Schutzgut Regenwürmer (höchste r-Werte in 2002 und 2003), in Ortenberg handelt es sich um eine vorrangig mit Cadmium belastete Fläche, die aber auch Beimengungen von Kupfer enthält.

Werden für alle Regenwurmproben (von den Wald-DBF wie von den belasteten Flächen) die Metallgehalte im Wurmkörper gegen die mobilen Metallgehalte im Boden aufgetragen, so ergibt sich eine Akkumulation im Wurmkörper erst oberhalb eines Schwellenwertes von ca. 200 µg mob.Cd/kg bzw. ca. 300 µg mob.Cu/kg (Abb. 10). Auch für Chrom<sup>VI</sup> deutet sich eine Akkumulationsschwelle bei ca. 300 µg/kg Boden an, bedarf jedoch wegen der störanfälligeren Analytik und einer zu geringen Datenmenge noch weiterer Untersuchungen (LUBW, 2006).

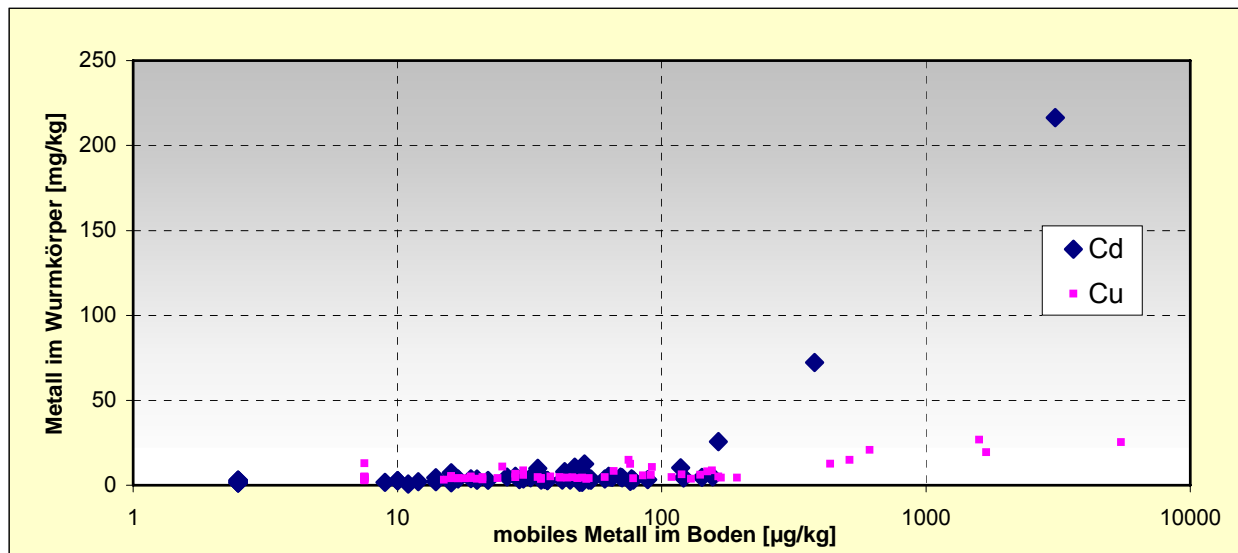


Abb. 10: Streudiagramm der Cd- und Cu-Gehalte im Wurmkörper gegen die mobilen Gehalte im Boden. Aufgetragen wurden die Daten der DBF (2000) und der belasteten Flächen (2002 und 2003);  $n = 67$ . Zur Vermeidung einer übermäßigen Skalenstauchung wurde das am höchsten belastete Datenpaar ( $15.300 \mu\text{g Cd/kg}$  Boden,  $502 \text{ mg Cd/kg}$  Wurm) nicht dargestellt.  
 $R^2_{\text{Cadmium}} = 0,95$ ; Akkumulation im Wurmkörper bei Bodengehalten oberhalb von ca.  $200 \mu\text{g/kg}$ .  $R^2_{\text{Kupfer}} = 0,49$ ; Akkumulation bei Bodengehalten oberhalb von  $P$  ( $= 310 \mu\text{g/kg}$ ).

Die Unterschiede im Akkumulationsverhalten zwischen unbelasteten und belasteten Flächen sind statistisch hochsignifikant. Es konnten aber keine statistisch abgesicherten Korrelationen zwischen den Bodengehalten und den Gehalten in Regenwürmern festgestellt werden. Dafür waren die Daten zu ungleich verteilt. Es wird daher vorgeschlagen, weitere Würmer von monobelasteten Flächen zu untersuchen, um die Schwellen der Akkumulationsneigung abzusichern und deutlich herauszuarbeiten.

Die Unterschiede im Akkumulationsverhalten zwischen unbelasteten und belasteten Flächen sind statistisch hochsignifikant. Es konnten aber keine statistisch abgesicherten Korrelationen zwischen den Bodengehalten und den Gehalten in Regenwürmern festgestellt werden. Dafür waren die Daten zu ungleich verteilt. Es wird daher vorgeschlagen, weitere Würmer von monobelasteten Flächen zu untersuchen, um die Schwellen der Akkumulationsneigung abzusichern und deutlich herauszuarbeiten.

### **Zusammenfassung**

Regenwürmer haben sich als Bioindikatoren für Schwermetall-Gehalte im Boden bewährt. Ihre Akkumulationsneigung ist für das Monitoring nutzbar, aus ihrer Schadstoffempfindlichkeit lassen sich Bewertungskriterien ableiten.

### **Akkumulation**

- Das Trendmonitoring an den Wald-DBF zeigt eine abnehmende Akkumulation von Cd, Pb und Zn in Würmern der Art *L. rubellus*.
- Die Gehalte der Schwermetalle Cd, Cu (und Cr<sup>VI</sup>) **akkumulieren** in Regenwürmern *verschiedener Arten* **oberhalb** einer bestimmten **Schwelle** der Bodenbelastung.

### **Empfindlichkeit**

Regenwürmer eignen sich als Reaktionsindikatoren zu einer differenzierten Bewertung der Lebensraumfunktion von Böden. Kriterien sind die naturräumliche Ausstattung (Hintergrund) und im Labor oder im Freiland gewonnene Toxizitätsdaten. Werden mobile Schwermetall-Gehalte des Bodens bewertet (Cd, Cd, Pb, Ni, Zn, Cr<sup>VI</sup>), dann ergibt sich zwischen den Hintergrundkonzentrationen und den **planungsrechtlich** relevanten NOEC-Werten ein ausreichender Spielraum für vorsorgende Maßnahmen. Deshalb können die Vorsorgewerte einer novellierten BBodSchV auf die NOEC (= EC<sub>0</sub>) anstatt auf die EC<sub>20</sub> gestützt werden.

### **Literatur**

Erhardt, W., K. Höpker & I. Fischer (1996): Verfahren zur Auswertung von Ergebnissen standardisierter Graskulturen und Schwellenwerte zur Bewertung immissionsbedingter Stoffanreicherungen. **UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.** 4, 237-240

LfU (1987): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1986 der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe 1987

LfU (1994): Handbuch Boden - Schwermetallgehalte in Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen Baden-Württembergs. Materialien zum Bodenschutz, Band 3, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe

LUBW (2006) Schwermetalle in Regenwürmern Baden-Württembergs – **Dokumentation zum Ergebnisbericht** der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Bearbeitung: K. Rahtkens & K.T. v.d. Trenck, Stand: Januar 2006, LUBW, Karlsruhe (Hrsg), 90 S <<http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/bofaweb/print/lubws10.pdf>>

K. Rahtkens & K.T. v.d. Trenck (2007) Schwermetalle in Regenwürmern Baden-Württembergs. Teil II: Ökotoxikologische Bewertung des Bodens. **UWSF – Z Umweltchem Ökotox** 19(1), 27-36

J. Römbke, S. Jänsch, H.-J. Schallnaß, K. Terytze (2006) Bodenwerte für den Pfad „Boden – Bodenorganismen“ für 19 Schadstoffe. **Bodenschutz** 4, 112-116

van Straalen N, Denneman CA (1989): Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. **Ecotoxicology and Environmental Safety** 18, 241-251

K.T. v.d. Trenck, J. Ruf & H.H. Dieter (1993a) Integriertes Risiko-Management am Beispiel Altlasten. In: H. Fiedler, R. Demuth, R.E. Lob und O. Hutzinger, Hrsg., "Tagungsband 3 der Eco-Informa '92", **ECO-INFORMA Press, Bayreuth**, 279-293

K.T. v.d. Trenck, J. Ruf & H.H. Dieter (1993b) Zusammenführung von Altlastenbewertung und Sanierungszielfindung. **UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.** 5, 135-144

von der Trenck KT, Jaroni H (2001): Vergleichende Bewertung von Umweltschadstoffen anhand von Risiko-Kennlinien. In: G Rippen, Hrsg., "**Handbuch Umweltchemikalien**", **Band 1**, II-1.2.1, S. 1-116 + Anhang (56. Erg. Lfg. 9/01), ecomed Verlag, Landsberg

Wagner C, Løkke H (1991): Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. **Water Res.** 25(10), 1237-1242

Wilke B-M, Beylich A, Herrchen M, Kratz W, Marschner A, Necker U, Pieper S, Römbke J, Riepert F, Rück F, Terytze K, Throl Ch, v.d. Trenck KT (2002): Eckpunkte zur Beurteilung des Wirkungspfad des Bodenverunreinigungen – Bodenorganismen. Textzahl 9310, S. 1-60, in D Rosenkranz et al., Hrsg., "**Bodenschutz – Ergänzbare Handbuch**", 35. Erg. Lfg. I/02, Erich Schmidt Verlag, Berlin

## 10. Bodengefügeentwicklung und bodenbiologische Parameter auf landwirtschaftlich genutzten BDF in Thüringen

*Dr. P. Gullich, Dr. R. Paul, G. Marre, TLL, Jena*

Auf den 14 Thüringer Bodendauerbeobachtungsflächen unter landwirtschaftlicher Nutzung werden im unteren Bereich des Bearbeitungshorizontes folgende Parameter bestimmt: Mikrobielle Biomasse, Bodenatmung, Katalasezahl, Regenwurmbesatz (Individuendichte und Biomasse) und die biologische Gesamtaktivität (Köderstreifen-Freßtest).

Außerdem wurden auf den Dauerbeobachtungsflächen in zweijährigem Abstand bodenphysikalische Untersuchungen zur Entwicklung des Bodengefügezustandes vorgenommen. Anhand der Messungen des Grobporenvolumens und der gesättigten Wasserleitfähigkeit in 3 Strukturzonen erfolgte eine Validierung des Thüringer Beratungsansatzes zur Vorsorge gegen Schadverdichtung. Die Ergebnisse zeigen einen Zusammenhang von Belastbarkeit des Bodengefüges und technogener Beanspruchung einerseits und bodenbiologischen Kenngrößen andererseits.

Auf tonreicheren Ackerböden mit vergleichsweise geringer Druckbelastbarkeit in Zeiten plastischen Bodenzustandes liegen die Porositäts- und Leitfähigkeitswerte unterhalb der bearbeiteten Bodenzone oft im Schadbereich. Auf den lehmigen Böden sind Schadzustände dagegen weitaus seltener. Regenwurmmasse und -individuenzahl sind hier höher, der Metabolische Quotient ( $C_{\text{mik}} / C_{\text{org}}$ ) erwartungsgemäß geringer. Die Untersuchungen bestätigen, dass das praxisübliche Bewirtschaftungssystem auf den BDF mit geringem Verdichtungsrisiko ausreichend gegen Schadverdichtung vorsorgt. Auf den durch Scherwirkung beim Befahren besonders gefährdeten Böden (höherer Tongehalt und längere Phasen geringer Druckbelastbarkeit) ist der Vorsorge gegen Schadverdichtungen größere Aufmerksamkeit zu widmen.

Abb.1:

### Gefügeentwicklung auf den Thüringer Bodendauerbeobachtungsflächen 1993 ... 2006

		Gering gefährdet: schluffiger Lehm (Vega, Tschernosem, Braunerde, Pseudogley)	Durch Knetung gefährdet stark schluffiger Ton (Rendzina, Gley)	Durch Kompression gefährdet mittel lehmiger Sand (Braunerde, Pseudogley)
	Mittlerer Druck- belastungsquotient 2005	<b>1,14</b>	<b>1,49</b>	<b>1,34</b>
<b>Untere Krume (15...30 cm)</b>	Schadverdichtung	nein	Ja, wenn pfluglos	Ja, wenn pfluglos
	Gefügeentwicklung	Wechsel Auflock. und Verdichtung	Nach Pflug rasche Wiederverdichtung	Zeitweise Verbesserung nach Raps
<b>Krumen-basis (30...45 cm)</b>	Schadverdichtung	nein	ja	nein
	Gefügeentwicklung	Praktisch unverändert	Vertikalporen nach Raps, rasche Zerscherung	Annäherung an krit. Niveau
<b>Unter- Boden (&gt; 45 cm)</b>	Schadverdichtung	nein	ja	nein
	Gefügeentwicklung	Praktisch unverändert	Geringe Ver- änderungen	Annäherung an krit. Niveau

		Gering gefährdet: schluffiger Lehm (Vega, Tschernosem, Braunerde, Pseudogley)	Durch Knetung gefährdet stark schluffiger Ton (Rendzina, Gley)	Durch Kompression gefährdet mittel lehmiger Sand (Braunerde, Pseudogley)
	Mittlerer Druck- belastungsquotient 2005	<b>1,14</b>	<b>1,49</b>	<b>1,34</b>
<b>Metabolischer Quotient</b> (Atemung / mikr. Biomasse)	>10 bedenklich (TISCHER, 2005)	11,8	15,8	8,6
<b>C<sub>mik</sub> / C<sub>org</sub></b>	<1 zu geringer Pool an mikrobiol. aktiver Biomasse (TISCHER, 2005)	3,16	4,44	4,58
<b>Regenwürmer Indiv.Zahl / m<sup>2</sup></b>	(16 / 48)	48	44	83
<b>Regenwürmer Masse (g/m<sup>2</sup>)</b>	(8 / 24)	29,1	16,9	52,8

Abb. 2: Biologische Parameter und Gefügeentwicklung (Alle Acker-BDF, Mittel aller Untersuchungsjahre)

# **11. Biologische Eigenschaften von Bodentieren und ihre Eignung als Indikatoren für Gefährdungen des Bodens**

Klemens Ekschmitt und Volkmar Wolters

Justus-Liebig-Universität, IFZ-Tierökologie, H.-Buff-Ring 26-32, D-35391 Gießen  
Email: klemens.ekschmitt@uni-giessen.de

## **1. Zusammenfassung**

Es wird analysiert, in welcher Weise Bioindikation mit Bodentieren zur Beurteilung von Schadstoffbelastungen des Bodens beitragen kann. Zunächst werden biologische und technische Charakteristika der Bioindikation dargestellt, dann folgt die Erörterung von Alternativen.

Die Analyse zeigt, (1) dass die Robustheit und Anpassungsfähigkeit von Bodentieren eine Früherkennung von Bodenbelastungen durch Bioindikation in Frage stellt, (2) dass die natürlichen Abundanz-Schwankungen von Bodentierpopulationen einen erheblichen Unsicherheitsfaktor bei der Beurteilung von Einzelerhebungen ohne regelmäßige zeitliche Wiederholung mit sich bringen, und (3) dass ein fundamentaler Unterschied besteht zwischen einer „vorwärts“ Bioindikation, die eine Wirkung von Umwelteinflüssen auf die Bodenfauna nachweist, und einer „rückwärts“ Bioindikation, die aus Veränderungen der Bodenfauna auf die Wirkung solcher Einflüsse zurück schließt. Daraus leiten wir die Empfehlung ab, riskante Strategien wie Frühwarnsysteme, Kurzzeitbewertungen und Rückwärts-Bioindikation zurück zu stellen. Stattdessen sollten robustere und erfolversprechende Verfahren wie die Qualitätssicherung durch Monitoring von Bodentieren, die Überwachung der Regenerationsfähigkeit von Bodentierpopulationen und die Quantifikation von habitatspezifischen Toleranzschranken für Schadstoffe im Boden Anwendung finden.

## **2. Einleitung: Gefährdungen des Bodens**

Im Rahmen der Europäischen Bodenschutz-Strategie sind acht Gefährdungen des Bodens identifiziert und Messparameter bzw. Indikatoren für jede dieser Gefährdungen vorgeschlagen worden. In diesem Artikel wird zunächst erörtert, welche dieser acht Gefährdungen des Bodens durch eine Untersuchung von Bodentieren sinnvoll beurteilt werden können. Anschließend werden biologische und technische Aspekte dargelegt, die eine Bioindikation von Schadstoffen im Boden charakterisieren. Schließlich werden alternative Lösungen vorgeschlagen.

Tabelle 1 fasst Ergebnisse aus dem Bericht zur Ausweisung von Risiko-Flächen und aus den Berichten der Technischen Arbeitsgruppen der Europäischen Kommission zusammen (Van Camp et al. 2004, Eckelmann et al. 2006). Es wird deutlich, dass zwei der acht Gefährdungen (Nr. 1 und 7) einer direkten Messung oder Indikation nicht zugänglich sind. Erosions- und Überflutungsrisiken lassen sich weder durch direkte Messung noch durch Indikation ausreichend erfassen und sollen deshalb durch Modellierung abgeschätzt werden. Die Neigung eines Gebiets zu Erdrutschen lässt sich

am ehesten durch in der Vergangenheit erfolgte Erdrutsche abschätzen und soll deswegen anhand einer Registrierung solcher Ereignisse beurteilt werden. Drei weitere Gefährdungen (Nr. 3, 5 und 6) lassen sich vergleichsweise einfach messen. Der Verlust organischer Substanz kann anhand der Gehalte des Bodens an organischem Kohlenstoff und organischem Stickstoff beurteilt werden, Bodenverdichtung kann anhand der Boden-Rohdichte erfasst werden, und Bodenversiegelung kann großflächig durch Fernerkundung quantifiziert werden. Die Gefährdung von Böden durch Versalzung (Nr. 8) tritt überwiegend im Süden und im Osten Europas auf und ist in Mitteleuropa selten. Versalzung lässt sich direkt messen, und es stehen gute Indikatorpflanzen zur Verfügung. Neuere methodische Entwicklungen nutzen Indikatorvariablen aus der Fernerkundung für eine flächendeckende Kartierung der Versalzungsgefährdung (Dehaan & Taylor 2003, Metternicht & Zinck 2003, Tweed et al. 2007). Beispielsweise wurde eine geringe zeitliche Varianz des spektralen Signals für photosynthetische Aktivität (NDVI) als Indikator für Wasseraustritt und Versalzungsrisiko eingesetzt. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass der Begriff „Indikator“ nicht von vornherein mit „Bioindikator“ gleich gesetzt ist.

**Tabelle 1:** Zusammenstellung von wichtigen Verfahren und Messparametern für die Beurteilung der acht Gefährdungen des Bodens, wie sie in Berichten zur EU Bodenschutz-Strategie dargelegt sind (Van Camp et al. 2004, Eckelmann et al. 2006)

Gefährdung des Bodens	Monitoring (Levels 1, 2, 3)	Ausweisung von Risikoflächen	Wichtige Methoden und Parameter
<b>1 Erosion</b>	x	R	Modellierung
<b>2a diffuse Pollution</b>	L1 L2 L3		Messung, Sensoren
<b>2b Kontamination</b>			Messung, Indikatoren
<b>3 Verlust organischer Substanz</b>	L1 L2	R	Messung: Corg, Norg
<b>4 Verlust von Biodiversität</b>	L3		Messung: Mikroflora, Fauna
<b>5 Verdichtung</b>	L1	R	Messung: Rohdichte
<b>6 Versiegelung</b>	x		Fern-Erkundung
<b>7 Überflutungen und Erdrutsche</b>	x	R	Modellierung
<b>8 Versalzung</b>	x	R	Registrierung
			Messung, Indikatoren

Die Untersuchung der Bodenfauna kann primär zur Beurteilung zweier Gefährdungen des Bodens beitragen (Nr. 2 und 4 in Tabelle 1): zu der Beurteilung von Biodiversitätsverlusten und zu der Beurteilung der biologischen Wirkung von Schadstoffbelastungen des Bodens. Im Weiteren konzentrieren wir uns auf die Beurteilung von Schadstoffbelastungen.

Eine unabhängige Kontrolle der biologischen Wirksamkeit von Schadstoffen im Boden, zusätzlich zur chemischen Bodenanalyse, ist sinnvoll und notwendig, weil die Exposition von Organismen gegenüber einem Schadstoff stark von der mittleren Bodenkonzentration des Schadstoffs abweichen kann. Einerseits können – auch durch biologische Aktivitäten – Schadstoffe im Boden inaktiviert werden. So ergaben verschiedene Experimente mit Schwermetallen, dass die Immobilisierung von Kupfer, Zink und Cadmium durch experimentell eingebrachte Mykorrhiza-Pilze die Aufnahme dieser Metalle in Nutzpflanzen reduzierte (Zhang et al. 2005, Audet & Charest 2006, Janouskova et al. 2006). Andererseits können Bodentiere Schadstoffe überproportional stark aufnehmen. So beschreiben Hoss et al. (2001) eine Cadmium-Aufnahme durch Nematoden und Scheifler et al. (2003) eine Cadmium-Aufnahme durch Schnecken, die jeweils deutlich über der geschätzten Bioverfügbarkeit des Cadmiums in den Experimenten lag.

Verschiedene Bodentiergruppen unterscheiden sich in ihrer Exposition gegenüber Schadstoffen. So lebt die Mikrofauna (im Wesentlichen Protozoen und Nematoden) aquatisch im Wasserfilm um die Bodenpartikel und steht deshalb im unmittelbaren Kontakt zu wasserlöslichen Stoffen. Andere Bodentiere, wie die Bodenmilben und die Makro-Arthropoden (u.a. Hundertfüßer, Asseln und Käfer) treten dagegen kaum in Kontakt mit der Bodenlösung und sind aliphatischen Stoffen vor allem über die Nahrungsaufnahme ausgesetzt. Eine Zwischenstellung nehmen Bodentiere ein, die entweder wegen ihrer durchlässigen Körperoberfläche (Regenwürmer, Enchytraeiden) oder über den Ventraltubus (Collembolen) Kontakt zum Bodenwasser halten. Zusätzlich zum Grad der Exposition variiert die Ausbildung von Toleranzen gegenüber bestimmten Schadstoffen stark zwischen den Arten (Van Straalen et al 2001) und kann durch frühere Belastungen in der lokalen Population selektiv verstärkt sein (Timmermans et al. 2005).

Es besteht also kein direkter Zusammenhang zwischen der Biokonzentration einer Substanz und ihrer biologischen Wirkung (Van Straalen & Van Gestel 1993, Vijver et al 2004). Dieser Zusammenhang muss im Einzelfall untersucht werden (Cortet et al. 1999). Der Nachweis von robusten Populationsdichten unter den verschiedenen Lebensformen der Bodentiere bietet deshalb den einzigen sicheren Nachweis für eine ungeschädigte Bodenfauna.

### **3. Robustheit und Anpassungsfähigkeit von Bodentieren**

Allen häufigen Bodentiergruppen ist gemeinsam, dass sie vielfältige physiologische Mechanismen zur Abwehr von Schwermetallen und organischen Noxen besitzen. Diese Mechanismen umfassen die Wahrnehmung von Schadstoffen, die gezielte Vermeidung der Aufnahme, die metabolische Entgiftung und die Ausscheidung, sowie die Ablagerung innerhalb des eigenen Körpers (Gräff et al. 1997, Stürzenbaum et al 2004, Vijver et al. 2004, Ekschmitt & Korthals 2006).

Die Abwehrmechanismen gegen Schadstoffe sind bei Nematoden besonders gut untersucht. Nematoden nehmen Cu und Cd-Ionen direkt wahr (Sambongi et al. 1999) und können die ansonsten kontinuierlich aktive Wasseraufnahme durch das Pumporgan des Pharynx unterbrechen (Jones & Candido 1999). Sie verfügen ebenso wie andere Organismen über eine breite Palette molekularer Mechanismen: Superoxid Dismutasen

(Mn SOD) zur Abwehr von Oxidantien (Fridovich 1995), Cytochrome P450 (CYP) zur oxidativen Metabolisierung organischer Noxen (Menzel et al. 2001), Glutathione (GSH) zur Ausscheidung von Schwermetallen (Sies 1999), Glutathion S-Transferasen (GST) zur Detoxifikation organischer Schadstoffe (Eaton & Bammler 1999), Metallothioneine (MT), die Zn, Cu, Cd und Hg sequestrieren und außerdem chemische Radikale einfangen (Klaassen et al. 1999), sowie Phyto-Chelatine (PC), die Cd, aber auch As, Ag und Cu sequestrieren (Clemens et al. 2001, Vatamaniuk et al. 2001).

Die Belastbarkeit von Bodentieren geht so weit, dass sich mikroskopisch sichtbare Bleipartikel in der Ösophagusregion der Nematodenart *Panagrolaimus superbus* ablagern können (Williams & Seraphin 1998). In ähnlicher Weise lagert die Hornmilbe *Xenillus tegeocranus* Fe, Mn, Zn, Ni, und Cu als Granulate in Mitteldarm-Zellen ein (Pigino et al. 2006). Collembolen speichern Metalle in Granulae, die sich im Mitteldarmepithel befinden. Diese werden bei der Häutung gemeinsam mit dem Darmepithel in das Darmlumen abgestoßen. Asseln speichern Metalle in der Mitteldarmdrüse und Hundertfüßer lagern Metalle in das Mitteldarmepithel und in die angrenzenden Zellen ein (Köhler 2002). Regenwurmartens wie *Lumbricus rubellus* und *L. terrestris* lagern Schwermetalle in inaktiver Form stabil in die Chloragocyten ein, die den Mitteldarm bedecken (Stürzenbaum et al. 2004, Amaral & Rodrigues 2005, Vijver et al. 2005).

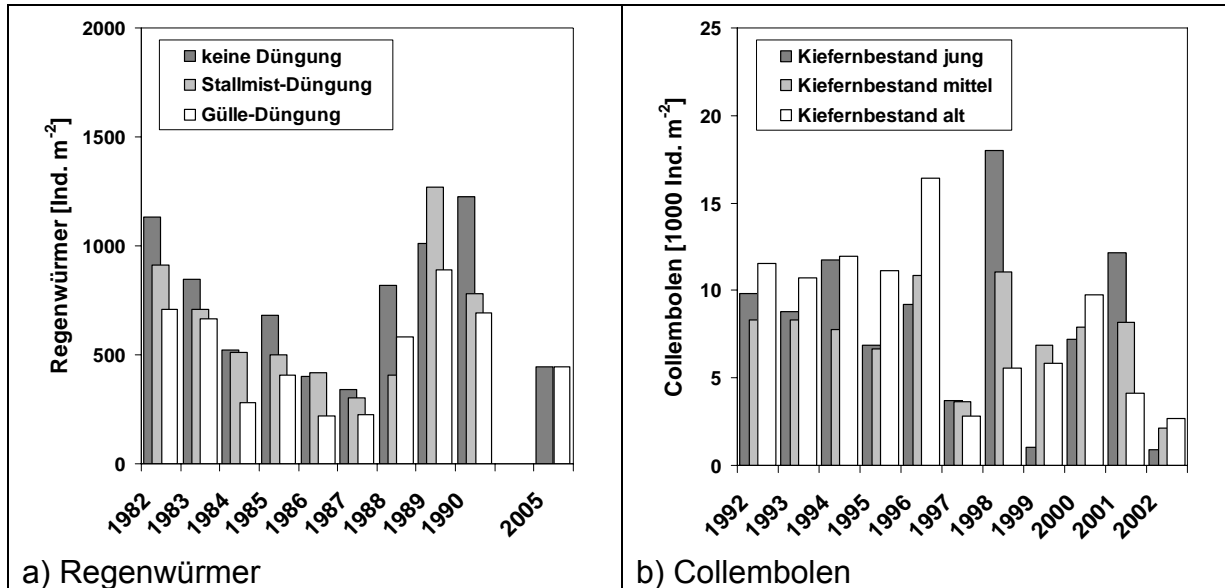
Die Fähigkeit von Bodentieren, organische Noxen zu entgiften und Schwermetalle in inaktiver Form zu sequestrieren, ermöglicht ihnen die Besiedelung extrem belasteter Standorte. So leben sie auf Flächen mit hohen natürlichen Schwermetallgehalten (Russell & Alberti 1998) ebenso wie auf industriell mit Uran (Gongalsky 2006) oder mit Blei, Cadmium und Kupfer (Rabitsch 1995, Zaitsev & Van Straalen 2001) belasteten Böden, sowie auf Schweröl-verseuchten Böden (Gillet & Ponge). Auf dauerhaft mit geringen Mengen polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe belasteten Flächen treten manche Bodentiere sogar vermehrt auf, weil die Kohlenwasserstoffe mikrobiell als Substrat genutzt, in mikrobielle Biomasse umgewandelt und als zusätzliche Nahrungsressource in das Bodennahrungsnetz eingebracht werden (Snow-Ashbrook & Erstfeld 1998, Erstfeld & Snow-Ashbrook 1999).

Im Zusammenhang mit Bioindikation bedeuten die erstaunlichen Fähigkeiten von Bodentieren, mit denen sie sich an hohe Schadstoffbelastungen physiologisch anpassen können, dass sich ihre Populationsgröße in vielen Fällen erst bei starker Belastung deutlich verändert. Sie sind deshalb als Frühindikatoren für Bodenkontaminationen wenig geeignet.

#### **4. Natürliche Populationsschwankungen**

Eine biologische Grundeigenschaft der Bodenfauna ist die inter-annuelle Schwankung der Populationsdichte. Abbildung 1 zeigt beispielhaft Zeitreihen über 10 Jahre für Regenwürmer in unterschiedlich gedüngten Feuchtgrünländern (Timmerman et al. 2006) und für Collembolen in Kieferbeständen unterschiedlichen Alters (Jucevica & Melecis 2006). In beiden Fällen waren die Populationsunterschiede entlang der Zeitachse höher als die Unterschiede zwischen den jeweiligen Bewirtschaftungsformen. Die Regenwurmpopulationen schwankten um den Faktor 5,8 (ca. 220 bis 1300 Ind./m<sup>2</sup>). Timmerman et al. (2006) führen diese Schwankungen auf die Winterhärte des jeweils

vorangegangenen Jahres zurück. Die Collembolenpopulationen variierten um den Faktor 18 (ca. 1000 bis 18000 Ind./m<sup>2</sup>). Jucevica & Melecis (2006) erklären dies ebenfalls durch die Wirkung von Klimafaktoren, insbesondere durch die Variation von Lufttemperatur und Bodenfeuchte. Diese kürzlich publizierten Fälle sind keineswegs Extrembeispiele. Starke Populationsschwankungen werden in Langzeituntersuchungen regelmäßig nachgewiesen (z.B. Van Rhee & Nathans 1973, Wolters 1998, Sohlenius & Boström 2001, Irmiler 2004).



**Abb. 1:** Natürliche Populationsschwankungen von Bodentieren

a) Langzeit-Dynamik von Regenwurmpopulationen auf Feuchtgrünland mit unterschiedlicher Düngung (Timmerman et al. 2006). b) Langzeit-Dynamik von Collembolenpopulationen in Kiefernforsten unterschiedlichen Alters (Jucevica & Melecis 2006).

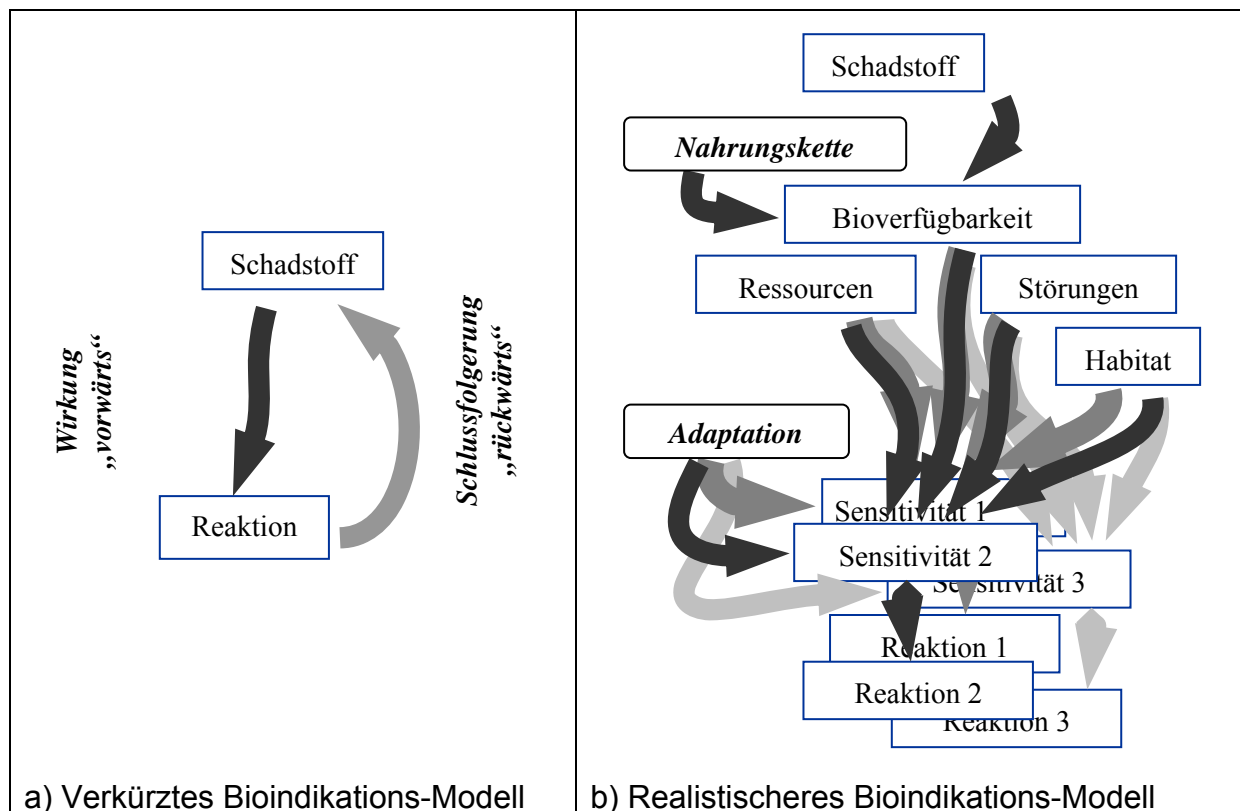
Durch Populationsschwankungen entsteht erhebliche Unsicherheit in der vergleichenden Beurteilung von Flächen (Abb. 1). Sowohl bei den Regenwürmern als auch bei den Collembolen kehrten sich die Unterschiede in den Populationsdichten zwischen den Flächen im Verlauf der Jahre wiederholt um. Zum Beispiel war im Jahr 1989 die Fläche mit Stallmistdüngung diejenige mit den höchsten Regenwurmdichten, in den Jahren davor und danach war aber die ungedüngte Kontrollfläche am dichtesten mit Regenwürmern besiedelt. In den Jahren 1995 und 1996 zeigte der alte Kiefernforst die höchsten Collembolendichten, in den Jahren 1998 und 2001 wies dagegen der jüngste Kiefernbestand die stärksten Collembolen-Populationen auf.

Aufgrund der natürlichen Populationsschwankungen von Bodentieren ist die Beurteilung des Bodenzustandes anhand einer einjährigen Populationsmessung unsicher.

## **5. Vorwärts- und Rückwärts-Bioindikation**

Die Eignung von Bodentieren als Bioindikatoren für Schadstoffbelastungen des Bodens wird gewöhnlich damit begründet, dass die Kontamination mit einem Schadstoff eine messbare Reaktion der Tiere auslöst (etwa einen Populationsrückgang), die einen Rückschluss auf die Wirkung des Schadstoffs erlaubt. Die beiden Aspekte dieses Arguments sollen hier getrennt betrachtet werden. Dabei wird der Nachweis, dass ein Schadstoff eine biologische Reaktion auslöst, im folgenden als „Vorwärts-Bioindikation“ bezeichnet. Der Umkehrschluss von dieser Reaktion auf das Wirken des Schadstoffs wird als „Rückwärts-Bioindikation“ bezeichnet. Diese begriffliche Trennung soll dazu beitragen, die fundamentalen Unterschiede zwischen Vorwärts- und Rückwärts-Bioindikation zu verdeutlichen.

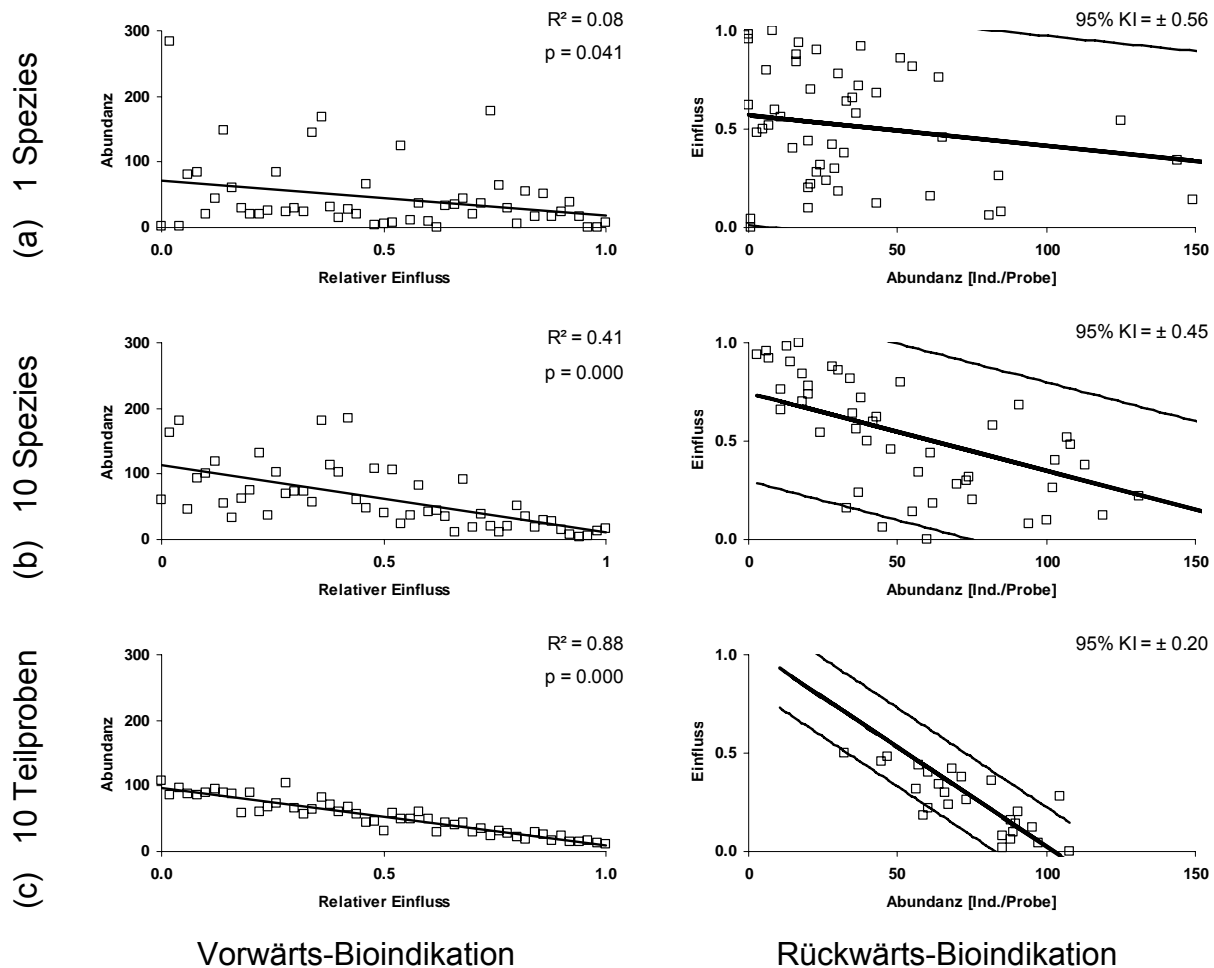
Die Formulierung, ein Schadstoff löse eine biologische Reaktion aus, ist ein stark vereinfachtes Modell der Wirklichkeit (Abb. 2a). Für eine realistischere Modellvorstellung muss berücksichtigt werden, dass die Bioverfügbarkeit des Schadstoffs in der Nahrungskette modifiziert wird, dass die Sensitivität eines Organismus gegenüber dem Schadstoff durch Adaptation veränderlich ist, dass sich die Reaktion des Organismus aus einer Kaskade von verschiedenen Verhaltensreaktionen und physiologischen Mechanismen mit unterschiedlichen Sensitivitäten zusammensetzt, und dass der Organismus unter der gleichzeitigen Wirkung vieler anderer Umwelteinflüsse steht, die überlagernde Reaktionen auslösen (Abb. 2b).



**Abb. 2:** Bioindikation als Umkehrschluss

a) In der verkürzten Modellvorstellung scheint der Umkehrschluss von der Reaktion eines Organismus auf die auslösende Ursache einfach zu sein. b) In der differenzierteren Modellvorstellung wird deutlich, dass sich das Wirken eines Schadstoffs aus den Reaktionen des Organismus - wegen der vielen alternativen Ursachen für die Reaktion - nicht leicht rekonstruieren lässt.

Das realitätsnahe Modell in Abb. 2b verdeutlicht den Unterschied zwischen Vorwärts- und Rückwärts-Bioindikation. So ist der Nachweis einer kausalen Wirkungskette vom Schadstoff zu den verschiedenen Teilreaktionen des Organismus durchaus möglich, obgleich die Vorwärts-Bioindikation aufgrund der vielen Störgrößen erschwert ist. Zum Beispiel ließe sich in einer Untersuchung die Korrelation zwischen einer *bekannten* oder experimentell gesetzten Schadstoffbelastung und dem gemessenen Populationsrückgang von Regenwürmern nachweisen. Im Gegensatz dazu ist die Rückwärts-Bioindikation ungleich schwieriger, weil hier eine *unbekannte* Schadstoffbelastung aus dem gemessenen Populationsrückgang der Regenwürmer abgeschätzt werden soll, wobei gleichzeitig gesichert sein muss, dass der Populationsrückgang nicht durch einen der vielen anderen Umwelteinflüsse (wie etwa die Vorjahreswitterung) ausgelöst wurde. Der fundamentale Unterschied in der Aussagegüte von Vorwärts- und Rückwärts-Bioindikation soll anhand eines Datenexperiments quantitativ verdeutlicht werden (Abb. 3).



**Abb. 3:** Qualitätsunterschiede zwischen Vorwärts- und Rückwärts-Bioindikation  
 Numerische Simulation von Bioindikations-Szenarien: Wirkung eines hypothetischen Umwelt-Einflusses der Stärke 0 bis 1 auf die Abundanz von Bodentieren (a) Erfassung einer Einzelart in 50 Bodenproben (b) Erfassung einer Gruppe von 10 Arten in 50 Bodenproben (c) Erfassung einer Gruppe von 10 Arten in 50 Sammelproben aus je 10 Teilproben.  
 Trotz guter statistischer Nachweisbarkeit der Korrelation zwischen Effekt und Abundanz in der Vorwärts-Bioindikation ( $p$ -Werte  $< 0.05$ ), weist die Rückwärts-Bioindikation sehr hohe Schätzungenauigkeiten auf (Konfidenz-Intervalle  $> \pm 10\%$ ).

Es ist eine klassische Feststellung der Ökologie, dass Bodentiere aggregierte räumliche Verteilungsmuster aufweisen. Als grob verallgemeinernde Daumenregel lässt sich die räumliche Varianz von Bodentierarten anhand der Geometrischen Verteilung abschätzen, die ihrerseits ein Spezialfall der Negativen Binomialen Verteilung ist (Ekschmitt et al. 1997). Hinzu kommt die Beobachtung, dass Artengruppen zu geringeren räumlichen Varianzen neigen als Einzelarten, weil sich die Verteilungsmuster

der einzelnen Arten stochastisch ausgleichen (Ekschmitt 1998). Diese beiden Befunde werden hier verwendet, um Bioindikation zu simulieren. Es wird angenommen, dass ein hypothetischer Umwelt-Einfluss, dessen Intensität von 0 bis 1 skaliert ist, die Abundanz der Bodentiere auf 1/10 des ursprünglichen Wertes reduziert. Entlang des Einflussgradienten von 0 bis 1 werden 50 Bodenproben entnommen und die lineare Regression zwischen der Intensität des Einflusses und der Abundanz ausgewertet. Abbildung 3 zeigt typische Simulations-Ergebnisse für drei Beprobungsszenarien: (a) die Wirkung auf eine einzelne Bodentierart, (b) die Wirkung auf eine Gruppe von 10 Arten, und (c) die Wirkung auf eine Gruppe von 10 Arten, die mit erhöhtem Beprobungsaufwand in Sammelproben aus jeweils 10 Teilproben erfasst wurden. Vorwärts-Bioindikation und Rückwärts-Bioindikation sind für jedes Szenario getrennt dargestellt.

Das einfachste Szenario mit einer Einzelart und einfacher Beprobung reicht knapp aus, um die Korrelation zwischen Umwelteinfluss und Populationsgröße statistisch signifikant nachzuweisen ( $p = 0,04$ ). In Szenario b mit einer Gruppe von 10 Arten ist der statistische Nachweis zwar deutlich verbessert ( $p < 0,001$ ), in beiden Szenarien ist die Genauigkeit der Rückwärts-Bioindikation jedoch jenseits akzeptabler Grenzen: das 95% Konfidenzintervall für die vorhergesagte Effektstärke liegt bei  $\pm 0,5$ . Dies bedeutet, dass die Schätzungenauigkeit von 0 bis 1 reicht und den gesamten Effekt-Gradienten umfasst. Erst in Szenario c, in dem der Probenaufwand radikal erhöht ist, verbessert sich die Schätzung zu einer für die Praxis brauchbaren Genauigkeit: das 95% Konfidenzintervall engt sich auf  $\pm 0,2$  ein. Dies bedeutet aber immer noch, dass anhand der Rückwärts-Bioindikation nur zwei oder drei Stufen entlang des Effekt-Gradienten von 0 bis 1 sicher unterschieden werden können.

Rückwärts-Bioindikation erweist sich damit als sehr viel schwieriger, aufwändiger und ungenauer als Vorwärts-Bioindikation.

## **6. Schlussfolgerungen**

Ausgehend von der Feststellung, dass im Rahmen der Europäischen Bodenschutz-Strategie die Beurteilung von Schadstoffbelastungen des Bodens zu den Kernaufgaben der Boden-Bioindikation gehört, haben wir drei Zielsetzungen einer solchen Bioindikation erörtert, die gedanklich naheliegen, die sich jedoch bei näherer Betrachtung als wenig erfolgversprechend erweisen:

- Die Zielsetzung, Frühwarnsysteme für Schadstoffbelastungen des Bodens auf Bioindikation mit Bodentieren aufzubauen, erscheint riskant, weil alle häufigen Bodentiergruppen über vielfältige physiologische Entgiftungs- und Sequestrierungs-Mechanismen verfügen, die sie robust und anpassungsfähig gegenüber Belastungen mit organischen Noxen und mit Schwermetallen machen.
- Die Zielsetzung, Schadstoffbelastungen des Bodens anhand von einmaligen, zeitlich nicht wiederholten Messungen von Bodentierpopulationen zu beurteilen, ist riskant, weil die natürlichen Populationsschwankungen im Boden aufgrund der fluktuierenden Jahreswitterung von Jahr zu Jahr groß genug sind, um zu unterschiedlichen Beurteilungen des gleichen Bodenzustandes zu führen.

- Die Zielsetzung, Schadstoffbelastungen des Bodens mittels Rückwärts-Bioindikation aus Bodentier-Populationen abzulesen, ist riskant, weil Rückwärts-Bioindikation, wenn sie nicht mit sehr großem Probenaufwand betrieben wird, eine hohe statistische Aussage-Unsicherheit aufweist.

Wir schlagen deshalb vor, anstelle dieser riskanten Zielsetzungen, robustere und erfolgversprechendere Ziele zu verfolgen.

Anstelle von Frühwarnsystemen sollte ein klassisches Biomonitoring der Bodenfauna zur begleitenden und nachträglichen Qualitätssicherung von Meliorations- und Dekontaminations-Maßnahmen an Böden durchgeführt werden.

Anstelle von in der Fläche gestreuten Einmal-Beprobungen von Bodentierpopulationen sollten an ausgewählten Standorten kontinuierliche Beobachtungsreihen angelegt werden. Hier sollte zusätzlich zur Populationsdichte das Reproduktionspotential der Populationen von Jahr zu Jahr als wesentlicher Populations-erhaltender Parameter berechnet und ausgewertet werden.

Rückwärts-Bioindikation sollte zugunsten einer systematischen Vorwärts-Bioindikation aufgegeben werden. Eine systematische Erfassung von Bodentierpopulationen unter unterschiedlichen Schadstoff-Belastungen im Freiland bietet die Möglichkeit, die Toleranzschranken von Bodentieren gegenüber Schadstoffen in Abhängigkeit der jeweiligen Habitatbedingungen zu bestimmen. Zur Berechnung von regionalspezifisch und bodenspezifisch differenzierten Schranken für Schadstoffbelastungen stehen moderne multivariate Auswertungsverfahren zur Verfügung. Neben der allgemein etablierten Methode der Klassifikations- und Regressionsbäume (De'ath & Fabricius 2000) gibt es speziell für die Habitatanalyse entwickelte Verfahren wie BioMapper (Hirzel & Arlettaz 2003) und WhyWhere (Stockwell 2006). Diese Verfahren ermöglichen eine effiziente sequentiell fortschreitende Auswertung, in dem Maße wie neue Bodentier-Daten verfügbar werden, oder regionale Datenbanken überregional harmonisiert und integriert werden. Für die Ermittlung der bodenbiologischen Toleranzschranken für Schadstoffbelastungen bedarf es zunächst einer koordinierten Forschungsanstrengung. Anschließend kann die Einhaltung der Toleranzschranken durch direkte Messung der Stoffkonzentrationen im Boden überprüft werden, ohne den Umweg über die Bioindikation.

## 7. Literaturverzeichnis

- Amaral A. F. S., Rodrigues A. D., 2005: Metal accumulation and apoptosis in the alimentary canal of *Lumbricus terrestris* as a metal biomarker. *Biometals* 18: 199-206.
- Audet P., Charest C., 2006: Effects of AM colonization on "wild tobacco" plants grown in zinc-contaminated soil. *Mycorrhiza* 16: 277-283.
- Clemens S., Schroeder J. I., Degenkolb T., 2001: *Caenorhabditis elegans* expresses a functional phytochelatin synthase. *European Journal of Biochemistry* 268: 3640-3643.
- Cortet J., Gomot-De Vauflery A., Poinso-Balaguer N., Gomot L., Texier C., Cluzeau D., 1999: The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology* 35: 115-134.
- De'ath G., Fabricius K. E., 2000: Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81: 3178-3192.
- Dehaan R., Taylor G. R., 2003: Image-derived spectral endmembers as indicators of salinisation. *International Journal of Remote Sensing* 24: 775-794.
- Eaton D. L., Bammler T. K., 1999: Concise review of the glutathione S-transferases and their significance to toxicology. *Toxicological Sciences* 49: 156-164.
- Eckelmann W., Baritz R., Bialousz S., Bielek P., Carre F., Houšková B., Jones R. J. A., Kibblewhite M. G., Kozak J., Le Bas C., Tóth G., Tóth T., Várallyay G., Yli Halla M., Zupan M., 2006: Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats. *European Soil Bureau Research Report* No. 20, EUR 22185 EN.
- Ekschmitt K., 1998: Population assessments of soil fauna: General criteria for the planning of sampling schemes. *Applied Soil Ecology* 9: 439-445.
- Ekschmitt K., Korthals G. W., 2006: Nematodes as sentinels of heavy metals and organic toxicants in the soil. *Journal of Nematology* 38: 13-19.
- Ekschmitt K., Weidemann G., Wolters V., 1997: Spatial heterogeneity in the density of soil animals. *Recent Research Developments in Soil Biology and Biochemistry* 1: 21-38.
- Erstfeld K. M., Snow-Ashbrook J., 1999. Effects of chronic low-level PAH contamination on soil invertebrate communities. *Chemosphere* 39: 2117-2139
- Fridovich, I., 1995: Superoxide radical and superoxide dismutases. *Annual Review of Biochemistry* 64: 97-112.
- Gillet S., Ponge J. F., 2005: Species assemblages and diets of Collembola in the organic matter accumulated over an old tar deposit. *European Journal of Soil Biology* 41: 39-44.
- Gongalsky K. B., 2006: Bioaccumulation of metals by soil-dwelling insects in a uranium production area. *European Journal of Soil Biology* 42 Suppl. 1: S180-S185.

- Gräff S., Berkus M., Alberti G., Kohler H. R., 1997: Metal accumulation strategies in saprophagous and phytophagous soil invertebrates: A quantitative comparison. *Biometals* 10: 45-53.
- Hirzel A. H., Arlettaz R., 2003: Modeling habitat suitability for complex species distributions by environmental-distance geometric mean. *Environmental Management* 32: 614-623.
- Hoss S., Henschel T., Haitzer M., Traunsperger W., Steinberg C. E. W., 2001: Toxicity of cadmium to *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) in whole sediment and pore water - The ambiguous role of organic matter. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 2794-2801.
- Irmeler U., 2004. Long-term fluctuation of the soil fauna (Collembola and Oribatida) at groundwater-near sites in an alder wood. *Pedobiologia* 48: 349-363.
- Janouskova M., Pavlikova D., Vosatka M., 2006: Potential contribution of arbuscular mycorrhiza to cadmium immobilisation in soil. *Chemosphere* 65: 1959-1965.
- Jones D., Candido E. P. M., 1999: Feeding is inhibited by sublethal concentrations of toxicants and by heat stress in the nematode *Caenorhabditis elegans*: Relationship to the cellular stress response. *Journal of Experimental Zoology* 284: 147-157.
- Jucevica E., Melecis V., 2006: Global warming affects Collembola community: A long-term study. *Pedobiologia* 50: 177-184.
- Klaassen C. D., Liu J., Choudhri S., 1999: Metallothionein: An intracellular protein to protect against cadmium toxicity. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology* 39: 267-294.
- Kohler H. R., 2002: Localization of metals in cells of saprophagous soil arthropods (Isopoda, Diplopoda, Collembola). *Microscopy Research and Technique* 56: 393-401.
- Menzel R., Bogaert T., Achazi R., 2001: A systematic gene expression screen of *Caenorhabditis elegans* cytochrome P450 genes reveals CYP35 as strongly xenobiotic inducible. *Archives of Biochemistry and Biophysics* 395: 158-168.
- Metternicht G. I., Zinck J. A., 2003: Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints. *Remote Sensing of Environment* 85:1-20
- Pigino G., Mighorini M., Paccagnini E., Bernini F., 2006: Localisation of heavy metals in the midgut epithelial cells of *Xenillus tegeocranus* (Hermann, 1804) (Acari : Oribatida). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 64: 257-263.
- Rabitsch W. B., 1995: Metal accumulation in arthropods near a lead/zinc smelter in Arnoldstein, Austria 1-3. *Environmental Pollution* 90: 221-257.
- Russell D. J., Alberti G., 1998: Effects of long-term, geogenic heavy metal contamination on soil organic matter and microarthropod communities, in particular Collembola. *Applied Soil Ecology* 9: 483-488.
- Sambongi Y., Nagae T., Liu Y., Yoshimizu T., Takeda K., Wada Y., Futai M., 1999: Sensing of cadmium and copper ions by externally exposed ADL, ASE, and ASH neurons elicits avoidance response in *Caenorhabditis elegans*. *Neuroreport* 10: 753-757.

- Scheifler R., Schwartz C., Echevarria G., De Vaufleury A., Badot P. M., Morel J. L., 2003: "Nonavailable" soil cadmium is bioavailable to snails: Evidence from isotopic dilution experiments. *Environmental Science & Technology* 37: 81-86.
- Sies H., 1999: Glutathione and its role in cellular functions. *Free Radical Biology and Medicine* 27: 916-921.
- Snow-Ashbrook J., Erstfeld K. M., 1998. Soil nematode communities as indicators of the effects of environmental contamination with polycyclic aromatic hydrocarbons. *Ecotoxicology* 7: 363-370
- Sohlenius B, Bostrom S., 2001. Annual and long-term fluctuations of the nematode fauna in a Swedish Scots pine forest soil. *Pedobiologia* 45: 408-429.
- Stockwell D. R. B., 2006: Improving ecological niche models by data mining large environmental datasets for surrogate models. *Ecological Modelling* 192: 188-196.
- Stürzenbaum S. R., Georgiev O., Morgan A. J., Kille P., 2004: Cadmium detoxification in earthworms: From genes to cells. *Environmental Science & Technology* 38: 6283-6289.
- Timmerman A., Bos D., Ouwehand J., de Goede R. G. M., 2006: Long-term effects of fertilisation regime on earthworm abundance in a semi-natural grassland area. *Pedobiologia* 50: 427-432.
- Timmermans M. J. T. N., Ellers J., Roelofs D., Van Straalen N. M., 2005: Metallothionein mRNA expression and cadmium tolerance in metal-stressed and reference populations of the springtail *Orchesella cincta*. *Ecotoxicology* 14: 727-739.
- Tweed S. O., Leblanc M., Webb J. A., Lubczynski M. W., 2007: Remote sensing and GIS for mapping groundwater recharge and discharge areas in salinity prone catchments, southeastern Australia. *Hydrogeology Journal* 15: 75-96.
- Van Rhee J. A., Nathans S., 1973: Ecological aspects of earthworm populations in relation to weather conditions. *Revue d'écologie et de biologie du sol* 10: 523-533.
- Van Straalen N. M., Butovsky R. O., Pokarzhevskii A. D., Zaitsev A. S., Verhoef S. C., 2001: Metal concentrations in soil and invertebrates in the vicinity of a metallurgical factory near Tula (Russia). *Pedobiologia* 45: 451-466.
- Van Straalen N. M., Van Gestel C. A. M., 1993: Soil invertebrates and micro-organisms. In: Calow P. (Ed.) *Handbook of Ecotoxicology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 251-277.
- Van-Camp L., Bujarrabal B., Gentile A.-R., Jones R. J. A., Montanarella L., Olazabal C., Selvaradjou S.-K., 2004: Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN / 1-6.
- Vatamaniuk O. K., Bucher E. E., Ward J. T., Rea, P. A., 2001: Worms take the 'phyto' out of "phytochelatins." *Trends in Biotechnology* 20: 61-64.
- Vijver M. G., Van Gestel C. A. M., Lanno R. P., Van Straalen N. M., Peijnenburg W. J. G. M., 2004: Internal metal sequestration and its ecotoxicological relevance: A review. *Environmental Science & Technology* 38: 4705-4712.

- Vijver M. G., Vink J. P. M., Jager T., Wolterbeek H. T., van Straalen N. M., van Gestel C. A. M., 2005: Biphasic elimination and uptake kinetics of Zn and Cd in the earthworm *Lumbricus rubellus* exposed to contaminated floodplain soil. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1843-1851.
- Wolters V., 1998. Long-term dynamics of a collembolan community. *Applied Soil Ecology* 9: 221-227.
- Zaitsev A. S., van Straalen N. M., 2001: Species diversity and metal accumulation in oribatid mites (Acari, Oribatida) of forests affected by a metallurgical plant. *Pedobiologia* 45: 467-479.
- Zhang X. H., Zhu Y. G., Chen B. D., Lin A. J., Smith S. E., Smith F. A., 2005: Arbuscular mycorrhizal fungi contribute to resistance of upland rice to combined metal contamination of soil. *Journal of Plant Nutrition* 28: 2065-2077.

## **Schlussfolgerungen aus dem Workshop**

Dr. Frank Glante, Umweltbundesamt Dessau

Regenwürmer gehören wegen ihrer Funktionen und Lebensweise zu den wichtigsten Vertretern der Bodenfauna und erfüllen als Primärersetzer wichtige Funktionen im Stoffkreislauf. Der Workshop hat gezeigt, dass methodische Voraussetzungen für die Probenahme, Bestimmung und Auswertung von Vorkommen und Häufigkeit weit fortgeschritten sind.

Unterschiedliche Herangehensweisen sind bei der Auswertung und Interpretation der Ergebnisse in größere Zusammenhänge (z.B. Flächenbezug, Standortbewertung) dargestellt worden. Hier ist es notwendig, Konventionen für die Interpretierbarkeit der Ergebnisse über den Untersuchungsraum hinaus zu entwickeln, um sie auch mit anderen Untersuchungsstandorten oder –räumen vergleichen zu können.

Neben Lumbriciden spielen weitere Organismen ihre Rolle im Boden. Notwendig sind weitere Untersuchungen, um im Bereich der Dauerbeobachtung das Organismenspektrum zu erweitern. Collembolen, Enchyträen aber auch Laufkäfer, Spinnen und Raubmilben werden im Rahmen anderer Untersuchungsprogramme in die Parameterlisten aufgenommen (z.B. Untersuchungen zum Einfluss gentechnisch veränderter Organismen).

Wenn die Dauerbeobachtungsflächen, wie im LABO-Beschluss aufgeführt, als Referenzstandorte auch für das Gentechnik-Monitoring dienen sollen, so ist diese Erweiterung des Organismenspektrums und die regelmäßige Beprobung zwingend. Parallele Netze von Standorten für verschiedene Zwecke der Umweltbeobachtung im Boden sind kontraproduktiv und teuer.

Sowohl in der Vereinheitlichung von Methoden (Probenahme, Zeitpunkte für Wiederholungsbeprobungen) als auch in Fragen der Bewertung der Böden anhand bodenbiologischer Ergebnisse muss noch weitere Forschungsarbeit durchgeführt werden.

Bund und Länder haben daran ein Interesse, um auch die natürlichen Bodenfunktionen und ihre Schutzwürdigkeit und –notwendigkeit darstellen zu können.

Ziel ist, den guten Zustand unserer Böden auch mit bodenbiologischen Parametern zu bewerten.