

Bericht 2010

Martin-Luther-Universität
Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften
Bodenbiogeochemie
Von-Seckendorff-Platz 3
06120 Halle / Saale

Lumbricidenuntersuchungen an Boden- Dauerbeobachtungsflächen in Thüringen

Auftraggeber: Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG)

Autorin:

Dr. Sabine Tischer

Halle /Saale, den 30.11.2010

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Einleitung	4
1.1. Regenwurmbesiedlung	4
1.2. Kurzcharakteristik einiger Regenwurmarten	6
2. Methoden	9
3. Kenngrößen zur Beschreibung von Organismengemeinschaften	11
3.1 Individuendominanz	11
3.2 Artendiversität	11
4. Standorte und einige Bodenkennwerte	12
5. Lumbricidenvorkommen	14
5.1 Artenvorkommen in Abhängigkeit von Bodenkennwerten	14
5.2 Vorkommen der Lumbriciden in Abhängigkeit von der Nutzung der BDF	20
6. Bewertung des Lumbricidenvorkommens	27
6.1 Bewertung nach Abundanzklassen (nach KA5)	27
6.2 Beurteilung der Lumbriciden nach Zersetzergesellschaften und Strategietypen	27
6.3 Bewertung nach Bodenlebensgemeinschaftstypen	29
6.4 Bewertung des Lumbricidenvorkommens nach Tischer (2005a)	31
6.5 Abschlussbemerkungen zur Bewertung des Lumbricidenvorkommens	33
7. Schwermetallgehalte der Lumbriciden	34
7.1 Schwermetallgesamtgehalte der Lumbriciden bei den Standorten	34
7.2 Schwermetallgehalte der Lumbricidenarten	36
7.3 Bioakkumulation und Schlussfolgerungen	38
8. Literatur	41
9. Tabellenverzeichnis	43
10. Abbildungsverzeichnis	44
11. Glossar	45

1. Einleitung

Die Bodendauerbeobachtung dient der langfristigen Überwachung der Veränderung von Bodenzuständen und Bodenfunktionen im Sinne des BBodSchG (1998). 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 Thüringer Raum zu erstellen. Die Klassifikation nach rein standörtlichen Kriterien (z.B. Klima, pH-Wert, Wassergehalt, Streuauflage u.a.) zur Beschreibung homogener Standorttypen, denen man dann Tiergesellschaften zuordnet, ist in der Geschichte der Freilandökologie schon sehr frühzeitig versucht worden (BROCKMANN-JEROSCH und RÜBEL, 1912). 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, TISCHER, 2005a,b, 2009a,b).

Für den Bericht wurden 18 Standorte in Thüringen mit Datenmaterial von HÖSER (2001) und TISCHER (2005-2010) berücksichtigt. Schwermetallgehalte der Lumbriciden wurden von allen 18 BDF ermittelt.

1.1 Regenwurmbesiedlung

Regenwürmer werden in der gemäßigten Zone hinsichtlich ihrer Leistungen für Dekomposition und Bodenstruktur als wichtigste Tiergruppe betrachtet. Die Nutzung ihrer Tätigkeit erfordert die Kenntnis ihrer Biologie und Populationsstruktur (DUNGER und FIEDLER, 1997).

Da die Lumbriciden unter den wirbellosen Bodentieren die längste Lebensdauer haben, können sie vorhandene Umweltbelastungen über mehrere Jahre addierend anzeigen und gelten somit als gute Bioindikatoren (TISCHER, 2009 a, b).

Das ökologische Verhalten der Regenwürmer ist sehr vielfältig. Es lässt sich in 3 Lebensformtypen gliedern: Die Streuformen (epigäischer Typ) halten sich in der Humusaufgabe der Böden oder anderen Anhäufungen organischer Substanz bzw. in sich zersetzendem Holz auf. Die Tiefgräber (anözischer Typ) fressen nur an der Bodenoberfläche, graben jedoch tiefe Gänge. Die Mineralbodenformen (endogäischer Typ) beschränken sich auf ihre flachen Gangsysteme bis 30 oder 50 cm Tiefe.

Einige wichtige Merkmale dieser Lebensformen sind in der Tabelle 1 zusammengestellt.

Die Nahrung der Regenwürmer besteht vorwiegend aus abgestorbenen organischen Stoffen und Mikroorganismen; bevorzugt werden N-reiche, gerbstoffarme Blätter wie Linde, Esche oder Bergahorn, andere Arten wie Hainbuche, Eichenarten oder Rotbuche werden erst in fortschreitendem Rottegrad angenommen. So spielt die Menge des organischen Materials,

das den Regenwürmern auf landwirtschaftlichen Flächen in Form von Ernteresten, Zwischenfrüchten und organischen Düngern als Nahrungsquelle zur Verfügung steht, eine wichtige Rolle für ihre Biomasse, die Individuendichte und die Artenzusammensetzung der Taxozönose (DUNGER, 1983).

Tabelle 1: Lebensformen der Regenwürmer nach WILKE, PEREL (1979) und BOUCHÉ (1977); in DUNGER (1983)

Lebensform/ Merkmal	Streuform epigäisch	Tiefgräber anözisch	Mineralbodenform endogäisch
Pigment	homochrom bräunlich-rot	dunkel (Vorderrücken schwärzlich-rotbraun)	ohne Pigment
Größe	klein (10- 30 mm)	oft groß (200-450mm)	klein bis groß (ca. 150mm)
Grabmuskulatur	verkümmert	stark entwickelt	entwickelt
Nahrungsaufnahme	an der Oberfläche; kleine org. Teilchen	an der Oberfläche; große org. Objekte	im Boden; Mineralboden und org. Teilchen
Darmpassage	langsam	variabel	schnell
Atmung	intensiv	mittel	schwach
Lichtscheue	schwach	mäßig	stark
Reproduktion	stark	begrenzt	begrenzt
Lebensdauer	kurz	lang	mittel
Gefährdung durch Räuber	sehr groß	geringer: Rückzug in Gänge	schwach
Reaktion auf Störungen	hohe Beweglichkeit	mäßig bis hohe Beweglichkeit	schwache Beweglichkeit, Coelomausscheidungen
Milieu/Habitat	Humusauflage, Streu, Mist, Rinden-Phloem	ganzes Profil, Gänge bis 3m tief	Mineralboden; obere Wurzelzone (epiendogäisch)
Auswahl häufiger mitteleuropäischer Arten	<i>Lumbricus castaneus</i> <i>Dendrodrilus rubidus</i> <i>Dendrobaena attemsi</i> <i>Dendrobaena octaedra</i> <i>Dendrobaena pygmaea</i> <i>Eiseniella tetraedra</i> <i>Lumbricus rubellus</i> -----> <i>Lumbricus festivus</i> ----->	<i>Aporrectodea longa</i> <i>Lumbricus terrestris</i>	<i>Allolobophora chlorotica</i> <i>Octolasion cyaneum</i> <i>Octolasion tyrtaeum</i> <i>Aporrectodea caliginosa</i> <i>Aporrectodea rosea</i>

Besonders gefährdet sind auf Ackerflächen die anözischen Arten, die zur Nahrungsaufnahme an die Bodenoberfläche kommen müssen. Dort können sie durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen, aber vor allem durch an der organischen Substanz anhaftende Pflanzenschutzmittelrückstände stark dezimiert werden (DUNGER, 1983).

Das Nahrungsangebot ist letztlich für alle Standorte der limitierende Faktor. Besonders günstig sind nach BAUCHHENS (1997, 1998) extensive vielfältige Fruchtfolgen mit Brache oder Kleegrasanbau. Intensive Fruchtfolgen, vor allem mit hohem Mais-, Kartoffel- und Zuckerrü-

benanteil, wirken ungünstig auf die Regenwurmpopulation. Wichtige positive Faktoren sind Bodenruhe und eine möglichst langzeitige Bodenabdeckung durch den Anbau von Zwischenfrüchten oder Wintergetreide. Auch eine Pflanzenmulchschicht auf der Bodenoberfläche wirkt günstig. Negative Auswirkungen auf die Lumbriciden haben lange offen gehaltene Böden, das Befahren mit schweren Erntemaschinen und ein nur geringer Anfall an harten, nicht zu schnell verrottenden Ernteresten, wie es z.B. bei Zuckerrübenanbau der Fall ist. Die quantitative und qualitative Besiedlung und auch die Tiefenwanderung der Regenwürmer stehen verständlicherweise in enger Wechselbeziehung mit den im Lebensraum herrschenden Umweltverhältnissen, insbesondere mit dem Humus- und Feuchtigkeitsgehalt sowie mit der Art, Struktur und Temperatur des Bodens. Sehr arm an Lumbriciden sind humusarme Ackerböden. Viel größer sind dagegen Abundanz und Artenspektrum in humusreichen Wiesenböden. Auch die Bodenart beeinflusst maßgeblich die Besiedlungsdichte. Lehmböden werden im Allgemeinen bei der Besiedlung bevorzugt. Leichte Sandböden und schwere Tonböden weisen meist eine sehr spärliche und nur aus spezifischen Formen bestehende Regenwurmfau- na auf (MÜLLER, 1965).

Die Bodenreaktion des Biotops ist ein weiterer begrenzender Faktor bei der Verbreitung der Regenwürmer. Ausgesprochen saure Standorte, z.B. Rohhumusschichten oder Hochmoore, werden ganz gemieden. Die meisten Arten bevorzugen eine neutrale bis schwach alkalische Bodenreaktion. Als acidotolerante Arten gelten *Dendrobaena octaedra* und *Lumbricus rubellus*. SATCHELL (1980) fand, dass *Aporrectodea longa* schon bei pH 4,6-4,4, *Lumbricus terrestris* bei pH 4,3-4,1 und *Lumbricus rubellus* erst bei pH 3,8 mit einer säurebedingten Flucht ansprechen. Lumbriciden sind aus diesen Gründen besonders gut als Bioindikatoren für Standorteigenschaften geeignet (TISCHER, 2010a).

1.2 Kurzcharakteristik häufiger Regenwurmart

Bei der Artendifferenzierung spielt neben der Morphologie des Prostomiums (Mundlappen), die Anzahl der Segmente bis zum Clitellum eine Rolle. Die Ausbildung eines Clitellums ist unbedingt für die Bestimmung der Art erforderlich. Außerdem ist die Form des männlichen Porus und der Tuberkel wichtig für die Bestimmung der Art. Weitere Merkmale sind Rückenporus und die Anordnung der Borsten. Die Farbe ist meist Grundlage des Namens. Im Folgenden wird bei der Beschreibung nur die Art der Mundlappen angegeben, weil diese bei Jungtieren (ohne Clitellum) eine Zugehörigkeit/Zuordnung zu den ökomorphologischen Gruppen zeigen kann. Dazu sollten auf dem Standort entsprechende adulte Tiere vorhanden sein.



Abbildung 1: Größenverhältnisse verschiedener Regenwurmart: Links: *Lumbricus terrestris* (anözisch); Mitte: *Allolobophora chlorotica* (endogäisch); Rechts: *Aporrectodea nocturna* (endogäisch, aber tiefer grabend als *A. caliginosa*)

Lumbricus terrestris (LINNAEUS 1758) (Prostomium, tanylob)

Länge: 90-350 mm; Durchmesser: 6-10 mm; Segmentzahl: 140-155 (SIMS und GERARD, 1985); Farbe: Rücken des Vorderkörpers purpurn, nach hinten blasser werdend, mit einem roten Strich auf der Rückenmittellinie bis zum Körperende. Größte einheimische Regenwurmart (Abb. 1 und 2). *L. terrestris* lebt überall im Wald, auf Grün- und Ackerland, sofern die Böden tiefgründig sind; fehlt bei anstehendem Gestein oder hohem Grundwasserstand. Am häufigsten ist er im Grünland und nach SIMS und GERARD (1985) bei pH-Werten von 6,2 bis 10,0 anzutreffen. Durch seine bis 3m tiefen senkrecht verlaufenden Röhren trägt der Wurm wesentlich zur Erschließung des Untergrundes bei. Er hat eine lange Jugendentwicklung und eine geringe Vermehrungsquote (GRAFF, 1953). *L. terrestris* dringt tief in den Boden ein und bildet regelmäßig auch horizontale Gänge aus. Diese beschränken sich jedoch meist nur auf den humus- und wurzelreichen Bodenhorizont. Humus stellt wahrscheinlich auch die Hauptnahrung dar (MÜLLER, 1965).



Abbildung 2: *Lumbricus terrestris* mit Zeichnung (roter Streifen) auf dem Rücken

Lumbricus rubellus (HOFFMEISTER 1843) (tanylob)

Länge: 60-130 mm; Durchmesser: 3-4 mm; Segmentzahl: 101-119; Farbe: purpurn, schwach irisierend

L. rubellus ist eine epigäisch lebende Art und gilt als wichtigster Streuzersetzer unter den Regenwürmern der Laubwälder. Nach SIMS und GERARD (1985) ist er bei pH-Werten von 3,5 bis 8,4 anzutreffen und wird als acidotolerant eingestuft (TISCHER, 2008). Im Grünland ist *L. rubellus* häufig vorhanden. Er lebt in den obersten Bodenschichten in horizontal verlaufenden Röhren und hat die höchste Vermehrungsrate der Gattung *Lumbricus* (GRAFF, 1953).

Die epigäischen Lumbriciden bewohnen überwiegend den mit Humus angereicherten Bodenbereich. Auch alle Jungtiere befinden sich vorwiegend in diesem lockeren Horizont. Regenwürmer mit mehr oder weniger intensiver Färbung (z.B. *L. rubellus*, *L. castaneus*) halten sich oft in der Nähe oder auf der Bodenoberfläche auf. Sie sind aufgrund der stärkeren Pigmentierung weniger lichtempfindlich.

Lumbricus castaneus (SAVIGNY 1826) (tanylob)

Länge: 30-45 mm; Durchmesser: 2-4 mm; Segmentzahl: 80-90; Farbe: violett-purpurn, stark irisierend

L. castaneus ist im Laubwald ein ausgesprochener Streuzersetzer, aber seltener vorkommend als *L. rubellus*. An feuchten Standorten und in Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz kann er sehr zahlreich auftreten. Auch im Grünland und in Gärten ist er häufig anzutreffen (GRAFF, 1953; BROHMER et al., 1967). Der tolerierte pH-Bereich liegt bei 3,9 bis 8,4 (SIMS und GERARD, 1985).

Aporrectodea longa (UDE 1885) (epilob)

Länge: 90-170 mm; Durchmesser: 4-9 mm; Segmentzahl: 170-190; Farbe: grau, graubraun, oberseits dunkler bis braunschwarz (im Englischen als "Black head" bezeichnet)
Standortansprüche ähnlich wie für *L. terrestris*, aber seltener vorkommend als dieser, vorzugsweise in Grünland- und Gartenböden, seltener im Ackerland.

Aporrectodea caliginosa (SAVIGNY 1826) (epilob)

Länge: 40-180 mm; Durchmesser: 3,5-7 mm; Segmentzahl: 120-246; Farbe: grau, mitunter schwärzlich (abhängig vom Phänotyp)

Phänotypen: *Aporrectodea caliginosa*: Länge: 60- 85 mm; Segmentzahl: 120-150

Aporrectodea nocturna: Länge: 90-180 mm; Segmentzahl: 200-246

A. caliginosa befindet sich in Mitteleuropa fast regelmäßig in allen Kulturböden. Er ist somit eine der wirtschaftlich bedeutsamsten Arten. Noch in den extremsten Böden, im Heidesand wie im schwersten Ton, vermag er zu existieren. Auch unter Trockenrasen ist er oft als einzige Regenwurmart anzutreffen (GRAFF, 1953). Die tiefer grabende Form *A. nocturna* wird von SIMS und GERARD (1985) als einer von vier Phänotypen dieser Art bezeichnet. Die äußeren Merkmale entsprechen denen von *A. caliginosa*. Die beiden Phänotypen unterscheiden sich nur im Gewicht und in der Farbe (TISCHER, 2005a, 2008).

Aporrectodea rosea (SAVIGNY 1826) (epilob)

Länge: 25-85 mm; Durchmesser: 2-6 mm; Segmentzahl: 120-140; Farbe: pigmentlos, Blutgefäße schimmern durch, daher hell fleischrot / rosa.

A. rosea lebt sowohl in feuchten wie auch sehr trockenen, in tonigen und lehmigen, aber auch sandigen Böden. In Acker- und Grünland gleichermaßen häufig. Er hält sich auch unter Blättern und Steinen auf und hat unter den endogäischen Lumbriciden die höchste Reproduktionsrate. *A. rosea* gehört zu den wirtschaftlich wichtigsten Arten, da seine breite ökologische Valenz ein gutes Gedeihen in fast allen Kulturböden bedeutet (GRAFF, 1953; BROHMER et al., 1967). Die tolerierten pH-Bereiche in den Böden liegen bei 4,9 bis 9,8 (SIMS und GERARD, 1985).

Allolobophora chlorotica (SAVIGNY 1826) (epilob)

Länge: 30-80 mm; Durchmesser: 3-7 mm; Segmentzahl: 80-138; Farbe: grau bis pink (*A. chlorotica virescens*) oder grün gefärbt (*A. chlorotica chlorotica*)

Vorkommen in feuchteren Mineralböden, häufig in Äckern und Grünland. Besitzt unter den endogäischen Arten die kürzeste Entwicklungsdauer und höchste Vermehrungsquote, tritt deshalb mitunter massenhaft auf.



Abbildung 3: links: *Allolobophora chlorotica*, rechts: *Octolasion cyaneum* vom Standort Olbersleben (alle Tiere lebend fotografiert) (Fotos Abb. 1-4: Tischer, 2005)

Octolasion cyaneum (SAVIGNY 1826) (epilob)

Länge: 80-140 mm; Durchmesser: 5-8 mm; Segmentzahl: 150-165; Farbe: pigmentlos, Körper bläulich schimmernd, Schwanzspitze gelb von durchscheinendem Schleim. Nach GRAFF (1953) sowie SIMS und GERARD (1985) meist nur auf kalkreichen Böden (Angaben für pH-Bereiche: 3,5 - 8,2) in Wäldern, Grünland und Acker stellenweise sehr zahlreich vorkommend. Auf sandigen Ackerböden kommt diese Art nicht vor (TISCHER, 2005 a).

Octolasion tyrtaeum (SAVIGNY 1826) (epilob)

Länge: 35-160 mm; Durchmesser: 2,5-6 mm; Segmentzahl: 100-135; Farbe: bräunlich, gelblich-braun oder grau je nach Stärke der Pigmente (von Standort zu Standort sehr verschieden)

Zwei Subspecies: *Octolasion tyrtaeum tyrtaeum* (SAVIGNY 1826) und
Octolasion tyrtaeum lacteum (ÖRLEY 1881)

In nahezu allen Bodenarten bei guter Wasserversorgung, bleibt in Sandböden klein und erreicht in Tonböden seine größte Masse; selten in Ackerböden (GRAFF, 1953). Er wird auch als weißer Waldwurm („woodland white worm“) bezeichnet (ERNST, 1995) und kommt vor allem in feuchten Laubwaldböden vor.

Dendrobaena octaedra (SAVIGNY 1826) (epilob)

Länge: 30-40 mm; Durchmesser: 2-5 mm; Segmentzahl: 90-105; Farbe: kupferrot bis violett, mitunter metallisch glänzend.

Lebt vorzugsweise im Auflagehumus der Laub- und Nadelwälder, verträgt Säuregrade unter pH 3 (vgl. TISCHER, 2005 a, 2008)

Dendrodrilus rubidus (SAVIGNY 1826) (epilob)

Länge: 20-100 mm; Durchmesser: 2-5 mm; Segmentzahl: 50-120; Farbe: blassrot; polymorphe Species, acidotolerant

Lebt in der obersten Bodenschicht der Laubwälder und auf Wiesen; hohe Vermehrungsquote

2. Methoden

Die Erfassung der Lumbriciden erfolgte entsprechend der DIN ISO-Vorschrift 11268-3. Das geschieht auf jeweils 8-10 Teilflächen je BDF mittels Handauslese aus der organischen Auflage und Austreibung mit Formalin aus dem Mineralboden. Der Boden muss vorher eingeebnet und der Bewuchs möglichst flach abgeschnitten werden. Die Regenwürmer werden mit verdünnter Formalinlösung (0,2%) auf einem Achtel Quadratmeter Boden ausgetrieben. Dazu werden ca. 2-4 l Formalinlösung auf jede Teilfläche (abhängig von der Feuchtigkeit des Bodens) in 2-3 Schüben gleichmäßig auf die Probefläche gegossen. Die Gesamtdauer der Austreibung beträgt mindestens 30 Minuten. Die Regenwürmer werden durch die Formalinlösung gereizt und steigen an die Bodenoberfläche. Die Methode ist gut auf Forst- und Grünlandstandorten anwendbar. Zur Vervollständigung des Fangergebnisses ist meist ein Nachgraben erforderlich, da die endogäischen Arten (wie z.B. *A. rosea*, *A. caliginosa*, *O. tyrtaeum* u.a.) häufig wegen Ermüdung nicht ganz an die Oberfläche gelangen. Außerdem sollte man die Methode nur in der aktiven Phase der Tiere anwenden. In der Diapause ist sie nahezu unwirksam. An der Oberfläche werden die Lumbriciden abgelesen und danach in Alkohol abgetötet. Auf Ackerflächen muss man die Methode modifiziert anwenden, weil die Wurmgänge durch Bodenbearbeitung zerstört sind und nicht mit der Formalinlösung gefüllt werden. Auf diesen Flächen ist zunächst eine Handauslese (in Ringgröße = 0,125 m²) bis zur

Pflugsohle notwendig. Die anözischen Arten kann man durch anschließende Formalinanwendung in der Pflugsohle aus der Tiefe erfassen (Abb. 4).



Abbildung 4: Beprobungsloch in Wolferschwenda mit Wurmgingen von *Lumbricus terrestris*, Bodentiefe bis Pflugsohle (ca. 30 cm)

Für alle Standorte gilt, dass eine nahezu vollständige Ermittlung des Regenwurmbesatzes meist nur in Kombination von Handauslese und Austreibung durch Expellentien unter Beachtung der Diapause möglich ist (DUNGER und FIEDLER, 1997).

Für einen Standort werden verteilt 8 Einzelproben genommen. Diese Parallelproben werden einzeln bearbeitet und ausgezählt, um Informationen über Homogenität, Verteilung und Besiedlungsmuster zu erhalten. Im Labor werden die in Alkohol konservierten Tiere bis auf die Art bestimmt und für jede Probe einzeln ausgezählt. Die als Feuchtgewicht angegebene Biomasse versteht sich als Konservierungsgewicht (AMMER und MAKESCHIN, 1994). Vor der Wägung werden die Tiere auf Filterpapier gelegt und abgetupft, um anhaftende Flüssigkeit zu entfernen. Das Gewicht der Tiere wird nach Art und Altersstruktur erfasst. Bei den schwer bestimmbaren Jungtieren wurde nach Möglichkeit eine Unterscheidung in tanylobe und epilobe Formen vorgenommen.

Die Bestimmung bis auf das Artenniveau erfolgte mit Hilfe der einschlägigen Bestimmungsliteratur (GRAFF, 1953, SIMS und GERARD, 1985, 1999). Sinnvolle Ergänzungen für diese Bestimmungsliteratur können sein: BROHMER (1992), BROHMER et al. (1967), STRESEMANN et al. (1992), BOUCHÉ (1972), ZICSI (1965), CHRISTIAN und ZICSI (1999) sowie HERR und BAUCHHENSS (1987).

Die Schwermetallanalyse erfolgte mit Darminhalt der Regenwürmer. Untersuchungen von TISCHER (2005b) belegen nur geringe Unterschiede der Schwermetallgehalte zwischen den Tieren mit und ohne Darminhalt. Aus diesem Grund wurden für die Thüringer BDF nur Schwermetalluntersuchungen von Tieren mit Darminhalt vorgenommen. Voraussetzung für die Bestimmung der Rückstandsmengen der Schwermetalle bei den Arten war genügend Probenmaterial. Eine Mindestmenge von 150 mg Trockensubstanz war erforderlich. Bei den kleineren Arten waren es mindestens 5 getrocknete Exemplare. Wenn genügend Tiere vorhanden waren, wurden sie für die Artenanalyse und die Gesamtprobe jeweils anteilig verteilt. Es sind Mischproben von allen acht Einzelproben auf dem jeweiligen Standort. Die juvenilen Tiere wurden generell in die Gesamtprobe gegeben. Die Mischproben wurden in einer Achatmühle gemahlen. Die Schwermetallanalyse erfolgte im Druckaufschlussverfahren mit Königswasser gemäß DIN ISO 11446 (mit ICP-OES).

Die Bodenproben wurden in der Nähe der Lumbricidenerfassung in 0 bis 10 cm Tiefe entnommen. Die Schwermetallanalytik erfolgte auf allen 18 Standorten. Die Untersuchungen der pH-Werte, C_{org}-Gehalte und Schwermetalle erfolgten nach den DIN ISO-Vorschriften 16072, 10694 bzw. DIN 11446. Die Bodenfeuchte wurde nach SOMMER et al. (2002) in 10 Bodenfeuchteklassen (BFK) eingeteilt, wobei die klimatische Wasserbilanz und Bodenkennwerte einbezogen werden. Die Eingruppierung erfolgt von 1 (sehr trocken) bis 10 (sehr nass). Die BDF in Thüringen mit Regenwurmorkommen sind den BFK 3 bis 9 zuzuordnen.

3. Kenngrößen zur Beschreibung von Organismengemeinschaften

3.1 Individuendominanz

Eine Möglichkeit der Beurteilung eines Standortes ist die Ermittlung der Dominanzstruktur. Die Individuendominanz (D_N) in Prozent kennzeichnet den Dominanzgrad einer Art in einer Gemeinschaft auf der Basis der absoluten Individuenzahlen. Die Individuendominanz kann nur in Artengruppen gleicher Größenordnung, wie es bei Lumbriciden der Fall ist, bestimmt werden.

Berechnung (nach BICK, 1998):
$$D_N = \frac{a}{S} * 100$$

a = Zahl der Organismen der Art A in der Gemeinschaft

S = Summe aller Individuen aller Arten in der Gemeinschaft

Mit der Dominanzstruktur werden die Arten ihrer relativen Häufigkeit nach innerhalb einer Taxozönose oder Artengemeinschaft geordnet. Die Angaben in diesem Bericht beruhen auf diesen Zuordnungen.

3.2 Artendiversität

Zur Beurteilung der Stabilität einer Taxozönose und für Vergleichszwecke hat sich die Berechnung der Artendiversität (species diversity, Artenmannigfaltigkeit) eingebürgert, die sowohl die Artenzahl einer Biozönose als auch die Häufigkeit der einzelnen Arten berücksichtigt (BICK, 1998). Es gibt verschiedene Berechnungsformeln; verwendet wurde die Formel von SHANNON und WEAVER (1949):

$$H_s = - \sum_{i=1} p_i \ln p_i$$

H_s Artendiversität in einer Gruppe von s Arten.

p_i relative Häufigkeit der i-ten Art

Der Wert für H_s wird Null, wenn nur eine Art vorhanden ist, sie also mit 100% am Individuenbestand beteiligt und folglich p = 1,0 ist (ln 1 = 0). Der H_s-Wert erreicht einen Maximalwert, wenn die Artenanzahl gleich der Individuenanzahl ist oder bei gegebener Artenzahl alle den gleichen Individuenanteil haben. Wie auch die Individuendominanz ist die Artendiversität als Maßzahl nur nutzbar, wenn die Arten gleiche oder jedenfalls nur gering voneinander abweichende Körpermaße haben (BICK, 1998).

Die größte Schwankungsbreite des Diversitätsindex ist auf den Ackerböden festzustellen, auf denen durch die Bodenbearbeitung ständig wechselnde Bedingungen herrschen und somit bei vielen Standorten die Stabilität der Zönose negativ beeinflusst wird. Die Diversität ist gewissermaßen ein Strukturmerkmal eines Ökosystems. Ausgehend von der Beobachtung, dass Beeinträchtigungen von Lebensgemeinschaften durch den Menschen einerseits zu

Artenverlusten und andererseits zu einer größeren Ungleichheit der Individuenverteilung (Massenentwicklung von Einzelarten bei extremen Bedingungen) führen, hat man den Diversitätsindices einen hohen Indikationswert zugesprochen (MÜHLENBERG, 1993).

4. Standorte und einige Bodenkennwerte

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 Thüringen ausgewählt.

In den Tabellen 2.1 und 2.2 sind einige bodenchemische Kennwerte aufgeführt. Die Auenstandorte weisen zum Teil sehr hohe Schwermetallbelastungen auf, die auch überwiegend über den Vorsorgewerten der BBODSCHV (1999) liegen. Das gleiche gilt für einige Forststandorte mit erhöhten Bleigehalten. Die pH-Werte der Forststandorte sind als sehr stark sauer bis äußerst sauer zu beurteilen. Ein Nadelwaldstandort weist sogar einen pH-Wert von 2,8 auf. Die Humusgehalte sind nach den Nutzungsarten entsprechend differenziert.

Tabelle 2.1: Schwermetallgehalte im Boden (A-Horizonte) (mg kg^{-1} TS) der BDF (2005-2010), Ergebnisse höher als Vorsorgewerte nach BBodSchV, 1999 für Bodenart: Lehm/Schluff rot im Fettdruck

Standort	Schwermetalle (Königswasser) mg kg^{-1} TS						
	Jahr	Cd	Zn	Pb	Ni	Cr	Cu
Niederorschel	2005	0,1	47,3	18,4	12,7	30,3	9,7
Olbersleben	2005	0,2	54,9	22,1	34,1	49,3	23,2
Wolferschwenda	2006	0,2	56,4	20,5	22,3	25,5	13,0
Altenburg	2006	0,4	63,0	50,8	11,4	18,5	13,1
Jüchsen	2010	0,4	26,7	50,9	36,2	35,1	18,0
Lehesten	2008	0,3	100,8	117,8	27,8	31,9	25,7
Nauendorf	2010	0,3	34,1	108,1	14,1	26,6	9,8
Possen	2008	0,4	69,9	73,2	18,1	19,4	11,7
Steigerwald	2010	0,2	20,0	42,1	21,4	23,8	14,2
Suhl	2010	< 0,1	< 0,1	35,2	3,0	5,9	2,8
Westerwald	2006	0,2	71,8	52,5	16,6	20,9	8,6
Vessertal	2010	0,3	35,4	130,8	19,0	42,8	13,0
Bad Liebenstein	2007	6,5	91,8	22,7	17,2	29,1	34,9
Dorndorf	2007	0,6	79,6	28,9	28,0	36,6	19,4
Knau	2008	0,2	194,5	34,8	17,9	18,0	22,7
Plottendorf	2007	0,4	143,2	50,6	26,3	36,9	36,8
Silbitz	2006	1,0	247,2	54,1	34,3	71,1	52,2
Seelingstädt	2007	0,5	136,9	60,0	21,3	23,2	14,8

Tabelle 2.2: Übersicht der untersuchten BDF mit Standortdaten und den pH-Werten sowie C_{org}-Gehalten

BDF Standort	Bodentyp	Boden-art	Niederschlag mm/Jahr	Höhe m ü NN	Nutzung/Bewuchs Besonderheiten	pH-Wert	C _{org} -Gehalt (%)
Niederorschel	Parabraunerde-Pseudogley	Ut3	636	317	Acker	6,2	1,28
Olbersleben	Pararendzina	Lt3	526	205	Acker	7,4	2,53
Wolferschwenda	Parabraunerde-Tschernosem	Ut4	721	440	Acker	5,5	1,55
Altenburg	schwach podsoliger Pseudogley	Ut2	520-590	170	Forst, Eichen, 65 Jahre	5,4	11,78
Jüchsen	mäßig lessivierte Braunerde-Rendzina	Tu2	650-750	390	Forst, Buchen, 120 Jahre	4,4	4,75
Lehesten	schwach podsolige Braunerde	Uls	650-750	590	Forst, Weißtannen, 100 Jahre, Fichten, 135 Jahre	4,0	12,48
Nauendorf	schwach podsolige Braunerde	Slu	800-900	500	Forst, Fichten, 77 Jahre	3,7	8,08
Possen	Norm-Fahlerde	Ut4	600-650	420	Forst, Buchen, 70 Jahre	4,7	4,71
Steigerwald	Pseudovergleyte Braunerde-Parabraunerde	Ut4	500-600	330	Forst, Eichen, 114 Jahre	3,8	3,25
Suhl	schwach podsolige Normbraunerde	Sl3	980	680	Forst, Fichten, 114 Jahre	2,8	6,13
Westerwald	Norm-Parabraunerde	Ut4	750-850	440	Forst, Buchen; 116 Jahre	4,6	3,20
Vessertal	Normbraunerde	Lu	1100	800	Forst, Buchen, 114 Jahre	3,2	9,72
Bad Liebenstein	Vega-Gley	Lt2	626	260	Grünland, Cd-Akkumulation	6,5	2,50
Dorndorf	Vega-Gley	Su3	670	225	Grünland, Salze	6,7	5,21
Knau	Braunerde-Parabraunerde	Lu	680	480	Grünland, Güllealtlasten	5,4	5,22
Plottendorf	Vega-Gley	Uls	564	151	Grünland, PAK-Anreicherung	5,6	4,96
Silbitz	Vega	Us, Slu	595	172	Grünland, Dioxine, Schwermetalle	6,3	2,84
Seelingstädt	Pseudogley	Ut4, Lu	661	340	Grünland, Radionuklide	4,7	2,54

5. Lumbricidenvorkommen

5.1 Artenvorkommen in Abhängigkeit von Bodenkennwerten

Sieht man differenziert auf das Artenvorkommen mit den jeweiligen Individuengewichten in Abhängigkeit vom pH-Wert, so kann man für die Arten deutliche Unterschiede finden. Für die einzelnen Arten können für die Thüringer BDF folgende pH- und C_{org}-Bereiche sowie C/N-Verhältnisse festgehalten werden (Tab. 3). Aus diesen Daten wurde eine Matrix der ökologischen Ansprüche der Regenwurmartarten erstellt (vgl.Tab.4).

Tabelle 3: Vorkommen der Lumbricidenarten nach pH- und C_{org}-Bereichen, C/N-Verhältnissen sowie Bodenfeuchteklassen (BFK) nach SOMMER et al. (2002) und deren Individuengewichte auf den BDF in Thüringen (Mittelwerte mit Standardabweichung)

Art	Indiv.gew. in g	pH- Wert	C _{org} (%)	C/N	BFK	Anzahl Vor- kommen
<u>Epigäisch:</u>						
<i>Dendrobaena attemsi</i> (Michaelsen 1902)	0,06±0,01	3,5±0,5	8,90±2,86	20,5±2,2	7,7±0,5	3
<i>Dendrobaena octaedra</i> (Savigny 1826)	0,11±0,02	4,0±0,8	8,25±3,31	18,2±2,9	7,1±1,0	7
<i>Dendrobaena pygmaea</i> (Savigny 1826)	0,03±0,01	4,5±0,6	6,95±3,30	16,9±2,2	7,3±0,8	4
<i>Dendrodrilus rubidus</i> (Savigny 1826)	0,12±0,03	4,3±0,6	8,15±4,44	16,7±2,1	7,1±1,1	8
<i>Eisenia eiseni</i> (=Lumbricus eiseni) (Levinsen 1884)	0,2	3,5	15,35		8	1
<i>Lumbricus castaneus</i> (Savigny 1826)	0,15±0,04	5,4±0,9	6,00±3,17	15,4±3,6	6,9±0,8	7
<i>Lumbricus festivus</i> (Savigny 1826)	1,07	6,72	5,21	17,3	6	1
<i>Lumbricus rubellus</i> (Hoffmeister 1843)	0,71±0,24	5,0±1,0	6,32±4,05	14,7±3,7	6,7±1,0	14
<u>Endogäisch:</u>						
<i>Allolobophora chlorotica</i> (Savigny 1826) *	0,28±0,04	6,3±0,9	3,26±1,01	13,0±3,4	6,2±1,3	5
<i>Allolobophora jassyensis</i> (Michaelsen 1902)	0,25	4,6	3,20	15,2	8	1
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Savigny 1826)	0,49±0,15	5,4±1,2	4,29±1,95	13,2±3,3	6,4±1,3	12
<i>Aporrectodea nocturna</i> (Evans 1946)**	1,15±0,29	5,7±1,0	5,10±4,78	12,3±3,5	6,4±1,1	8
<i>Aporrectodea rosea</i> (Savigny 1826)	0,20±0,06	5,4±1,0	4,29±2,62	13,3±3,8	5,8±1,5	15
<i>Octolasion cyaneum</i> (Savigny 1826)	1,13±0,42	5,9±0,9	4,12±2,93	12,5±4,1	5,9±1,5	9
<i>Octolasion tyrtaeum lacteum</i> (Savigny 1826)	0,55±0,15	4,5±0,6	6,68±3,45	16,3±2,3	6,6±1,0	8
<u>Anözisch:</u>						
<i>Aporrectodea longa</i> (Ude 1885)	1,32±0,22	6,5±0,9	3,75±1,22	11,1±1,3	5,5±1,5	2
<i>Lumbricus terrestris</i> (Linnaeus 1758)	3,28±0,82	5,6±1,0	3,71±2,23	12,2±3,3	5,7±1,5	12
<i>Lumbricus friendi</i> (Cognetti, 1904)	4,45	5,2	7,82		8	1

*A. *chlorotica* kommt auf dem Grünland als grüner Phänotyp (*A.chlorotica chlorotica*) und auf dem Acker als pinkfarbener Typ (*A.chlorotica virescens*) vor (SIMS und GERARD 1985).

**Einer der vier Phänotypen nach SIMS und GERARD (1985, 1999), zusätzlich kam noch ein weiterer Phänotyp mit *A. caliginosa forma trapezoides* auf zwei Standorten vor.

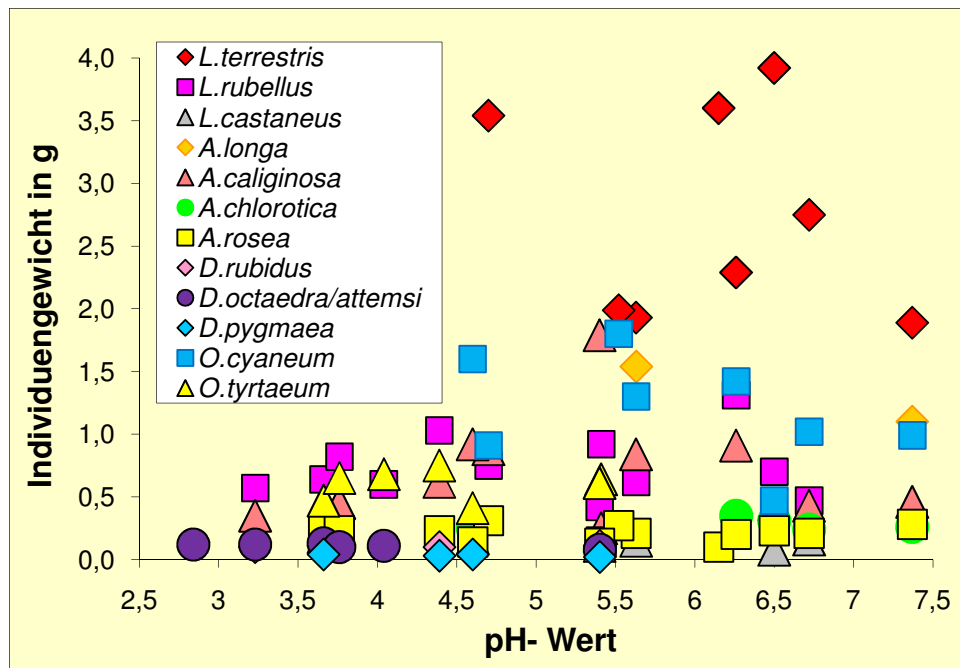


Abbildung 5: Vorkommen der Lumbricidenarten auf den Thüringer BDF mit durchschnittlichen Individuengewichten in Abhängigkeit von den pH-Werten

Aus der Tabelle 3 und den Abbildungen 5 und 6 ist ersichtlich, dass es für die Regenwurmart unterschiedlich bevorzugte pH-Bereiche gibt. Es kann nach TISCHER (2008) eine Klassifizierung in drei Gruppen erfolgen:

1. acidophile Arten: *D. octaedra*, *D. attemsi*
2. acidotolerante Arten: *D. rubidus*, *D. pygmaea*, *L. rubellus*
3. acidophobe Arten: *A. caliginosa*, *A. rosea*, *A. longa*, *A. chlorotica*, *L. terrestris*, *L. castaneus* und *O. tyrtaeum lacteum*. Mit Ausnahme von *L. castaneus* und *O. tyrtaeum lacteum* waren die acidophoben Arten nicht auf Böden mit pH-Werten < 4,5 vertreten.

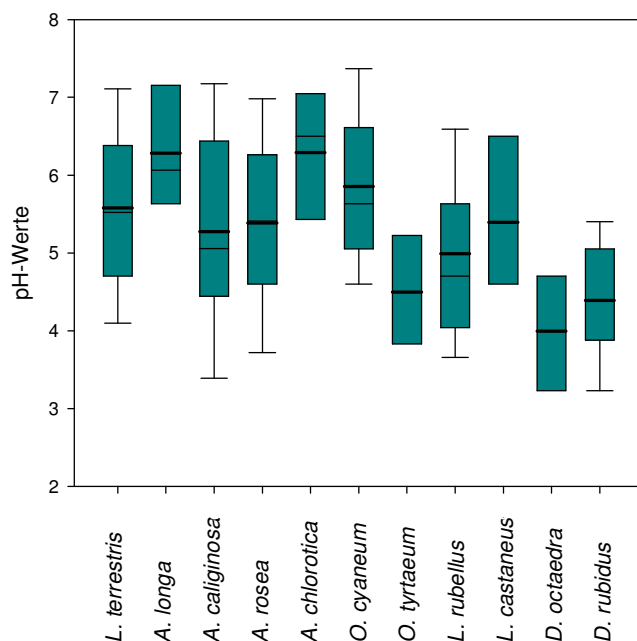


Abbildung 6: Vorkommen der Regenwurmart in Abhängigkeit von den pH-Werten der Standorte (Mittelwerte dicke Linie, Median dünne Linie)

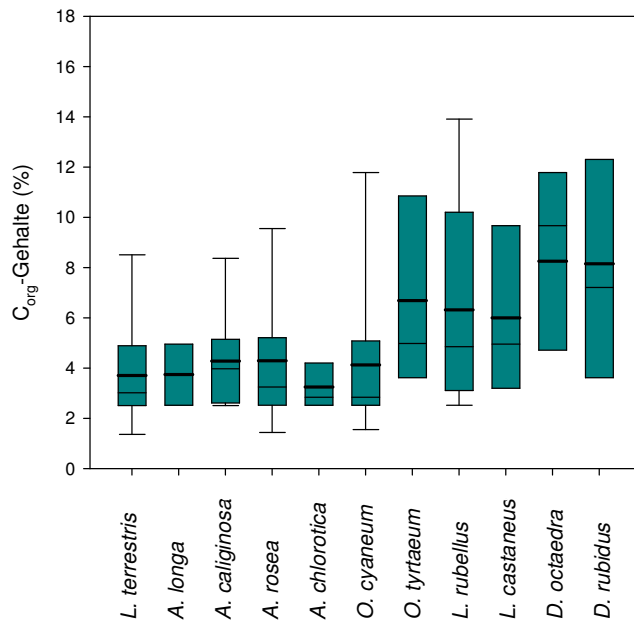


Abbildung 7: Vorkommen der Regenwurmarten in Abhängigkeit von den C_{org}-Gehalten der Standorte (Mittelwerte dicke Linie, Median dünne Linie)

Nach dem Vorkommen in Abhängigkeit von den C_{org}-Gehalten können die Lumbricidenarten in zwei Gruppen eingeteilt werden. Zur ersten Gruppe gehören mit C_{org}-Gehalten der Böden von 3-5 % die Arten *L. terrestris*, *A. longa*, *A. caliginosa*, *A. rosea*, *A. chlorotica* und *O. cyaneum*, die überwiegend auf den Acker- oder Grünland-BDF auftreten. Zur zweiten Gruppe zählen *O. tyrtaeum*, *L. rubellus*, *L. castaneus*, *D. octaedra*, *D. pygmaea*, *D. attemsi* und *D. rubidus*, die in Böden mit mehr als 5 % C_{org} und überwiegend auf Forst- oder Grünlandstandorten zu finden sind (Tab. 3, Abb.7).

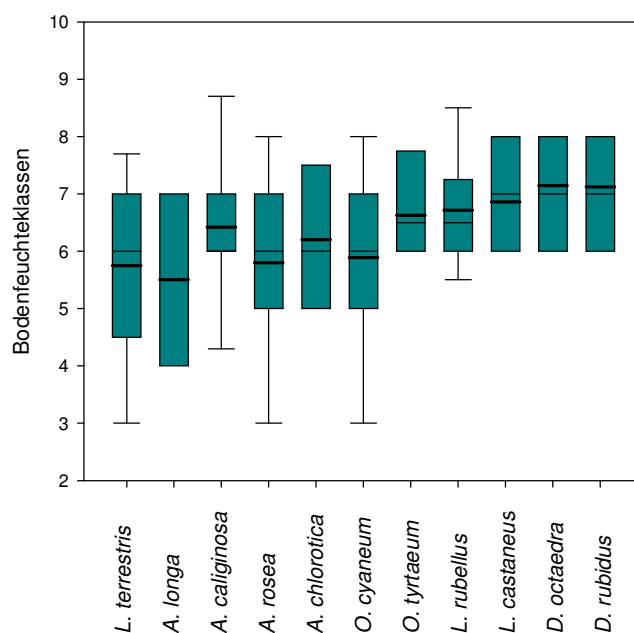


Abbildung 8: Vorkommen der Regenwurmarten in Abhängigkeit von den Bodenfeuchteklassen der Standorte (Mittelwerte dicke Linie, Median dünne Linie)

Nach der Zuordnung zu den Bodenfeuchteklassen (BFK) können nach TISCHER (2008) drei Gruppen der Lumbricidenarten zusammengestellt werden:

1. Species in trockenen Habitaten (BFK 2-3): *L. terrestris*, *A. longa*, *A. caliginosa*, *A. rosea*, *A. chlorotica virescens*, *O. cyaneum*.
2. Species in Habitaten mit mittlerer Feuchtigkeit (BFK 4-7): alle Arten außer Feuchtezeigerarten wie *E. tetraedra* (bisher nicht auf den Thüringer BDF gefunden) oder *D. attemsi*
3. Species in Böden mit hoher Feuchtigkeit (BFK 8-9): *A. caliginosa*, *A. chlorotica chlorotica*, *L. castaneus*, *L. rubellus*, *O. tyrtaeum*, *D. pygmaea*, *D. attemsi* (Tab. 3, Abb. 8).

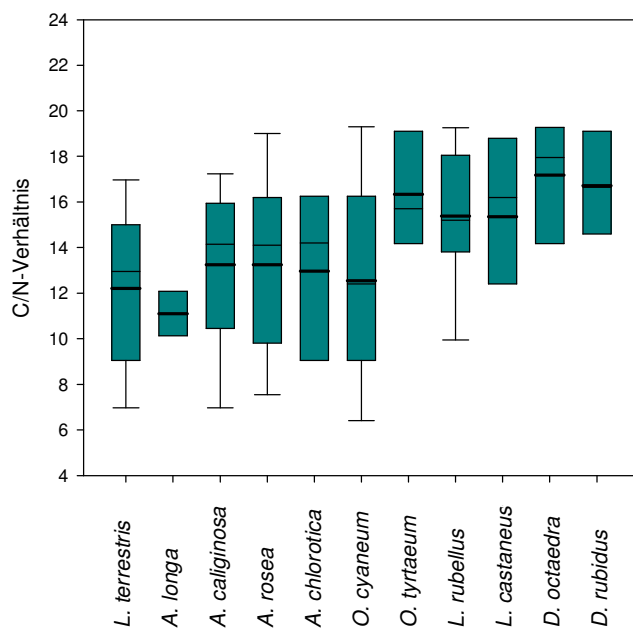


Abbildung 9: Vorkommen der Regenwurmarten in Abhängigkeit von den C/N-Verhältnissen der Standorte (Mittelwerte dicke Linie, Median dünne Linie)

Betrachtet man das Vorkommen der Regenwürmer in Abhängigkeit von den C/N-Verhältnissen der Standorte (Abb. 9), erkennt man eine ähnliche Gruppierung wie bei den C_{org} -Gehalten in Abbildung 7. Nach dem Vorkommen in Abhängigkeit von den C/N-Verhältnissen können die Lumbricidenarten ebenfalls in zwei Gruppen eingeteilt werden. Zur ersten Gruppe gehören mit C/N-Verhältnissen der Böden von 10-17 die Arten, *A. longa*, *A. caliginosa*, *A. rosea*, *A. chlorotica*, *L. terrestris*, *L. castaneus*, *L. rubellus*, *O. cyaneum* und *O. tyrtaeum*, die überwiegend auf den Acker- oder Grünland-BDF auftreten. Zur zweiten Gruppe zählen *D. octaedra*, *D. pygmaea* und *D. rubidus* (aber auch *L. castaneus*, *L. rubellus* und *O. tyrtaeum*), die in Böden mit einem C/N-Verhältnis > 17 und überwiegend auf Forststandorten zu finden sind (Tab. 3, Abb.9). Die erste Gruppe weist auf die Humusart Mull und die zweite auf rothumusartigen und mullartigen Moder in den Böden hin. Einen besonderen Zeigerwert hat die Art *D. attemsi* für C/N-Verhältnisse > 20 (Tab. 3). Das sind Nadelwaldstandorte mit einer schlechten Humusqualität und einer geringen biologischen Aktivität. Nach ROTA und ERSÉUS (1997) und STOJANOVIČ und KARAMAN (2005) ist diese Art eine Indikatorart für humusreiche und feuchte Böden.

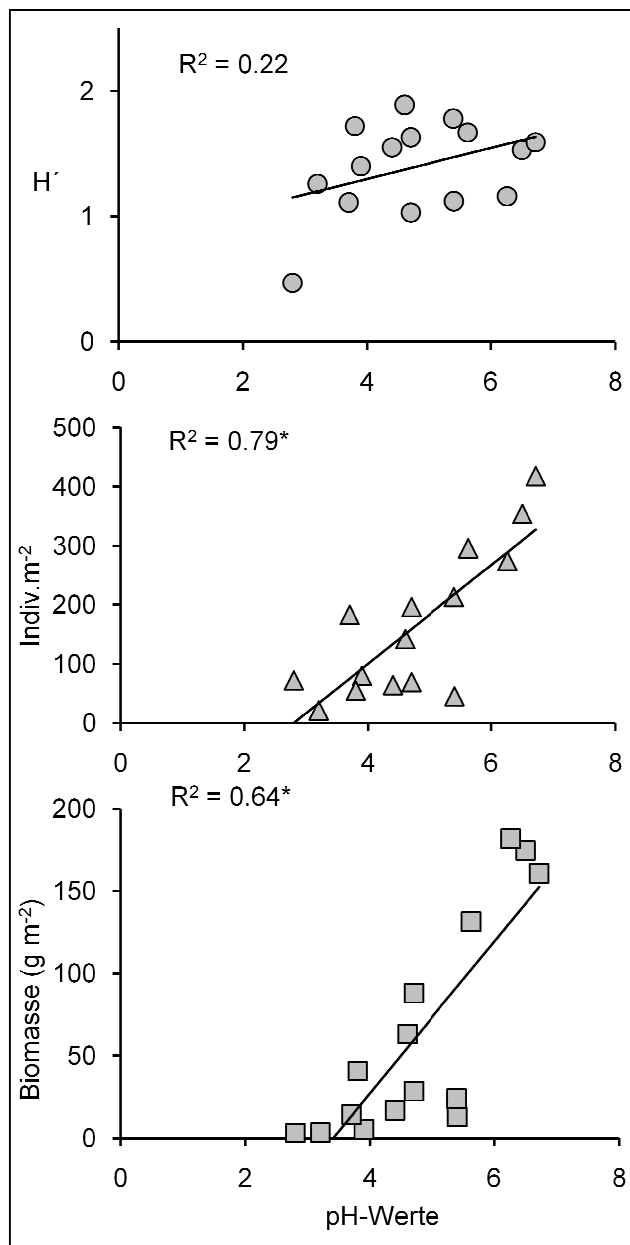


Abbildung 10: Abhängigkeiten der Artendiversität (H'), der Individuenanzahl und der Lumbricidenbiomasse von den pH-Werten ($n = 15$, ohne Acker-BDF)

Signifikante Abhängigkeiten konnten für die Individuenanzahl und die Lumbricidenbiomasse von den pH-Werten (Abb. 10) und den C_{org} -Gehalten (Biomasse: $R^2 = 0,53^*$, Anzahl: $R^2 = 0,43^*$) festgestellt werden. Die drei Ackerflächen wurden in die Berechnung nicht mit einbezogen, weil auf diesen Standorten die anthropogenen Einflüsse zu stark sind.

Aus den Werten der Tabelle 3 wurde eine Matrix der ökologischen Ansprüche der Regenwurmspecies nach TISCHER (2008) erstellt (Tab. 4). Das erfolgte unter Einbeziehung der pH-Werte, der Humusgehalte und der Bodenfeuchte mit entsprechender Zuordnung zu den Arten. Die biologische Standortklassifizierung der Lumbriciden erfolgt in einem mehrstufigen Prozess in Anlehnung an RÖMBKE (1997) mit dreigliedrigen Werteklassen für die Faktoren Bodenfeuchte (B), pH-Wert (P) und C_{org} -Gehalt (C). Jeder Faktor wurde mit einem Buchstaben und jede Klasse mit einer Zahl codiert. Dabei kann eine Art entweder nur durch eine oder durch eine Vielzahl von Kombinationen charakterisiert werden. Die Werteklassen für

die Bodenfeuchte wurden wie folgt zusammengestellt: B0: trockener Standort, B1: mittlere Bodenfeuchte, B2: hohe Bodenfeuchte, wobei B0 etwa den BFK 2-3, B1 4-7 und B2 8-10 entsprechen. Dazu wurde für jede Art der Mittelwert unter Einbeziehung des Standardfehlers von allen Standorten, auf denen die Art vorkam, errechnet (TISCHER, 2008).

Die pH-Bereiche wurden wie folgt festgelegt:

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_{org} -Gehalte:

C0: < 1,0-2,3%

C1: 2,4-4,0%

C2: > 4,0%

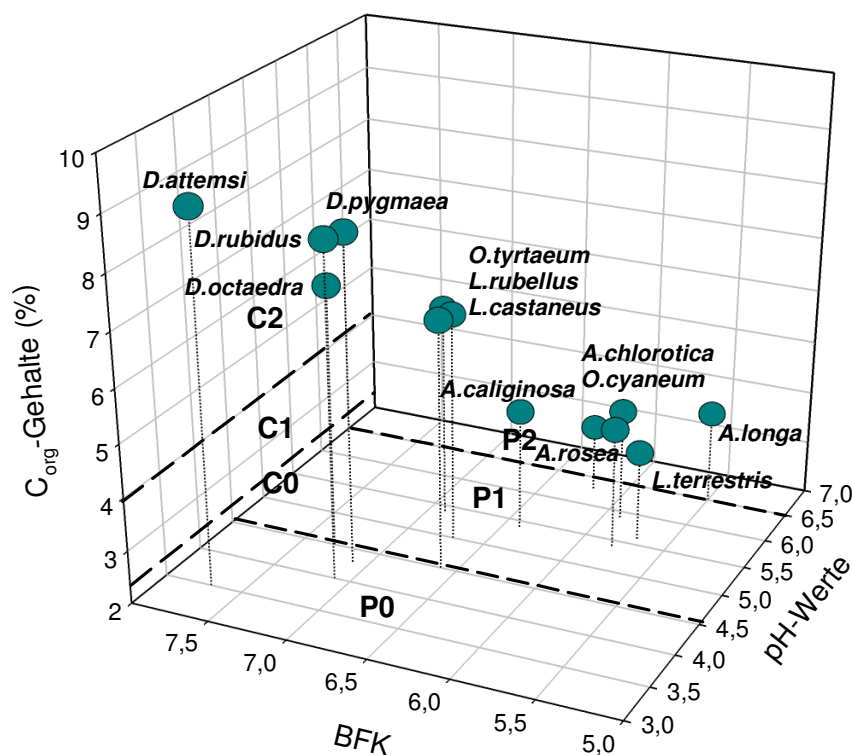


Abbildung 11: Vorkommen der häufigsten Arten auf den Thüringer BDF in Abhängigkeit von pH-Werten, BFK und C_{org} -Gehalten

Abbildung 11 zeigt das Vorkommen von 13 Arten auf den Thüringer BDF in Abhängigkeit von den Standorteigenschaften. Es wurden die Mittelwerte für die Darstellung verwendet. Abbildung 11 verdeutlicht, die in Tabelle 4 vorgenommene Zuordnung für die biologische Klassifizierung aufgrund der ökologischen Ansprüche der einzelnen Arten.

Weil das Datenmaterial für Tabelle 4, insbesondere für Ackerstandorte zu gering ist, sind nicht alle ökologischen Bereiche des Vorkommens erfasst. Aus diesem Grund wurde die Matrix mit roten Buchstaben für das potenzielle Vorkommen gekennzeichnet, die sich nach TISCHER (2005a, 2008) bei einer größeren Standortanzahl ergeben. Die Abweichungen sind vor allem durch den geringen Anteil an Ackerflächen zu erklären.

Aus Tabelle 4 sind die ökologischen Ansprüche der Regenwurmart entsprechend 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 (TISCHER, 2008). So gibt es durch die Bodenarten begründete Abweichungen in der Standortklassifizierung aus Tabelle 4: auf Ackerböden (Sand und Ton) treten die Arten *A. caliginosa*, *A. rosea*, *A. longa*, *A. chlorotica virescens* 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* und alle epigäischen Arten kommen nur auf Grünland- und Forststandorten vor und *A. longa* war nicht auf Forststandorten anzutreffen.

Tabelle 4: Matrix der ökologischen Ansprüche der häufigsten Regenwurmspecies auf den BDF in Thüringen (n = 18), (rot gekennzeichnete Buchstaben bedeuten, dass dieser Bereich bei einer größeren Standortanzahl dazu käme)

Species	Boden- feuchte	pH-Wert	C _{org}
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	B0B1	P1P2	C0C1C2
<i>Aporrectodea rosea</i>	B0B1	P1P2	C0C1C2
<i>Aporrectodea longa</i>	B0B1	P1P2	C0C1C2
<i>Allolobophora chlorotica</i>	B1B2	P1P2	C0C1C2
<i>Dendrobaena octaedra</i>	B1B2	P0	C1C2
<i>Dendrobaena attemsi</i>	B1B2	P0	C2
<i>Dendrobaena pygmaea</i>	B1B2	P0P1	C1C2
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	B1B2	P0P1	C1C2
<i>Lumbricus castaneus</i>	B1B2	P1	C1C2
<i>Lumbricus rubellus</i>	B1B2	P0P1	C1C2
<i>Lumbricus terrestris</i>	B0B1	P1P2	C0C1C2
<i>Octolasion cyaneum</i>	B0B1	P1P2	C0C1C2
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	B1B2	P1P2	C0C1C2

Es ergibt sich z.B. für *D. octaedra* folgende Codierung: B1P0C1, B2P0C1, B1P0C2, B2P0C2. Auf Standorten mit diesen Kennwerten sollte diese Art auftreten. Mit der Matrix der ökologischen Ansprüche gibt es eine schnelle Bewertungsmöglichkeit des jeweiligen Standortes hinsichtlich des Lumbricidenvorkommens. Treten die im Sollwert aufgeführten Arten nicht auf, kann es dafür unterschiedliche Ursachen geben. Diese können sehr niedrige pH-Werte, Kontaminationen mit Schadstoffen, intensive Bodenbearbeitung oder unsachgemäße Anwendung von Pflanzenschutzmitteln u.a. sein. Die Ergebnisse der Matrix wurden in der Gesamtbewertung (vgl. Punkt 6.4 und Tab. 10 und 11) des Lumbricidenvorkommens für die Thüringer Standorte berücksichtigt.

5.2 Vorkommen der Lumbriciden in Abhängigkeit von der Nutzung der BDF

In den Tabellen 5.1 bis 5.3 und Abbildung 10 ist die unterschiedliche Verteilung der Arten auf den einzelnen BDF dargestellt. Die Dominanzen der Arten (Abb. 12) variieren stark entsprechend der Nutzung der Standorte.

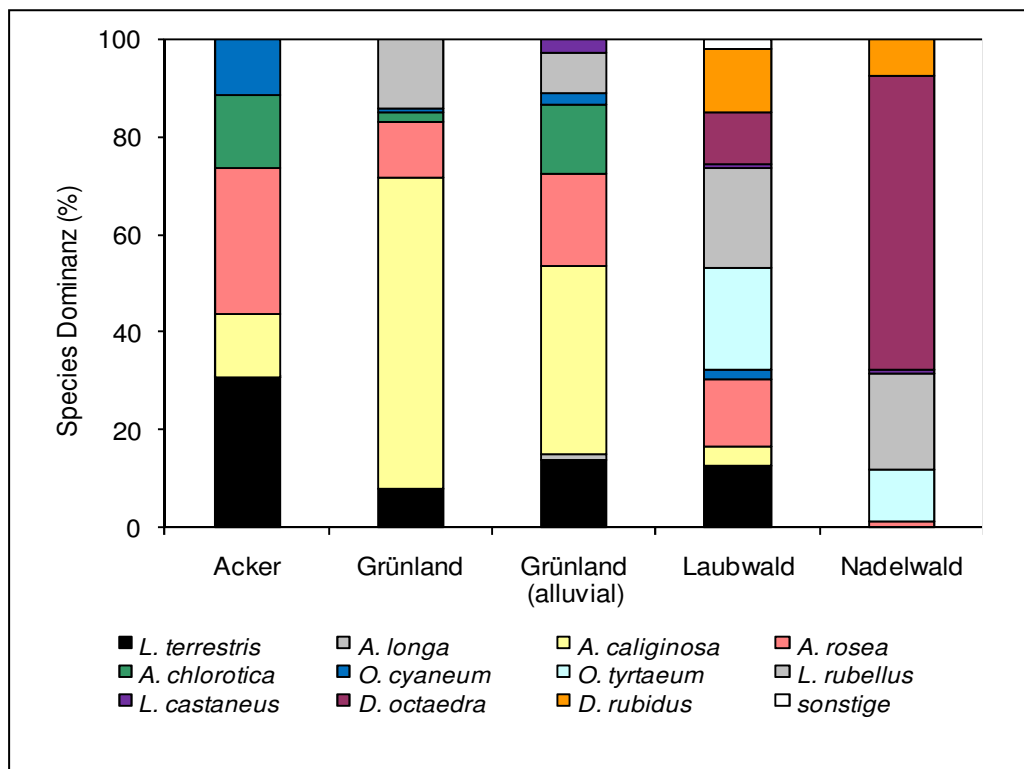


Abbildung 12: Dominanzen (%) der vorkommenden Arten bei unterschiedlicher Nutzung der BDF

Es wurden 17 Arten aus sieben Gattungen erfasst. Am häufigsten kommen die Arten *Aporrectodea rosea* (15 mal), *Lumbricus rubellus* (14 mal), *Lumbricus terrestris* (12 mal), *Aporrectodea caliginosa* (12 mal), *Dendrobaena octaedra* (7 mal) und *Allolobophora chlorotica* (5 mal) vor.

Bemerkenswerte Veränderungen beim Auftreten der Arten im Vergleich zur ersten Erfassung 2001, konnten bei *D. pygmaea* (2001: eine BDF, zweite Erfassung vier BDF) und *D. attemsi* (2001: eine BDF, zweite Erfassung drei BDF) ermittelt werden. *D. attemsi* ist eine Art, die vor allem im Balkangebiet anzutreffen ist. Vereinzelt Funde in England, Mittelschweden und Norddeutschland werden von ROTA und ERSÉUS (1997) erwähnt. Von den in Thüringen gefundenen Arten sind nach STOJANOVIČ und KARAMAN (2005) folgende Arten als kosmopolitische Arten anzusprechen: *A. caliginosa*, *A. rosea*, *A. chlorotica*, *O. tyrtaeum*, *O. cyaneum*, *L. terrestris*. Zu den holarktischen Arten (besiedeln die gemäßigte und kalte Zone der nördlichen Halbkugel) zählen die Autoren: *D. octaedra*, *D. rubidus*, *D. attemsi*, *L. rubellus* und zu den europäischen Arten *A. jassyensis*.

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 nicht die Biomasse und Artendiversität. Für die einzelnen Arten wurden die in Tabelle 3 aufgeführten durchschnittlichen Individuengewichte festgestellt. 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. Die 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), die Bewirtschaftungsart und die Ernährungsgrundlage (auch Konkurrenz mit anderen Arten) entscheidend.

Auf dem alluvialen Grünland (BDF: Bad Liebenstein, Dorndorf, Silbitz Plottendorf) wurde sowohl die höchste Individuenzahl als auch die höchste Biomasse ermittelt. Hinsichtlich der Biomasse lässt sich folgende Rangfolge für die Nutzungsarten aufstellen: alluviales Grünland > Grünland > Acker > Laubwald > Nadelwald (Tab. 5.1 bis 5.3, Abb. 13). Die großen Unterschiede zwischen den Ackerböden könnten mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität erklärt werden. Die höchste Artendiversität mit durchschnittlich 1,56 wird im Laubwald erreicht, gefolgt vom alluvialen Grünland (1,49), dem nicht alluvialen Grünland (1,07) den Ackerstandorten (0,98) und dem Nadelwald (Tabellen 5). 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, weist jedoch der Forststandort Suhl mit einem pH-Wert von 2,8 auf, wo der Index nur 0,47 beträgt und nur die Arten *D. attemsi* und *D. octaedra* vorkamen.

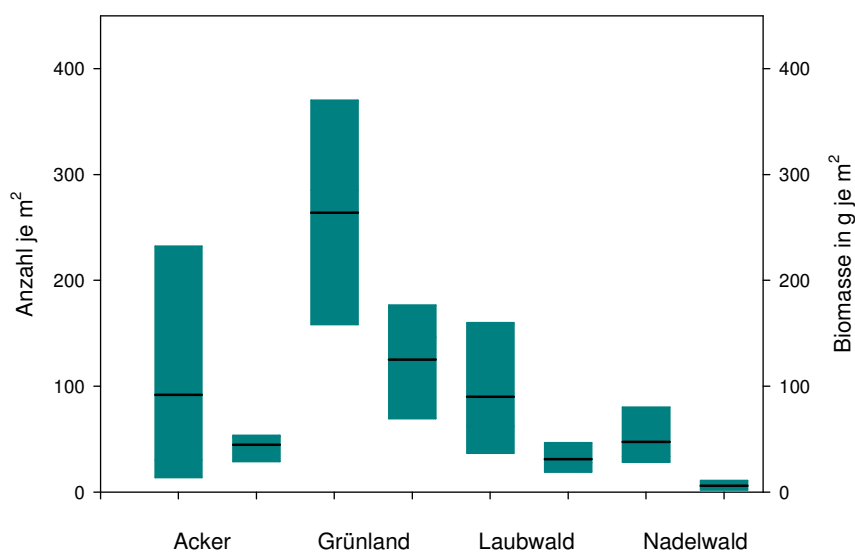


Abbildung 13: Lumbricidenanzahl und -biomasse bei unterschiedlicher Landnutzung

Dominierende Arten auf den Ackerstandorten sind *A. caliginosa*, *A. rosea* und *L. terrestris* (Abb. 12). Die hohe Dominanz der beiden Arten *A. caliginosa* und *A. rosea* zeigt offensichtlich deren Toleranz gegenüber Belastungen durch Bewirtschaftung. Neben der Bodenbearbeitung spielt hierbei auch die Anwendung von Pestiziden und der Gülleeinsatz (Austreibungseffekt) eine Rolle. Die häufigste Art auf dem alluvialen Grünland war *A. caliginosa* mit einer Dominanz von durchschnittlich 38%, gefolgt von *A. rosea* 19%, *L. terrestris* 14%, *A. chlorotica* 14%, *L. rubellus* 8%, *L. castaneus* 3% und *O. cyaneum* 2%. 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 > 4,0 in den Böden auf. *D. octaedra* und *L. rubellus*, als acidotolerante Arten, sind bei pH-Werten von 3 bis 6 anzutreffen.

Bei der Verteilung der ökologischen Gruppen gibt es deutliche Unterschiede in den Nutzungsarten (Tab. 5.1 bis 5.5). Auf den Acker- und Grünlandstandorten dominieren die endogäischen Arten. Die anözische Art (*L. terrestris*) ist am häufigsten auf den Ackerstandorten vertreten. Epigäische Formen waren neben den beiden anderen Lebensformen nur auf dem Grünland und den Forststandorten zu finden und unter Nadelwald waren überwiegend 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 Fest-

stellung 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 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.

Tabelle 5.1 Vorkommen der Lumbricidenarten auf den Grünland-BDF mit Abundanzklassen für die adulten Tiere, Anteil der adulten Tiere (%) an der Gesamtpopulation, Biomasse, Anzahl und Artendiversität (a = anözisch, e = epigäisch, g = endogäisch)

Abundanzklassen: ★ bis 10; ★★ 11-30; ★★★ 31-100

Art	Lebens- form	Lieben- stein	Dorndor- f	Knau	Plotten- dorf	Seeling- stadt	Silbitz
<i>A. chlorotica chlorotica</i>	g	★★★	★★				★
<i>A. caliginosa</i>	g	★★★		★	★★	★★	★★★★
<i>A. nocturna</i>	g/a				★	★★	★★★★
<i>A.cal.forma trapezoides</i>	g	★			★		
<i>A. longa</i>	a				★		
<i>A. rosea</i>	g	★★	★★★★	★	★★	★	★★
<i>L. castaneus</i>	e	★	★		★		
<i>L. festivus</i>	e		★				
<i>L. rubellus</i>	e	★★	★	★	★	★★	★★
<i>L. terrestris</i>	a	★★	★★		★★	★	★★
<i>O. tyrtaeum lacteum</i>	g			★			
<i>O. cyaneum</i>	g	★	★		★	★	★
Artenanzahl		7	8	4	7	5	6
Arten-Diversität		1,53	1,59	1,12	1,67	1,03	1,16
adulte (%)		48,3	30,9	31,1	29,4	40,3	52,9
adulte Indiv. /m ²		171	129	14	87	79	145
adulte Biomasse g/m ²		133,64	82,24	9,52	78,47	66,97	151,0
Davon: epig. Indiv./m ²	e	23	8	8	13	15	14
Davon: Biomasse g/m ²	e	15,46	2,49	7,36	5,75	11,23	18,35
Davon: endog.Indiv./ m ²	g	129	104	6	55	62	112
Davon: Biomasse g/m ²	g	43,78	33,06	2,16	37,63	48,67	89,21
Davon: anözische Indiv./m ²	a	19	17		19	2	19
Davon: Biomasse g/m ²	a	74,40	46,69		35,09	7,07	43,44
juvenile / m ²		183	289	31	209	117	129
juvenile g/m ²		40,98	78,42	3,29	53,04	21,08	30,98
Gesamt /m ²		354	418	45	296	196	274
Gesamt g/m ²		174,62	160,66	12,81	131,51	88,05	181,98

Tabelle 5.2 Vorkommen der Lumbricidenarten auf den Acker-BDF mit Abundanzklassen für die adulten Tiere, Anteil der adulten Tiere (%) an der Gesamtpopulation, Biomasse, Anzahl und Artendiversität (a = anözisch, e = epigäisch, g = endogäisch), rot: 2. Erfassung (2006)
 Abundanzklassen: ★ bis 10; ★★ 11-30; ★★★ 31-100

Art	Lebens- form	Nieder- orschel	Olbers- leben	Wolfer- schwenda
<i>A. chlorotica virescens</i>	g		★★★	
<i>A. caliginosa</i>	g		★★	
<i>A. nocturna</i>	g/a		★	
<i>A. longa</i>	a		★	
<i>A. rosea</i>	g	★	★★	★ ★
<i>L. terrestris</i>	a	★★	★	★ ★
<i>O. cyaneum</i>	g		★	★
Artenanzahl		2	6	3 2
Arten-Diversität		0,58	1,16	1,02 0,47
adulte (%)		50,0	44,0	54,5 64,7
adulte Indiv./ m ²		15	102	6 11
adulte Biomasse g/m ²		40,05	37,91	6,41 34,28
Davon: endogäische Indiv./ m ²	g	4	100	5 2
Davon: Biomasse g/m ²	g	0,40	34,92	4,42 0,28
Davon: anözische Indiv./m ²	a	11	2	1 9
Davon: Biomasse g/m ²	a	39,65	2,99	1,99 34,00
juvenile / m ²		15	130	5 6
juvenile g/m ²		13,40	13,82	1,66 1,75
Gesamt /m ²		30	232	11 13,6
Gesamt g/m ²		53,45	51,73	8,07 28,82

Tabelle 5.3 Vorkommen der Lumbricidenarten auf den Forst-BDF mit Abundanzklassen für die adulten Tiere, Anteil der adulten Tiere (%) an der Gesamtpopulation, Biomasse, Anzahl und Artendiversität (a = anözisch, e = epigäisch, g = endogäisch), schwarz/gelb: 1. Erfassung (HÖSER, 2001), rot: 2. Erfassung (TISCHER, 2008-2010) Abundanzklassen: ★ bis 10; ★★ 11-30; ★★★ 31-100

Art	Lebens- form	Altenburg	Jüchsen	Lehesten	Nauen- dorf	Possen	Steiger- wald	Suhl	Vesser- tal	Wester- wald
<i>A. caliginosa</i>	g	★	★			★	★		★	★
<i>A. rosea</i>	g	★	★		★	★	★★			★
<i>A. jassyensis</i>	g									★
<i>D. attemsi</i>	e			★	★★★			★★		
<i>D. octaedra</i>	e	★		★		★	★	★	★	
<i>D. pygmaea</i>	e	★	★		★					★
<i>D. rubidus</i>	e	★	★	★	★	★	★		★	★
<i>E. eiseni</i>	e								★	
<i>L. castaneus</i>	e	★			★	★				★
<i>L. rubellus</i>	e	★	★	★	★	★	★		★	★
<i>L. terrestris</i>	a		★			★	★			★
<i>L. friendi</i>	a									★
<i>O. tyrtaeum lacteum</i>	g	★	★★	★	★	★	★			★
<i>O. cyaneum</i>	g	★								★

Artenanzahl		4 9	7 6	4 5	6 7	8 6	4 7	1 2	4 4	9 9
Arten-Diversität		1,27 1,78	1,40 1,55	1,38 1,40	1,34 1,11	1,62 1,63	1,15 1,72	0 0,47	0,95 1,26	1,93 1,89
adulte (%)		61,2 31,9	64,5 32,8	46,7 20,0	50,7 44,3	53,7 30,4	77,3 45,5	63,1 47,2	56,8 38,1	35,1 42,3
adulte Indiv./ m²		12 68	27,6 21	5,6 16	14,4 81	14,4 21	6,8 25	21,2 34	10 8	28,8 60
adulte Biomasse g/m²		5,02 16,72	21,92 11,25	1,52 3,13	7,58 8,66	7,94 22,1	7,53 27,02	1,43 2,13	1,83 2,76	43,82 50,23
Davon: epigäische Indiv./m²	e	5,2 37	6 4	5,6 14	11,2 74	7,2 4	5,6 4	21,2 34	10 7	1,6 3
Davon: Biomasse g/m²	e	3,68 4,14	4,30 2,19	1,52 1,77	6,20 6,06	3,08 1,43	2,63 1,12	1,43 2,13	1,83 2,18	0,70 0,37
Davon: endogäische Indiv./ m²	g	6,8 31	19,6 17	2 2	3,2 7	6,8 12	16		1	20 52
Davon: Biomasse g/m²	g	1,34 12,58	10,43 9,06	1,36	1,38 2,60	3,54 3,18	6,27		0,58	12,28 27,21
Davon: anözische Indiv./m²	a		2			0,4 5	1,2 5			7,2 5
Davon: Biomasse g/m²	a		7,28			1,32 17,49	4,90 19,63			30,84 22,65
juvenile / m²		7,6 145	15,2 43	6,4 64	14 102	12,4 48	2,0 30	12,4 38	7,6 13	53,2 82
juvenile g/m²		0,74 7,31	4,50 5,74	1,50 2,30	2,98 5,76	2,70 6,48	0,38 13,77	0,45 1,05	0,96 0,63	18,72 12,97
Gesamt /m²		19,6 213	42,8 64	12 80	28,4 183	26,8 69	8,8 55	33,6 72	17,6 21	82,0 142
Gesamt g/m²		5,80 24,03	26,42 16,99	3,02 5,43	10,56 14,42	10,64 28,58	7,91 40,79	1,88 3,18	2,79 3,39	62,54 63,20

6. Bewertung des Lumbricidenvorkommens

6.1 Bewertung nach Abundanzklassen (nach KA5)

Die Einstufung der Lumbriciden erfolgt hierbei nach der Kartieranleitung (KA5) (AD-HOC-AG Boden, 2005). Bei dieser Beurteilung werden die Lebensformtypen und die Abundanz in Klassen eingeteilt. Nachteil bei dieser Beurteilung ist, dass die Abundanzklassen ohne Berücksichtigung der Bodennutzung definiert werden. Die Einstufung der Anzahl der Lumbriciden erfolgt nach GRAEFE (1998, zit. in AD-HOC-AG Boden, 2005) in der KA5 anhand von Abundanzklassen (Individuen/m²) (Tab. 6). Der Anteil der einzelnen Lebensformtypen wird durch prozentuale Angaben an der Gesamtabundanz aller adulten Lumbriciden angegeben. Für die Thüringer Standorte ergeben sich folgende Abundanzklassen, die in Tabelle 7 zusammengefasst sind.

Tabelle 6: Abundanzklassen der Lumbriciden nach KA5

Kurzzeichen	Abundanzklasse	Anzahl der Individuen je m ²
Lu1	1	1 bis 10
Lu2	2	11 bis 30
Lu3	3	31 bis 100
Lu4	4	101 bis 300
Lu5	5	> 300

6.2 Beurteilung der Lumbriciden nach Zersetzergesellschaften und Strategietypen

In Tabelle 7 erfolgt auch die Zuordnung der Standorte zu den jeweiligen Zersetzergesellschaften nach GRAEFE (1998).

Tabelle 7: Bewertung der Thüringer BDF nach KA5 und Zuordnung zu Zersetzergesellschaften nach GRAEFE (1998) (en = % endogäisch, ep = % epigäisch, an = % anözisch)

Standort	Bewertung KA5	Zuordnung nach GRAEFE (1998)	
		Verband	Zersetzergesellschaft
<u>Acker</u>			
Niederorschel	Lu2en27an73	<i>Lumbricion</i>	1.12 <i>Fridericio- Lumbricetum</i>
Olbersleben	Lu4en88an2	<i>Lumbricion</i>	1.12 <i>Fridericio- Lumbricetum</i>
Wolferschwenda	Lu2en18an82	<i>Lumbricion</i>	1.12 <i>Fridericio- Lumbricetum</i>
<u>Forst</u>			
Altenburg	Lu4ep54en46	<i>Lumbricion</i>	1.11 <i>Stercuto-Lumbricetum</i>
Jüchsen	Lu3ep19en81	<i>Lumbricion</i>	1.11 <i>Stercuto-Lumbricetum</i>
Lehesten	Lu3ep88en12	<i>Achaeto-Cognettion</i>	2.11 <i>Achaeto-Cognettietum</i>
Nauendorf	Lu4ep91en9	<i>Achaeto-Cognettion</i>	2.11 <i>Achaeto-Cognettietum</i>
Possen	Lu3ep19en57an24	<i>Lumbricion</i>	1.11 <i>Stercuto-Lumbricetum</i>
Steigerwald	Lu4ep54en46an20	<i>Lumbricion</i>	1.11 <i>Stercuto-Lumbricetum</i>
Suhl	Lu3ep100	<i>Achaeto-Cognettion</i>	2.11 <i>Achaeto-Cognettietum</i>
Westerwald	Lu4ep5en87an8	<i>Lumbricion</i>	1.11 <i>Stercuto-Lumbricetum</i>
Vessertal	Lu2ep88,en12	<i>Achaeto-Cognettion</i>	2.11 <i>Achaeto-Cognettietum</i>
<u>Grünland</u>			
Bad Liebenstein	Lu5ep14en75an11	<i>Lumbricion</i>	1.12 <i>Fridericio- Lumbricetum</i>
Dorndorf	Lu5ep6en81an13	<i>Lumbricion</i>	1.12 <i>Fridericio- Lumbricetum</i>
Knau	Lu3ep57en43	<i>Lumbricion</i>	1.12 <i>Fridericio- Lumbricetum</i>
Plottendorf	Lu4ep15en63an22	<i>Lumbricion</i>	1.12 <i>Fridericio- Lumbricetum</i>
Silbitz	Lu4ep10en72an13	<i>Lumbricion</i>	1.12 <i>Fridericio- Lumbricetum</i>
Seelingstädt	Lu4ep19en78an3	<i>Lumbricion</i>	1.12 <i>Fridericio- Lumbricetum</i>

Die Acker- und Grünland-BDF entsprechen nach GRAEFE (1998) dem Zersetzergesellschaftstyp *Fridericio-Lumbricetum* (Grünland und Äcker auf Lehmboden). Durch das Vorkommen der anözischen Regenwurmart *L. terrestris* wird die Verbandsebene als *Lumbricion* (gut durchlüftete ungestörte Böden) bezeichnet. Auf der BDF Knau war keine anözische Art festzustellen, obwohl sie vorkommen sollte. Die Forststandorte Altenburg, Jüchsen, Possen, Steigerwald und Westerwald sind ebenfalls dem Verband *Lumbricion* zuzuordnen. Der Zersetzergesellschaftstyp entspricht bei diesen Standorten dem *Stercutio-Lumbricetum* (Wälder mit Mull-Humusformen). Die anderen Forst-BDF gehören zum Verband *Achaeto-Cognettion* (durchlüftete basenarme Böden) und zum Zersetzergesellschaftstyp *Achaeto-Cognettietum* (Wälder und Heiden mit Moder-Humusformen). Altenburg könnte möglicherweise auch zu dem zuletzt genannten Typ gezählt werden.

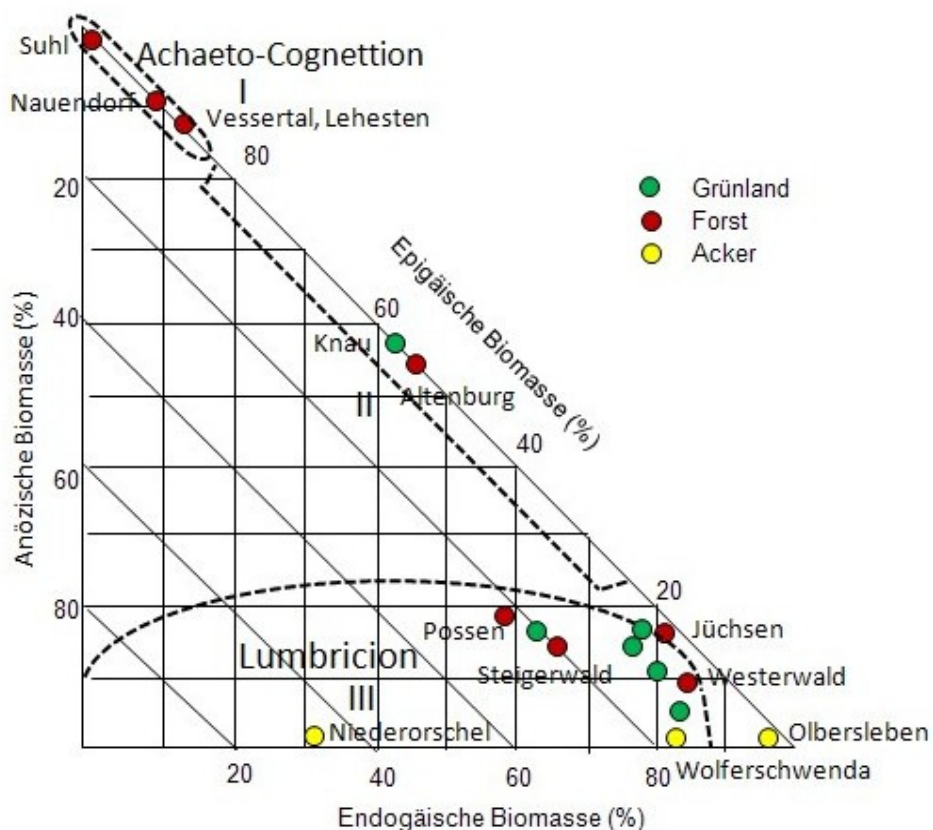


Abbildung 14: Strategietypendiagramm der Regenwürmer auf BDF in Thüringen

- I bodensaure Waldstandorte mit den Humusarten rothumusartiger oder mullartiger Moder mit C/N-Verhältnissen von 17-23, Verband *Achaeto-Cognettion*
- II feuchte Grünlandstandorte, Eichenwald mit Humusart Moder, C/N-Verhältnisse > 15
- III frische bis feuchte Acker-, Grünland- und Forststandorte, Eichen- und Buchenwälder mit Humusart Mull, C/N-Verhältnisse < 15, Verband *Lumbricion*.

Wenn Daten einer Tiergruppe zu betrachten sind, gibt es die Möglichkeit, biologische Zustände vergleichend darzustellen. Ein geeignetes Verfahren besteht darin, die Arten in drei ökologisch relevante Untergruppen einzuordnen. Bei den Regenwürmern bietet sich die Einordnung in die drei Lebensformtypen an, die als epigäische (besiedeln Auflagen), endogäische (besiedeln den Mineralboden) und anözische (Tiefgräber) Lebensformen bezeichnet werden (vgl. Tab. 1, S. 5). Abbildung 14 zeigt ein Strategietypendiagramm in Anlehnung an GRAEFE (1997) mit den untersuchten Standorten aus Thüringen. Die Position der

Flächen wird von den prozentualen Anteilen der drei Lebensformtypen an der gesamten Regenwurmbiomasse bestimmt. In bodensauren Waldstandorten treten nur epigäische Arten auf. Diese Standorte befinden sich in der oberen Ecke und gehören zum Verband *Achaeto-Cognettion* (I). Die Grünlandstandorte sind mit einer Ausnahme durch das Vorhandensein aller drei Lebensformen gekennzeichnet und sind dem Verband *Lumbricion* zuzuordnen. Es sind ungestörte Böden mit guter Durchlüftung. Die betreffenden Waldstandorte sind Eichen- und Buchenwälder mit pH-Werten von 4,5 bis 5. Die Ackerstandorte gehören auch zu diesem Verband. Sie sind dadurch gekennzeichnet, dass keine epigäischen Arten vorkommen. Bei dem tonigen Ackerstandort Olbersleben ist der Anteil an anözischen Tieren sehr gering und ähnelt hier dem Vorkommen auf sandigen Ackerflächen (TISCHER, 2008). Des Weiteren weicht eine Grünland BDF (Knau) von den zu erwartenden Lebensformen ab, weil ebenfalls keine anözischen Tiere vorhanden sind. Ursache hierfür könnte sein, dass es sich bei diesem Standort um eine Güllealtlastfläche mit hohem N-Eintrag handelt. Die Position für diesen Standort müsste also bei III sein. Der Abstand zwischen dem Ist-Zustand bei II und dem Soll-Zustand bei III bestimmt somit die degradative Veränderung. Bei dem Forststandort in II handelt sich um einen Eichenwald mit der Humusart Moder. Gegenwärtig beträgt der pH-Wert des Standortes 5,4 mit einer Tendenz der Abnahme. Das Fehlen der anözischen Lebensform deutet somit auf degradative Veränderungen im Artenspektrum in Richtung I, wo der Anteil der epigäischen Lebensform mehr als 80 % beträgt.

6.3 Bewertung nach Bodenlebensgemeinschaftstyp (BLGT)

Diese Einteilung nach BEYLICH et al. (2005) berücksichtigt sowohl die pH-Werte als auch die Bodenfeuchteklassen (BfK; nach SOMMER et al., 2002) der Standorte.

Aus den Ökogrammen ist die Zuordnung der Thüringer BDF für die Acker- und Grünlandstandorte (Abb. 15) sowie für die Forst-BDF (Abb. 16) zu den einzelnen Bodenlebensgemeinschaftstypen zu erkennen. Zusätzlich kann man die Zugehörigkeit zu den Zersetzergesellschaftstypen ablesen, die jeweils einem Buchstaben A oder B zugeordnet sind. Für die Thüringer BDF ist folgende Zuordnung abzuleiten:

- A1.1 basenreiche Mullhumuswälder, pH > 4,2, epigäische, endogäische und anözische Regenwurmart vorhanden; Zersetzergesellschaft: *Stercutio-Lumbricetum* (BDF: Altenburg, Jüchsen, Possen, Steigerwald, Westerwald).
- B1 pH < 4,2, nur epigäische Regenwürmer mit niedriger Abundanz; Zersetzergesellschaft: *Achaeto-Cognettietum* (BDF: Lehesten, Nauendorf, Suhl, Vessertal, evtl. auch Altenburg).
- A1.2.1 Grünland, BfK 2-7, Bodenarten: S, Us, Regenwurmbiomasse hoch (> 60-200 g/m²), alle drei Lebensformen der Regenwürmer; Zersetzergesellschaft: *Fridericio-Lumbricetum* (BDF: Dorndorf).
- A1.2.2 Grünland, BfK 2-7, Bodenarten: U, Ut, Uls, Ls, Lts, Lt2, Lu, Ts3, Ts4; Regenwurmbiomasse mittel bis hoch (>20-200 g/m²); alle drei Lebensformen; Zersetzergesellschaft: *Fridericio-Lumbricetum* (BDF: Knau, Plottendorf, Seelingstädt, Silbitz).
- A1.4.2 Acker, epigäische Arten fehlen, Bodenarten: Sl4, St3, Slu, U, Ls, Lu, Lts, Ts4, Ts3, Regenwurmbiomasse mittel bis hoch (>20-200 g/m²); Zersetzergesellschaft: *Fridericio-Lumbricetum* (BDF: Niederorschel, Wolferschwenda).
- A1.4.3 Acker, Bodenarten: Lt3, Ts2, Tl, Tt, H, Regenwurmbiomasse mittel (> 20-60 g/m²); Zersetzergesellschaft: *Fridericio-Lumbricetum* (BDF: Olbersleben).

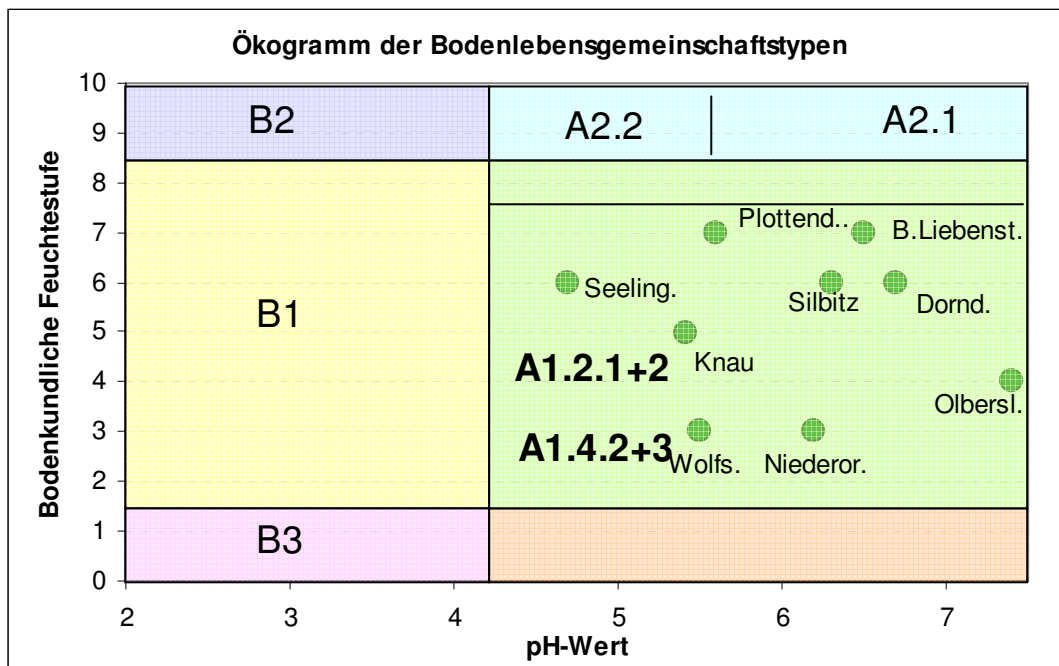


Abbildung 15: Ökogramm der Bodenlebensgemeinschaftstypen der Thüringer Acker- und Grünland-BDF (nach BEYLICH et al., 2005)

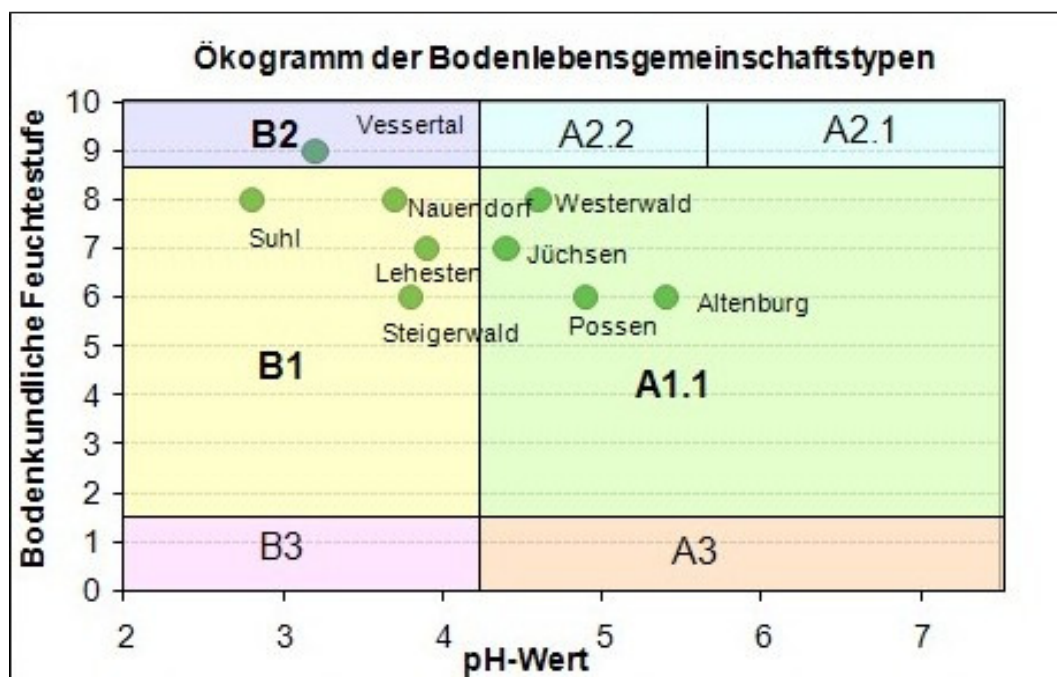


Abbildung 16: Ökogramm der Bodenlebensgemeinschaftstypen der Thüringer Forst-BDF (nach BEYLICH et al., 2005)

Von BEYLICH et al. (2005) wurden zur Beurteilung des Lumbricidenvorkommens Erwartungswerte für die Lumbricidenbiomasse festgelegt (s. obige Zusammenstellung). In Tabelle 8 werden die jeweiligen BLGT der Acker- und Grünland-BDF (für Forst gibt es noch keine Erwartungswerte) dargestellt und die Erwartungswerte für die Regenwurmbiomasse den Ist-Werten gegenübergestellt. Nur der Standort Knau entspricht nicht dem Erwartungswert. Ursachen hierfür könnten nutzungsbedingte Einschränkungen sein (Güllealtlast).

Tabelle 8: Bodenlebensgemeinschaftstypen der BDF mit Soll- und Ist-Werten

Standort	BLGT	Erwartungswerte	Ist-Werte
<u>Acker</u>			
Niederorschel	A1.4.2	mittel bis hoch	mittel
Olbersleben	A1.4.3	mittel	mittel
Wolferschwenda	A1.4.2	mittel bis hoch	mittel
<u>Grünland</u>			
Bad Liebenstein	A1.2.2 bis 1.3	mittel bis sehr hoch	hoch
Dorndorf	A1.2.1	hoch	hoch
Knau	A1.2.2	mittel bis sehr hoch	gering
Plottendorf	A1.2.2	mittel bis sehr hoch	hoch
Seelingstädt	A1.2.2	mittel bis sehr hoch	hoch
Silbitz	A1.2.2	mittel bis sehr hoch	hoch

6.4 Bewertung des Lumbricidenvorkommens nach TISCHER (2005a)

Zur Beurteilung des Lumbricidenvorkommens wurde von TISCHER (2005a) für BDF in Sachsen-Anhalt eine fünfstufige Klasseneinteilung unter Berücksichtigung der Nutzungstypen eingeführt. Die Zahlen stammen sowohl aus einer Literaturrecherche als auch aus dem Datenmaterial in Sachsen-Anhalt, welches in den letzten 10 Jahren zusammengetragen wurde. Die Klasseneinteilung ist aus Tabelle 9 zu entnehmen. Die Klasse 3 entspricht etwa dem Median der einzelnen Nutzungsarten. Weitere Bestandteile der Bewertung sind neben der Lumbricidenbiomasse und –anzahl, die Artendiversität sowie das Fehlen von Arten, die bei entsprechender Nutzung vorkommen müssten. Aus den ökologischen Ansprüchen der Lumbriciden wurden unter Einbeziehung der pH-Werte und des Humusgehaltes sowie der Ansprüche an die Bodenfeuchtigkeit entsprechende Zuordnungen der Arten vorgenommen (vgl. Tab. 3 und 4).

Tabelle 9: Klasseneinteilung der Lumbriciden nach nutzungstypischem Vorkommen (A = Anzahl/m², B = Biomasse g/m²)

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

Tabelle 10: Standortcodierung mit Berücksichtigung der Bodenfeuchte (B), des pH-Wertes (P) und des C_{org}-Gehaltes (C) mit Erwartungswert der Artenanzahl (Soll) und tatsächlicher Artenanzahl (Ist)

Standort	Codierung	Soll Artenanzahl	Ist Artenanzahl	Fehlen von Arten (%)
<u>Acker</u>				
Niederorschel	B0P1C0	5	2	60
Olbersleben	B1P2C1	6	6	0
Wolferschwenda	B0P1C0	5	3	40
<u>Grünland</u>				
Bad Liebenstein	B1P1C1	10	7	30
Dorndorf	B1P2C2	7	6(+3)	14
Knau	B1P1C2	10	4	60
Plottendorf	B1P1C2	10	7	30
Seelingstädt	B1P1C1	10	5	50
Silbitz	B1P1C1	10	6	40
<u>Forst</u>				
Altenburg	B1P1C2	9	7	22
Jüchsen	B1P1C2	9	6	33
Lehesten	B1P0C2	3	3(+1)	0
Nauendorf	B2P0C2	3	3(+3)	0
Possen	B1P1C2	9	6(+1)	33
Steigerwald	B1P0C1	9	7	22
Suhl	B2P0C2	3	2	33
Vessertal	B2P0C2	3	3	0
Westerwald	B2P1C1	9	7	22

Die Einschätzung der einzelnen BDF hinsichtlich der fehlenden Arten nach der Standortcodierung zeigen die Tabellen 10 und 11. Zum Beispiel müssten auf dem Standort Wolferschwenda 5 Arten vorkommen, wenn man die Standortcodierung zugrundelegt. Tatsächlich waren nur 3 zu ermitteln; daraus ergibt sich ein prozentuales Fehlen beim Artenvorkommen von 40%.

Für die Gesamtbeurteilung der Standorte werden alle Kennwerte in der Tabelle 11 zusammengefasst. Zusätzlich erfolgt die Bewertung der Schwermetallakkumulation. Aus Tabelle 11 ist ersichtlich, dass vier Standorte mit 3 bzw. 4 Minuszeichen nicht den ökologischen Standortansprüchen für die Lumbriciden entsprechen können. Schwermetallbelastungen der Lumbriciden lagen bei den BDF Bad Liebenstein, Seelingstädt, Silbitz, Lehesten und Possen vor.

Mit der Matrix der ökologischen Ansprüche und den ermittelten Populationskennwerten hat man 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 (Forststandorte, z.B. Suhl)
- Kontaminationen mit Schadstoffen (überwiegend Auenstandorte, z. B. Bad Liebenstein)
- Intensive Bodenbearbeitung
- Unsachgemäße oder zu häufige Anwendung von Pflanzenschutzmitteln

Aber auch eine lang andauernde Trockenperiode könnte eine Ursache für geringere Abundanzen, Biomasse und Artendiversität sein.

Tabelle 11: Einschätzung der fehlenden Arten nach ökologischen Ansprüchen (in Prozent); angegeben ist der Unterschied zwischen Soll- und Istwert und die daraus abgeleitete Beurteilung sowie die Standortklassifizierung für Biomasse und Abundanz und die Schwermetallbelastung der Lumbriciden.

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 TS, keine Belastung der Regenwürmer
- Cd > 8,0- 10,0 mg/kg, geringe Belastung der Regenwürmer
- - Cd > 10,0 mg/kg, hohe Belastung der Regenwürmer

Standort	Fehlen von Arten (%)	Beurteilung	Klasse Biomasse	Beurteilung	Klasse Anzahl	Beurteilung	Beurteilung Arten-diversität	Gesamturteil	Schwermetallbelastung
Acker									
Niederorschel	60	-	4	+	2	-	+	- + - +	0
Olbersleben	0	+	4	+	5	+	+	+ + + +	0
Wolferschw.	40	-	3	+	1	-	-	- + - -	0
Grünland									
B.Liebenstein	30	+	5	+	5	+	+	+ + + +	- -
Dorndorf	14	+	5	+	5	+	+	+ + + +	0
Knau	60	-	1	-	1	-	+	- - - +	0
Plottendorf	30	+	5	+	5	+	+	+ + + +	0
Seelingstädt	50	-	4	+	4	+	+	- + + +	-
Silbitz	40	-	5	+	5	+	+	- + + +	- -
Forst									
Altenburg	22	+	3	+	5	+	+	+ + + +	0
Jüchsen	33	-	3	+	3	+	+	- + + +	0
Lehesten	0	+	3	+	5	+	+	+ + + +	-
Nauendorf	0	+	2	-	5	+	+	+ + - +	0
Possen	33	-	3	+	3	+	+	- + + +	- -
Steigerwald	22	+	4	+	3	+	+	+ + + +	0
Suhl	33	-	2	-	5	+	-	- - - +	0
Vessertal	0	+	1	-	1	-	+	+ - - +	0
Westerwald	22	+	5	+	4	+	+	+ + + +	-

6.5 Abschlussbemerkungen zur Bewertung des Lumbricidenvorkommens

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen einen ausgeprägten Einfluss der Nutzung des Standortes sowie der Bodenkennwerte pH-Wert, Bodenfeuchte und Humusgehalt auf das Lumbricidenvorkommen. Neben diesen obligatorischen Faktoren 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 Standort-

te 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 Beurteilung nach TISCHER (2005a) gerecht. Neben der Artendiversität werden das Fehlen der Arten, die auf dem betreffenden Standort mit den entsprechenden Bodenkennwerten vorkommen müssten und die Abundanz sowie die Biomasse beurteilt. Durch die 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 für Thüringen zu hoch zu sein. Das gleiche trifft auf die Biomasseeinschätzung nach BEYLICH et al. (2005), insbesondere für die Lehmböden (Acker) zu. Die angesetzten Mengen könnten für den Bodenlebensgemeinschaftstyp A1.4.2 (Lehmböden) mit dem Erwartungswert für eine hohe Regenwurmbiomasse von 60-200 g zu hoch sein. Selbst Standorte, die mehr als 200 Individuen aufweisen (z.B. Olbersleben), erreichen nicht die obere Grenze bei der Biomasse. Insgesamt sollte in den Bundesländern ein Datenabgleich zu den Abundanz- und Biomassewerten erfolgen, denn bei Grünland gibt es noch größere Differenzen bzw. es existieren noch keine Vorgaben wie bei Feuchtgrünland oder für die Forststandorte.

Ziel der bodenbiologischen Untersuchungen sollte die Etablierung eines Frühwarnsystems vor Bodenbelastungen sein. Es geht dabei darum zu erkennen, ob es zu einem Fehlen oder deutlichen Rückgang von Arten kommt, was letztlich einen Verlust an Biodiversität bedeutet. Voraussetzung ist eine gründliche Arteninventur, die in regelmäßigen Zeitabständen zu wiederholen ist. Erst nach mehrmaligen Beprobungen wird erkennbar, ob sich Veränderungen in der Lumbricidenstruktur vollzogen haben. Es kann auch eine neue Art, wie am Beispiel *D. attemsi* festgestellt, hinzukommen. Inwieweit es sich dabei um einen normalen Vorgang der Weiterverbreitung durch menschliche Aktivitäten handelt oder eventuell eine Klimaveränderung begünstigend mitwirkte, können nur weitere Untersuchungen belegen.

7. Schwermetallgehalte der Lumbriciden

7.1 Schwermetallgesamtgehalte der Lumbriciden bei den Standorten

In Tabelle 12 sind die Schwermetallgehalte in den Lumbriciden aufgeführt. Die Grünlandstandorte weisen sehr hohe Akkumulationswerte bei Zn und Cd auf. Sehr hohe, ökologisch bedenkliche Werte (TISCHER, 2005b) sind rot gekennzeichnet. Sehr hohe Pb-Gehalte sind bei den Lumbriciden bei den BDF Suhl und Vessertal ermittelt worden, wofür niedrige pH-Werte der Böden als Ursache zu nennen wäre.

Tabelle 12: Rückstandsanalytik auf Schwermetalle in den Lumbriciden (Gesamtgehalte)

Standort	Schwermetalle (mg kg ⁻¹ TS)					
	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Cu
Niederorschel	336,9	8,1	2,7	6,7	13,1	7,6
Olbersleben	181,7	14,6	3,1	22,3	31,7	18,4
Wolferschwenda	136,0	9,2	2,4	10,3	19,4	9,9
Mittelwert Acker	218,2	10,6	2,8	13,1	21,4	12,0
Bad Liebenstein	261,4	6,8	52,6	5,3	17,1	35,9
Dorndorf	324,9	7,0	5,1	9,2	18,1	11,1
Knau	339,1	3,9	1,0	3,1	5,5	9,6
Plottendorf	417,0	14,6	4,4	10,2	18,5	19,2
Seelingstädt	400,2	21,0	9,8	7,9	18,8	12,1
Silbitz	485,6	21,6	10,7	16,1	40,1	33,8
Mittelwert Grünland	374,4	12,5	13,9	8,6	19,7	20,3
Altenburg	253,3	13,6	2,7	4,5	8,8	10,6
Jüchsen	201,7	23,2	3,8	11,9	17,2	11,2
Lehesten	260,0	35,5	7,8	5,3	6,4	9,6
Nauendorf	226,8	14,2	7,1	2,6	3,2	8,8
Possen	444,6	16,5	12,4	3,1	4,6	9,0
Steigerwald	129,5	11,6	2,3	7,2	9,0	8,1
Suhl	211,4	158,4	4,6	2,7	3,0	10,9
Vessertal	227,4	104,4	2,3	5,3	6,1	13,7
Westerwald	251,8	40,3	9,9	7,7	10,8	6,9
Mittelwert Forst	245,2	44,3	5,9	5,6	7,7	9,9

Betrachtet man die Aufnahme der Schwermetalle in Abhängigkeit von den Bodengehalten, so sind enge Korrelationen für alle 18 bisher geprüften Standorte ersichtlich. In Abbildung 17 sind diese Korrelationen für alle untersuchten Schwermetalle dargestellt. Wenn man die Vorsorgewerte nach der BBodSchV (1999) als Grundlage nimmt, kann man in etwa die ökologisch bedenklich zu bewertenden Mengen in den Regenwürmern abschätzen. Das sind für Cd 8 mg kg⁻¹TS, Zn 350 mg kg⁻¹TS, Cr 30 mg kg⁻¹TS, Cu 25 mg kg⁻¹TS und Pb 30 mg kg⁻¹TS. Diese Mengen sagen aber noch nichts über Gefährdungen in der Nahrungskette aus, sie können nur als Orientierung dienen. Zur Einschätzung des Gefährdungspotenzials wären ökotoxikologische Untersuchungen mit den jeweiligen Konsumenten der Lumbriciden erforderlich.

Mit einer entsprechenden Datenbank könnten Toleranzbereiche für Akkumulationsmengen von Schwermetallen in Regenwürmern zur Gefährdungsabschätzung im Sinne eines „secondary poisoning approach“ definiert werden (TISCHER 2009b, 2010a, b). Über Schadwirkungen auf Prädatoren (z.B. Vögel und Kleinsauger) gibt es wenige bzw. sehr widersprüchliche Angaben. Bei Cu werden in der Richtlinie der EU für Pflanzenschutzmittel 32 mg kg⁻¹ Futter und Tag als toxischer Langzeitgrenzwert angegeben. Bei Cr werden Werte von 5,5-200 mg kg⁻¹ pro Tag für Hunde, Katzen und Enten angegeben (Canadian Soil Quality Guidelines, 1999). Bei Pb gelten Mengen von < 28 mg Pb kg⁻¹ und Tag beim Buntfalken als unbedenklich (Canadian Soil Quality Guidelines, 1999). Nach Umrechnung der Daten von MA (1987) sind Regenwürmer mit > 60 mg Pb kg⁻¹ toxisch für Maulwürfe. Von BEYER und STAFFORD (1993) werden Bodenmengen von 10 mg Cd kg⁻¹ Boden als gefährliche Konzentrationen für Lebewesen deklariert. Gegenwärtig befasst sich die zuständige VDI-Arbeitsgruppe

mit der Frage, wie die jeweiligen Ergebnisse zu bewerten sind, z.B. ab wann eine bestimmte Anreicherung als Gefährdung anzusehen ist.

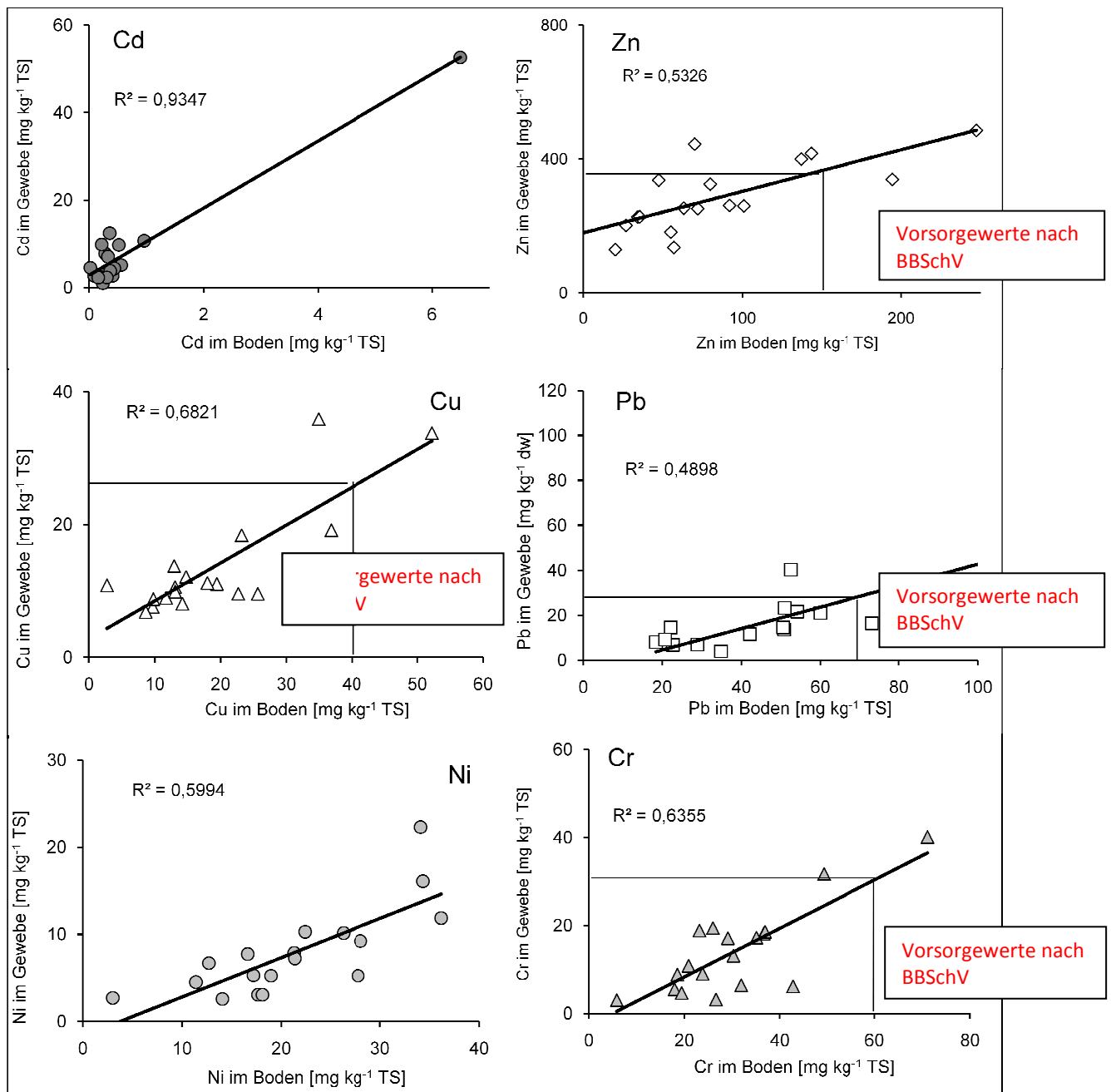


Abbildung 17: Schwermetallakkumulation im Gewebe der Regenwürmer in Abhängigkeit von den Bodengehalten

7.2 Schwermetallgehalte der Lumbricidenarten

In Tabelle 13 erfolgt die Angabe für die einzelnen Regenwurmart mit Berücksichtigung der Lebensformen als Mittelwert von den analysierten Standorten, wobei n die Anzahl der untersuchten Standorte bedeutet, wo die jeweiligen Arten vorkamen und ausreichend Probenmaterial vorhanden war. Sehr hohe, ökologisch bedenkliche Werte in Bezug auf die Vorsorgewerte nach BBodSchV (1999) sind in der Tabelle rot gekennzeichnet.

Tabelle 13: Rückstandsanalytik auf Schwermetalle in den einzelnen Lumbricidenarten mit Berücksichtigung der drei Lebensformen von 13 untersuchten BDF

Art	n	Schwermetalle (mg kg ⁻¹ TS)					
		Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Cu
<u>epigäisch</u>							
<i>Dendrobaena octaedra</i>	5	247,3	55,9	3,6	11,1	3,4	15,0
<i>Dendrobaena attemsi</i>	3	199,5	1145,4	9,1	2,7	3,2	11,0
<i>Lumbricus castaneus</i>	3	357,5	7,6	6,3	4,9	8,6	12,4
<i>Lumbricus rubellus</i>	12	326,2	10,6	14,4	4,2	7,6	14,6
Mittelwert epigäisch	23	296,6	168,1	10,3	5,6	6,3	13,9
<u>endogäisch</u>							
<i>Allolobophora chlorotica</i>	5	217,9	16,3	19,7	11,9	23,9	15,8
<i>Aporrectodea rosea</i>	11	227,6	24,1	10,4	10,7	19,2	16,3
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	13	348,7	50,4	9,9	9,6	17,0	15,8
<i>Octolasion cyaneum</i>	7	178,3	30,5	6,1	14,7	28,1	14,3
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	8	426,9	32,4	6,4	8,9	14,1	12,3
Mittelwert endogäisch	44	290,7	33,5	9,9	10,8	19,6	15,1
<u>anözisch</u>							
<i>Lumbricus terrestris</i>	11	360,0	10,1	7,6	6,2	11,2	14,3
<i>Aporrectodea longa</i>	2	269,1	10,2	2,5	12,7	19,9	16,2
Mittelwert anözisch	13	346,0	10,0	6,6	7,5	13,2	14,5

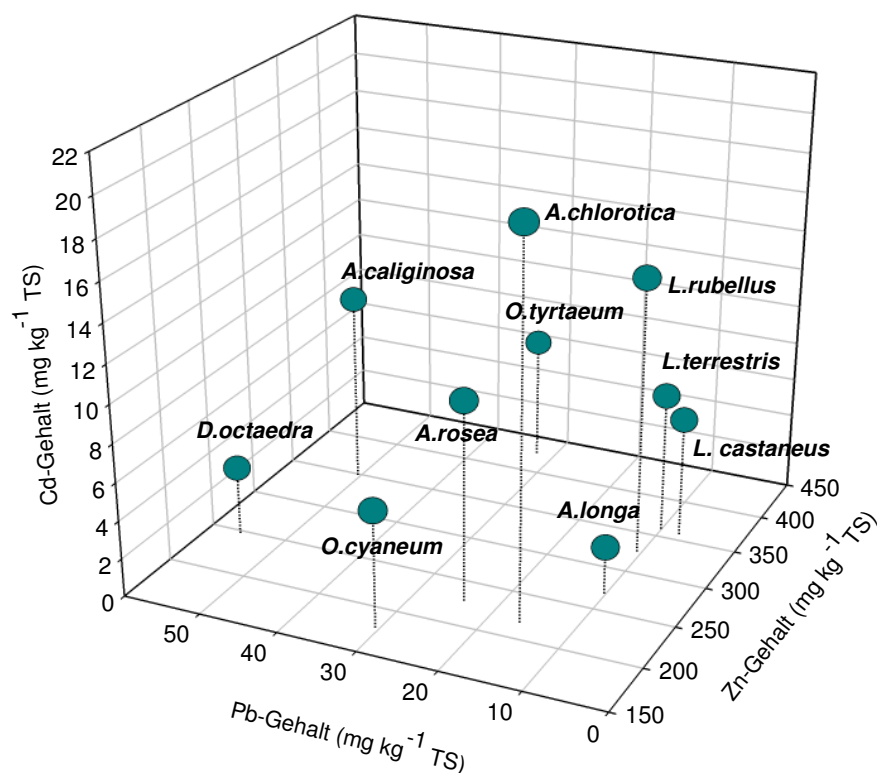


Abbildung 18: Schwermetallgehalte (Cd, Pb, Zn) in verschiedenen Lumbricidenarten

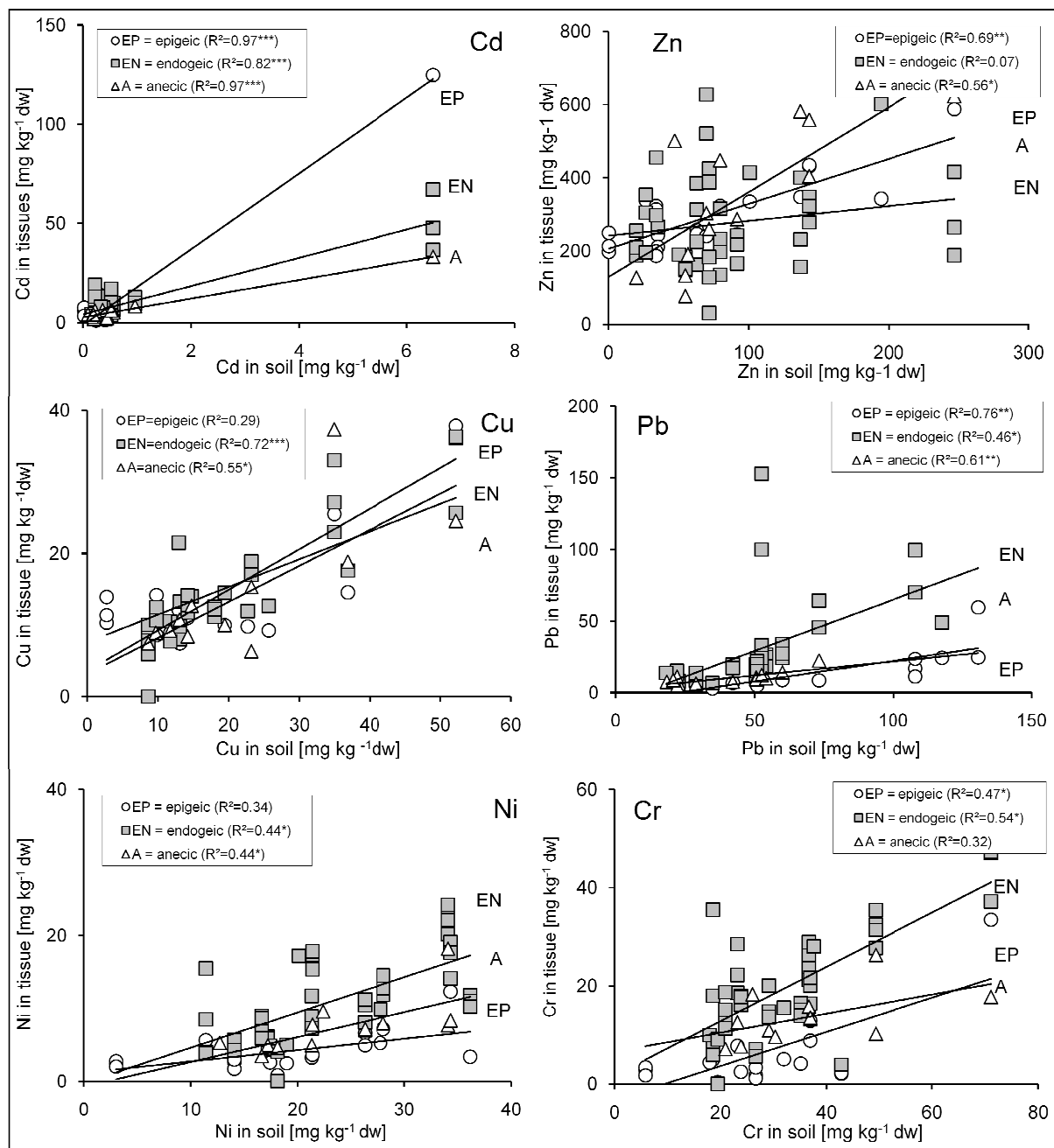


Abbildung 19: Schwermetallakkumulation im Gewebe der ökologischen Gruppen der Regenwürmer in Abhängigkeit von den Bodengehalten

Durch die Einzelanalyse der Arten konnten Daten über deren sehr unterschiedliches Akkumulationsverhalten ermittelt werden. Bei Cadmium besteht vor allem bei den epigäisch und endogäisch lebenden Arten ein großes Akkumulationsvermögen. Rückstandsmengen, die kleiner als $8 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ TS}$ sind, können als ökologisch unbedenklich bezeichnet werden (TISCHER, 2009a, b). Für Cd gilt die Rangfolge für die Akkumulationsmengen der Lumbricidenarten anözische < endogäische < epigäische und für Zn entsprechend endogäische < epigäische < anözische Arten. Die Schwermetalle Ni, Cr und Cu werden am wenigsten von den epigäischen Arten akkumuliert. Bei Pb waren sehr hohe Akkumulationsmengen in den epigäischen Arten zu ermitteln. Hervorzuheben sind die hohen Pb-Mengen in der epigäischen Art *D. octaedra* (Suhl: $158,4 \text{ mg Pb kg}^{-1} \text{ TS}$). Diese Art zeigt die größere Mobilität von Pb auf den sauren Waldstandorten an. Besonders hoch sind aber die Werte für *D.*

attemsi. (Suhl: 1653,3 mg Pb kg⁻¹ TS; Nauendorf: 493,0 mg Pb kg⁻¹ TS). Diese Art kommt nur auf den sauren Standorten vor und scheint insbesondere Pb zu akkumulieren. Abbildung 18 zeigt die unterschiedliche Schwermetallaufnahme von Cd, Pb und Zn bei den verschiedenen Lumbricidenarten. In Abbildung 19 kann man die unterschiedliche Aufnahme der Schwermetalle gesondert nach den ökologischen Gruppen der Regenwürmer in Abhängigkeit von den Bodengehalten erkennen. Die engsten Korrelationen sind für Cd festzustellen. Die oben genannten hohen Pb-Werte der Art *D. attemsi* wurden nicht für die Abbildung verwendet. Bei den endogäischen Arten liegen insgesamt 44 Artenanalysen vor und damit besser zu belegende Korrelationen als bei den epigäischen mit 23 und den anözischen mit 13 Untersuchungen.

7.3 Bioakkumulation der Schwermetalle und Schlussfolgerungen

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. Von den 18 untersuchten BDF haben bei Cd und Zn alle Standorte einen Transfer-Faktor >1, bei Cu betrifft es nur drei Standorte. Die höchsten Gehalte weisen bei Cd *L. rubellus* (125 mg kg⁻¹; Standort: Bad Liebenstein) und bei Zn *A. caliginosa* (661 mg kg⁻¹, Standort: Knau) auf. Cd und Zn werden, bezogen auf die Transferraten, von *D. octaedra* (42,7; 4,8) und *O. tyrtaeum* (23,1; 8,1) stärker als von den anderen Arten aufgenommen (Abb. 20). Die beiden Arten haben für Cd und Zn die höchsten Transferraten. Die Werte von Suhl wurden nicht für die Berechnung der Transferraten wegen der niedrigen Bodengehalte von Cd und Zn berücksichtigt. Die ökologischen Gruppen der Lumbriciden weisen somit eine unterschiedliche Akkumulation auf. Da der Stichprobenumfang für einige Arten noch sehr gering ist, sind die Aussagen nur mit Vorbehalt möglich. Unter sauren Forststandorten kommt es vor allem bei *D. octaedra* zu einem hohen Cd-Transfer (TISCHER, 2009a), was mit den erhobenen Daten übereinstimmt.

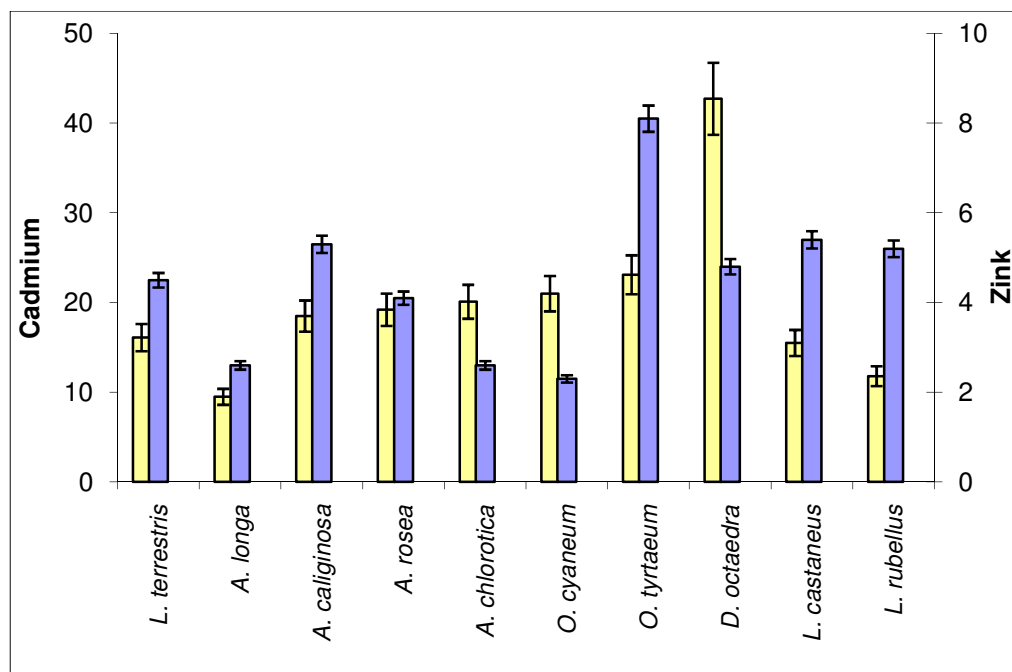


Abbildung 20: Transferraten der Lumbricidenarten bei Cd und Zn

Eine geringe Abhängigkeit der Transferraten der Schwermetalle von den pH-Werten der Standorte konnte nur für Cd ($R^2 = 0,29$) festgestellt werden. Das heißt mit steigenden pH-Werten war eine Abnahme der Schwermetallakkumulation erkennbar. Dagegen konnte eine

signifikante Abnahme des Schwermetalltransfers mit steigenden C_{org} -Gehalten ermittelt werden. Sie betrug bei Cr ($R^2 = 0,37^*$) und Ni ($R^2 = 0,46^*$), d.h. es verringern sich die Transferraten mit steigenden Humusgehalten (Abb. 21). Besonders auf den Auenstandorten gibt es hohe Akkumulationswerte wegen der dort hohen Schwermetallgehalte im Boden. Die Tolerierung der hohen Schwermetallgehalte kann mit den gleichfalls hohen Humusgehalten und somit der geringen Bioverfügbarkeit erklärt werden (TISCHER, 2009a, b, 2010b). MARINUSSEN und van der ZEE (1997) ermittelten außerdem eine hohe Aufnahme von Cu durch *L. rubellus* bei höheren Temperaturen und Bodenfeuchten und kommen zu der Schlussfolgerung, dass bei einer höheren Regenwurmaktivität die Aufnahme von Schwermetallen begünstigt wird. Das könnte zum Beispiel auf der BDF Bad Liebenstein der Fall sein, wo sowohl sehr viele Tiere bei hohen Cd-Gehalten im Boden vorkamen als auch sehr hohe Akkumulationsmengen erreicht wurden. Die Cu-Gehalte der Lumbriciden waren auf diesem Standort mit $35,9 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ im Vergleich zu den anderen BDF am höchsten (Tab. 12).

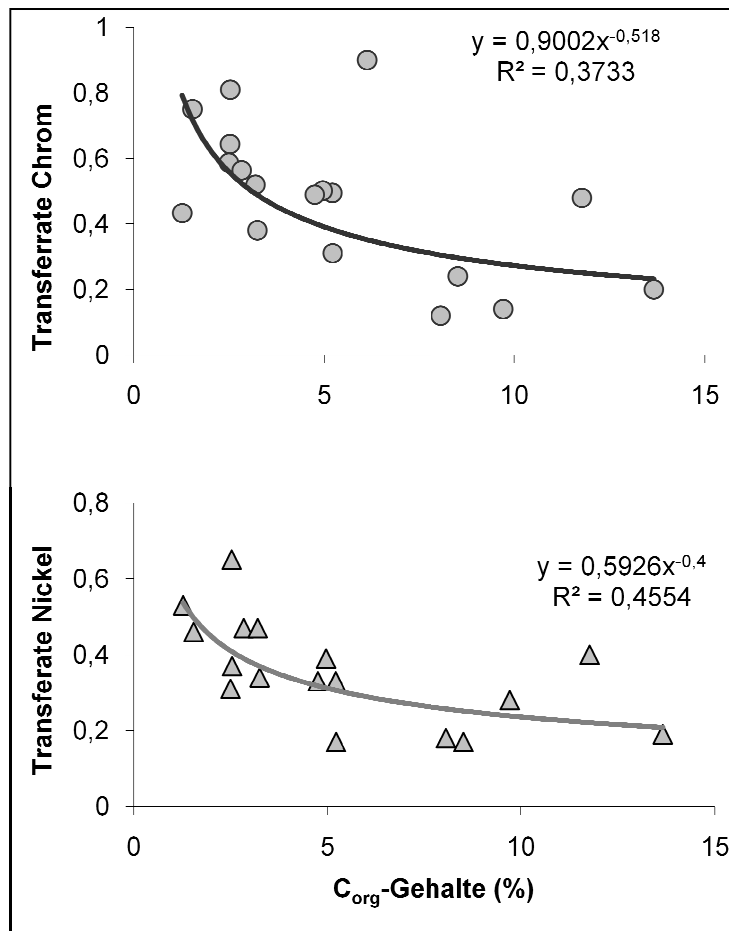


Abbildung 20: Transferraten der Schwermetalle Chrom und Nickel in den Lumbriciden in Abhängigkeit von den C_{org} -Gehalten der BDF (n = 18)

Anhaltspunkt für die Bioverfügbarkeit kann der Transfer der Schwermetalle in die Regenwürmer sein. Neben den absoluten Akkumulationsmengen in den Regenwürmern sollte immer der Transfer betrachtet werden. Zusammenfassend können nach TISCHER (2010b) folgende Faktoren, die die Schwermetallaufnahme durch die Regenwürmer beeinflussen, genannt werden:

- Standortfaktoren, z.B. Schwermetallkonzentration, Exposition, Nutzung, Bodeneigenschaften (Mineralbestand, pH-Wert, Humus), Verteilung im Boden

- Ökologische Differenzierung der Regenwürmer, das daraus resultierende Fressverhalten und ihre Mobilität, das Alter der Tiere
- Vorkommen in Habitaten mit entsprechenden die Aufnahme begünstigenden Standorteigenschaften wie z.B. niedrige pH-Werte
- Unterschiedliche Toleranz der Regenwurmarten gegenüber unterschiedlichen Schwermetallen, verschiedene Anpassungsmechanismen der einzelnen Arten.

8. Literatur

1. AD-HOC-AG Bodendauerbeobachtung, LABO (2000): Boden-Dauerbeobachtung, Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen.
2. AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., Hannover, 438 S.
3. ALBERTI, G., HAUKE, B., KÖHLER, H.-R., STORCH, V. (1996): Dekomposition. Ecomed-Verlag Landsberg, 490 S.
4. AMMER, S. MAKESCHIN, F. (1994): Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Regenwurmfauna (*Lumbricidae*, *Oligochaeta*) und die Humusform in einem Fichtenbestand (Höglwaldexperiment). Forstw. Cbl. 113, 70-85.
5. 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.
6. BAUCHHENSS, J. (1998): Methodik und Relevanz von Regenwurmuntersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF), Mitt. DBG 87,347-350.
7. BBODSCHG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten vom 17. März 1998, BGBl I, 16, 502-510.
8. BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999, BGBl I, 36, 1554-1582.
9. BECK, L., RÖMBKE, J., PAULUS, R., RUF, A. u.a. (2001): Bodenfauna und Umwelt - Bodenökologische Inventur und Beurteilung von ausgewählten Standorten in Baden-Württemberg. Bericht. Förderkennzeichen PAÖ 9710.02/Ö97007, 131 S.
10. BEYER, W.N., STAFFORD, C. (1993): Survey and evaluation of contaminants in earthworms and in soils derived from dredged material at confined disposal facilities in the Great Lakes Region. Environmental Monitoring and Assessment 24, 151-165.
11. 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 13, 78 S.
12. BICK, H. (1998): Grundzüge der Ökologie. Gustav-Fischer-Verlag Stuttgart, 3. Aufl.
13. BOUCHÉ, M.B. (1972): Lombriciens de France. Ecologie et Systematique. INRA, Paris.
14. BOUCHÉ, M.B. (1977): Strategies lombriciennes. Ecol.Bull. 25, 122-132.
15. BROCKMANN-JEROSCH, H., E. RÜBEL (1912): Die Einteilung der Pflanzengesellschaften nach ökologisch-physiognomischen Gesichtspunkten. Leipzig.
16. BROHMER, P. weitergeführt von SCHAEFER, M. (1992): Fauna von Deutschland. Bestimmungsbuch. 18. Aufl. Verlag Quelle & Meyer, Heidelberg-Wiesbaden.
17. BROHMER, P., EHRMANN, P., ULMER, G., SCHIEMENZ, H. (1967): Die Tierwelt Mitteleuropas. Verlag Quelle & Meyer, Leipzig.
18. Canadian Soil Quality Guidelines for Protection of Environmental and Human Health (1999): Copper 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, 1-7.
19. DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden. A.-Ziemsen-Verlag, S. 64-86.

20. CHRISTIAN, E., ZICSI, A. (1999): Ein synoptischer Bestimmungsschlüssel der Regenwürmer Österreichs (Oligochaeta: Lumbricidae). Die Bodenkultur 50, S. 121-
21. DUNGER, W., FIEDLER, H.J. (1997): Methoden der Bodenbiologie. Gustav-Fischer-Verlag, Jena, 2. Auflage.
22. ERNST, D. (1995): The Farmer's Earthworm Handbook. Lessiter Publ. Brookfield, USA.
23. GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortökologische Ansprache. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 69, 95-98.
24. GRAEFE, U. (1995): Gibt es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften? Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 75: 11-14.
25. GRAEFE, U. (1997): Bodenorganismen als Indikatoren des biologischen Bodenzustandes. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 85, 687-690.
26. GRAEFE, U. (1998): Annelidenzönosen nasser Böden und ihre Einordnung in Zersetzergesellschaften. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 88, 109-112.
27. GRAFF, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. Ein Bilderatlas für Bauern, Gärtner, Forstwirte und Bodenkundler. Verlag M & H Schaper, Hannover.
28. HERR, S., BAUCHHENSS, J. (1987): Einfacher Bestimmungsschlüssel für Regenwürmer. SuB 7, 15-20.
29. HOPKIN, S. P. (1989): Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. London, UK: Elsevier Applied Science.
30. HÖSER, N. (2001): Ergebnisbericht für Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG), 38 S.
31. IRELAND, M. P. (1983): Heavy metal uptake and tissue distribution in earthworms. In: SATCHELL, J. E. Earthworm Ecology, 247-265, London, New York, 1983.
32. LENNARTZ, F., M. ROSS-NICKOLL (1999): Biomonitoring - Boden und Sedimente: 204-220. In: OEHLMANN, M. (1999): Ökotoxikologie. Ecomed, Landsberg.
33. 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.
34. MA, W.C. (1987): Heavy metal accumulation in the mole, *Talpa europea*, and earthworms as an indicator of metal bioavailability in terrestrial environments. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 39, 933-938.
35. 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.
36. MARINUSSEN, M.P.J.C., van der ZEE, S.E.A.T.M. (1997): Cu accumulation by *Lumbricus rubellus* as affected by total amount of Cu in soil, soil moisture and soil heterogeneity. Soil Biol. Biochem. 29, 641-647.
37. MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. Aufl., UTB Quelle & Meyer, Heidelberg.
38. MÜLLER, G. (1965): Bodenbiologie, VEB Gustav-Fischer-Verlag Jena.
39. RÖMBKE, J. (1997): Boden als Lebensraum für die Bodenorganismen. Literaturstudie. Handbuch Boden-Texte und Berichte zum Bodenschutz 4/97.
40. ROTA, E. ERSÉUS, C. (1997): First record of *Dendrobaena attemsi* (Michaelsen) (*Oligochaeta, Lumbricidae*) in Scandinavia, with a critical review of its morphological variation, taxonomic relationship and geographical range. Ann. Zool. Fennici 34, 89-104.
41. SATCHELL, J.E. (1980): R worms and k worms: a basis for classifying lumbricid earthworms strategie. In: DINDAL, D.L. (Hrsg.): Soil biology as related to land use practices. Proceedings of the 7th Intern. Soil Zoology Colloquium. Syracuse, New York: 1979, 848-864.
42. SHANNON, C. E. (1948): The mathematical theory of communication. Bell System Technical Journal 27. - In: SHANNON, C. E., W. WEAVER (eds.) (1949): The mathematical theory

- of communication. Urbana (Univ. Illinois Press) [Deutsche Übersetzung: Mathematische Grundlagen der Informationstheorie. München. (1976) (Nachdruck)], 379-423, 623-656.
43. SIMS, R. W., GERARD, B. M. (1985): Earthworms: Keys and notes for the identification and study of the species. The Linnean Society of London, Synopsis of the British Fauna (New Series) 31.
 44. SIMS, R. W., GERARD, B. M. (1999): Earthworms: Notes for the identification of British species. The Linnean Society of London, Synopsis of the British Fauna (New Series) 31 (revised).
 45. 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 Bodenkundl. Hefte 63, 163 S.
 46. STOJANOVIČ, M., KARAMAN, S. (2005): Further contribution to knowledge of the earthworms of Šumadija (Serbia). Arch. Biol. Sci. Belgrade 57, 127-132.
 47. STRESEMANN, E. weitergeführt von HANNEMANN, H.-J., KLAUSNITZER, B., SENGLAUB, K. (1992): Exkursionsfauna von Deutschland. Band I Wirbellose (ohne Insekten), S. 367-371, Verlag GmbH Volk und Wissen Berlin.
 48. TISCHER, S. (2005a): Assessment of lumbricid species diversity on soil monitoring sites in Saxony-Anhalt. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 76 (2), 157-172.
 49. TISCHER, S. (2005b): Lumbricids species diversity and heavy metal amounts in lumbricids on soil monitoring sites in Saxony-Anhalt. Arch. of Agron. and Soil Sci. 51 (4), 391-403.
 50. TISCHER, S. (2008): Lumbricidae communities in soil monitoring sites differently managed and polluted with heavy metals. Pol. J. Ecol. 56, 593-604.
 51. TISCHER, S. (2009a): Earthworms (LUMBRICIDAE) as bioindicators: The relationship between in-soil and in-tissue heavy metal content. Pol. J. Ecol. 57, 513-523.
 52. TISCHER, S. (2009b): Lumbriciden als Akkumulations-Bioindikatoren für Schwermetallbelastungen in Böden. Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft 69, 401-406.
 53. TISCHER, S. (2010a): Lumbriciden als Bioindikatoren für Standorteigenschaften. Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft 70, 124-128.
 54. TISCHER, S. (2010b): Regenwürmer als Akkumulations-Indikatoren für Schwermetalle. Berichte der DBG, <http://eprints.dbges.de/499/>, 4 Seiten.
 55. ZICSI, A. (1965): Die Lumbriciden Oberösterreichs und Österreichs unter Zugrundelegung der Sammlung von Karl Wesselys mit besonderer Berücksichtigung des Linzer Raumes. Naturkundl. Station Stadt Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at, S. 125-199.

9. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Lebensformen der Regenwürmer nach WILKE, PEREL (1979) und BOUCHÉ (1977); in DUNGER (1983)

Tabelle 2.1: Schwermetallgehalte im Boden (A-Horizonte) (mg kg^{-1} TS) der BDF

Tabelle 2.2: Übersicht der untersuchten BDF mit Standortdaten und den pH-Werten sowie C_{org} -Gehalten

Tabelle 3: Vorkommen der Lumbricidenarten nach pH- und C_{org} -Bereichen sowie Bodenfeuchteklassen (nach SOMMER et al. 2002) und deren Individuengewichte auf den BDF in Thüringen (Mittelwerte mit Standardabweichung)

Tabelle 4: Matrix der ökologischen Ansprüche der häufigsten Regenwurmspecies auf den BDF in Thüringen ($n = 18$)

Tabelle 5.1 Vorkommen der Lumbricidenarten auf den Grünland-BDF mit Abundanzklassen

Tabelle 5.2 Vorkommen der Lumbricidenarten auf den Acker-BDF mit Abundanzklassen
Tabelle 5.3 Vorkommen der Lumbricidenarten auf den Forst-BDF mit Abundanzklassen
Tabelle 6: Abundanzklassen der Lumbriciden nach KA5
Tabelle 7: Bewertung der Thüringer BDF nach KA5 und Zuordnung zu Zersetzergesellschaften nach GRAEFE (1998)
Tabelle 8: Bodenlebensgemeinschaftstypen der BDF mit Soll- und Ist-Werten
Tabelle 9: Klasseneinteilung der Lumbriciden nach nutzungstypischem Vorkommen
Tabelle 10: Standortcodierung mit Berücksichtigung der Bodenfeuchte (B), des pH-Wertes (P) und des C_{org}-Gehaltes (C) mit Erwartungswert der Artenanzahl (Soll) und tatsächlicher Artenanzahl (Ist)
Tabelle 11: Einschätzung der fehlenden Arten nach ökologischen Ansprüchen (in Prozent) der Lumbriciden.
Tabelle 12: Rückstandsanalytik auf Schwermetalle in den Lumbriciden (Gesamtgehalte)
Tabelle 13: Rückstandsanalytik auf Schwermetalle in den einzelnen Lumbricidenarten mit Berücksichtigung der drei Lebensformen

10. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Größenverhältnisse verschiedener Regenwurmarten: Links: *Lumbricus terrestris* (anözisch); Mitte: *Allolobophora chlorotica* (endogäisch); Rechts: *Aporrectodea nocturna*
Abbildung 2: *Lumbricus terrestris*
Abbildung 3: links: *Allolobophora chlorotica*, rechts: *Octolasion cyaneum* vom Standort OI-bersleben (alle Tiere lebend fotografiert)
Abbildung 4: Beprobungsloch in Wolferschwenda mit Wurmgingen von *Lumbricus terrestris*, Bodentiefe bis Pflugsohle (ca. 30 cm) (Fotos Abb. 1-4: Tischer, 2005)
Abbildung 5: Vorkommen der Lumbricidenarten auf den Thüringer BDF mit durchschnittlichen Individuengewichten in Abhängigkeit von den pH-Werten
Abbildung 6: Vorkommen der Regenwurmarten in Abhängigkeit von den pH-Werten
Abbildung 7: Vorkommen der Regenwurmarten in Abhängigkeit von den C_{org}-Gehalten
Abbildung 8: Vorkommen der Regenwurmarten in Abhängigkeit von den Bodenfeuchteklassen der Standorte
Abbildung 9: Vorkommen der Regenwurmarten in Abhängigkeit von den C/N-Verhältnissen
Abbildung 10: Abhängigkeiten der Artendiversität (H'), der Individuenanzahl und der Lumbricidenbiomasse von den pH-Werten
Abbildung 11: Vorkommen der häufigsten Arten auf den Thüringer BDF in Abhängigkeit von pH-Werten, BFK und C_{org}-Gehalten
Abbildung 12: Dominanzen (%) der vorkommenden Arten bei unterschiedlicher Nutzung der BDF
Abbildung 13: Lumbricidenanzahl und -biomasse bei unterschiedlicher Landnutzung
Abbildung 14: Strategietypendiagramm der Regenwürmer auf BDF in Thüringen
Abbildung 15: Ökogramm der Bodenlebensgemeinschaftstypen der Thüringer Acker- und Grünland-BDF (nach BEYLICH et al., 2005)
Abbildung 16: Ökogramm der Bodenlebensgemeinschaftstypen der Thüringer Forst-BDF
Abbildung 17: Schwermetallakkumulation im Gewebe der Regenwürmer in Abhängigkeit von den Bodengehalten für Cd und Cr.
Abbildung 18: Schwermetallgehalte (Cd, Pb, Zn) in verschiedenen Lumbricidenarten
Abbildung 19: Schwermetallakkumulation im Gewebe der ökologischen Gruppen
Abbildung 20: Transferraten der Lumbricidenarten bei Cd und Zn

Abbildung 21: Transferraten der Schwermetalle Chrom und Nickel in den Lumbriciden in
Abhängigkeit von den C_{org} -Gehalten der BDF

11. Glossar

Abundanz

Anzahl von Organismen bezogen auf eine Fläche oder Raumeinheit (Besiedlungs-/Populationsdichte).

Acidophil Säuretolerante Regenwurmarten, die pH-Werte $< 4,5$ von Böden tolerieren.

Acidophob Regenwurmarten, die pH-Werte $< 4,5$ in Böden nicht tolerieren.

Adult Geschlechtsreife Tiere

Anözisch Tiefgrabende Lebensweise von Regenwürmern

Artendiversität

Berücksichtigt sowohl die Artenanzahl einer Biozönose als auch die Häufigkeit der einzelnen Art. Die Artendiversität als Kennwert ist aussagekräftig, wenn die Arten gleiche oder nur gering abweichende Körpergrößen aufweisen (z. B. bei Regenwürmern).

Biozönosetyp, Gemeinschaftstyp

Abstrakte Bezeichnung für Gemeinschaften (Biozönosen) mit ähnlicher Zusammensetzung

Bodenfeuchte

Wassergehalt des Bodens, der in Abhängigkeit von Bodenart, Aggregierung, Lagerungsdichte u.a. zu Feuchtestufen von trocken bis nass führt.

Bodenkundliche Feuchtestufe (BKF)

Der Parameter fasst klimatische, bodenkundliche und standörtliche Faktoren (Grund- und Stauwassereinfluss) zu einer Kenngröße des Bodenwasserhaushaltes zusammen.

Bodenlebensgemeinschaftstyp

Es werden 14 Bodenlebensgemeinschaftstypen definiert. Diese Typen sind durch das Vorkommen bestimmter Arten charakterisiert. Das Vorkommen der Gemeinschaftstypen ist an eine bestimmte Kombination der Standortfaktoren pH-Wert, Bodenkundliche Feuchtestufe (BKF), Bodenart und zum Teil an die Nutzung gebunden (Acker, Grünland, Feuchtgrünland...). Es gibt Erwartungswerte für die Regenwurmbiomasse für landwirtschaftlich genutzte Standorte (Acker, Grünland).

Bodenorganismen

Organismen, die ständig oder temporär im Boden leben und an den Stoffumsetzungen und/oder der Strukturbildung des Bodens beteiligt sind (auch als Edaphon bezeichnet).

Dominanz

Prozentualer Anteil an einer Artengruppe, meist auf die Anzahl bezogen (Individuendominanz).

Endogäisch Im Mineralboden lebende Regenwürmer.

Epiqäisch Auf der Bodenoberfläche oder in der Humusaufgabe lebende Regenwürmer.

Erwartungswerte für Biozönoson – Standortcodierung

Zwischen abiotischen Bodenfaktoren und der Zusammensetzung der Bodenlebensgemeinschaft bestehen komplexe Wechselwirkungen. Sie sind die Grundlage für die Formulierung von Erwartungswerten für Biozönoson an definierten Standorten. Wesentliche Faktoren für die betrachteten Organismengruppen sind die Nutzung, pH-Wert, Bodenfeuchte, Bodenart und die Humusform. Es erfolgt ein Soll-Ist-Abgleich von charakteristischen Artengruppen.

Gemeinschaft

Gesamtheit aller an einem Ort lebenden Organismen mit ihren Interaktionen.

Humusformen

Die Humusformen sind Bestandteil des Humuskörpers und unterscheiden sich bei verschiedenen Böden:

- Der Rohhumus ist durch eine mächtige Humusaufgabe (> 30 % organische Substanz; differenziert in frische Streu = L, zerkleinerte Streu und wenig Huminstoffe = Of, überwiegend Huminstoffe = Oh)
- Beim Moder ist die Aufgabe weniger mächtig als der Ah-Horizont.
- Beim Mull fehlt eine Humusaufgabe (bzw. ist nach dem Streufall vorhanden und verschwindet dann bis zum nächstjährigen Streufall)

Lumbriciden Regenwürmer, Ringelwürmer (Annelida), besitzen ein Coelem.

Schadstoff

Laut ISO Substanzen, die durch ihre Menge, Konzentration oder Eigenschaften negative Auswirkungen auf die Bodenfunktionen oder die Bodenverwendung haben können.

Sollwert

Synonym mit Erwartungswert für einen Bodenlebensgemeinschaftstyp verwendet; bei Bewertung der ökologischen Standortansprüche der Erwartungswert der Artenanzahl bei der jeweiligen BDF.

Standortfaktoren

Ausgewählte Faktoren, die hinsichtlich der bodenbiologischen Fragestellung einen bestimmten Standort (oder BDF) umfassend beschreiben. Dazu gehören neben Bodeneigenschaften auch klimatische, geographische und anthropogene Faktoren.

Zersetzergesellschaft

Bezieht sich auf die ökosystemare Funktion der Bodenbiozönose im Stoffkreislauf. Als Indikatorgruppe dient die Taxozönose der Anneliden (Regenwürmer und Kleinringelwürmer).