



Landesamt für Natur, Umwelt und
Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

**Bodenbiologische Untersuchungen
auf Bodendauerbeobachtungsflächen
in Nordrhein-Westfalen
im Zeitraum 1995 – 2007**

Rita Haag, Ingrid Stempelmann & Josef Haider

Essen, September 2009

Impressum:

Herausgeber: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
(LANUV NRW)

Unter Mitwirkung von : Institut für Angewandte Bodenbiologie (IFAB),
Geologischer Dienst NRW

Redaktion und Layout: LANUV NRW, Fachbereich 32

Stand: korrigierte Fassung Juli 2015

Inhaltsübersicht

1	Einleitung und Zielsetzung	1
2	Material und Methoden.....	3
2.1	Untersuchungsflächen.....	3
2.2	Bodenphysikalische und –chemische Untersuchungen	6
2.3	Bodenfaunistische Untersuchungen.....	9
2.3.1	Einleitung.....	9
2.3.2	Probenahme und Untersuchungsmethoden	9
2.3.3	Bewertung der Ergebnisse zur Bodenfauna	11
2.4	Bodenmikrobiologische Untersuchungen.....	12
2.4.1	Einleitung.....	12
2.4.2	Probenahme und Probenaufbereitung	13
2.4.3	Analytik	16
2.4.4	Bewertung der Ergebnisse zur Bodenmikrobiologie	19
2.5	Statistische Methoden.....	20
3	Ergebnisse und Diskussion	21
3.1	Bodenchemische und bodenphysikalische Parameter.....	21
3.1.1	pH-Wert.....	21
3.1.2	C _{org}	24
3.1.3	C/N-Verhältnis.....	27
3.1.4	Bodenart.....	29
3.1.5	Schwermetalle.....	30
3.2	Bodenfaunistische Parameter.....	36
3.2.1	Regenwürmer.....	36
3.2.2	Kleinringelwürmer.....	42
3.2.3	Zusammenfassung der Ergebnisse zur Bodenfauna.....	50
3.3	Bodenmikrobiologische Parameter.....	57
3.3.1	Basalatmung.....	57
3.3.2	Substratinduzierte Respiration (Biomasse).....	64
3.3.3	Weitere untersuchte Stoffwechselaktivitäten.....	70
3.3.4	Abgeleitete physiologische Parameter	73
3.3.5	Zusammenfassung der Ergebnisse zur Bodenmikrobiologie	84
3.4	Zusammenfassung der Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen auf BDF.....	89
4	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	91
4.1	Grundsätzliche Eignung der bodenbiologischen Untersuchungen für die Boden-Dauerbeobachtung in NRW.....	91
4.2	Handlungsempfehlungen	91
4.2.1	Empfehlungen zu Untersuchungsparametern und Bestimmungsmethoden.....	91
4.2.2	Empfehlungen zu Standorten und zur Probenentnahme	93
4.2.3	Empfehlungen zum Untersuchungssturnus und zur praktischen Durchführung.....	94
5	Literatur	95
6	Anhang – Bodenbiologische Daten zu den einzelnen Flächen.....	99

1 Einleitung und Zielsetzung

Böden sind vielfältigen Belastungen ausgesetzt, die sie in ihren Funktionen wesentlich beeinträchtigen können. Um schwerwiegende Beeinträchtigungen gegebenenfalls rechtzeitig zu erkennen und entsprechende Maßnahmen ergreifen zu können, wurden in verschiedenen Bundesländern wie auch im benachbarten Ausland Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) eingerichtet. In Deutschland orientieren sich die Untersuchungen zur Boden-Dauerbeobachtung meist an den Empfehlungen der Unterarbeitsgruppe „Bodendauerbeobachtungsflächen“ der Sonderarbeitsgruppe „Informationsgrundlagen Bodenschutz“ der Umweltministerkonferenz (SAG 1991) und zielen insbesondere darauf ab, langfristige Trends von Bodenveränderungen infolge von standort-, belastungs- und nutzungsspezifischen Einflüssen zu ermitteln. Da diese Veränderungen i. d. R. sehr langsam erfolgen, erfordert die Boden-Dauerbeobachtung einen Untersuchungszeitraum von mehreren Jahrzehnten, was wiederum einen hohen Aufwand für die Versuchsdurchführung bedingt und eine gute Planung der Untersuchungen erfordert. Nicht zuletzt um eine gewisse Planungssicherheit für solch lange Zeiträume zu garantieren, wurde die Boden-Dauerbeobachtung in verschiedenen Bundesländern auch gesetzlich geregelt. In Nordrhein-Westfalen (NRW) ist der Auftrag zur Durchführung der Boden-Dauerbeobachtung im Landes-Bodenschutzgesetz (LBodSchG) aus dem Jahre 2000 verankert (§6 Abs. 3 LBodSchG NRW).

Im Rahmen einer themenspezifischen Aufgabenteilung zwischen den verschiedenen Bundesländern entschied man sich in NRW für die Untersuchung immissionsbelasteter Standorte, auf denen durch Schwermetall- und/oder Säureeinträge eine Beeinträchtigung der Bodenfunktionen bzw. eine Schädigung angrenzender Medien, insbesondere des Grundwassers, zu besorgen ist (METZGER et al. 2005). Da bei Ackernutzung eine Versauerung durch Kalkungsmaßnahmen i. d. R. weitgehend vermieden wird, Waldstandorte dagegen deutlich anfälliger gegenüber Säureeinträgen sind und wegen des Auskämmeffektes der Bäume meist besonders stark durch Immissionen belastet werden, wurden überwiegend Flächen unter Wald für die Boden-Dauerbeobachtung ausgewählt. Ergänzt wurde dies durch Untersuchungen auf einzelnen Standorten mit Grünlandnutzung. In diesem Kontext wurden zwischen 1995 und 2007 in Nordrhein-Westfalen insgesamt 21 BDF angelegt, die in festgelegten Zeitabständen auf verschiedene physikalische, chemische und biologische Parameter untersucht werden.

Primäres Ziel des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) von 1998 ist es, die Funktionen des Bodens zu sichern bzw. wiederherzustellen. Als wesentliche Funktionen des Bodens werden dabei u. a. genannt, dass der Boden den Lebensraum für Bodenorganismen darstellt, wichtiger Teil des Naturhaushaltes mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen ist und als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen fungiert. Von daher liegt es nahe, im Rahmen eines Bodenmonitorings auch zu untersuchen, ob die Bodenorganismen in Anzahl und Zusammensetzung

möglicherweise beeinträchtigt sind oder werden und ob sie ihre erwünschten Stoffumsatzfunktionen in ausreichendem Maße erfüllen. Dies kann man einerseits mit indirekten Methoden bewerkstelligen, z. B. indem man die abiotischen Faktoren misst, die die Bodenorganismen für ihren Stoffwechsel benötigen, und damit prüft, ob sie günstige Bedingungen für ihre Aufgaben vorfinden. Dazu gehören z. B. Messungen des pH-Wertes, des Wassergehalts des Bodens, von Schadstoffgehalten u. ä. Aussagekräftiger sind dagegen direkte Messungen der bodenbiologischen Aktivität und Diversität in Böden. Diese direkten Messungen bodenbiologischer Parameter haben zudem den Vorteil, dass sie die Wechselwirkungen verschiedener abiotischer Faktoren auf die Bodenorganismen und ihre Stoffumsatzleistungen integrativ abbilden können (siehe z. B. BREURE ET AL. 2005).

Aus den genannten Gründen untersuchen mehrere Bundesländer im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung neben physikalischen und chemischen Parametern auch bodenbiologische Kenngrößen. Dazu gehören u. a. Schleswig-Holstein (QUIRIN & EMMERLING 2004), Niedersachsen (HÖPER & KLEEFISCH 2001), Sachsen (BARTH ET AL. 2001), Bayern (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR BODENKULTUR UND PFLANZENBAU 1997), Baden-Württemberg (LFU 1999) und NRW. Bodenbiologische Untersuchungen auf Waldstandorten sind dabei aber vergleichsweise selten.

Ziel dieses Berichtes ist es, die Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen auf BDF in NRW aus den Messjahren 1995 bis 2007 zusammenfassend darzustellen, sie kritisch zu bewerten und daraus Empfehlungen abzuleiten, ob und in welcher Form zukünftig bodenbiologische Untersuchungen auf den BDF in NRW durchgeführt werden sollten.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsflächen

Bis Ende 2007 wurden in NRW insgesamt 21 BDF angelegt und beprobt. Ihre Lage und Nutzung gehen aus **Abb. 1** hervor. Details zu den Flächen sind insbesondere bei METZGER ET AL. (2005) beschrieben. Eine Zusammenfassung wichtiger Kenngrößen der Standorte findet sich in **Tab. 1**.

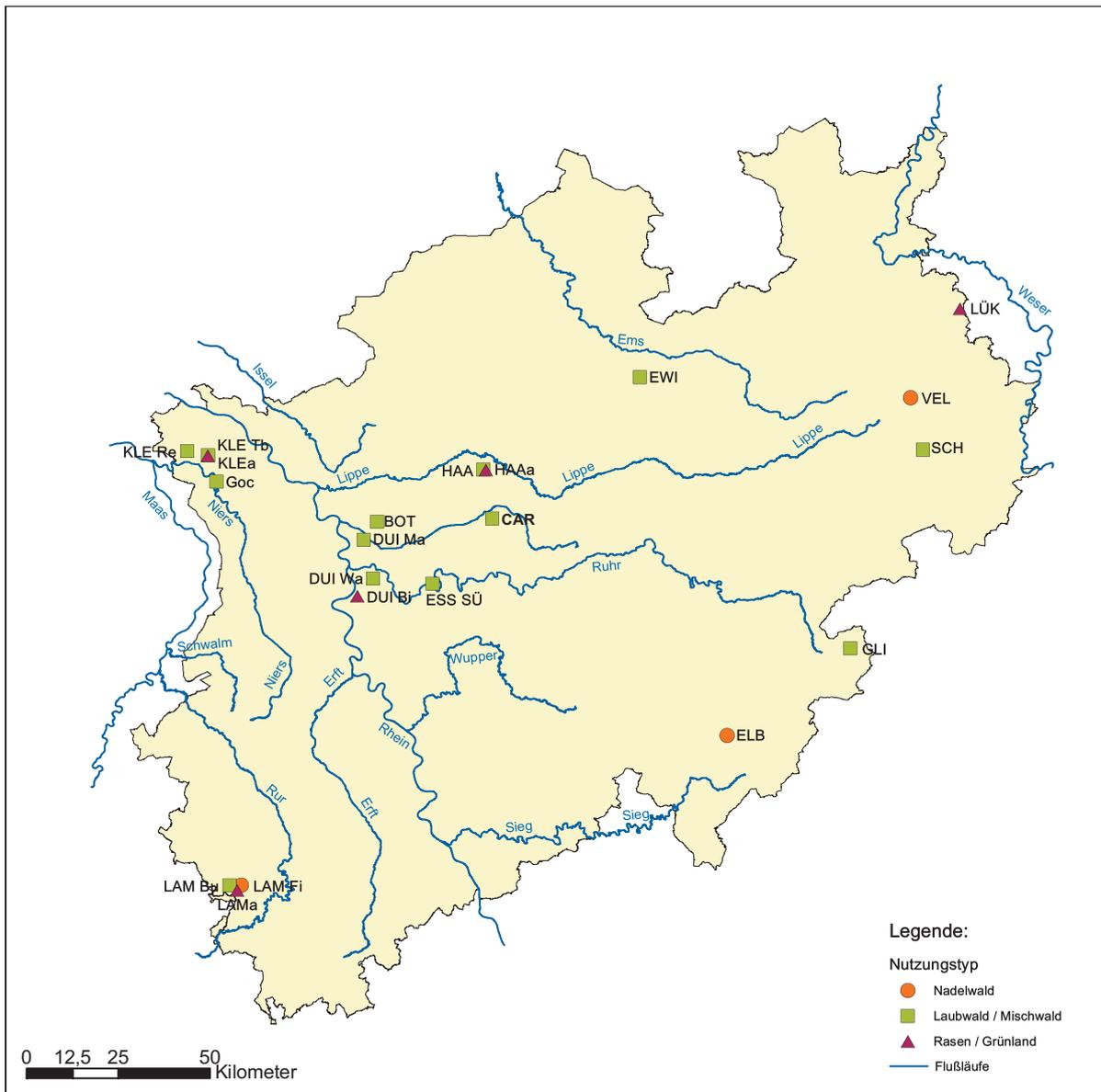


Abb. 1: Lage und Nutzung der BDF in NRW.

Tab. 1: Ausgewählte Kenngrößen der 20 BDF.

BDF Nr.	BDF-Name (Abkürzung)	Höhe ¹⁾ (m)	NS ²⁾ (mm)	Temp. ³⁾ (°C)	Nutzung	Humusform ⁴⁾	Bodentyp ⁵⁾	Bodenart ⁵⁾	pH ⁶⁾	Belastungssituation ⁷⁾	Anmerkungen
1.1	Lammersdorf Fichte (LAM Fi)	565	1100	6,5	Nadelwald	MR	Braunerde-Pseudogley	Tu3	2,9	H+	Level II-Fläche
1.2	Kleve Tannenbusch (KLE Tb)	40	725	9,6	Laubwald	MO	Pseudogley-Braunerde	Ut3	3,4	H+	Level II-Fläche
1.3	Kleve Rehsol (KLE Re)	40	725	9,6	Laubwald	MO	Pseudogley-Braunerde	Us	3,0	H+	Bestands-Biomonitoring
1.4	Velmerstot (VEL)	415	1250	6,5	Nadelwald	MR	Braunerde-Podsol	Ut3	2,8	H+	Level II-Fläche
1.5	Elberndorf (ELB)	675	1200	6,3	Nadelwald	MR	Pseudogley-Braunerde	Lu	2,9	H+	Level II-Fläche
1.6	Glindfeld (GLI)	525	700	6,4	Laubwald	MO	Braunerde	Lt2	3,4	H+	Level II-Fläche
1.7	Haard (HAA)	75	800	9,3	Laubwald	RO	Braunerde-Podsol	Su3	3,1	H+, SM	Level II-Fläche
1.8	Schwaney (SCH)	380	1050	7,5	Laubwald	MU/MO	Pseudovergleite Braunerde	Lu	3,7	H+	Level II-Fläche
1.9	Duisburg Wald (DUI Wa)	65	775	10,3	Laubwald	MR	Podsol-Braunerde	Sl3	3,9	H+, SM	Bestands-Biomonitoring
1.10	Essen-Süd (ESS Sü)	140	900	9,5	Laubwald	MR	Pseudogley-Braunerde	Ls3	3,4	H+, SM	
1.11	Bottrop (BOT)	63	800	9,5	Laubwald	MR	Pseudogley	Sl4	3,5	H+, SM	
1.12	Castrop-Rauxel (CAR)	73	785	9,8	Laubwald	MR/MO	Pseudogley	Sl4	3,5	H+, SM	
1.13	Lammersdorf Buche (LAM Bu)	448	1100	6,5	Laubwald	MR/RO	Pseudogley	Tu3	3,6	H+	Level II-Fläche
1.14	Everswinkel (EWI)	64	750	9,3	Laubwald	MO	Pseudogley	Sl4	3,2	H+	Bestands-Biomonitoring
1.15	Goch (GOC)	16	675	9,6	Laubwald	MO	Pseudogley-Gley	Ls3	3,0	H+	

(cont.)

Tab. 1: Ausgewählte Kenngrößen der 20 BDF (Fortsetzung).

BDF Nr.	BDF-Name (Abkürzung)	Höhe ¹⁾ (m)	NS ²⁾ (mm)	Temp. ³⁾ (°C)	Nutzung	Humusform ⁴⁾	Bodentyp ⁵⁾	Bodenart ⁵⁾	pH ⁶⁾	Belastungssituation ⁷⁾	Anmerkungen
2.1	Duisburg-Mattlerbusch (DUI Ma)	30	775	10,3	Laubwald	MO/MU	Gley-Braunerde	Ls2	3,6	H+, SM	
2.2	Duisburg-Biegerhof (DUI Bi)	40	800	10,3	Grünland	MU	Braunerde	Ls2	4,5	SM	
3.1	Kleve außerhalb Wald (KLE a ⁸⁾)	34	725	9,6	Grünland	-	Pseudogley-Braunerde	Ut2	4,5	-	nahe Level II-Fläche (Wald)
3.2	Lütkenberg (LÜK)	240	850	8,0	Grünland	-	Pseudogley-Parabraunerde	Ut4	5,6	-	
3.4	Lammersdorf außerhalb Wald (LAM a)	575	1100	7,7	Grünland	-	Pseudogley	Tu3	5,0	-	nahe Level II-Fläche (Wald)
3.5	Haard außerhalb Wald (HAA a)	75	800	9,3	Grünland	-	Braunerde-Podsol	Su	5,5	-	nahe Level II-Fläche (Wald)

1) Höhe über N.N.

2) Langjähriger mittlerer Jahresniederschlag

3) Langjähriges Jahresmittel der Temperatur

4) Humusform nach Bodenkundlicher Kartieranleitung, 5. Aufl. (AG BODEN 2005): MU – Mull; MO – Moder; RO – Rohhumus; MR – Rohhumusartiger Moder

5) Nach Bodenkundlicher Kartieranleitung, 5. Auflage (AG BODEN 2005)

6) pH-Wert (KCl) für oberste Mineralbodenschicht bis etwa 10 cm Tiefe

7) Belastung insbesondere durch Säureinträge (H⁺) bzw. Schwermetalle (SM).

8) Die Flächen mit der Bezeichnung a beziehen sich auf Grünlandflächen, die als Referenz zu benachbarten Level-II-Waldflächen ausgewählt wurden. Bodenbiologische Untersuchungen erfolgten nur in Form von mikrobiologischen Aktivitätsmessungen. Obwohl nur 2 bzw. für HAA a nur die Ergebnisse einer einzigen Beprobung vorliegen, wurde die Daten zur Vervollständigung mit in die Auswertung aufgenommen.

An jedem Standort erfolgten zunächst detaillierte bodenkundliche Kartierungen durch den Geologischen Dienst NRW. Auf allen Flächen wurde ein Leitprofil aufgegraben, das nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC-AG BODEN 1994/ 4. AUFL.; HANNOVER) beschrieben wurde. Dabei wurde u. a. eine detaillierte Horizontbeschreibung sowie eine Bestimmung des jeweiligen Bodentyps, der Humusform und der Hydromorphie Merkmale des Bodenprofils erstellt.

In einem boden- und vegetationskundlich möglichst homogenen Teilbereich der kartierten Fläche wurde jeweils eine Teilfläche zur Untersuchung bodenphysikalischer und –chemischer Parameter ausgewiesen, sowie – in unmittelbarer Nähe dazu - eine Teilfläche für bodenbiologische Messungen. Die Teilflächen für bodenbiologische Untersuchungen haben im Wald in der Regel eine Größe von ca. 900 m² (30 m x 30 m), auf Grünland von 500 m² (10 m x 50 m). Weitere Details zur Festlegung der Probenahme Flächen finden sich bei METZGER ET AL. (2005), ein Beispiel für die Lage der Untersuchungsflächen an einem Standort in **Abb. 2**.

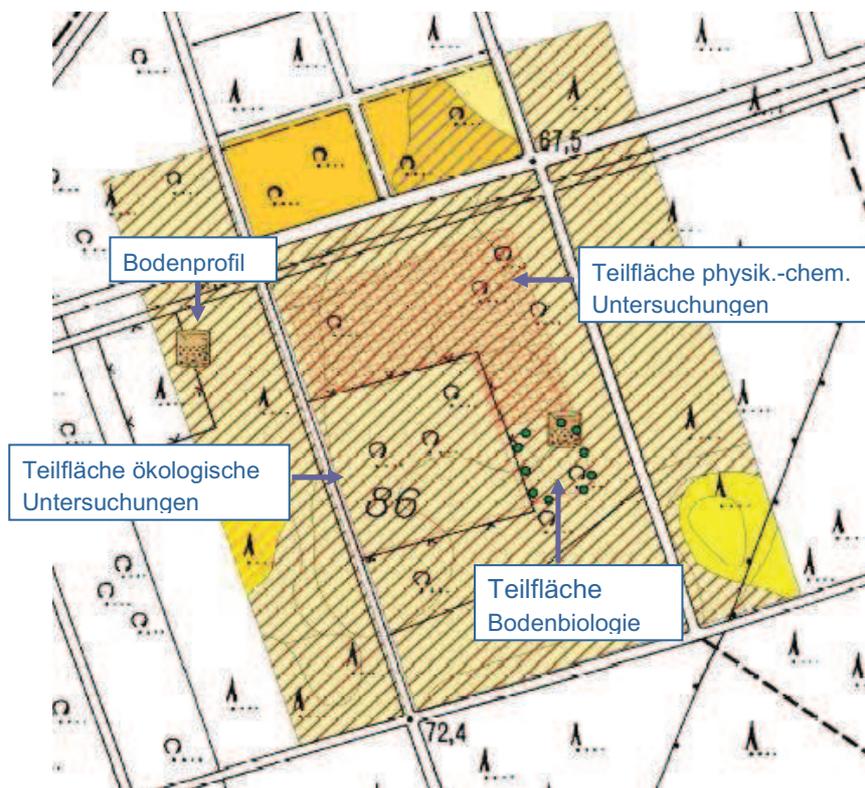


Abb. 2
Anordnung der Untersuchungsflächen auf der BDF Haard.

2.2 Bodenphysikalische und –chemische Untersuchungen

Die bodenbiologische Aktivität an einem Standort wird maßgeblich durch abiotische Einflussfaktoren, wie z. B. den pH-Wert, die Bodenart oder Schadstoffgehalte, bestimmt. Deshalb ist es wichtig, auch bodenphysikalische und –chemische Parameter für eine Bewertung mit einzubeziehen. Hierzu wurden

Ergebnisse einer unmittelbar benachbarten Fläche verwendet. Nur der pH-Wert und der C_{org}-Gehalt wurde an den Proben der Bodenbiologiefläche untersucht. Im Folgenden wird dargestellt, welche Kenngrößen untersucht wurden und welche Methoden dabei Anwendung fanden.

Bodenphysikalische Kenngrößen

Die Bestimmung der **Korngrößenverteilung** (nur drei Fraktionen: Sand, Schluff und Ton) der Mineralbodenproben erfolgte in Anlehnung an DIN ISO 11277 mittels Sedigraph (P. SPÖRLEIN & M. JONECK). An ausgewählten Standorten wurde an den Leitprofilen aus Wasserspannungskurven ungestörter Stechzylinderproben die Porengrößenverteilung ermittelt und daraus u. a. die **nutzbare Feldkapazität** aus der Differenz des volumetrischen Wassergehaltes bei pF-Werten von 1,8 und 4,2 berechnet.

Bodenchemische Kenngrößen

Der **pH-Wert** der Proben für die bodenbiologischen Untersuchungen wurde in 0,01 m CaCl₂-Lösung nach DIN 19684, Teil 1 mit Hilfe einer Glaselektrode gemessen. Da die pH-Werte in den Humusauflagen und den obersten Mineralbodenhorizonten deutlich unter 6 lagen, und damit keine signifikanten Gehalte an Carbonat-Kohlenstoff zu erwarten waren, wurde unterstellt, dass der **Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org})** dem Gesamt-Kohlenstoffgehalt (C_{ges}) entsprach. Dieser wurde nach DIN ISO 10694 durch Elementaranalyse nach trockener Veraschung mittels Infrarotspektrometrie bestimmt. In einigen Fällen wurde der C_{org}-Gehalt alternativ oder auch zusätzlich durch Glühverlust nach DIN ISO 19684 (Teil 3) ermittelt. Bei einem Methodenvergleich zwischen der C-Bestimmung mittels Elementaranalyse und derjenigen durch Glühverlust traten bei einigen Proben von industrienahen Standorten deutliche Diskrepanzen bei den gemessenen C-Gehalten auf. Bei diesen 4 Standorten, von denen sich 3 im Ruhrgebiet befinden (ESS Sü, BOT und CAR), ist davon auszugehen, dass dort große Mengen an Ruß bzw. Kohlenstaub in die Böden eingetragen wurden. Auf diesen Standorten repräsentiert daher der gemessene C-Gehalt nicht nur C_{org}, sondern enthält auch mehr oder weniger große Anteile an elementarem Kohlenstoff (C_{elem}). Bei den betreffenden Proben wurde daher versucht, mittels LECO RC 412 ein nach Kohlenstoffart differenziertes Ergebnis zu erzielen (**siehe Abb. 3 und 4**). Ausgenutzt werden bei dieser Messung die Temperaturabhängigkeit der Verbrennung der verschiedenen Kohlenstoffarten und die Wasserbildung bei der Verbrennung von organischem Kohlenstoff (DULLAU 1998 und UNI BONN 2008).

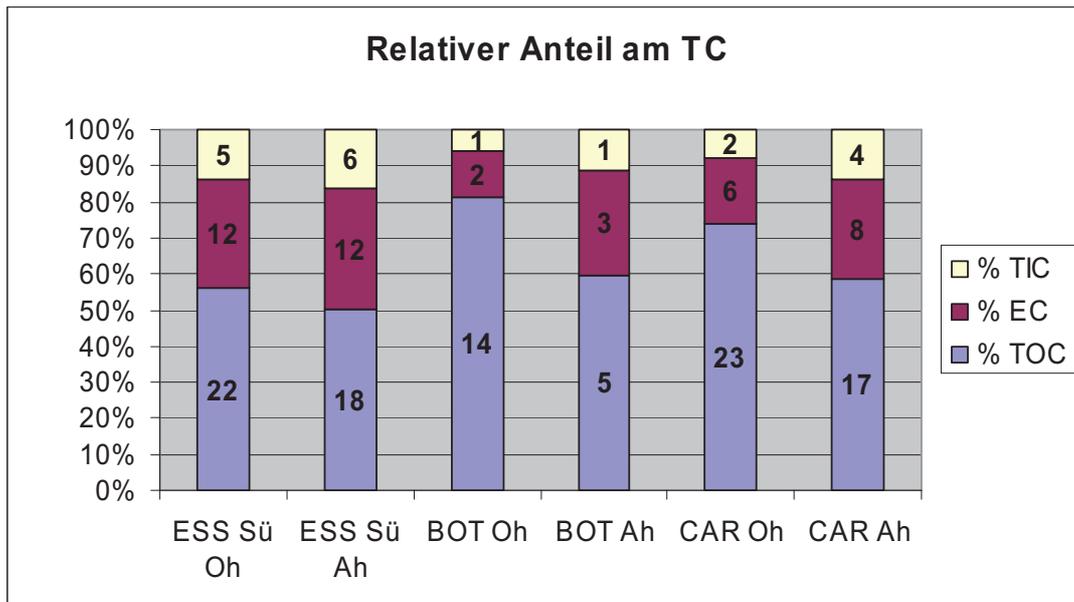


Abb. 3: Relativer Anteil der mittels LECO gemessenen Kohlenstofffraktionen am Gesamtkohlenstoff (TC). TIC = anorganische Kohlenstoff. EC = elementarer Kohlenstoff. TOC = organischer Kohlenstoff.

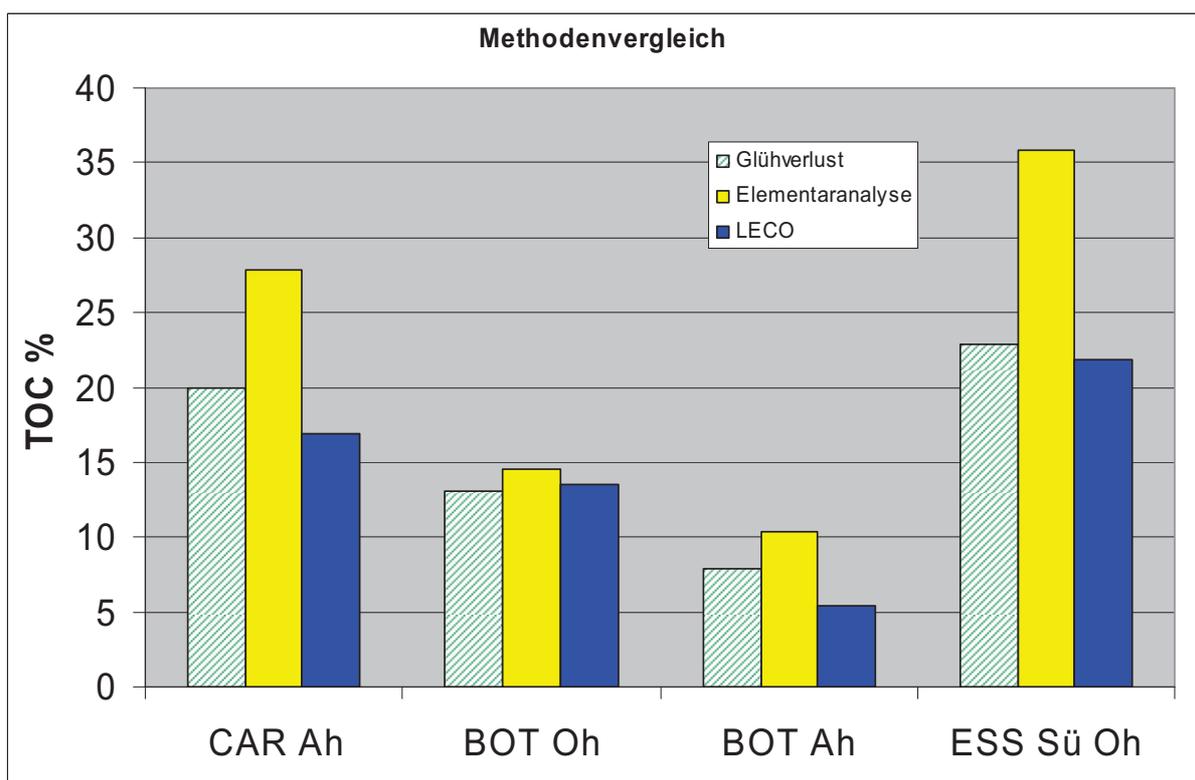


Abb. 4: Gegenüberstellung des mit 3 verschiedenen Methoden ermittelten organischen Kohlenstoffs.

Der **Gesamt-Stickstoffgehalt** (N_{ges}) wurde in den Proben, die auf den Teilflächen für bodenphysikalische und -chemische Untersuchungen entnommen wurden, nach DIN ISO 13878 mittels

Elementaranalyse nach trockener Veraschung bestimmt. Aus den Gesamtgehalten an C_{org} und N_{ges} wurde für die jeweiligen Horizonte bzw. Tiefenstufen das C/N-Verhältnis berechnet.

Die **Gesamtgehalte der Schwermetalle As, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn, Tl, Pb und Hg** wurden im Königswasseraufschluss in den Auflage-Horizonten L/Of und Oh, sowie im Mineralboden in den Tiefenstufen 0 – 2 cm, 2 – 5 cm, 5 – 10 cm und 10 – 30 cm bestimmt. Hinweise zu den dabei angewendeten Analysemethoden finden sich bei METZGER et al. (2005).

2.3 Bodenfaunistische Untersuchungen

2.3.1 Einleitung

Die Artendiversität der Bodenfauna ist sehr hoch. Die Artenzusammensetzung der Bodenbiozönose kann deshalb nicht vollständig erfasst werden. Als Indikatorgruppen werden aus diesem Grund Regenwürmer (Lumbriciden) und Kleinringelwürmer (Enchytraeiden) untersucht, die – beide zu den Anneliden gehörend – stellvertretend für die Makro- und Mesofauna stehen (GRAEFE ET AL. 2001) und wesentlich an der Zersetzung und Mineralisierung der organischen Substanz beteiligt sind. Die Annelidenzönose und die entsprechenden Erfassungsmethoden erfüllen die Voraussetzungen, die an die Eignung für zoologische Langzeituntersuchungen gestellt werden (ARBEITSGEMEINSCHAFT ALPEN-ADRIA 2001). Dazu gehört u. a. deren ökologische Relevanz in Böden, eine ausreichende Individuen- und Artendichte auch in unterschiedlich genutzten Böden und eine über Jahre hinweg gleich effiziente, nicht durch kurzzeitige äußere Einflüsse veränderte Erfassungsmethode, ausreichende Literatur zur Artbestimmung sowie eine arbeitstechnische „Machbarkeit“ (ARBEITSGEMEINSCHAFT ALPEN-ADRIA 2001). Die Exposition mit Schadstoffen muss über den Boden erfolgen, die Organismen müssen sensibel auf Schadstoffe reagieren und der Kenntnisstand über Ökologie und Biologie der Organismen muss ausreichend sein, um diese Reaktionen interpretieren zu können. Somit hat sich die Erhebung der Annelidenzönose auf BDF für bodenzoologische Auswertungen als besonders geeignet erwiesen.

2.3.2 Probenahme und Untersuchungsmethoden

Die Entnahme der Proben für die bodenzoologischen Untersuchungen erfolgt auf jeder Fläche periodisch in einem Turnus von 5 Jahren. Dazu werden am Rande der für die bodenbiologischen Untersuchungen vorgesehenen Teilfläche der BDF jeweils 10 Beprobungspunkte für Enchytraeiden und Regenwürmer gleichmäßig angeordnet (siehe **Abb. 2**). Für die Untersuchung auf Bodenzoologie wurden die 3 Referenzflächen außerhalb des Waldes (KLE a, LAM a und HAA a) nicht berücksichtigt. Die flächenübergreifende Bewertung der Ergebnisse zur Bodenfauna erfolgte auf

Basis der Daten, die von 1995 bis 2005 ermittelt wurden. Im Anhang sind davon abweichend zu den einzelnen Flächen auch Daten bis 2008 dargestellt.

Zur Erfassung der Regenwürmer werden an jedem der 10 Beprobungspunkte mit einem Stechring je zwei 250 cm² große Proben im Tiefenintervall von 0 bis 10 cm entnommen. Auf Standorten, die eine Humusaufgabe aufweisen, entspricht die Oberkante der Probe („0 cm“) nicht der Mineralbodenoberfläche, sondern der Oberkante der Humusaufgabe. Im Labor werden die Tiere zunächst von Hand ausgelesen. Anschließend wird die Probe 5 - 10 Tage in einem Kempson-Apparat getrocknet, um auch kleinere Individuen zu erfassen, die bei der Handauslese übersehen wurden.

Die Austreibung der tiefgrabenden (anözischen) Regenwürmer (Lumbriciden) erfolgt im Gelände mit einer formaldehydhaltigen Reizlösung. Dies geschieht bei der Erstuntersuchung auf jeder Fläche und bei den Wiederholungsuntersuchungen nur auf den Flächen, bei denen anhand der Auflagehumusform ein Vorkommen dieser Tiere zu erwarten ist. Hierzu wird eine 0,25 m² große Fläche mit einem in den Boden gedrückten Metallring abgegrenzt und mit 10 l einer 0,4%igen Formalinlösung übergossen. Die abgesammelten Würmer werden in NOTOXbioTM fixiert und im Labor bis zur Art bestimmt und gewogen.

Zur Erfassung der Kleinringelwürmer (Enchytraeiden) wird an jedem der 10 Beprobungspunkte mit dem Stechzylinder eine 10 cm tiefe Bodenprobe mit einer Einstichfläche von 19,63 cm² entnommen. Jede Probe wird in vier Tiefenstufen von je 2,5 cm unterteilt, um Aussagen über die vertikale Verteilung der Tiere im Boden treffen zu können. Im Labor werden die Kleinringelwürmer mit der Wassertauchmethode nach GRAEFE (beschrieben in DUNGER & FIEDLER 1989) aus den Bodenproben extrahiert. Die Bestimmung und Zählung der lebenden Tiere erfolgt mikroskopisch.

Im Rahmen dieser Erhebungen werden auf den einzelnen Flächen folgende Parameter erfasst und ausgewertet:

- Gesamtabundanz der Anneliden (Individuenzahlen von Regenwürmern und Kleinringelwürmern pro m²)
- Gesamtbiomasse der Lumbriciden (Biomasse der Regenwürmer in g/m²)
- Bestimmung der Anneliden auf Artebene
- Artenzusammensetzung und Artenzahl, Dominanz und Frequenz der Arten
- Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer (Enchytraeiden) auf Gattungs- und Artebene sowie gesamt
- Abgeleitete Parameter: Lebensformtypen- und Strategietypen-Spektren, Zeigerwert-Spektren (GRAEFE & SCHMELZ 1999) und Zersetzergesellschaftstyp (nach GRAEFE 1998) als Strukturparameter.

Tab. 2: *Pobehahmezeitpunkte zur faunistischen Untersuchung.*

BDF	Faunistische Untersuchungen im Jahr ...												
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
LAM Fi			08.11.					07.11.					13.11.
KLE Tb	27.09.					11.10.					04.11.		
KLE Re		28.11.					22.11.						14.11.
VEL	22.06.					15.06.					12.10.		
ELB	14.11.					09.11.					05.11.		
GLI		29.11.					03.11.					10.10.	
HAA	26.09.					12.10.					13.10.		
SCH		09.05.					28.05.					04.05.	
DUI Wa		22.10.					21.11.					11.10.	
DUI Ma			11.06.					21.06.					10.10.
DUI Bi		22.10.					24.10.					11.10.	
ESS Sü			07.11.					06.11.					11.10.
BOT				15.09.					01.10.				
CAR				16.09.					30.09.				
LÜK						15.06.					29.09.		
LAM Bu					18.10.					22.10.			
EWI					19.10.					23.10.			
GOC									01.10.				

2.3.3 Bewertung der Ergebnisse zur Bodenfauna

Die Bewertung des ökologischen Verhaltens der Anneliden ist in Anlehnung an die aus der Pflanzensoziologie bekannten Zeigerwerte nach ELLENBERG entstanden (ELLENBERG et al. 1992) und weist somit Parallelen zu den Zeigerarten bestimmter Pflanzengesellschaften in der Pflanzensoziologie auf, welche ebenfalls als Indikatoren für ökologische Faktoren wie Bodenfeuchtigkeit, Bodenreaktion oder Salzgehalt verwendet werden. Die Zersetzergesellschaften werden anhand der Artenkombinationen von Lumbriciden und Enchytraeiden, die für bestimmte Standortverhältnisse charakteristisch sind, definiert. Die verschiedenen systematischen Einstufungen mit Ordnung, Verband und Assoziation können bestimmten Standorten zugeordnet werden. Dabei ist die für Wälder und Heiden mit Moder-Humusformen typische Zersetzergesellschaft Achaeto-Cognettietum zum Beispiel dem Verband der Achaeto-Cognettion (in durchlüfteten basenarmen Böden) untergeordnet, der wiederum der Ordnung der Cognettietalia (auf sauren Standorte mit Auflagehumus oder Torf) angehört. Je nach Bodenreaktion verschiebt sich die Annelidenzönose mit abnehmenden pH-Werten von der Dominanz der Lumbriciden zur Dominanz der Enchytraeiden. Dementsprechend fällt der Umschlagpunkt zwischen den Zersetzergesellschafts-Ordnungen Lumbricetalia und Cognettietalia auf einen pH (CaCl₂) von 4,2, also auf den Übergang zwischen Austausch- und Aluminiumpufferbereich als Toxizitätsschwelle (GRAEFE 1999). Aluminiumtoxizität ist vor allem in humusarmen Mineralbodenhorizonten problematisch, während sie in der Humusaufgabe bei ausreichender

organischer Substanz keine Rolle spielt, da Aluminium dort in metall-organischen Komplexen gebunden wird. Atmosphärische Säureeinträge können somit bei entsprechenden Einflüssen auf die Bodenreaktion auch zu Verschiebungen in der Artenzusammensetzung der Bodenbiozönose führen, was im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung kontrolliert werden soll.

Bei der für niedrige pH-Werte in Böden typischen Gesellschaft Cognettietalia finden sich im Gegensatz zur Lumbricetalia keine Bodenwühler wie anözische (tiefgrabende) und endogäische (Bewohner des Mineralbodens) Regenwurmart, so dass die anfallende tote organische Substanz wie Pflanzenstreu nicht in den Mineralboden eingearbeitet werden kann. Die mangelnde Aktivität im Oberboden führt zu einer Akkumulation der organischen Substanz an der Oberfläche und zur Entstehung der Auflagehumusformen Moder und Rohhumus. Enchyträen, die als Bakterien- und Pilzfresser für die Remobilisierung der in der mikrobiellen Biomasse gespeicherten Nährstoffe sorgen, spielen in dieser Gesellschaft eine dominante Rolle. Auf der biozönotischen Seite entsprechen die Humusformen Mull und Moder den Zersetzergesellschaftstypen Lumbricetalia und Cognettietalia (GRAEFE & BELOTTI 1999). Diskrepanzen zwischen Zersetzergesellschaft und Humusform am Standort bzw. Artverschiebungen in der Zersetzergesellschaft ermöglichen es, Veränderungen wie Folgen von Säureeinträgen und anderen Einflüssen nachzuweisen.

2.4 Bodenmikrobiologische Untersuchungen

2.4.1 Einleitung

Mikroorganismen, wie Bakterien, Pilze, Algen und Protozoen, sind maßgeblich an der Umsetzung von Nähr- und Schadstoffen im Boden beteiligt und reagieren vergleichsweise empfindlich auf externe Einflüsse, wie Immissionen oder die Bodennutzung. Andererseits werden die Bodenmikroorganismen aber auch durch natürliche Einflussfaktoren, wie Temperatur und Niederschlag, stark beeinflusst (ARBEITSGEMEINSCHAFT ALPEN-ADRIA 2001).

Zur Charakterisierung der Stoffumsatzleistung der Boden-Mikroorganismen und damit der Böden werden insbesondere die insgesamt im Boden vorhandene mikrobielle Biomasse (ausgedrückt als Gehalt an mikrobiellem Kohlenstoff, C_{mik}), die Bodenatmung sowie die Aktivität verschiedener Enzyme im Boden herangezogen (ARBEITSGEMEINSCHAFT ALPEN-ADRIA 2001). Die mikrobielle Biomasse stellt ein Maß für die „Belebtheit“ eines Bodens dar. Die Bodenatmung ist ein Maß für die Atmungsaktivität der Bodenorganismen, die organische Substanz im Boden unter Energiegewinnung veratmen und dabei CO_2 produzieren. Enzyme steuern vielfältige Stoffumbau- und -abbauprozesse in Böden, wie z. B. die Stickstoffmineralisierung oder den Abbau von Cellulose.

2.4.2 Probenahme und Probenaufbereitung

Gemäß den Empfehlungen der ARBEITSGEMEINSCHAFT ALPEN-ADRIA (2001) erfolgte die Probenahme i. d. R. im Frühjahr, bevorzugt noch vor Beginn der Vegetationsperiode. Da die Probenahme aber mit einem erheblichen Zeitaufwand verbunden ist, konnte dieser optimale Zeitpunkt aus arbeitstechnischen Gründen nicht immer eingehalten werden (**Tab. 3**). Um die Variationskoeffizienten bei den einzelnen Messgrößen zu kennen, wurde während der ersten fünf Messjahre zunächst jährlich beprobt, danach nur noch alle drei Jahre. Der Beprobungstermin wurde stets so gelegt, dass keine extremen Verhältnisse bezüglich des Bodenwasserhaushaltes, wie extreme Trockenheit oder Nässe, herrschten.

Tab. 3: Probenahmezeitpunkte zur mikrobiologischen Untersuchung.

BDF	Bodenmikrobiologische Untersuchungen im Jahr ...												
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
LAM Fi		30.05.	19.06.	19.05.	20.05.	13.04.			03.06.			16.05.	
KLE Tb	05.10.	09.04.	08.04.	23.03.	15.04.	04.04.			13.05.			01.06.	
KLE Re		23.04.	03.06.	02.04.	13.04.	30.03.			13.05.			02.05.	
VEL	22.06.	11.06.	17.06.	28.05.	27.05.	27.05.			06.05.			27.04.	
ELB	25.07.	05.06.	12.06.	09.06.	17.06.	22.04.			29.04.			18.05.	
GLI	12.10.	03.07.	05.06.	16.06.	22.06.	22.06.			28.05.			25.04.	
HAA	26.09.	02.04.	24.04.	17.04.	08.04.	11.05.			25.03.			29.05.	
SCH		25.04.	11.06.	15.04.	30.03.	28.03.			27.03.			11.05.	
DUI Wa		18.04.	10.04.	31.03.	22.04.	14.03.			18.03.				
DUI Ma			22.04.	26.03.	20.04.	11.04.	05.04.			22.04.			26.04.
DUI Bi		23.04.	22.04.	31.03.	16.03.	02.03.	15.03.	09.04.	23.04.	27.04.	14.04.	29.09.	19.09.
ESS Sü				20.04.	24.03.	21.03.	10.04.	29.04.			14.04.		
BOT				18.06.	28.04.	06.04.	29.03.	18.04.			19.04.		
CAR				23.06.	04.05.	16.03.	22.03.	23.04.			21.04.		
LÜK				17.06.	26.05.	23.03.	15.05.	28.05.	09.04.	04.05.	26.04.	27.09.	07.09.
LAM Bu					19.05.	18.04.	29.05.	06.05.	03.06.			09.06.	
EWI					24.06.	09.05.	07.06.	16.05.	01.04.				
GOC										18.05.	07.04.	04.05.	17.04.
KLE a											13.09.	12.09.	
LAM a											06.09.	14.09.	
HAA a											15.09.		

Zum Beprobungstermin wurden auf der BDF jeweils drei Mischproben entnommen. Jede der Mischproben bestand aus Teilproben von 6 Beprobungspunkten.

Die i. d. R. 30 m x 30 m großen und mit Pflöcken und Unterflurmarken gekennzeichneten BDF auf Waldstandorten wurden dazu in 18 Rechtecke von jeweils 5 m x 10 m unterteilt (**Abb. 5**). Auf jeder der sechs Teilflächen einer Wiederholung (= Mischprobe) wurde dann mit einem Wurzelbohrer (Durchmesser 10 cm; siehe **Abb. 6**) an einem repräsentativen Beprobungspunkt eine Teilprobe entnommen; jeweils eine Probe aus dem Of/Oh-Horizont (wenn vorhanden) und eine Probe aus dem obersten Mineralboden-Horizont (meist Ah-Horizont). War der oberste Mineralboden-Horizont mächtiger als 10 cm, so erfolgte die Probenahme bis maximal 10 cm Tiefe. Da die Horizonte häufig eine sehr geringe Mächtigkeit aufwiesen, mussten an jedem Beprobungspunkt bis zu 3 Einstiche gemacht werden, um für jede Mischprobe auf die für die Analytik erforderliche Gesamt-Probenmasse von ca. 1,0 kg zu kommen. Die Beprobungspunkte wurden in einen Plan eingezeichnet, um eine spätere Beprobung an derselben Stelle zu vermeiden.

I3 3	II3 6	III3 9	I6 12	II6 15	III6 18
I2 2	II2 5	III2 8	I5 11	II5 14	III5 17
I1 1	II1 4	III1 7	I4 10	II4 13	III4 16

Abb. 5:

Beprobungsplan für eine 30 m x 30 m große Untersuchungsfläche auf einem Waldstandort.

I, II, III = Mischproben

II, I2, I3,... = Teilproben der Mischprobe

1-18 = Nummerierung der Teilflächen

Auf den meist 10 m x 50 m großen BDF auf Grünlandstandorten erfolgte die Probenahme jährlich. Dazu wird die BDF in drei gleich große Längsstreifen unterteilt, von denen jeweils eine Mischprobe in einer Tiefe von 0 – 10 cm (Mineralboden) entnommen wird. Da die Probenentnahme mit dem Pürckhauer-Bohrstock erfolgt (**Abb. 7**), der einen Innendurchmesser von maximal 2,5 cm aufweist, müssen für jede Mischprobe 20 bis 30 Einstiche gemacht werden, um auf die für die Laboruntersuchungen erforderliche Probenmasse von rund 1,0 kg zu kommen.



*Abb. 6
Wurzelbohrer für die Probenahme auf Waldstandorten.*

Die Proben von Wald- als auch Grünlandstandorten werden in Polyethylenbeutel verpackt und ins Labor gebracht, wo sie feldfrisch auf <4 mm gesiebt und im Kühlschrank bei $+4$ °C maximal einen Monat gelagert werden. Für die mikrobiologischen Untersuchungen, die nicht innerhalb eines Monats durchführbar sind, wird der Boden entsprechend der Anzahl der zu untersuchenden Parameter aufgeteilt, in Polyethylenbeuteln getrennt verpackt und anschließend bei -18 °C tiefgefroren. Fünf bis sieben Tage vor der Untersuchung wird der Boden im Kühlschrank bei $+4$ °C aufgetaut.



Abb. 7 Beprobung einer Grünlandfläche mit dem sogenannten Pürckhauer-Bohrstock.

2.4.3 Analytik

Im Labor wurden die folgenden mikrobiologischen Parameter bestimmt:

- **Aktuelle Atmung (Basalatmung, BAT)** nach SCHINNER et al. (1993) als Maß für die mikrobielle Kohlenstoffmineralisation im Boden über den Sauerstoffverbrauch im Sapromaten bei 27 °C (siehe auch DIN 19737:2001-04). Als Basalatmung (BAT) wird die Bodenatmung ohne Substratzugabe bezeichnet, die durch den Sauerstoffverbrauch der Bakterien, Pilze, Algen und Protozoen bei ihren aktuellen Aktivitäten wie dem Streuabbau bestimmt wird. Gemessen wird der Sauerstoffverbrauch mittels Sapromat der Firma H+P-Labortechnik. Dies ist ein Messsystem, das auf den durch den Sauerstoffverbrauch entstandenen Unterdruck reagiert. Die Proben befinden sich dabei in einem temperierten Wasserbad. Die Basalatmungsmessung erfolgt bei 27°C, um eine höhere Messgenauigkeit im Vergleich zu niedrigeren Temperaturen, wie z. B. 20°C, zu erzielen.
- **Substratinduzierte Respiration (SIR)** nach Zugabe von Glucose als Maß für die potenzielle Atmung und zur Berechnung der insgesamt im Boden vorhandenen mikrobiellen Biomasse; Messung über den Sauerstoffverbrauch im Sapromaten in Anlehnung an DIN ISO 14240-1:1999-10. Die substratinduzierte Respiration ist ein Parameter für die potentielle Aktivität der Bodenmikroorganismen nach der Zugabe von Glucose als leicht verfügbarem Kohlenstoff. Gemessen bei 22 °C lässt sich nach SCHINNER et al. (1993) diese potentielle Aktivität über den Faktor 28 in die mikrobielle Biomasse umrechnen, da man davon ausgeht, dass die gesamte aktive Mikroorganismenpopulation durch die Substratzugabe aktiviert wird. Diese Art der Umrechnung wird für Böden mit hohem organischem Anteil zwar kritisch diskutiert,

ist aber dennoch Bestandteil vieler Untersuchungsvorhaben. Deshalb wird der Vollständigkeit halber die errechnete Biomasse in dieser Auswertung mit einbezogen.

- **Dehydrogenaseaktivität (DHA)** nach DIN 19733-1:1998-07 mit 2,3,5-Triphenyl-tetrazoliumchlorid (TTC) als ein Maß für die Intensität mikrobieller Stoffumsetzungen im Boden. Diese Bestimmung lässt sich jedoch nur auf den Grünlandstandorten anwenden, da auf Grund des hohen Anteils an organischer Substanz und der niedrigen pH-Werte in Waldböden methodisch bedingt keine plausiblen Werte ermittelt werden können (vergleiche auch ALEF, K. 1991).
- Testweise wurden in den Böden der Grünlandflächen auch zwei weitere Parameter, die **Argininammonifikation** und die **potentielle Ammoniumoxidation**, eingesetzt, da auch sie eine gute Reproduzierbarkeit und eine ausreichende Sensibilität gegenüber äußeren Einflüssen erlauben. Auch hier ist die Anwendbarkeit auf Waldstandorten, wie bereits bei der DHA erwähnt, jedoch nicht gegeben.

Alle Kenngrößen wurden an den drei Feldwiederholungen (drei Mischproben) in jeweils zweifacher Wiederholung (Laborparallelen) untersucht.

Zusätzlich wurden aus den beiden erstgenannten Parametern folgende ökophysiologische Quotienten berechnet:

- **Atmungsaktivierungsquotient (= Respiratorischer Aktivierungsquotient, Q_R)** als Quotient aus BAT und SIR (siehe DIN ISO 17155:2003-06). Q_R gilt als Maß für die energetische Effizienz einer Mikroorganismenpopulation. Je niedriger der Q_R , umso effizienter sind die mikrobiellen Umsatzleistungen. Zur Beschreibung des physiologischen Zustands der Mikroorganismengesellschaft haben sich in den letzten Jahren zunehmend verschiedene Kennwerte etabliert, die aus Verrechnungen unterschiedlicher bereits ermittelter Parameter gebildet werden. Ein Vorteil dieser zusätzlichen Berechnungsparameter besteht darin, dass sie weniger von einer exakten Bodenansprache abhängig sind als die einzelnen Ursprungsparameter. Der **respiratorische Quotient (Q_R)** stellt das Verhältnis aus Basalatmung zu Substrat induzierter Atmung her. Er ist bezüglich seiner Aussage daher annähernd vergleichbar mit dem Metabolischen Quotienten, der das Verhältnis von Basalatmung zur Biomasse darstellt, und der im Rahmen der Bodendauerbeobachtung nicht gesondert berechnet wird. Der respiratorische Quotient beschreibt die naturhaushaltliche Effizienz der Mikrobengemeinschaft. Niedrige Quotienten entsprechen einem effektiven Stoffwechsel „harmonischer“ Bodenverhältnisse. Auf Flächen mit hohem Q_R müssen die Mikroorganismen zum Erhalt ihrer Biomasse mehr veratmen als auf Flächen mit niedrigem Q_R . Hohe Quotienten wie in LAM Fi zeigen mitunter auch einen Stresszustand bzw. Störung der Mikroorganismenpopulation an. Der Q_R eignet sich deshalb auch als Indikator für Stress durch

Veränderungen des Milieus wie Versauerung oder Schadstoffbelastung. Unter Stress sinkt die Effizienz der Substratnutzung, da zum Erhalt der Biomasse mehr CO₂ veratmet werden muss (Stressatmung), und es so zu einem Anstieg des Q_R führt. Der Q_R wird im Rahmen der Bodendauerbeobachtung aus der BAT bei 27°C und der SIR bei 22°C errechnet. Seit 2001 wird parallel auch der Q_R nach DIN mit BAT und SIR bei 20°C bestimmt. Die Ergebnisse nach DIN-Bestimmung sind insbesondere bei wenig aktiven Böden (z. B. Bottrop) kritisch, da hier die BAT bei 20°C oft in einem zu niedrigen schwer messbaren Bereich liegt, was zu fehlerhaften Resultaten führen kann, die starken Streuungen unterliegen (**Abb. 8**).

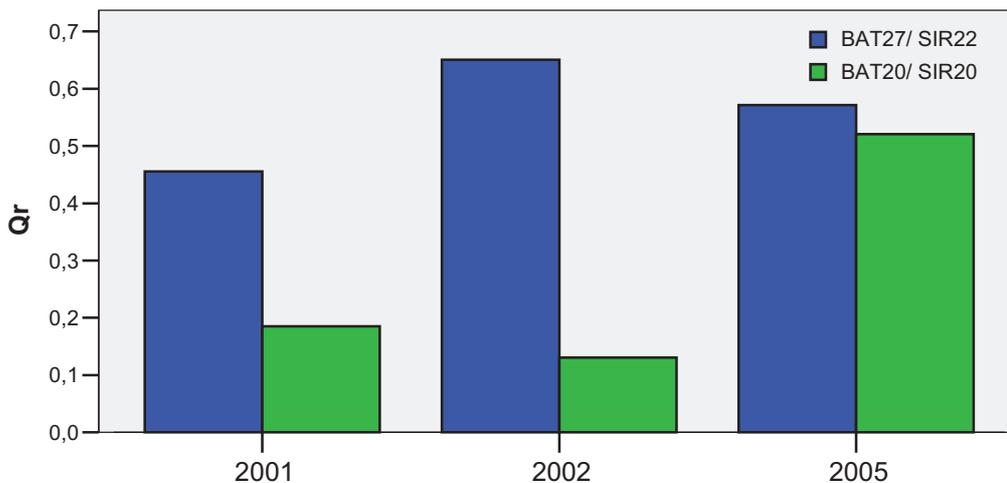


Abb. 8: Mittelwerte (Ah und Oh je Jahr) der Q_R von BOT nach DIN bei 20°C und berechnet aus der BAT 27°C und der SIR 22°C. Die sehr hohen Schwankungen zwischen den Jahren aus der Bestimmung bei 20° C sind unplausibel und hier wahrscheinlich auf methodische Aspekte zurückzuführen

- **Verhältnis von mikrobieller Biomasse, ausgedrückt als mikrobieller Kohlenstoff (C_{mik}), zu organischem Kohlenstoff (C_{org}).** Dieses Verhältnis erlaubt eine Aussage über die C-Dynamik von Böden. Je nach den gegebenen Bedingungen stellt sich ein Kohlenstoffgleichgewicht ein. Von diesen Gleichgewichtswerten nach oben abweichende Quotienten weisen auf Humusakkumulationen hin, nach unten abweichende Werte deuten C-Verluste eines Bodens an. Die Biomasse wird teils von der Verfügbarkeit der abbaubaren Substanz und teils von chemisch-physikalischen Bodenparametern bestimmt. Unter gleich bleibenden Bedingungen stellt sich dabei ein Gleichgewichtsverhältnis ein, welches die Kohlenstoffdynamik des untersuchten Bodens näher definiert. Ein von diesem Gleichgewichtswert abweichender Wert gibt, je nach Abweichungsrichtung, einen Hinweis auf eine Humusakkumulation bzw. Kohlenstoffverluste des Bodens (vergleiche auch SCHINNER ET AL., 1993).

Beide Quotienten erlauben eine Aussage zur Effizienz der mikrobiellen Nährstoffverwertung. Bei Störungen des Lebensraumes, z. B. durch Schadstoffbelastungen oder Versauerung, sinkt i. d. R. das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis und Q_R steigt an.

2.4.4 Bewertung der Ergebnisse zur Bodenmikrobiologie

Da bislang noch keine geregelten oder gar rechtlich verbindlichen Referenzwerte für mikrobiologische Parameter in Böden existieren, gestaltet sich die Bewertung der Ergebnisse grundsätzlich als schwierig. Deshalb konnte eine Bewertung nur an Hand von Vergleichen zwischen den hier untersuchten belasteten BDF und unbelasteten Vergleichsflächen erfolgen. Darüber hinaus konnten die gemessenen Werte mit Ergebnissen aus früheren Untersuchungen des LUA bzw. des LANUV sowie mit in der Literatur beschriebenen Werten verglichen werden. Schließlich lässt auch die Betrachtung des zeitlichen Verlaufs der bodenmikrobiologischen Kenngrößen eine gewisse Bewertung zu.

Im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein wurde zur Bewertung der Ergebnisse ein Referenzsystem entwickelt und herangezogen (QUIRIN & EMMERLING 2004). Dabei ermittelte man mit Hilfe multipler Regressionen zwischen mikrobiologischen Kenngrößen und abiotischen Bodenparametern (z. B. Körnung) einen nutzungsspezifischen Erwartungswert für die untersuchten mikrobiologischen Bodeneigenschaften. Bei einer erheblichen Abweichung von „typischen“ Werten ging man von einer Beeinträchtigung der Mikroorganismenpopulationen aus. Eine solche Vorgehensweise war im Rahmen der Dauerbeobachtung in NRW nicht möglich, da die BDF in NRW bewusst überwiegend auf schadstoffbelasteten Standorten angelegt wurden und damit nicht zur Ableitung „typischer“ Werte geeignet sind.

2.5 Statistische Methoden

Für die statistische Analyse der Daten wurden die Softwareprogramme Excel und SPSS genutzt.

Für die bodenmikrobiologischen Untersuchungen wurden aus jeder Bodenprobe je Parameter 2 Laborparallelen (Messwiederholungen) angesetzt. Diese beiden Ergebnisse wurden zur Beschreibung der mikrobiologischen Aktivität gemittelt. Ausreißer, die sich im Laufe der Zeitreihen ergeben, werden mittels Grubbs-Test eliminiert. Voraussetzung hierfür ist das Vorliegen von mindestens 3 Probenahmen. Diese Prozedur muss nach jedem Eingang neuer Datensätze durchgeführt werden.

Zur Prüfung des Vorliegens einer Normalverteilung der Messwerte wurde für Stichprobengrößen von $n < 20$ ein Nullklassentest und für $n \geq 20$ ein Chiquadrattest durchgeführt. Korrelative Zusammenhänge zwischen den bodenbiologischen und chemischen oder physikalischen Parametern wurden bei normalverteilten Datensätzen mit Hilfe des PEARSON'SCHEN KORRELATIONSKOEFFIZIENTEN beschrieben und bei nicht normalverteilten Daten nach KENDALL-TAU-B. Für die Berechnung von Korrelationen oder Regressionen, die die Mikrobiologie betreffen, wurden die Parameter des Weiteren mit \log_{10} transformiert. Zur Eingrenzung der Haupteinflussfaktoren auf die bodenmikrobiologische Aktivität wurden anschließend multiple Regressionen durchgeführt.

Zur Kennzeichnung der Streuung von Parametern wurden folgende Kenngrößen verwendet: Arithmetischer Mittelwert, Median, Standardabweichung (bei Normalverteilung), Minimum und Maximum. Zur Bewertung von Unterschieden zwischen spezifischen Standortbedingungen wurde der t-Test eingesetzt bzw. der Tuckey-Test angewandt.

Trends wurden mittels RANGKORRELATION NACH SPEARMAN getestet. Dies ist ein Verfahren, das bereits zur Beschreibung von Klimaauswirkungen verwendet wurde (TERRA NOSTRA 2003/6) und darüber hinaus auch bei verschiedenen anderen Trendberechnungen zum Einsatz kam (GRAEFLEIN, C. 2004). Voraussetzung für eine Trendberechnung stellt dabei ein Mindestdatensatz von 4 gültigen Wertepaaren dar, jedoch nur dann, wenn diese mindestens 2/3 der vorliegenden Wertepaare ausmachen. Auf Grund der Tatsache, dass die Datenlage seitens der Bodenfauna auf 1 bis 3 Probenahmen beschränkt ist, wurde diese Auswertung nur auf die Daten der Bodenmikrobiologie angewendet.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Bodenchemische und bodenphysikalische Parameter

Für die Interpretation und Beurteilung mikrobieller Umsatzleistungen im Boden ist es hilfreich, die bodenchemischen und -physikalischen Standortfaktoren zu kennen. Die Arbeitsgruppe „Bodenschutz“ der ARGE ALPEN-ADRIA (2001) stellt folgende Begleitparameter als besonders bedeutend dar: Organischer Kohlenstoffgehalt (und ggf. Humusgehalt), Gesamtstickstoff, C/N-Verhältnis, pH-Wert (CaCl_2), maximale Wasserhaltekapazität, Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte, Karbonatgehalt, austauschbare Kationen, pflanzenverfügbares Phosphat und Kalium. RÖMBKE ET AL. (2000) reduzieren die wichtigsten Standortfaktoren auf 5 Parameter: Bodenart, pH-Wert, potentielle Bodenfeuchte, C/N-Verhältnis und organische Substanz. Die betreffenden Daten zu den genannten Parametern werden deshalb, soweit sie hier erhoben wurden, ergänzend dargestellt. Ein ausführlicher Bericht zu den bodenphysikalischen und -chemischen Ergebnissen der besprochenen BDF wird nach Abschluss der diesbezüglichen Zweitbeprobungen, die im Jahr 2009 abgeschlossen sein werden, erstellt.

3.1.1 pH-Wert

Dem pH-Wert kommt auf Grund seiner biotoxischen Eigenschaften im Bereich unterhalb von pH 4,2 eine besonders wichtige Bedeutung zu. In diesem Bereich kommt es zu einer erhöhten Lösung von im Boden gebundenem Aluminium, welches somit bioverfügbar ist. Nur diesbezüglich unempfindliche Arten kommen auf solchen Flächen vor.

Die Waldböden des Bodendauerbeobachtungsprogramms sind in ihrer Versauerung soweit fortgeschritten, dass pH-Werte unterhalb der 4,2 Marke der Regelfall sind. Ausnahmen bilden hier lediglich Auflagehorizonte einiger Waldböden, auf denen Kalkungsmaßnahmen durchgeführt wurden und 3 Flächen (SCH; EWI; CAR), die auf Grund ihres Ausgangsgesteins unterhalb 60 cm Tiefe pH-Werte nahe dem Neutralpunkt aufweisen (**Tab. 4**). Dies hat zwar auf die Kleinringelwürmer und die Bodenmikrobiologie, deren Aktivitäten insbesondere in den obersten 10 cm relevant sind, keinen direkten Einfluss mehr, kann aber für tiefgrabende Regenwürmer noch eine Bedeutung haben.

Die Werte der 5 beprobten Grünlandböden liegen dagegen oberhalb des Grenzwertes von pH 4,2.

Tab. 4: Tiefengradienten des pH-Wertes der einzelnen Bodendauerbeobachtungsflächen. *Rot* dargestellt sind alle Werte die im Bereich der Aluminium-Toxizität liegen. *Gelb* sind die Werte im Übergangsbereich mit beginnender Aluminiumtoxizität und *grün* diejenigen im Silikat- und Carbonat-Pufferbereich dargestellt.

Nutzung	BDF	Auflagehorizonte		Mineralboden Tiefenangaben in cm							
		L/Of	Oh	0 - 2	2 - 5	5 - 10	10 - 30	30 - 60	60 - 90	90 - 140	140 - 200
Grünland	DUI Bi	4,7	5,0	4,8	4,8	4,7	5,2	5,3	5,3		
	HAA a			5,3	5,3	5,4	5,5	5,4	5,5	5,4	5,4
	KLE a			4,7	4,7	4,8	5,0	5,2	5,3	5,3	5,0
	LAM a			5,3	5,3	5,2	5,1	5,1	4,3	4,2	
	LÜK			5,6	5,6	5,7	6,3	6,0	6,1	6,3	
Laubwald	BOT	4,7	3,9	3,4	3,4	3,4	3,6	3,6	3,5	3,5	
	CAR	4,4	4,3	3,9	3,7	3,6	3,6	3,7	6,8	6,8	
	DUI Ma	4,2	3,9	3,6	3,5	3,6	3,7	3,7	3,8		
	DUI Wa	4,6	4,1	3,7	3,6	3,6	3,9	4,1	4,0	3,8	
	ESS Sü	3,3	2,9	3,0	3,1	3,1	3,7	3,8	3,8	3,7	
	EWI		3,3	3,0	3,0	3,1	3,7	4,8	6,5	6,7	
	GLI	4,2		3,6	3,6	3,7	3,8	4,1	4,7		
	GOC	3,3	3,0	3,0	3,1	3,3	3,5	3,8	4,3		
	HAA	3,3	2,9	2,9	3,0	3,1	3,5	4,1	4,0	3,8	3,9
	KLE Re	3,1	2,7	2,8	2,8	3,0	3,8	4,0	3,9	3,8	3,9
	KLE Tb	3,4	2,9	3,0	3,1	3,2	3,9	4,0	3,9	3,9	3,9
	LAM Bu	4,1	3,5	3,6	3,5	3,6	3,9	3,9	3,9	3,9	
	SCH	4,2	3,2	3,7	3,9	3,8	4,5	6,4	6,9		
Nadelwald	ELB	3,0	2,7	2,8	2,9	3,1	3,7	4,1	4,2		
	LAM Fi	3,0	2,7	2,7	2,8	3,0	3,6	4,0	4,0		
	VEL	2,8	2,5	2,7	2,7	2,8	3,0	3,9	4,1		

Die physikalisch-chemischen Kenngrößen wurden dem entsprechenden Untersuchungsprogramm mit 10jährigem Turnus entnommen. Nur der pH-Wert wurde im Rahmen der mikrobiologischen Untersuchungen als direkter und leicht zu bestimmender Einflussfaktor mitbestimmt. Da diese Untersuchungen alle 1 – 3 Jahre wiederholt wurden, ist die zeitliche Auflösung dementsprechend höher. Die Bewertung von Zeitreihen erfolgt deshalb auf Basis dieser Daten. Für einen Standort (Castrop-Rauxel) lässt sich eine signifikante Veränderung zu höheren pH-Werten hin (+ 0,4) erkennen. In drei weiteren Fällen EWI und KLE Tb sowie der Grünlandfläche DUI Bi lässt sich eine Absenkung des pH-Wertes um ca. 0,2 registrieren (**Abb. 9**). Alle anderen Flächen zeigen diesbezüglich keine Veränderungen (Tab. 5).

Tabelle 5: Relevanz zeitlicher Veränderungen des pH-Wertes auf Basis der Daten bis 2007 (Rangkorrelation nach Spearman Rho. Signifikante Trends sind rot markiert. Die Flächen HAAa, LAMa und KLEa sind nicht aufgeführt, da hier erst 1 bzw. 2 Probenahmen erfolgten.

BDF	Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau	Anzahl der Fälle (n)
CAR	+0,90	0,037	5
EWI	-1,00	0,000	3
KLE Tb	-1,00	0,000	6
LAM Bu	-0,70	0,188	5
LÜK	-0,58	0,099	9
DUI Bi	-0,64	0,033	11
BOT	+0,05	0,935	5
DUI Ma	-0,60	0,283	5
DUI Wa	-0,50	0,667	3
ELB	-0,47	0,289	7
ESS Stü	+0,40	0,600	4
GLI	+0,31	0,504	7
GOC	-0,80	0,200	4
LAM Fi	-0,46	0,354	6
KLE Re	-0,57	0,180	7
VEL	+0,45	0,317	7
SCH	+0,39	0,383	7
HAA	-0,09	0,872	6

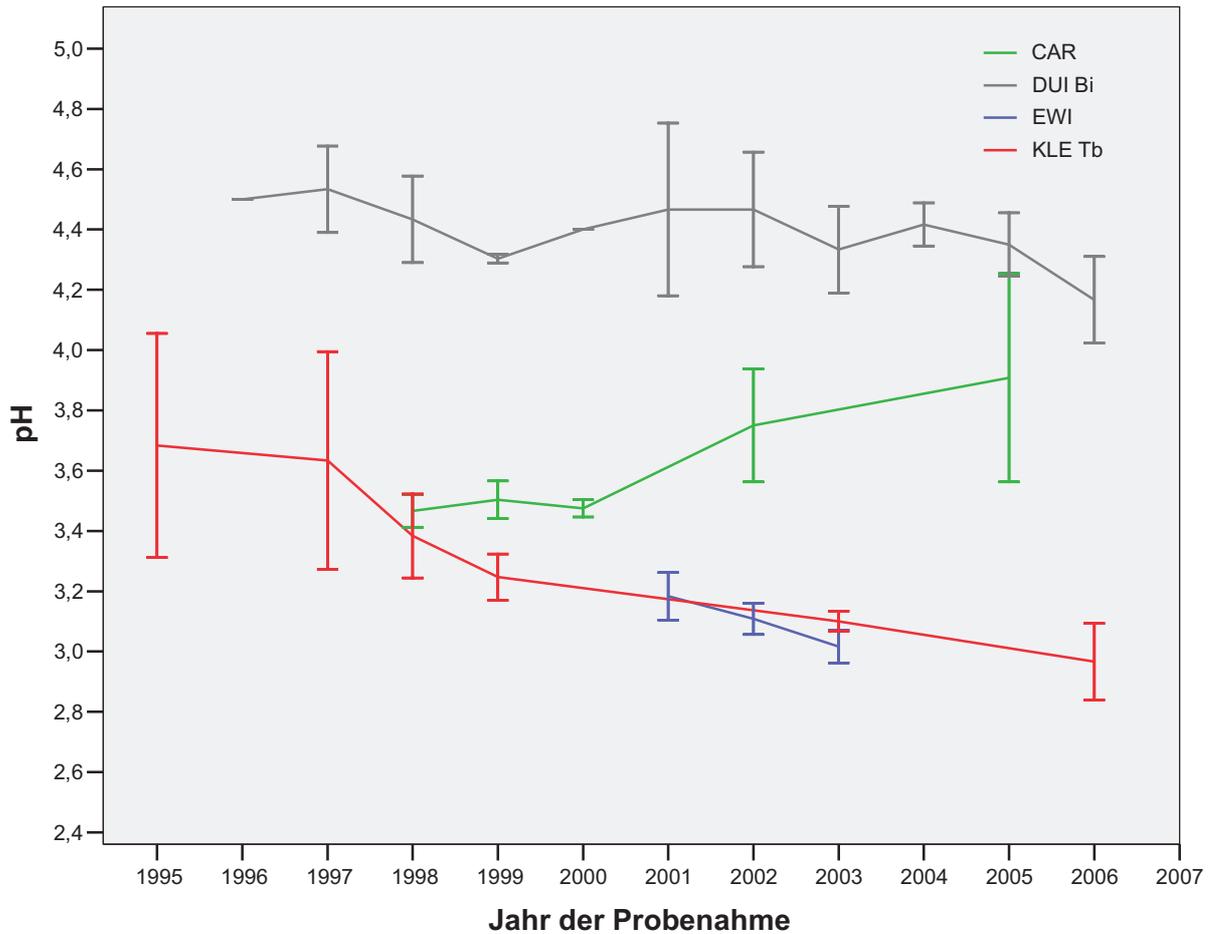


Abb. 9: Flächen mit gerichteter Veränderung des Boden-pH-Wertes. Der pH-Wert wurde in CaCl_2 -Lösung ermittelt. Die Fehlerbalken zeigen das Konfidenzintervall bezogen auf 95 % Wahrscheinlichkeit bei jeweils 6 Parallelwerten.

3.1.2 C_{org}

Um den Parameter Organische Substanz zu beschreiben, werden im Folgenden Kohlenstoffgehalte in den obersten 10 cm des Mineralbodens dargestellt. Auf diese Weise wird eine einheitliche Betrachtung aller Böden gewährleistet. Die angegebenen Werte wurden mittels Elementaranalyse ohne nähere Differenzierung und Unterscheidung der Fraktion des elementaren Kohlenstoffs ermittelt. Im Durchschnitt liegt der C_{org} -Gehalt aller Waldböden in den obersten 10 cm bezogen auf die Trockenmasse bei 6 – 8 % und der C_{org} -Gehalt der Böden unter Grünland bei ca. 3 % (**Tab. 5**). Die abweichend sehr hohen Gehalte der Fläche in Essen sind wahrscheinlich auf Anteile an elementarem Kohlenstoff zurückzuführen (**Abb. 10 + Abb. 11**). Die mit der Differenzierung der verschiedenen Kohlenstofffraktionen einhergehende Bestimmungsproblematik wurde bereits im Kapitel Material und Methoden der bodenchemisch und –physikalischen Untersuchungen näher erläutert (siehe Kapitel 1.2).

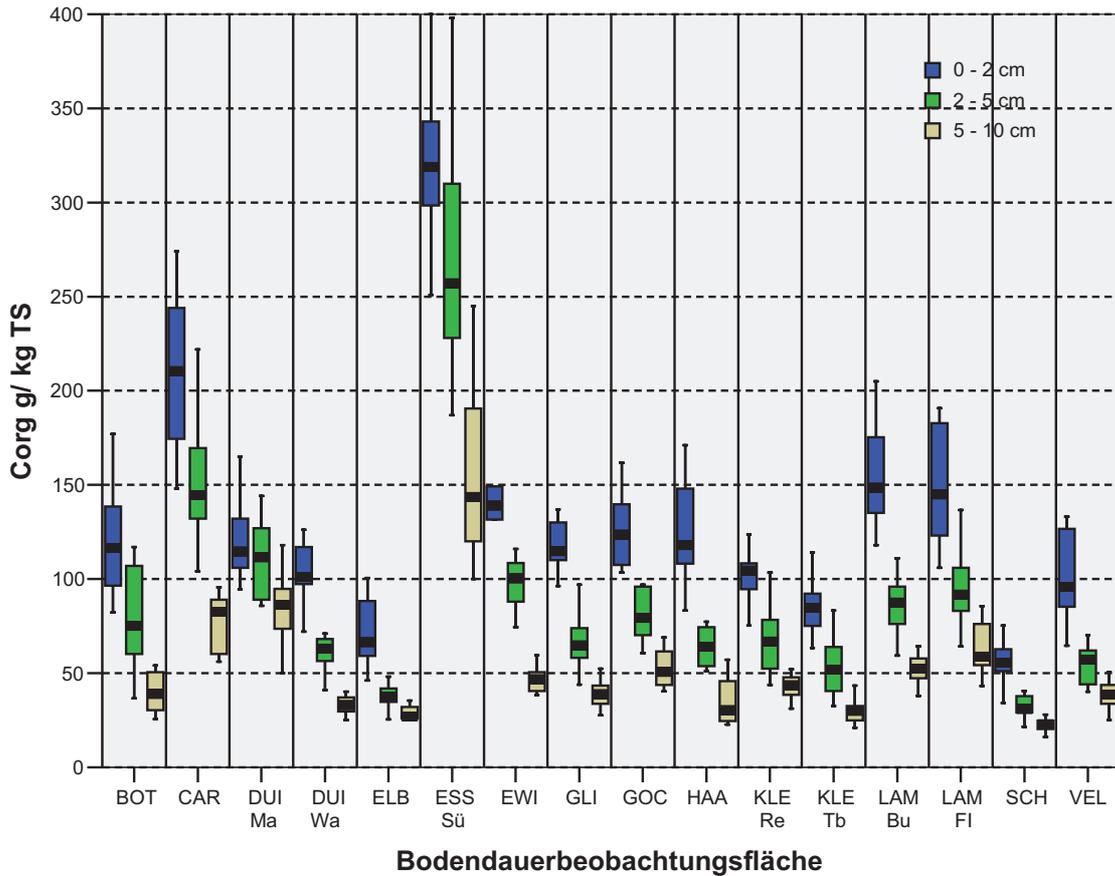


Abb. 10: Organischer Kohlenstoffgehalt der obersten 10 cm des Mineralbodens unter Wald. Die obere Spannweitenbegrenzung zeigt hierbei den größten nicht extremen Wert an, die untere Spannweitenbegrenzung den kleinsten nicht extremen Wert, die obere Begrenzung der Box das 75. Perzentil, die untere Begrenzung der Box das 25. Perzentil und der Mittelstrich das 50. Perzentil bzw. den Median.

Im Rahmen der bodenphysikalischen und –chemischen Untersuchungen wurden auf allen BDF die Corg-Gehalte im gesamten Tiefenintervall von 0-10 cm des Mineralbodens ermittelt (d. h. nicht nach Tiefenintervallen differenziert). Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Tab. 5 zusammengefasst.

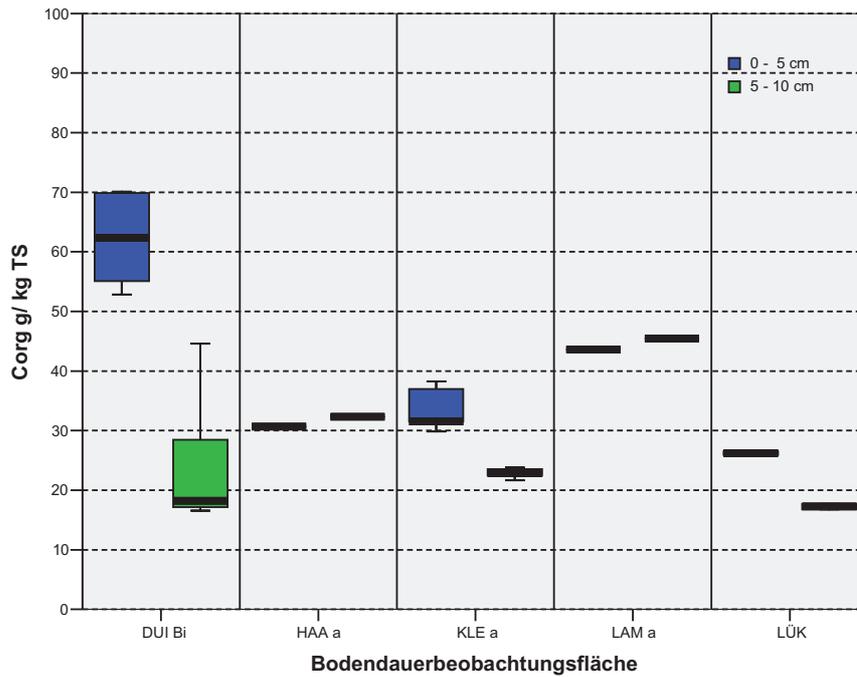


Abb. 11: Organischer Kohlenstoffgehalt der obersten 10 cm des Mineralbodens unter Grünland.

Tab. 5: Corg in g/kg TS der oberen 10 cm des Mineralbodens. Die Werte stammen aus den physikalisch-chemischen Bodenuntersuchungen.

BDF	Nutzung	N	Median	Mittelwert	Minimum	Maximum
BOT	Laubwald	12	65	68	40	98
CAR		12	127	126	89	169
DUI Ma		12	109	111	72	135
DUI Wa		12	56	56	39	71
ESS Sü		12	213	223	156	323
EWI		6	81	81	62	102
GLI		12	62	64	42	96
GOC		6	74	76	59	96
HAA		12	58	66	43	117
KLE Re		12	63	63	44	87
KLE Tb		12	47	48	33	69
LAM Bu		12	82	83	60	106
SCH		12	32	33	21	49
gesamt			68	84	21	323
ELB	Nadelwald	12	38	40	24	52
LAM FI		12	86	91	62	122
VEL		12	56	59	25	194
gesamt			59	63	24	194
DUI Bi	Grünland	12	37	45	15	100
LÜK		2	22	22	21	22
LAM a		1	45	45	45	45
HAA a		1	31	31	31	31
KLE a		5	27	28	26	31
gesamt			31	34	15	100

3.1.3 C/N-Verhältnis

Der Quotient aus organisch gebundenem Kohlenstoff (C) und Gesamtstickstoff (N) für die verschiedenen BDF ist in Tab. 6 dargestellt (siehe auch Abb. 12 und 13). Bei C/N-Verhältnissen größer 25:1 kann von einem gehemmten Substanzabbau ausgegangen werden. Ein derart weites C/N-Verhältnis wird auf fünf BDF erreicht, die im Ruhrgebiet liegen (ESS Sü, CAR, DUI Wa, BOT, HAA). Da diese Flächen z. T. erhebliche Gehalte an schwer differenzierbarem elementarem Kohlenstoff (durch Ruß- und Kohleimmissionen) aufweisen, wurden dort auch ungewöhnlich hohe C/N-Verhältnisse ermittelt. Bei fast allen anderen BDF liegt das C/N-Verhältnis in einer zu erwartenden Größe (ca. 10 bei Grünlandnutzung und ca. 20 im Wald). Nur die nährstoffarme Nadelwaldfläche auf Podsolboden (VEL) weist dagegen mit 30 ein relativ weites C/N-Verhältnis auf, das jedoch für solche Standorte durchaus plausibel ist.

Tab. 6: C/N-Verhältnis der oberen 10 cm des Mineralbodens. Die Werte stammen aus den bodenchemisch/-physikalischen Untersuchungen.

BDF	Nutzung	N	Median	Mittelwert	Minimum	Maximum
ESS Sü	Laubwald	12	39	38	31	43
CAR		12	28	28	25	31
DUI Wa		12	29	27	18	34
BOT		12	26	26	20	30
HAA		12	25	26	20	34
DUI Ma		12	23	23	21	26
KLE Re		12	22	23	20	29
LAM Bu		12	20	20	18	23
EWI		6	19	19	16	20
KLE Tb		12	19	18	17	20
GOC		6	15	15	14	16
GLI		12	15	15	14	17
SCH		12	15	15	13	19
<i>gesamt</i>			22	23	13	43
VEL	Nadelwald	12	30	30	25	36
LAM Fi		12	24	24	22	25
ELB		12	17	17	12	22
<i>gesamt</i>			24	24	12	36
HAA a	Grünland	1	16	16	16	16
DUI Bi		12	12	13	11	18
KLE a		5	11	10	10	11
LAM a		1	10	10	10	10
LÜK		2	10	10	9	11
<i>gesamt</i>			11	12	9	18

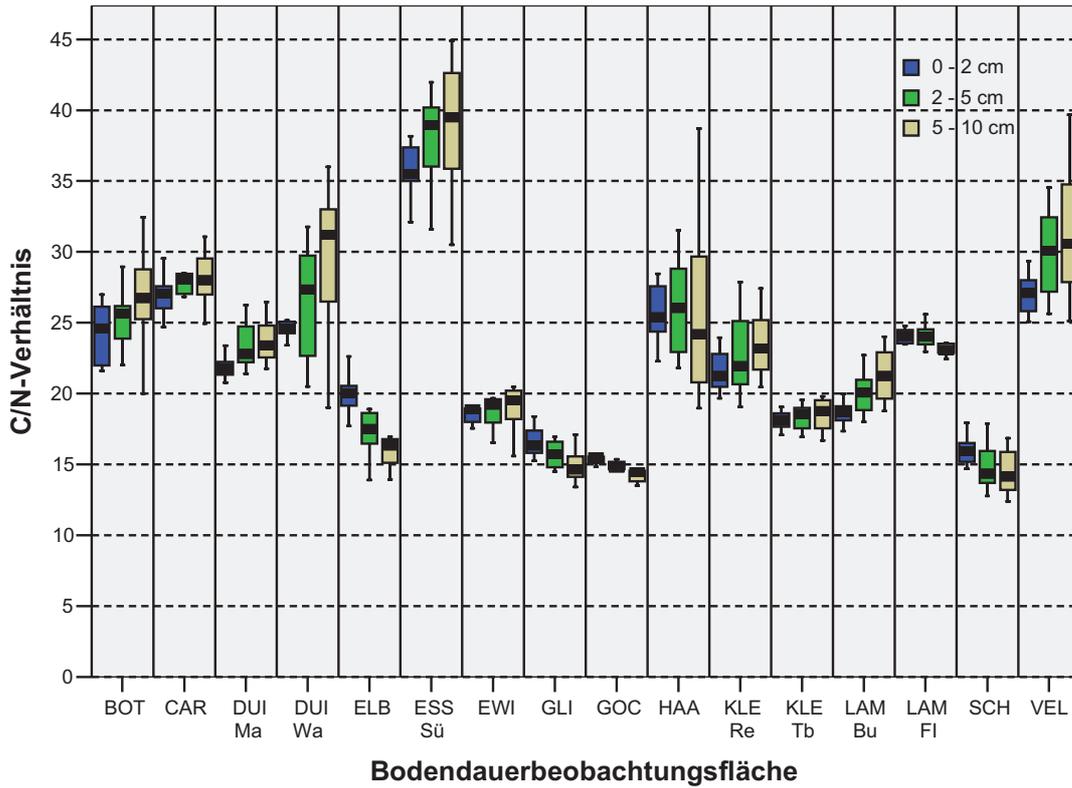


Abb. 12: C/N-Verhältnis der Bodendauerbeobachtungsflächen unter Wald.

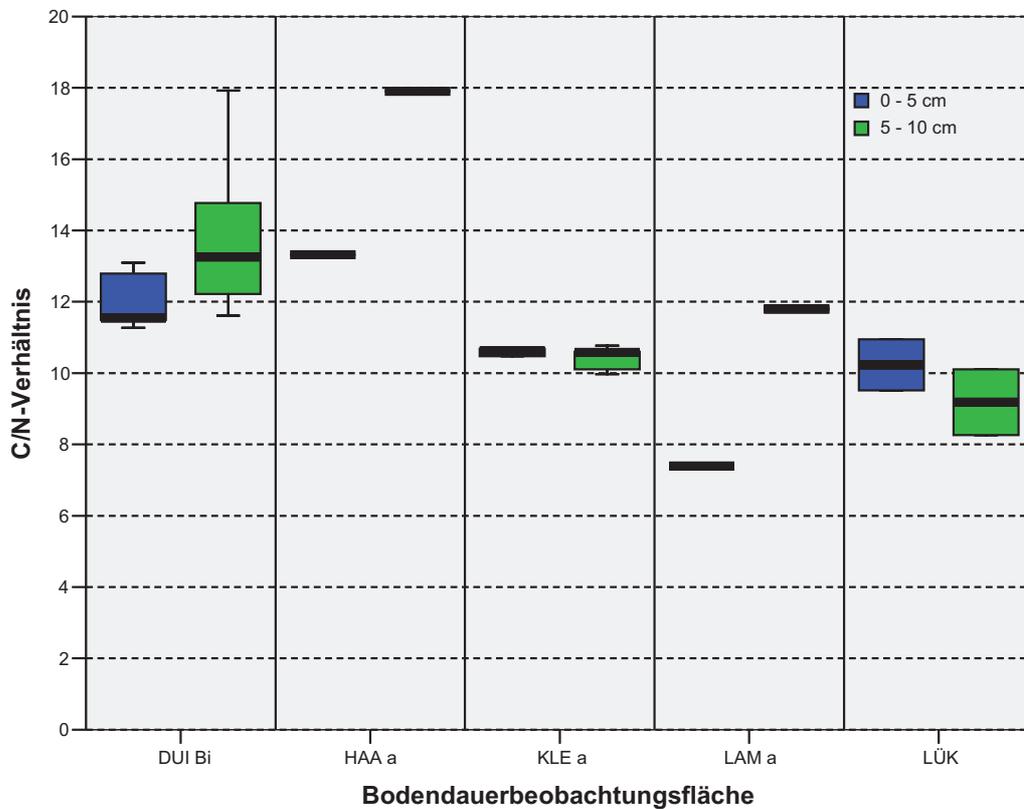


Abb. 13: C/N-Verhältnis der Bodendauerbeobachtungsflächen unter Grünland.

3.1.4 Bodenart

Das Spektrum der Bodenarten auf den BDF geht von leichten Böden mit hohem Sandanteil (bis zu 73 %) bis zu Böden mit nur 7 % Sand (**Tab. 7 und Abb. 14**).

Tab. 7: Bodenartenzusammensetzung in den obersten 10 cm des Mineralbodens der BDF.

BDF	S (%)	U (%)	T (%)
DUI Wa	73	19	8
BOT	71	19	11
EWI	70	19	11
HAA	67	26	7
HAA a	64	28	8
CAR	61	28	11
ESS Sü	41	43	16
DUI Ma	40	42	18
GOC	40	36	24
DUI Bi	35	42	23
GLI	22	46	32
KLE Re	22	72	6
ELB	19	54	27
VEL	19	69	12
LAM FI	14	53	34
LAM Bu	13	55	33
KLE Tb	11	77	12
LAM a	11	61	29
LÜK	7	72	21
SCH	7	67	26

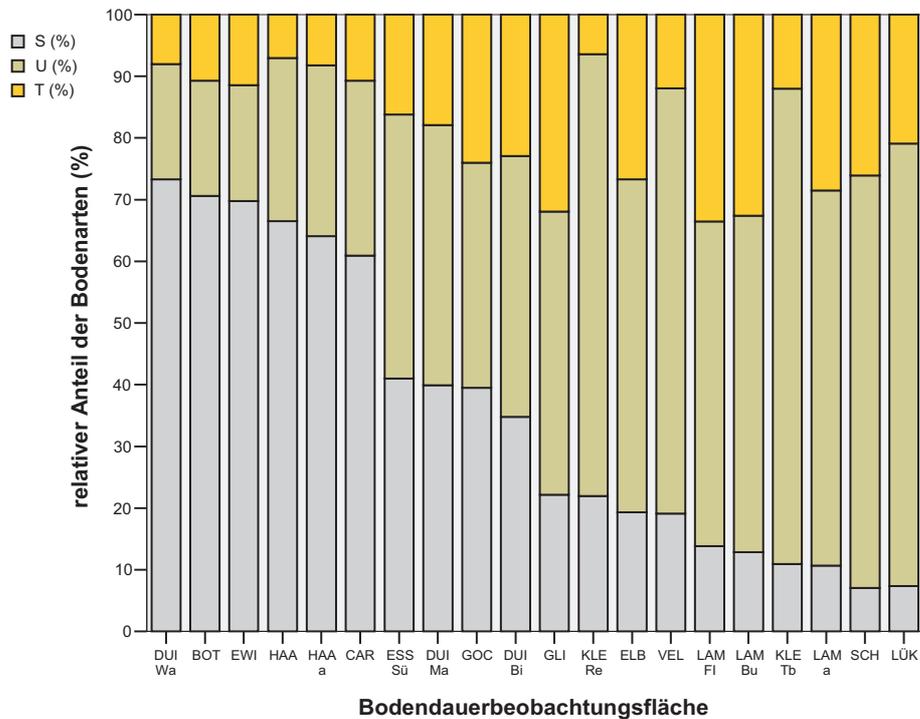


Abb. 14: Bodenartenzusammensetzung in den obersten 10 cm des Mineralbodens der BDF.

3.1.5 Schwermetalle

Nach RÖMBKE ET AL. (2006) lassen sich auf Basis von ökotoxikologischen Untersuchungen Auswirkungen von Schwermetallen und organischen Schadstoffen auf Bodenorganismen nachweisen, Auf dieser Grundlage leiten RÖMBKE ET AL. (2006) Empfehlungen für Bodenwerte bezüglich des Pfades „Boden – Bodenorganismen“ ab. Da viele Flächen im Ballungsgebiet mit immissionsbedingten Belastungen liegen, werden hier die Schwermetallgehalte der einzelnen Flächen dargestellt. Zur Vereinheitlichung wird hier nur der Durchschnittswert der obersten 10 cm des Mineralbodens als bodenbiologisch relevanter Bereich betrachtet. Es werden auf keiner Bodendauerbeobachtungsfläche die Prüf- und Maßnahmewerte überschritten. Der Vergleich mit den Vorsorgewerten der BUNDES-BODENSCHUTZVERORDNUNG (BBODSCHV) dient hier nur zur groben Orientierung, da die Vorsorgewerte strenggenommen nicht für Böden mit Humusgehalten über 8 %, wie für die hier untersuchten Waldböden üblich, verbindlich sind. So lassen sich dann auch in den Waldböden Vorsorgewertüberschreitungen verschiedener Schwermetalle feststellen (**Tab. 8**), was aber durch die Adsorption der Schwermetalle an deren hohen Anteil organischer Substanz zu erwarten ist. Auch in den Grünlandböden gibt es mit Ausnahme der Fläche in der Haard (HAA a) vereinzelt geringfügige Überschreitungen im Bereich zwischen 3 bis 13 % über dem Grenzwert. Auf der Fläche LAM a liegt eine Überschreitung des Cd-Vorsorgewertes um 66 % vor bei jedoch gleichzeitig erhöhtem Humusgehalt von 9 %. Auf der Fläche in Duisburg Biegerhof werden die höchsten Überschreitungen der Vorsorgewerte von Cd (900%), Pb (833%), Ni (181%) und Zn (733%) registriert. Aber auch in diesem Fall liegen alle Gehalte noch unterhalb der Prüfwerte für Park- und Freizeitanlagen. Die hier untersuchten Böden im Bereich des Ruhrgebiets (DUI Wa/ DUI Ma/ DUI Bi/ CAR/ BOT/ ESS Sü/ HAA) weisen mit Ausnahme der Fläche HAA Vorsorgewertüberschreitungen bei 4 bzw. 5 Schwermetallen auf. Die Fläche in der Haardt ist auf Grund ihrer Randlage geringer belastet. Dieses Ergebnis deckt sich mit den Ergebnissen der Bodenbelastungskarte Ruhrgebiet (LANUV-FACHBERICHT 7, 2008). Überschreitungen der Bodenwerte für den Pfad „Boden – Bodenorganismen“ werden vor allem für Blei auf insgesamt 9 Standorten festgestellt. Im Falle von Zink gibt es auf 4 Standorten Überschreitungen. Ansonsten wird nur noch der Wert von Kupfer auf einer Fläche überschritten.

Tab. 8: Schwermetallgehalte der obersten Mineralbodenschicht (0 – 10 cm) nach Königswasseraufschluss in mg/ kg TS. Farbig markiert sind die Werte, die unter Berücksichtigung der Bodenart und des pH-Wertes den Vorsorgewert für Böden überschreiten. Fett markiert sind Überschreitungen des Bodenwertes nach Römcke et al. Alle Werte sind dem Programm der bodenphysikalischen und –chemischen Untersuchungen entnommen.

BDF	pH	Humus- gehalt (%)	Haupt- boden- art	Cd	Pb	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
BOT	3,4	14	S	0,20	143	15	22	0,35	7	61
CAR	3,7	25	S	0,33	225	17	43	0,46	13	118
DUI Wa	3,6	11	S	0,31	241	17	51	0,46	10	101
EWI	3,0	16	S	0,06	74	10	8	0,17	6	28
HAA	3,0	13	S	0,11	104	12	17	0,27	5	43
HAA a	5,3	6	S	0,36	28	18	5	---	3	43
DUI Ma	3,6	22	L	0,50	355	40	55	0,17	20	186
ELB	3,0	8	L	0,07	155	20	14	0,22	16	35
ESS Sü	3,1	45	L	0,32	279	23	54	0,52	16	103
GLI	3,7	13	L	0,44	142	29	73	0,25	42	144
GOC	3,2	15	L	0,20	58	25	13	0,19	11	38
SCH	3,8	7	L	0,62	198	38	23	0,00	34	250
DUI Bi	4,8	8	L	4,00	373	42	38	0,21	27	500
KLE Re	2,9	13	U	0,05	49	12	8	0,00	4	17
KLE Tb	3,1	10	U	0,08	50	14	9	0,25	6	24
VEL	2,8	12	U	0,08	88	9,	7	0,05	2	13
LÜK	5,7	4	U	0,35	22	26	10	0,08	16	55
KLE a	4,7	5	U	0,45	41	27	9	0,10	9	60
LAM Bu	3,6	17	T	0,48	166	20	15	0,35	8	58
LAM Fi	2,9	18	T	0,38	166	25	14	0,00	8	33
LAM a	5,2	9	T	1,66	87	49	16	---	10	156

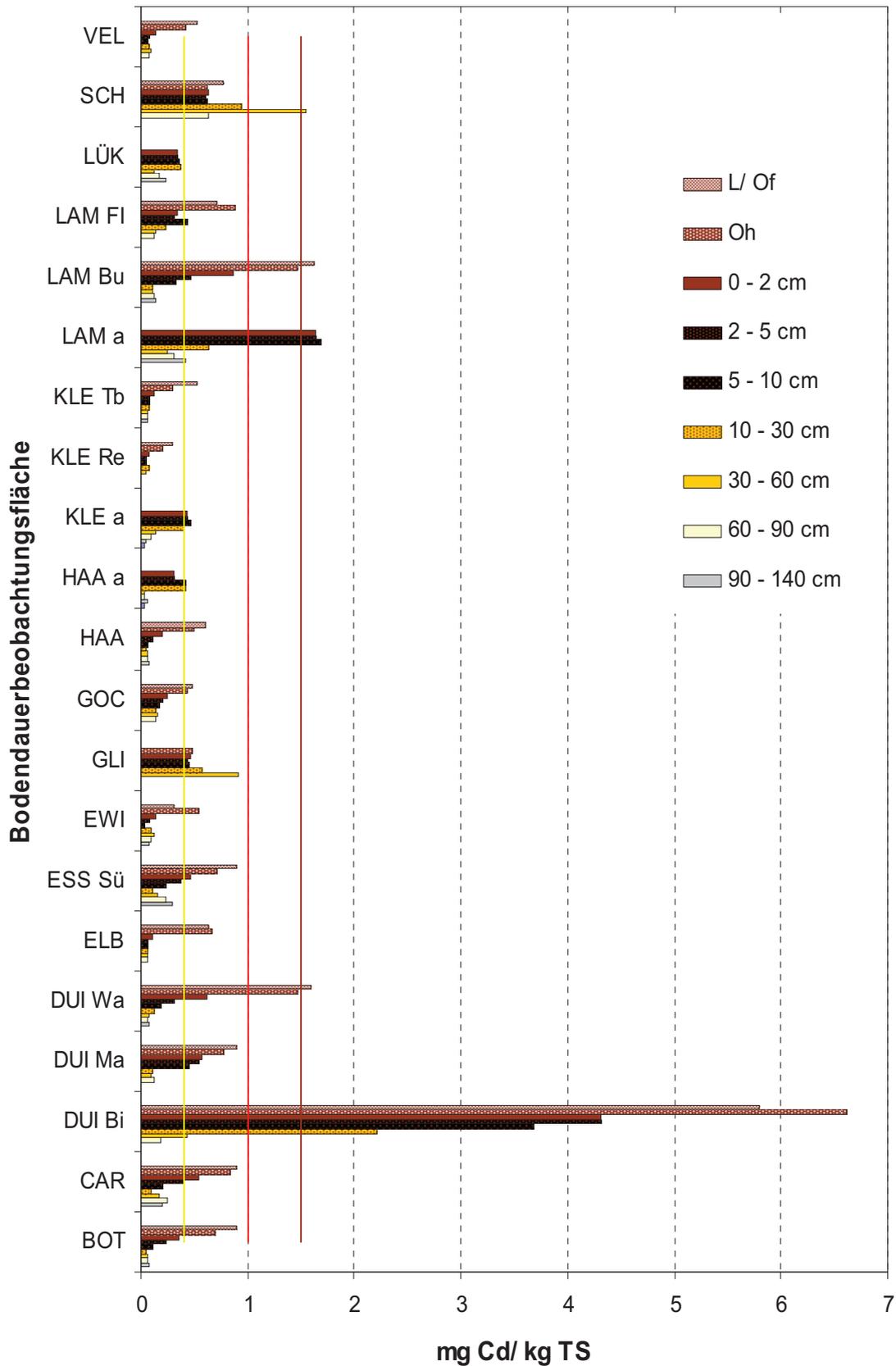


Abb. 15: Cadmiumgehalte der Flächen (Königwasseraufschluss) differenziert nach Tiefenschichtung. Die Begrenzungslinien zeigen die Vorsorgewerte ohne Berücksichtigung evtl. pH-Wert-Anpassungen für die verschiedenen Bodenarten an (gelb = (0,4) Sand/ rot = (1,0) Schluff und Lehm/ braun = (1,5) Ton).

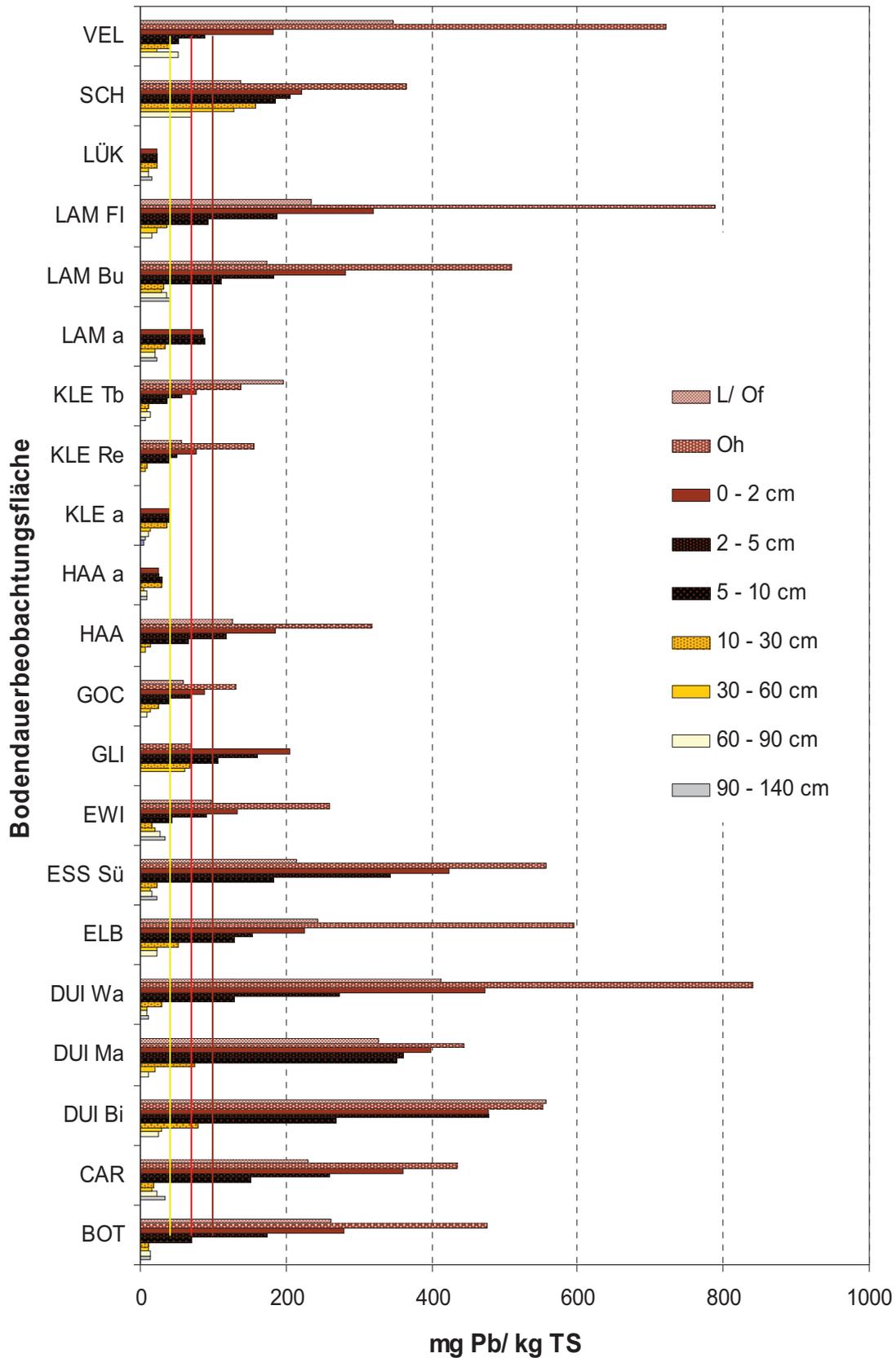


Abb. 16: Bleigehalte der Flächen (Königswasseraufschluss) differenziert nach Tiefenschichtung. Die Begrenzungslinien zeigen die Vorsorgewerte ohne Berücksichtigung evtl. pH-Wert-Anpassungen für die verschiedenen Bodenarten an (gelb = (40) Sand/ rot = (79) Schluff und Lehm/ braun = (100) Ton).

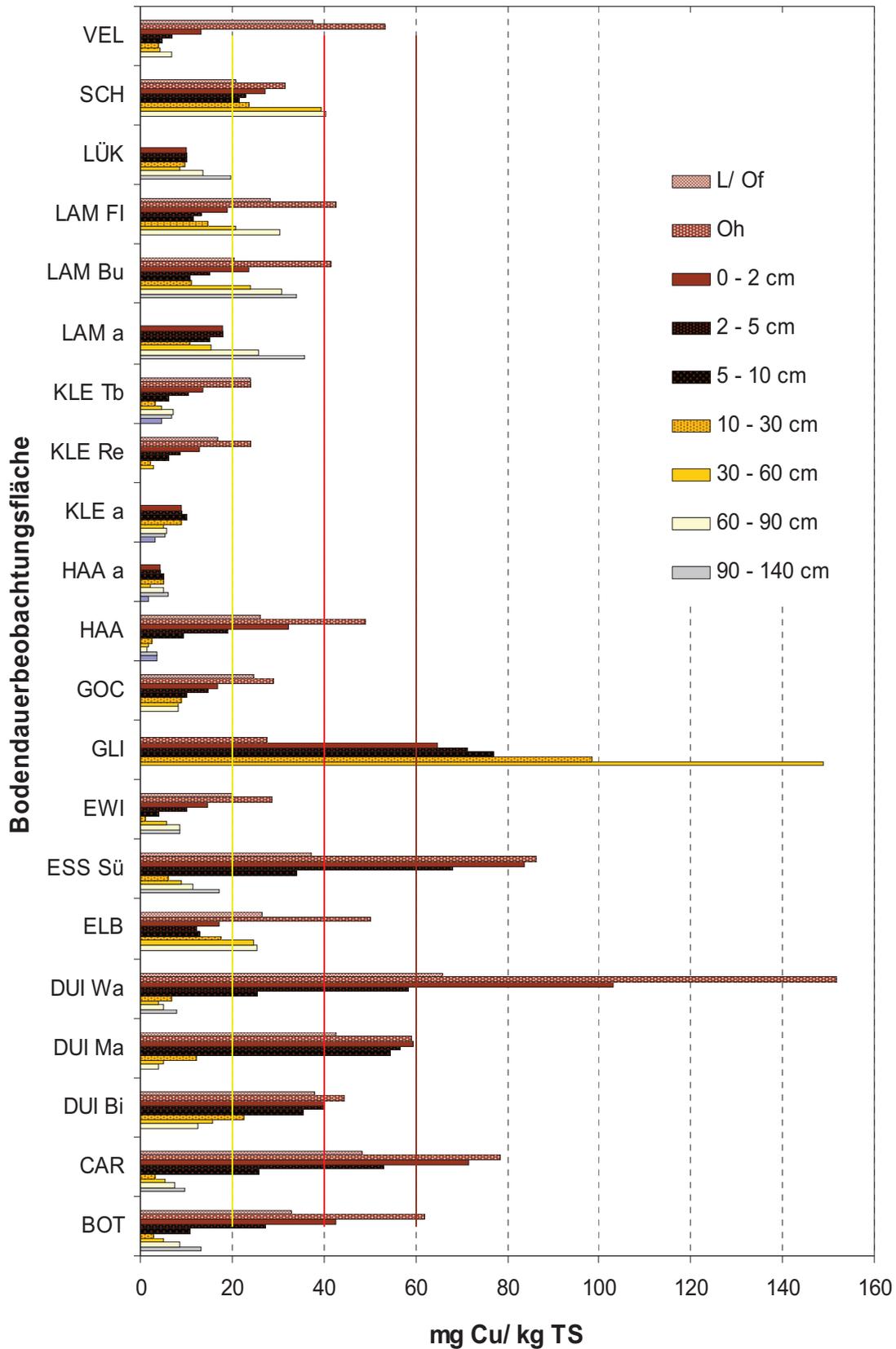


Abb. 17: Kupfergehalte der Flächen (Königswasseraufschluss) differenziert nach Tiefenschichtung. Die Begrenzungslinien zeigen die Vorsorgewerte ohne Berücksichtigung evtl. pH-Wert-Anpassungen für die verschiedenen Bodenarten an (gelb = (20) Sand/ rot = (40) Schluff und Lehm/ braun (60) Ton)

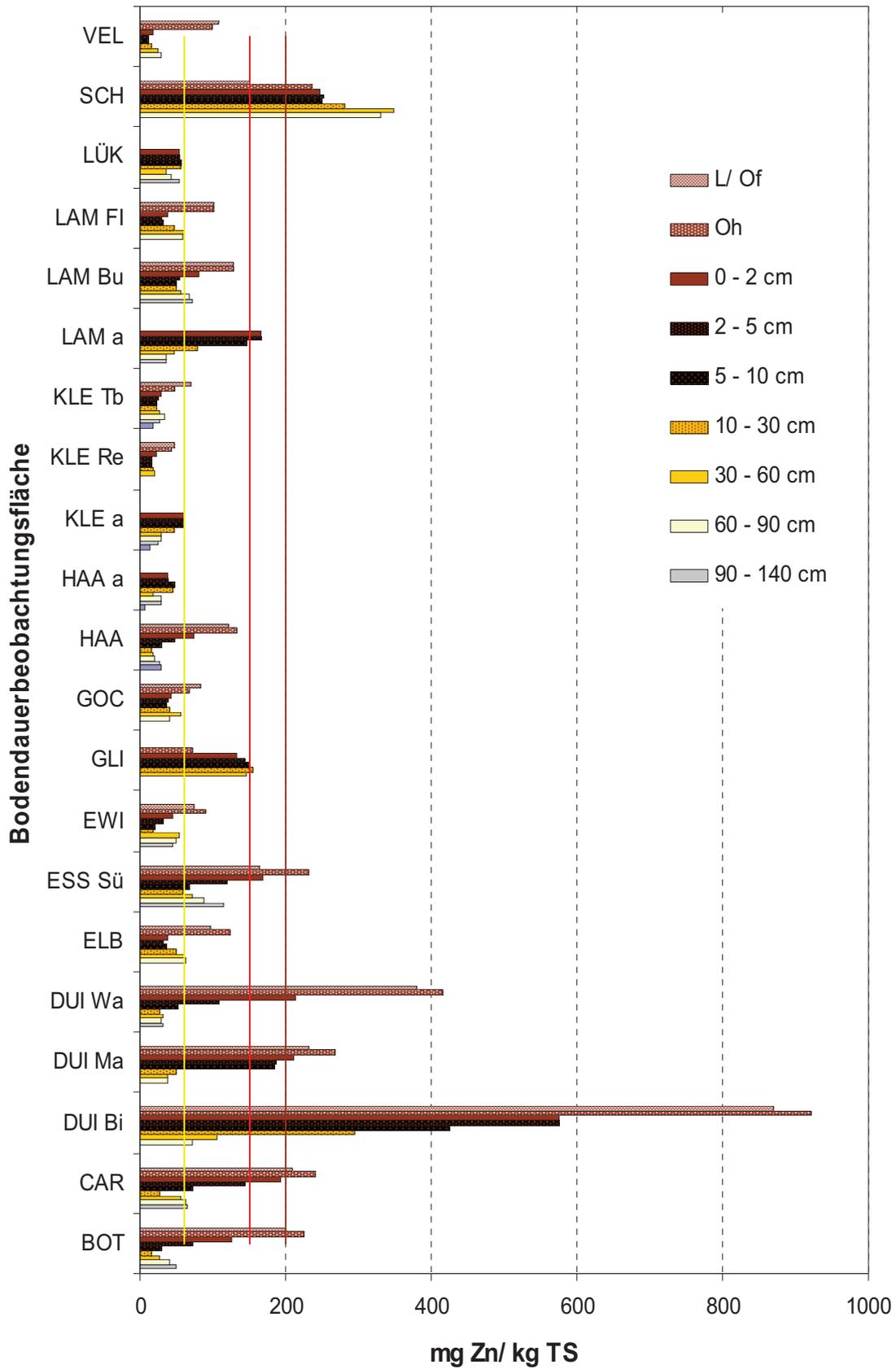


Abb. 18: Zinkgehalte der Flächen (Königswasseraufschluss) differenziert nach Tiefenschichtung. Die Begrenzungslinien zeigen die Vorsorgewerte ohne Berücksichtigung evtl. pH-Wert-Anpassungen für die verschiedenen Bodenarten an (gelb = (60) Sand/ rot = (150) Schluff und Lehm/ braun = (200) Ton)

3.2 Bodenfaunistische Parameter

3.2.1 Regenwürmer

Ein Vergleich des Regenwurmbesatzes zwischen den Nutzungsformen Grünland und Wald kann anhand der in diesem Programm erhobenen Daten nicht statistisch fundiert durchgeführt werden, da bei 16 Waldflächen nur 2 Grünlandflächen Gegenstand der bodenfaunistischen Untersuchungen auf Bodendauerbeobachtung in NRW sind (**Tab. 4**). Dabei spiegelt eine der Grünlandflächen einen eher untypischen Standort wider. Eine getrennte Darstellung beider Standorte scheint deshalb erforderlich. Während es sich bei der Fläche in Lütkenberg (LÜK) um eine extensiv bewirtschaftete Wiese mit eingeschränkter Bearbeitung im ländlichen Raum handelt, liegt die Fläche Duisburg-Biegerhof (DUI Bi) unter einem Parkrasen im Ballungsraum Ruhrgebiet mit verdichtetem Boden und erhöhten Schadstoffgehalten.

Tab. 4: Abundanz, Artenzahl und Biomasse der Lumbriciden.

Durchschnittswert der Beprobungen zwischen 1995 und 2005		Min	Max	Mittelwert	Median
16 Wald	Abundanzen (Indiv./ m ²)	2	403	68	20
	Artenzahl	2	5	3	3
	Biomasse (g/ m ²)	0,1	12,4	3,6	2,1
1 Grünland (extensiv bewirt.; LÜK))	Abundanzen (Indiv./ m ²)			425	
	Artenzahl			6	
	Biomasse (g/ m ²)			87	
1 Grünland (Parkwiese; DUI Bi)	Abundanzen (Indiv./ m ²)			91	
	Artenzahl			4	
	Biomasse (g/ m ²)			72	

Obwohl ein Vergleich zwischen den Nutzungsformen, wie oben erwähnt, hier nicht erfolgen kann, findet sich doch der bereits bekannte Zusammenhang zwischen dem Lumbricidenbesatz und der Nutzungsart bestätigt. Jede Zersetzergesellschaft ist mit bestimmten Siedlungsdichten der Regenwürmer verbunden und für einen bestimmten Nutzungstyp (z. B. Grünland, Acker, Wald) charakteristisch (vgl. FRÜND & GRAEFE 1992). So sind auf Waldstandorten Regenwürmer nicht so stark vertreten wie auf Grünland.

Die Regenwurmbiomasse auf den BDF-Waldstandorten variiert zwischen 0,08 g/m² auf der Laubwaldfläche Kleve Rehsol (KLE Re) und 12,4 g/m² auf der Laubwaldfläche im Duisburger Stadtwald (DUI Wa) (**Abb. 19**). Nach GRAEFE & BEYLICH (2007) wie auch nach KRÜCK ET AL. (2007) ist die Biomasse der Regenwürmer auf allen Waldflächen somit als sehr gering (<10 g/m²) einzustufen. Dies gilt mit Ausnahme der Laubwaldfläche des Duisburger Stadtwalds (DUI Wa), deren Biomasse mit 12,4 g/m² als nur gering (10–30 g/m²) bezeichnet werden kann. Diese etwas höhere Biomasse kann wahrscheinlich auf die in den 80er und 90er Jahren erfolgte Kalkung von ca. 3 t Magnesiumkalk pro Hektar zurückgeführt werden. Grundsätzlich kann hier die untergeordnete Bedeutung der Regenwürmer auf Waldstandorten mit im Durchschnitt 3,6 g/m² auf den BDF in NRW im Gegensatz zum Grünland mit in Lütkenberg (LÜK) 87 g/m² und Duisburg Biegerhof (DUI Bi) 72 g/m² belegt werden. GRAEFE & BEYLICH (2007) geben für Waldböden einen Durchschnittswert von 2 g/m² und für Grünlandböden einen Wert von 85 g/m² an, was nach GRAEFE & BEYLICH als mittel (30 – 100 g/m²) zu bewerten ist. KRÜCK ET AL. (2007) geben für Grünlandflächen in Brandenburg einen Bereich von 50–150 g/m² an. TISCHER (2007) fand in Sachsen-Anhalt Biomassegehalte von 2 g/m² für Nadelwald, 10 g/m² für Laubwald und 60 g/m² für Grünland. Somit entsprechen die untersuchten Waldstandorte und die beiden hier vertretenen Grünlandflächen bzgl. der Regenwurmbiomasse den nutzungstypischen Erwartungswerten.

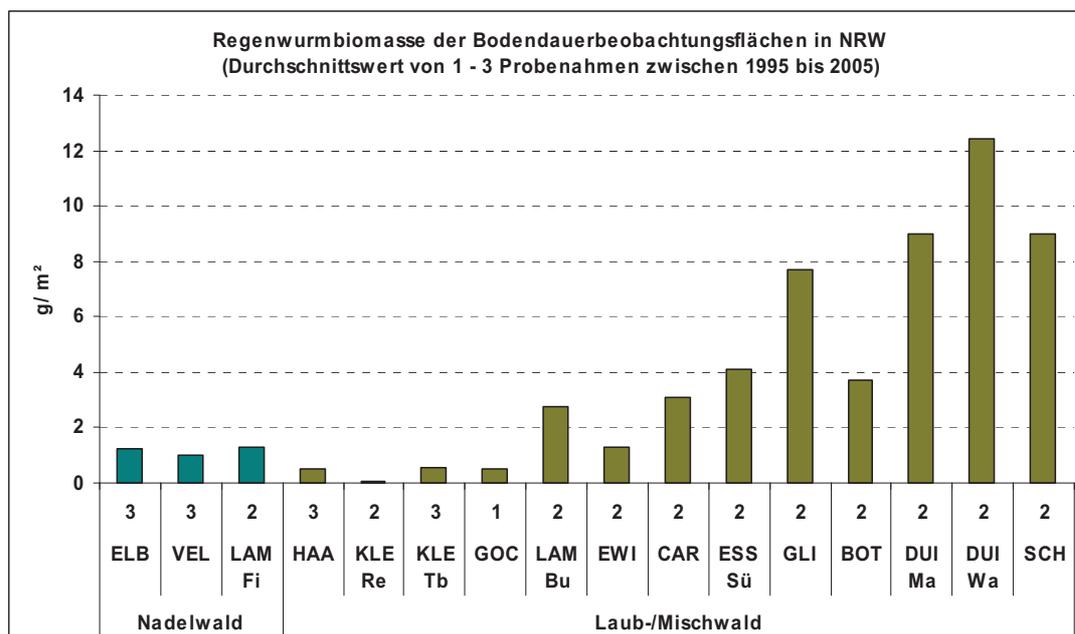


Abb. 19: Biomasse der Regenwürmer auf nordrhein-westfälischen Wald-Bodendauerbeobachtungsflächen.

Auch bezüglich der Abundanzen (Individuen/m²) weisen die hier untersuchten Flächen weitestgehend die zu erwartenden Werte auf. Deutliche Abweichungen zeigen sich jedoch im Falle von Duisburg-Biegerhof und Duisburg-Stadtwald. Die niedrigste Regenwurmabundanz weist eine basenarme Pseudogleybraunerde mit einer modrigen Humusaufgabe unter Laubwald in Kleve Rehsol (KLE Re) mit nur 2 Individuen pro Quadratmeter auf, was nach GRAEFE & BEYLICH (2007) als sehr gering (< 10

Ind./m²) einzustufen ist. Im Gegensatz dazu tritt die höchste Abundanz im Laubwald des Duisburger Stadtwaldes (DUI Wa) mit 403 Ind./ m² auf, welche als sehr hoch (> 300 Ind./m²) zu bewerten ist. Dieser für einen Laubwaldboden relativ hohe Besatz ist ebenso wie die erhöhte Biomasse auf die bereits oben erwähnte Kalkung zurückzuführen (**Abb. 20**). GRAEFE & BEYLICH (2007) finden im Mittel für Grünland 255 Ind./m² bzw. für Wald 18 Ind./m². TISCHER (2007) findet durchschnittlich ca. 15 Ind./m² im Nadelwald, ca. 50 Ind./m² im Laubwald und ca. 200 Ind./m² auf Grünlandflächen und KRÜCK ET AL. (2007) geben für Grünlandflächen eine Spanne von 200 bis 480 Ind./m² an. Lütkenberg liegt somit mit ca. 400 Ind./ m² in üblichen Bereich, wohingegen die Fläche in Duisburg-Biegerhof mit unter 100 Ind./m² auffällig gering besiedelt ist.

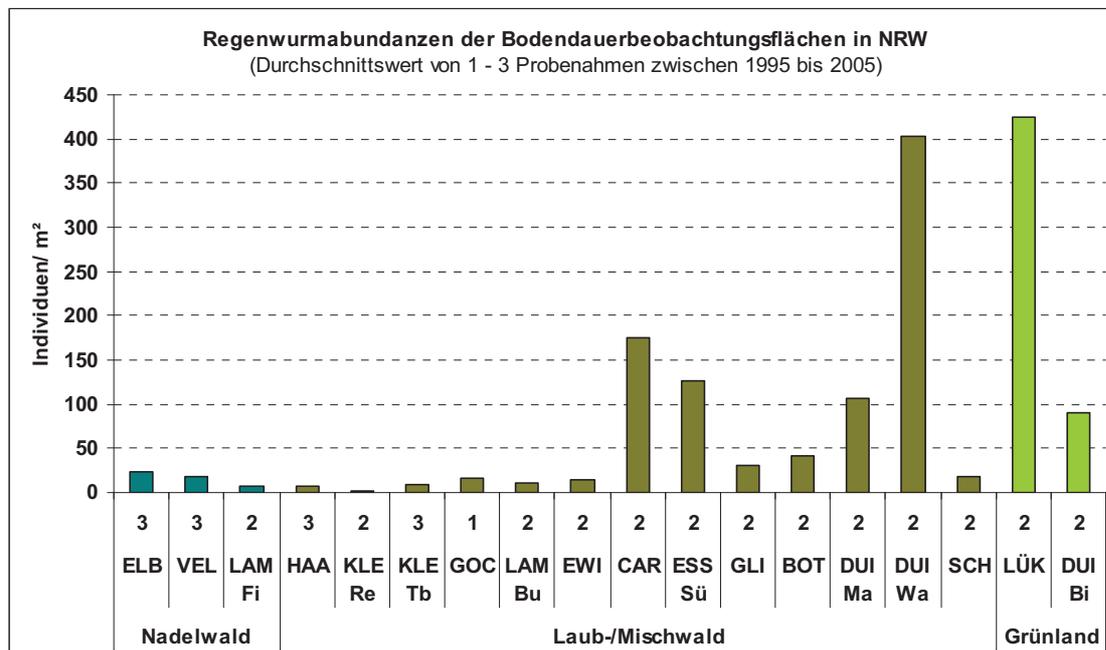


Abb. 20: Mittelwerte der Regenwurmabundanzen (Individuen pro m²) der Bodendauerbeobachtungsflächen.

Die Abundanzen der Lumbriciden ($r = 0,595$) und deren Biomasse ($r = 0,772$) zeigen sich besonders abhängig vom pH-Wert des Bodenmilieus (**Abb. 21**). Dabei lässt sich feststellen, dass erst ab ca. pH 3,5 die für die Streuzersetzung und Bioturbation relevanten Mineralbodenbewohner und Tiefgräber vorhanden sind (s. auch **Abb. 21**). Nach CURRY (1998) sind Regenwürmer sogar generell in Böden mit niedrigen pH-Werten von weniger als 3,5 abwesend und nur spärlich bei pH-Werten von < 4,5 anzutreffen. Nach einer Erhebung von SOMMER ET AL. lassen sich deutliche Abhängigkeiten der Bodenbiologie zum pH-Wert und zur Bodenfeuchte sowie in speziellen Fällen zum Tongehalt nachweisen. Auf dieser Grundlage wurde ein Bewertungsschema für Böden als Lebensraumfunktion nach SOMMER ET AL. (2002) erstellt. Auch GRAEFE & BEYLICH (2007) können bei einer übergreifenden Auswertung der Daten aus Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen die Abhängigkeit der Lumbriciden zum pH-Wert belegen. Sie stellen einen leichten positiven

Zusammenhang zwischen pH-Wert und Biomasse bzw. Artenzahl fest. Wobei sie zwischen Abundanzen und pH-Wert dagegen keine Korrelation nachweisen konnten.

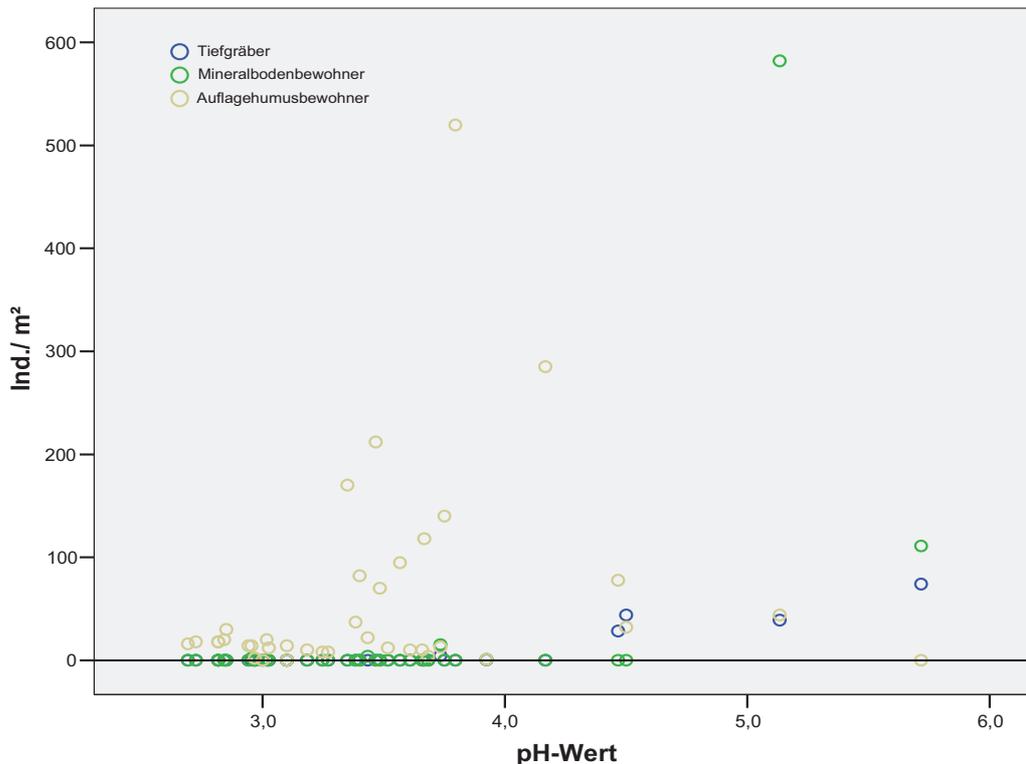


Abb. 21: Besiedlungsdichte der Regenwurmarten in Abhängigkeit vom pH-Wert der BDF (Regenwurmarten nach BOUCHE 1972 eingeteilt nach ihrer ökologischen Typisierung).

Dies ist wahrscheinlich bedingt durch die witterungsabhängigen Schwankungen der Besiedlungsdichte, weshalb eine alleinige Beurteilung nach Abundanzen nicht aussagekräftig ist. Ein Abgleich mit den zu erwartenden Arten ist hier zwingend erforderlich.

Durchschnittlich sind auf den Waldflächen 3 Regenwurmarten vertreten, wobei die säuretoleranten Arten *Dendrobaena octaedra*, *Lumbricus rubellus* und *Dendrodrilus rubidus* am weitesten verbreitet sind. Da es sich bei den Bodendauerbeobachtungsflächen mehrheitlich um Waldböden mit niedrigen pH-Werten und mit daraus resultierenden mehr oder weniger mächtigen Auflagehorizonten handelt, dominiert der epigäische auflagehorizontbewohnende Lebensformtyp bezogen auf die Abundanzen und die Biomasse den Erwartungen entsprechend (**Abb. 22**).

Auf Grünlandflächen findet sich in der Regel eine andere Populationszusammensetzung. Die hier untersuchten beiden Grünlandflächen (LÜK und DUI Bi) unterscheiden sich dabei zusätzlich noch auffällig (**Abb. 23**). So bildet die endogäische Lebensform auf LÜK den größten Anteil an der Gesamtabundanz und der Biomasse, während dieser Typus in DUI Bi vollkommen fehlt. Diese

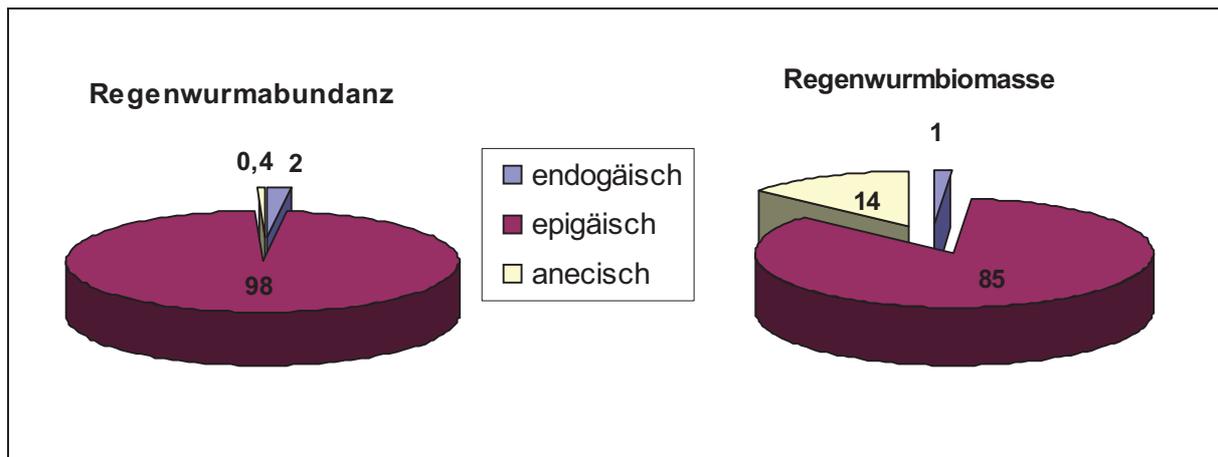


Abb. 22: Durchschnittliche Anteile der einzelnen Lebensformtypen an der Gesamtpopulation der Lumbriciden nach Abundanz (Anzahl der Individuen pro Quadratmeter) und Biomasse (Gewicht der Regenwürmer in Gramm pro Quadratmeter) auf den Wald-BDF (Datenbasis 1995-2005).

Abwesenheit der Mineralbodenbewohner (endogäische Arten) ist ungewöhnlich. Zu erwarten wäre nach BEYLICH ET AL. (2006) auf einem Grünlandstandort mit pH-Werten über 4,2 und sandigem Lehmboden mindestens das Vorkommen von endogäischen, epigäischen und anecischen Arten mit einer mittleren bis sehr hohen Biomasse (siehe auch GRAEFE & BEYLICH (2007)). Aus Beobachtungen von Grünlandflächen in BRANDENBURG (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2005) wird diese Aussage auch bestätigt. Dort sind in allen 7 untersuchten Fällen alle drei Lebensformtypen anwesend. Insgesamt umfasst das Arteninventar der Lumbriciden aller BDF **14 Arten** aus 5 Gattungen. Eine Übersicht zum Arteninventar mit zugeordnetem Lebensformtyp findet sich in **Tabelle 5**. Eine aktuelle Artenliste der Lumbriciden Deutschlands liegt nach SOMMER et al. nicht vor, das Gesamtarteninventar wird nach Literatur von 1953 auf insgesamt 34 Arten geschätzt. Dabei können auf einer Grünlandfläche mit 2 bis 9 Arten gerechnet werden und auf einer Forstfläche mit 0 bis 3 Arten (GRAEFE & BEYLICH (2007)).

Da im Falle von DUI Bi auch die Abundanz auffällig niedrig ist, kann auf diesem Standort von einer Einschränkung der bodenbiologischen Funktion ausgegangen werden. Ein Zusammenhang mit den im Boden von Duisburg-Biegerhof vorliegenden erhöhten Schwermetallgehalten scheint hier naheliegend. Zumal bekannt ist, dass Mineralbodenbewohner wie *A. caliginosa* empfindlich auf erhöhte Kupfergehalte im Boden reagieren (EHRMANN ET AL. 2007). Der Kupfergehalt von 38 mg/kg TS (Königswasseraufschluss) liegt zwar noch unter dem Vorsorgewert für Kupfer in Lehmböden, kann aber dennoch nicht als gering bewertet werden. Insbesondere ist zu berücksichtigen, dass hier gleichzeitig hohe Gehalte an Cd, Pb, Ni und Zn vorliegen.

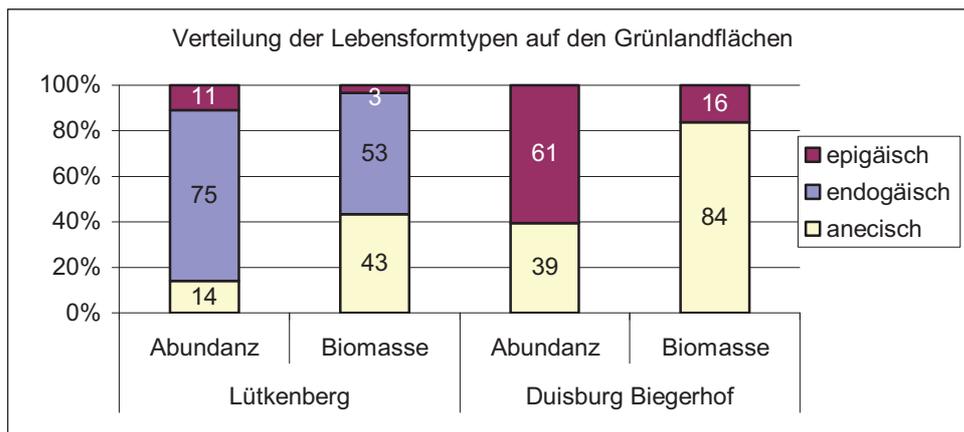


Abb. 23: Durchschnittliche Anteile der einzelnen Lebensformtypen an der Gesamtpopulation der Lumbriciden nach Abundanz (Anzahl der Individuen pro Quadratmeter) und Biomasse (Gewicht der Regenwürmer in Gramm pro Quadratmeter) auf den Grünland-BDF (Datenbasis 1995-2005).

Tab. 5: Arteninventar der Lumbriciden auf den verschiedenen BDF (Datenbasis 1995-2005)

Lebensformtypen der Lumbriciden															
BDF-Standort	endogäische Arten						epigäische Arten						anecische Art	Gesamtartenzahl	
	Aporrectodea caliginosa	Aporrectodea rosea	Aporrectodea spec.	Octolasion cyaneum	Octolasion tyrtaeum lacteum	Octolasion spec.	Dendrobaena attemsi	Dendrobaena octaedra	Dendrobaena pygmaea	Dendrodrilus rubidus	Lumbricus castaneus	Lumbricus eiseni			Lumbricus rubellus
LAM Fi								x					x		2
LAM Bu								x		x			x		3
KLE Tb								x		x			x		3
KLE Re								x		x					2
VEL								x					x		2
ELB								x					x		2
GLI	x							x		x			x		4
HAA								x		x					2
SCH	x			x						x	x		x	x	6
DUI Wa							x	x		x			x		4
DUI Ma							x	x	x	x			x		5
DUI Bi								x			x		x	x	4
ESS Sü							x	x		x		x			4
BOT			x					x		x			x		4
CAR							x	x		x			x		4
EWI								x					x		2
GOC						x		x		x					3
LÜK	x	x		x	x						x			x	6
Σ	3	1	1	2	1	1	4	16	1	12	3	1	13	3	

3.2.2 Kleinringelwürmer

Da die meisten BDF in NRW Waldflächen sind, kommt hier der Ermittlung der Kleinringelwürmer eine wichtige Bedeutung zu. Denn sie dominieren auf solchen Standorten, während den Lumbriciden dort weniger Bedeutung zukommt (GRAEFE & BEYLICH 2002)). Die Mittelwerte der Abundanzen der Kleinringelwürmer variieren zwischen 5.119 Individuen pro Quadratmeter auf der Grünlandfläche DUI Bi und 152.890 Ind./m² auf der Waldfläche in Elberndorf (ELB). Die mittlere Abundanz der Kleinringelwürmer aller Untersuchungsflächen beträgt 69.493 Ind./m² mit einem Median von 58.327 Ind./m². Die Abundanzen zwischen dem extensiv bewirtschafteten Grünland und Wald unterscheiden sich nicht. RÖMBKE ET AL. (2000) beschreibt einen Bereich von 20.000 bis 60.000 Indiv./m² für alle nicht stark anthropogen beeinflussten Standorte als durchschnittlich, wobei aber große Schwankungsbreiten möglich sind. Für Grünlandstandorte werden darüber hinaus niedrigere Besiedlungsdichten von 8.000–10.000 Ind./m² als durchaus üblich eingestuft. Trotz Berücksichtigung dieser Tatsache erscheint die Besiedlungsdichte der hier untersuchten Parkwiese in Duisburg, die bereits hinsichtlich der Lumbriciden Auffälligkeiten zeigte, verhältnismäßig gering (**Tab. 6**).

Tab. 6: Übersicht der Abundanz und Artenzahl der Enchyträen auf den BDF in NRW.

Durchschnittswerte der Beprobungen zwischen 1995 und 2005		Min	Max	Mittelwert	Median
16 Wald	Abundanzen (Indiv./m ²)	29.896	152.891	74.806	64.057
	Artenzahl	4	21	12	12
1 Grünland (extensiv bewirt.; LÜK)	Abundanzen (Indiv./m ²)			48.867	
	Artenzahl			18	
1 Grünland (Parkwiese; DUI Bi)	Abundanzen (Indiv./m ²)			5.119	
	Artenzahl			4	

Auf den drei Nadelwaldflächen liegen konträr zu den meisten Laubwaldflächen (Ausnahme Dui Ma) höhere Gesamtabundanzen bei gleichzeitig geringem Artenreichtum vor (**Abb. 24**). RÖMBKE ET AL. (2000) stufen eine Artenanzahl von 6 bereits als relativ niedrig ein.

Die Artenvielfalt und der Tiefenverlauf der Aktivität der Kleinringelwürmer stehen in enger Beziehung zur Humusform und sind Indikatoren für die Prozessdynamik im Humusprofil. In **Abb. 25** ist diese Verbindung am Beispiel der BDF Duisburg Mattlerbusch, Elberndorf und Velmerstot als ökologische Reihe dargestellt. Diese Reaktionen sind regelhaft gerichtet und ermöglichen die genaue

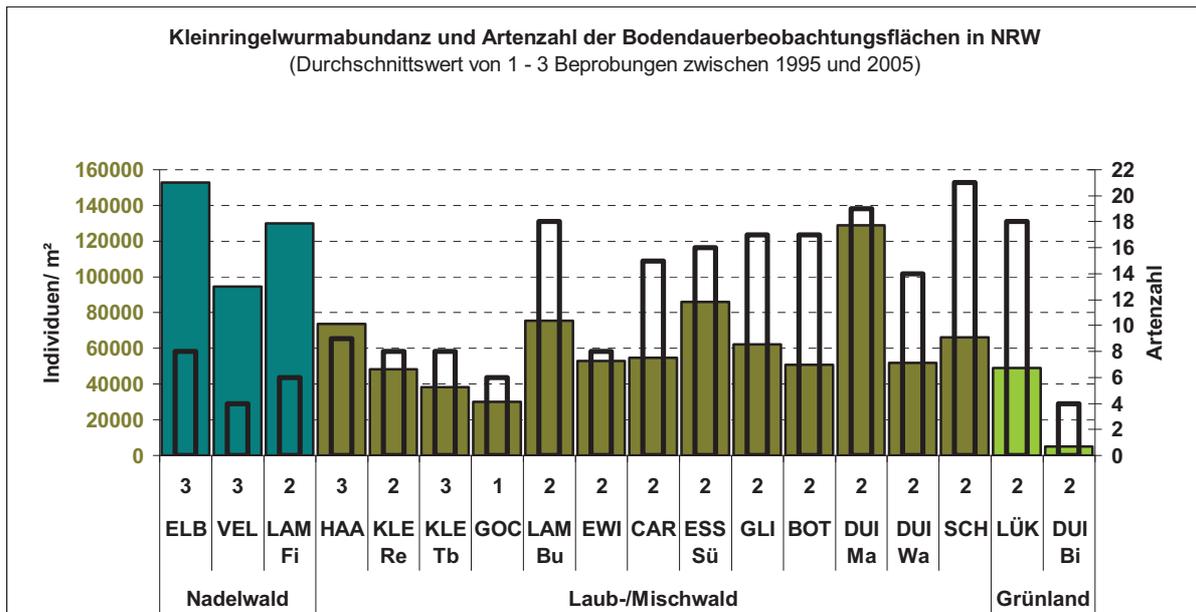


Abb. 24: Kleinringelwurmabundanz (Individuen pro m²) der Bodendauerbeobachtungsflächen.

Einstufung des biologischen Bodenzustands, was eine Voraussetzung für das Erkennen von Veränderungstendenzen ist (GRAEFE 2004). Der Rückzug aus dem Mineralboden mit zunehmender Mächtigkeit der Humusauflage kann eine Folge der Tatsache sein, dass meist bei steigender Humusauflage auch gleichzeitig der pH-Wert sinkt. Die Aluminiumtoxizität des Mineralbodens bei pH-Werten zwischen 3,2 und 4,2 kann durch den hohen Anteil der organischen Substanz etwas abgepuffert werden. Andererseits finden die Aktivitäten der Kleinringelwürmer wie Streuzerkleinerung und Feinvermischung sowie die Nahrungsaufnahme in Form von Bakterien und Pilzen hauptsächlich im Bereich frisch anfallender Streu in der Humusauflage statt.

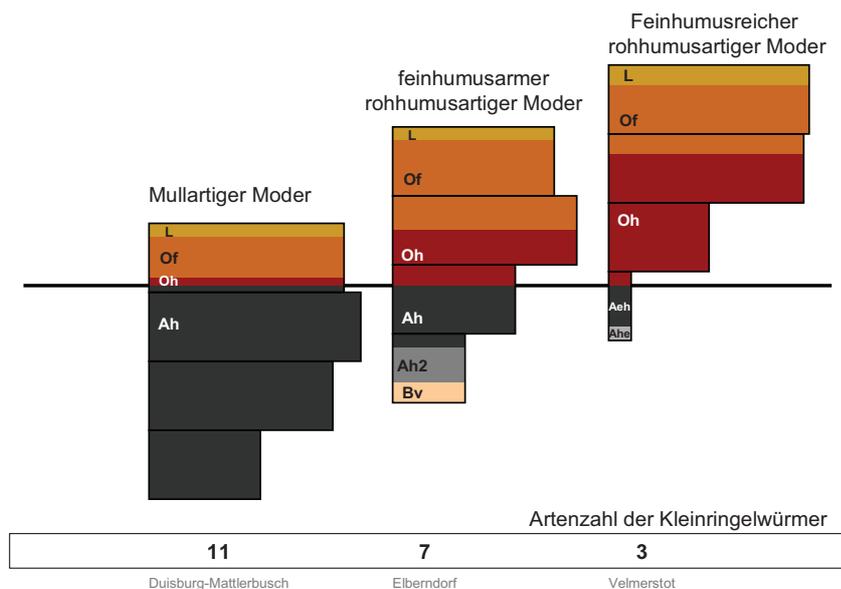


Abb. 25: Artenzahl der Kleinringelwürmer bei unterschiedlichen Humusformen (verändert nach GRAEFE 2004).

Wie aus den oben erwähnten großen Schwankungsbreiten der Besiedlungsdichte anzunehmen ist, reicht auch im Falle der Enchyträen die alleinige Betrachtung der Abundanzen grundsätzlich nicht aus. Vielmehr muss auf Grund witterungsbedingter sprunghafter Populationsschwankungen die weitaus stärkere Aussagekraft der Artenzusammensetzung berücksichtigt werden. Bedingt durch spezielle Ansprüche der einzelnen Arten bilden die Organismen in ihrer Gesamtheit eine funktionelle Gruppe, die dann auch als Zersetzergesellschaft bezeichnet wird (BAUER 2004).

Insgesamt wurden bislang 62 verschiedene Enchyträenarten auf den BDF in Nordrhein-Westfalen gefunden, die in **Tabelle 7** aufgelistet sind. Die häufigste Art *Cognettia sphagnetorum* kommt auf allen bodenbiologisch untersuchten Waldstandorten vor. Auch RÖMBKE ET AL. (1997) bescheinigen dieser Art eine breite ökologische Valenz, so dass sie auf fast allen Standorten anzutreffen ist. Darüber hinaus ist die Dominanz dieser Ordnungscharakterart auf einer Fläche neben dem Fehlen anecischer und endogäischer Regenwurmartens zusätzlich diagnostisches Merkmal der Ordnung *Cognettietalia*, die für saure Standorte mit Humusaufgabe oder Torf steht (siehe Anhang). Die ebenso säuretoleranten Arten *Marionina clavata* und *Achaeta camerani* sind mit einem Vorkommen auf 15 bzw. 14 der insgesamt 16 Waldflächen häufig vertreten und sind kennzeichnend für den für Wälder mit Moder-Humusformen vorherrschenden Zersetzergesellschaftstyp *Achaeto-Cognettietum*. Dies entspricht auch weitestgehend RÖMBKE ET AL. (2000), wonach das Vorkommen der Arten *C. sphagnetorum*, *M. clavata* und mindestens einer Art der Gattung *Achaeta* für mittel- und nordeuropäische Standorte mit sauren Böden typisch ist. Nur auf 2 Standorten mit Mullhumusformen (Glindfeld und Schwaney) hat sich der Gesellschaftstyp „*Stercuto Lumbricetum*“ etabliert. Im Vergleich zu den anderen Standorten werden bei diesen beiden Waldflächen auch ohne Kalkungsmaßnahmen etwas gemäßigte pH-Werte zwischen ca. pH 3,5 bis pH 4,0 im Oberboden registriert, die im Falle von Schwaney ab 60 cm Tiefe sogar bis auf den Neutralbereich ansteigen. Trotz des geringen pH-Wert-Spektrums der untersuchten Waldflächen (pH 2,8 – pH 3,8) erweisen sich die Enchyträenarten auch in diesem niedrigen pH-Bereich als gute Indikatoren. Ihnen kommt auf den hier untersuchten meist stark versauerten Waldflächen daher eine besondere Bedeutung als Zeigerfunktion zu. Je nach entsprechender Säuretoleranz verteilen sich die Arten entsprechend dem gegenwärtigen pH-Wert des Bodenmilieus (**Abb. 26**).

Abweichend von Waldstandorten haben Grünlandflächen schon auf Grund des hier anzunehmenden höheren Boden-pH-Wertes eine von Waldböden gut zu unterscheidende Artenzusammensetzung. Hier dominieren die Arten der Gattungen *Fridericia* oder *Enchytraeus*. So liegt auch auf der BDF Lütkenberg eine für Grünland typische Zersetzergesellschaft des *Lumbricion* vor. Aufgrund der Überzahl der Gattung *Enchytraeus* und dem Fehlen von endogäischen Regenwurmartens handelt es sich bei der Zersetzergesellschaft in Duisburg-Biegerhof eher um einen Übergangstyp zwischen „*Fridericio-Lumbricetum*“ zum *Enchytraeion*. Letzteres ist nach RÖMBKE ET AL. (2000) in erster Linie auf gestörten und eutrophierten Böden anzutreffen.

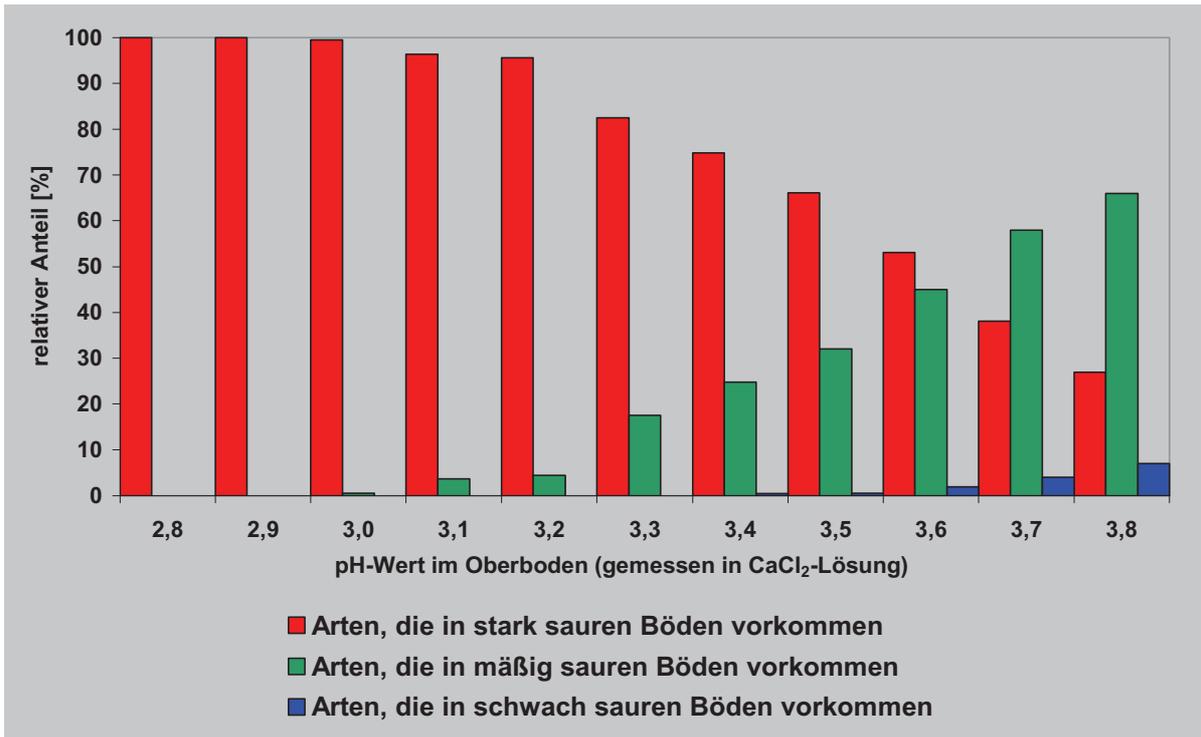


Abb. 26: Einfluss des pH-Wertes im Boden auf die Artenzusammensetzung der Kleinringelwürmer. Für diese Grafik wurden die Daten der Bodendauerbeobachtungsflächen interpoliert.

Tab. 7: Arteninventar der Kleinringelwürmer (*Enchyträen*) auf den Bodendauerbeobachtungsflächen in NRW, dunkelgrün = Laubwaldflächen, braun = Nadelwaldflächen, hellgrün = Grünlandflächen)

Enchyträenarten	Bodendauerbeobachtungsflächen von Nordrhein-Westfalen																	Summe	
	BOT	CAR	DUI Bi	DUI Ma	DUI Wa	ELB	ESS Sü	EWI	GLI	GOC	HAA	KLE Re	KLE Tb	LAM Bu	LAM Fi	LÜK	SCH		VEL
Achaeta aberrans	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x					12
Achaeta abulba				x	x		x												3
Achaeta affinoides	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x		x					11
Achaeta bifollicula		x		x	x										x				4
Achaeta brevivasa	x	x		x		x					x							x	6
Achaeta camerani	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x		14
Achaeta danica						x			x										2
Achaeta dzwilloi																x	x		2
Achaeta healyae																x			1
Achaeta monicae							x								x				2
Achaeta panonica																x			1
Achaeta sp (amel)	x	x		x			x				x	x							6
Achaeta sp (circ)														x					1
Achaeta sp (glin)									x					x			x		3
Achaeta sp (swan)																	x		1
Achaeta unibulba																x			1
Bryodrilus ehlersi									x										1
Buchholzia appendiculata	x	x														x	x		4
Cernosvitoviella atrata									x					x			x		3
Cognettia cognettii	x			x			x		x					x			x		6
Cognettia sphagnetorum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	17
Enchytraeus buchholzi		x	x		x		x		x							x	x		7
Enchytraeus bulbosus																x			1
Enchytraeus lacteus																x			1
Enchytraeus minutus agg	x		x	x									x			x	x		6
Enchytraeus norvegicus	x			x	x				x				x	x			x		7
Enchytronia minor																x			1
Enchytronia parva				x					x					x		x	x		5
Enchytronia sp (omni.)																x			1
Enchytronia sp (sept)				x	x				x					x			x		5
Fridericia benti																x			1
Fridericia bisetosa																x			1
Fridericia bulboides			x													x			2
Fridericia christeri																x			1
Fridericia connata																x			1
Fridericia galba		x																	1
Fridericia lenta																x			1
Fridericia leydigi																x			1

Enchyträenarten	Bodendauerbeobachtungsflächen von Nordrhein-Westfalen																	Summe	
	BOT	CAR	DUI Bi	DUI Ma	DUI Wa	ELB	ESS Sü	EWI	GLI	GOC	HAA	KLE Re	KLE Tb	LAM Bu	LAM Fi	LÜK	SCH		VEL
Fridericia maculiformis																x			1
Fridericia paroniana																x			1
Fridericia ratzeli																x			1
Fridericia singula																x			1
Fridericia sp. juv.																x			1
Fridericia striata	x	x			x		x		x			x	x	x			x		9
Fridericia sylvatica																x			1
Fridericia ulrikae																x			1
Henlea perpusilla																x			1
Hrabeiella periglandulata	x			x	x				x					x			x		6
Marionina argentea																x			1
Marionina clavata	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	15
Marionina filiformis								x											1
Marionina communis																x			1
Marionina simillima														x					1
Mesenchytraeus armatus																	x		1
Mesenchytraeus beumeri				x			x												2
Mesenchytraeus flavus							x												1
Mesenchytraeus glandulosus	x	x		x		x	x	x	x		x	x		x			x		11
Mesenchytraeus pelicensis		x				x	x		x	x	x		x		x		x	x	10
Oconnorella cambrensis	x	x		x	x		x	x	x		x		x	x			x		11
Oconnorella tubifera	x			x	x														3
Parergodrillus heideri	x																		1
Stercutus niveus									x					x			x		3
Artenzahl auf BDF	17	15	4	19	14	8	16	8	17	6	10	8	9	18	6	29	21	4	

Signifikante Korrelationen der Enchyträen zu den Schwermetallen lassen sich nicht feststellen. Nur im Falle des Zink- ($r = -0,376$) und Cadmiumgesamtgehaltes ($r = -0,447$) im Verhältnis zur Abundanz der Kleinringelwürmer kann eine Signifikanz auf dem Niveau von 0,05 festgestellt werden (**Abb. 27a, 27b**). BEYLICH (2001) stellte zumindest bei mobilen Zinkgehalten in schwach lehmigen Sandböden einen EC50-Wert für einige Enchyträenarten von 16,7 mg Zn pro kg TS und einen LC50-Wert von 81,4 mg Zn pro kg TS fest.

Grundsätzlich sind die Abundanzen aber weniger aussagekräftig, da sie kurzfristigen Schwankungen unterliegen können (Vergleich Tab.1 in BENCKISER, 1997).

Bei diesen Signifikanzen ist ausdrücklich darauf hinzuweisen, dass die Schwermetallgehalte auf den Flächen im Verhältnis zur Fläche in Duisburg-Biegerhof relativ dicht beieinander liegen. In Duisburg-

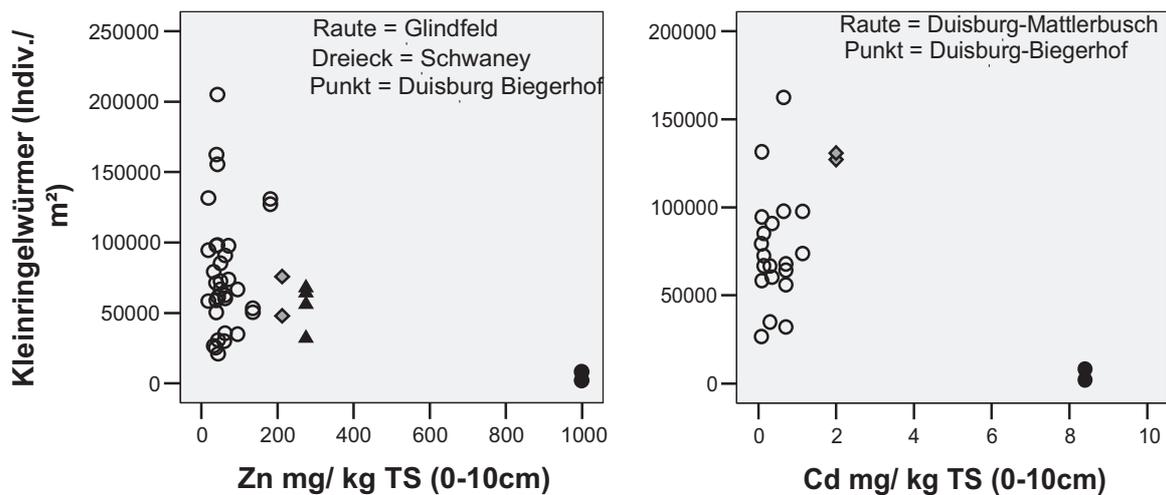


Abb. 27a + 27b: Kleinringelwurmdichte in Abhängigkeit von Zn- und Cd-Gesamtgehalten.

Biegerhof liegen deutlich höhere Gehalte an Cd, Zn und Pb vor, was zu Scheinkorrelationen führen kann. Es fehlen für eine korrekte Auswertung Böden, deren SM-Gehalte in dem Zwischenbereich angesiedelt wären. Das auf den BDF vorliegende Spektrum an Cu-Gehalten bildet hier eine Ausnahme, denn auch DUI Wa, ESS Sü und GLI weisen erhöhte Cu-Gehalte auf. Eine Beziehung zwischen den Kleinringelwürmern und dem Cu-Gehalt kann mit den erhobenen Daten jedoch nicht abgeleitet werden (Abb. 27c).

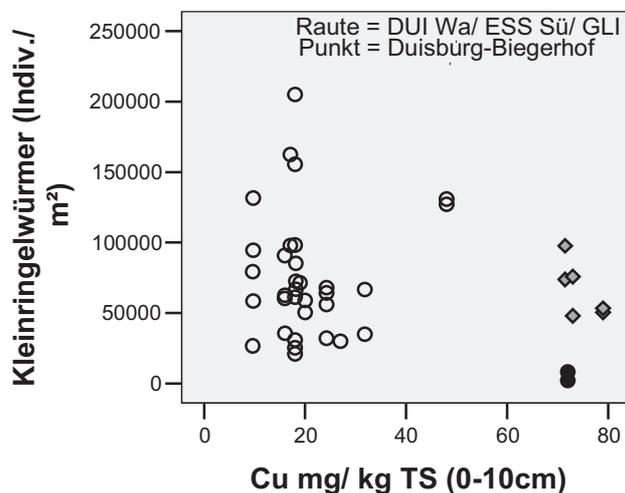


Abb. 27c: Kleinringelwurmdichte im Verhältnis zum Cu-Gesamtgehalt.

Rechnerisch lässt sich ein Zusammenhang zwischen Klimaparametern (Temperatur und Niederschlag) und *C. sphagnetorum* und auch anderen Arten feststellen. Dieser wird dabei aber durch die räumliche Verteilung der Laub- und Nadelwaldflächen begünstigt. Letztere liegen in den hochgelegenen, regenreichen und kühlen Lagen. Da sich unter Nadelwald eine artenarme Zersetzerpopulation mit

hohen Abundanzen entwickelt, bei der *C. sphagnetorum* als Art immer vorkommt, ist anzunehmen, dass die scheinbare Beziehung der Populationen zur Durchschnittstemperatur hier wahrscheinlich von der Nutzungsform überlagert wird (**Abb. 28a und b**). Betrachtet man die Laubwaldflächen für sich genommen, lassen sich dementsprechend auch keine Korrelationen mehr erkennen. An Hand der bisherigen Datenlage kann daher keine signifikante Auswirkung des Klimas auf die Kleinringelwurmarten festgestellt werden.

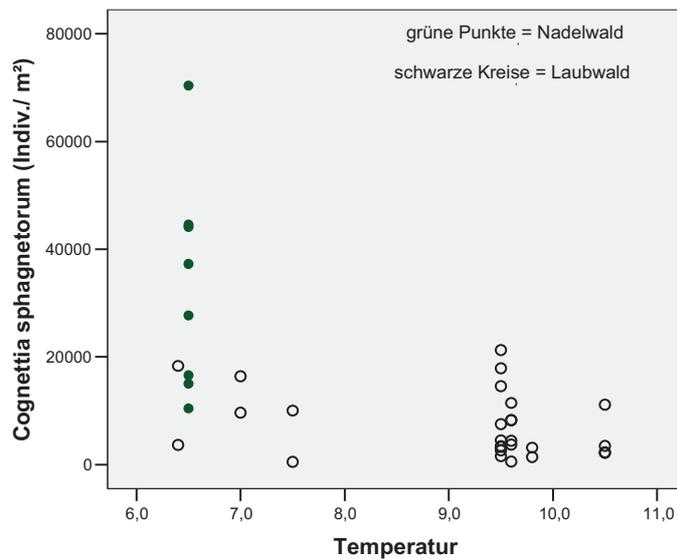


Abb. 28a: Besiedlungsdichte von *C. sphagnetorum* in Abhängigkeit von der durchschnittlichen Standorttemperatur (°C) auf Wald-BDF.

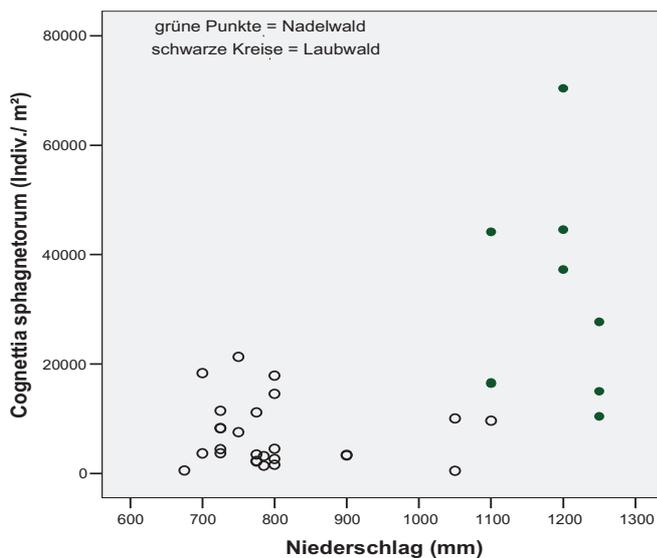


Abb. 28b: Besiedlungsdichte von *C. sphagnetorum* in Abhängigkeit vom durchschnittlichen Jahresniederschlag auf Wald-BDF.

3.2.3 Zusammenfassung der Ergebnisse zur Bodenfauna

Auf den bisher untersuchten 18 BDF können insgesamt 14 Regenwurmarten und 62 Kleinringelwurmarten festgestellt werden.

Die Artenzahl der Anneliden reicht von durchschnittlich 6 Arten auf der Nadelwaldfläche Velmerstot (VEL) bis 25 auf der in Ostwestfalen gelegenen extensiv bewirtschafteten Grünlandfläche Lütkenberg (LÜK) (**Abb. 29**). Im landesweiten Mittel sind auf den BDF 13 Arten vertreten.

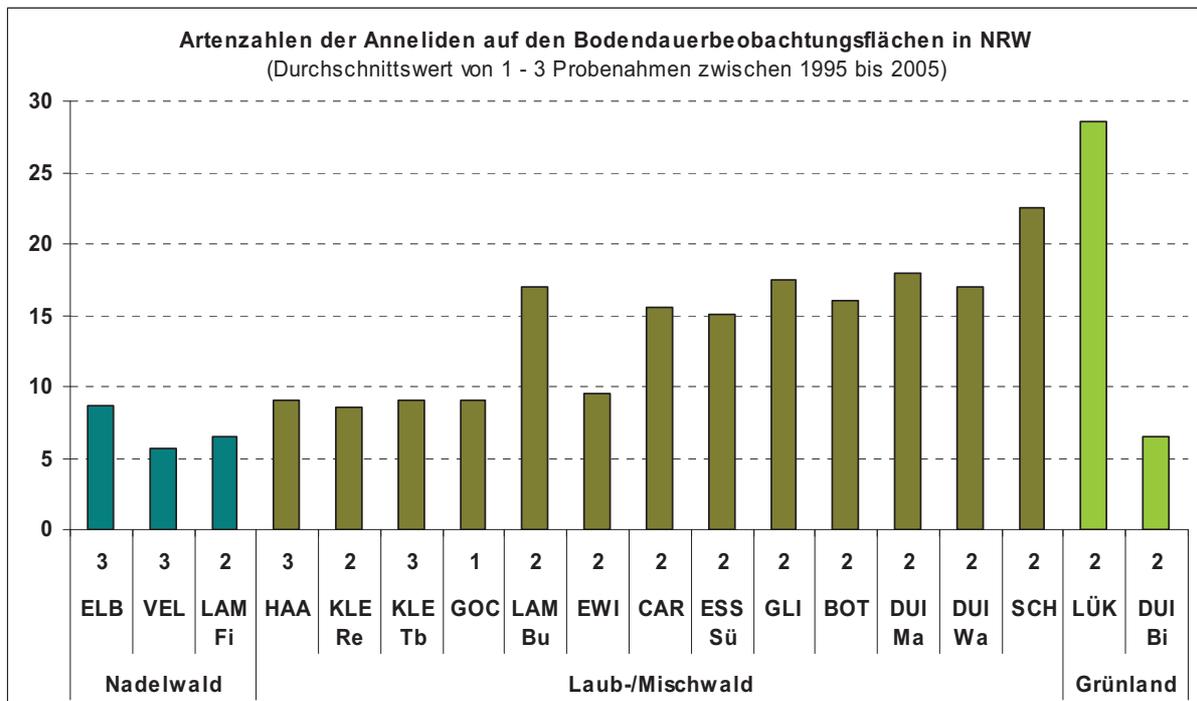


Abb. 29: Artenzahlen der Anneliden auf den Bodendauerbeobachtungsflächen.

Auf Laub- und Mischwaldstandorten liegt die Artenzahl tendenziell höher als auf den Nadelwaldstandorten, die durch ein geringeres Artenspektrum bei gleichzeitig hoher Besiedlungsdichte geprägt sind. Das wird neben dem meist niedrigerem pH-Wert unter Nadelwald auch auf die hier anzutreffende biologisch ungünstigste Humusform Rohhumus zurückzuführen sein (**s. Abb. 30**).

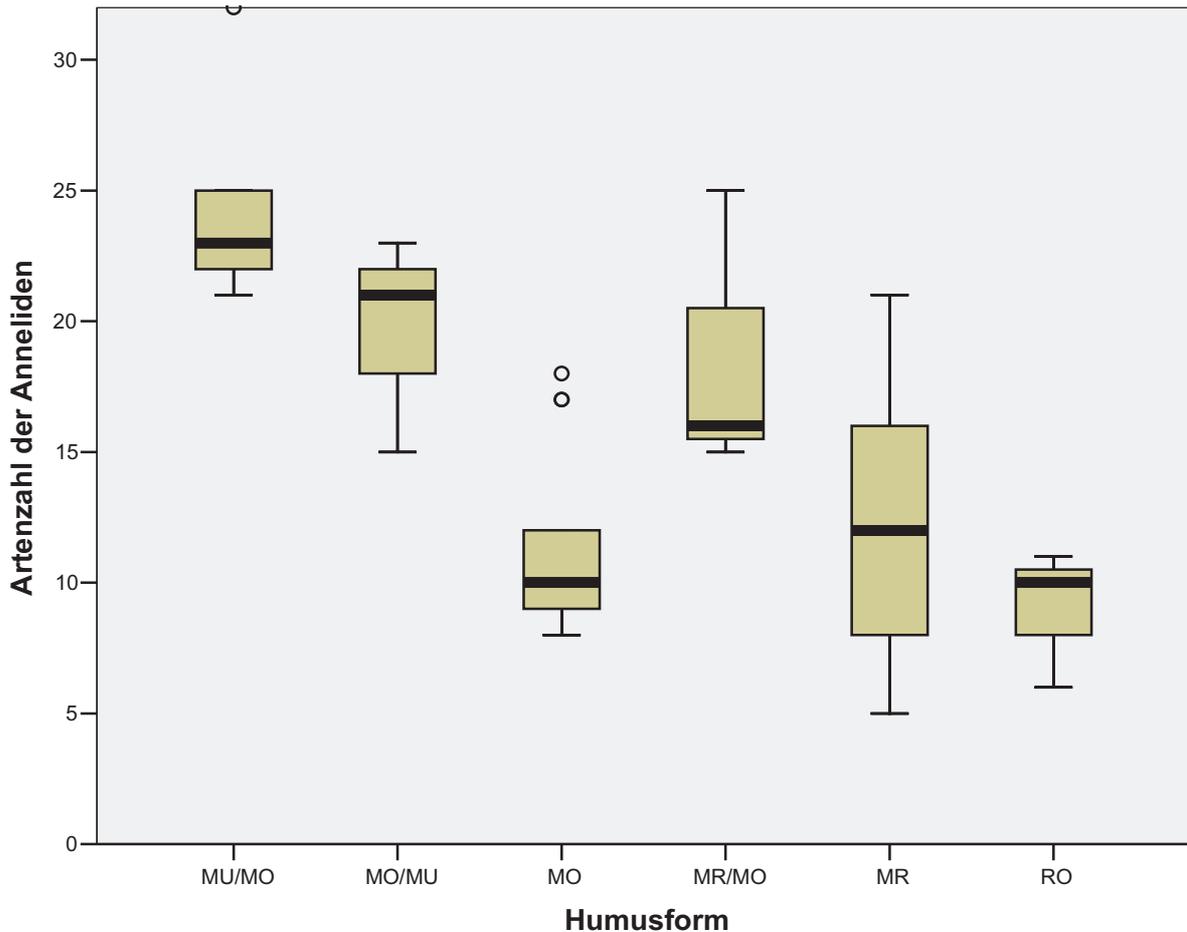


Abb. 30: Abhängigkeit der Artenanzahl auf den einzelnen Flächen von der jeweiligen Humusform.

Der Anteil der Enchyträen und Lumbriciden an der Gesamtannelidenpopulation ist abhängig von der Nutzung. Während auf Grünlandflächen die Lumbriciden die bodenbiologische Aktivität prägen, sind auf den Waldflächen die Enchyträen dominierend. Die Individuendichte der Anneliden unterliegt witterungsbedingt teils sehr hohen Schwankungen. Deshalb ist deren Aussagekraft nur sehr beschränkt. Von größerer Bedeutung sind hier die Artenzusammensetzung und die Artenanzahl.

Auf den 16 Waldflächen dominieren, den niedrigen pH-Werten entsprechend, die säuretoleranten Arten der Anneliden. Bezüglich der Lumbriciden kommen auf den Waldflächen mit ihren organischen Auflagehorizonten überwiegend epigäische (Auflagehumus bewohnende) und gegen Säure tolerante Regenwurmarten vor.

Auf Grund ihrer spezifischen Artenzusammensetzungen können die Flächen unterschiedlichen Gesellschaftstypen zugeordnet werden. Dabei entsprechen die hier untersuchten Flächen mit Ausnahme der Fläche in Duisburg-Biegerhof der auf dem jeweiligen Standort zu erwartenden Vergesellschaftung (**Tab. 8**). Auf den Wald-BDF hat sich überwiegend die für Wälder mit Moder-Humusformen typische Zersetzer-Gesellschaft Achaeto-Cognettietum ausgebildet. Charakteristisch sind

die Kleinringelwurmart *Achaeta camerani* und *Cognettia sphagnetorum* ebenso wie das Fehlen anözischer und endogäischer Regenwurmart. Eine etwas davon abweichende Zersetzergesellschaft hat sich auf zwei Flächen auf carbonathaltigem Ausgangsgestein entwickelt. In Glindfeld (Sauerland) und in Schwaney (Eggegebirge im südlichen Teutoburger Wald) gibt es starke Anteile der Zersetzergesellschaft Stercuto-Lumbricetum. Diese befinden sich jedoch infolge der zunehmenden Bodenversauerung durch atmosphärische Säureinträge im Übergangszustand zwischen der Zersetzergesellschaft Stercuto-Lumbricetum zum Achaeto-Cognettietum. Die Gesellschaft Stercuto-Lumbricetum ist typisch für Wälder mit Mull-Humusformen aus mäßig sauren bis kalkreichen Standorten. Neben dem potentiellen Stress durch die Aluminiumtoxizität im pH-Bereich zwischen 3,2 und 4,2, was bei den letzten Messungen mindestens bis in eine Tiefe von 10 cm auf beiden Flächen gegeben war, führen in Schwaney zusätzlich teilweise auch geogen bedingt erhöhte Schwermetallgehalte, vor allem der Elemente Zink und Blei, zu bodenbiologisch ungünstigen Verhältnissen.

Auf der Grünlandfläche in Lütkenberg (Ostwestfalen) und der Parkfläche in Duisburg Biegerhof wird die für Grünland und Äcker auf Lehmböden typische Zersetzergesellschaft Fridericio-Lumbricetum nachgewiesen. Kennzeichnend für diese Gesellschaft sind Kleinringelwürmer aus der Gattung *Fridericia* sowie das Vorkommen der tiefgrabenden Regenwurmart *Lumbricus terrestris*. Dennoch ergeben sich anhand der Artenzusammensetzung dieser beiden Flächen erhebliche Unterschiede. Die Biozönose der wenig belasteten Fläche in Lütkenberg zeigt charakteristische Merkmale für Grünlandflächen. Die Zersetzergesellschaft der schwermetallbelasteten und vermutlich verdichteten Parkfläche in Duisburg Biegerhof weist dagegen durch eine auffällig niedrige Gesamtartenzahl von 6 bis 7 Annelidenarten, das Fehlen im Mineralboden agierender Regenwurmart, eine für Grünlandböden untypische Gesamtabundanz von Kleinringelwürmern sowie eine hohe Dominanz von Opportunisten auf einen relativ belasteten Standort hin. Zusätzlich konnte auf diesem durch geringe biologische Aktivität geprägten Boden im Verlauf der Jahre eine zunehmende Verdichtung festgestellt werden.

Bei insgesamt 18 bodenfaunistisch untersuchten Flächen bietet sich eine flächenübergreifende Auswertung der Daten im Bezug auf physikalisch-chemische Gegebenheiten der Böden an.

So kann festgestellt werden, dass der pH-Wert die Annelidenpopulation direkt beeinflusst. Die einzelnen Arten entsprechen definierten Zeigerwerten, die sich je nach der Bodenreaktion in einem Spektrum zwischen Starksäurezeiger bis zu Basen- und Kalkzeiger bewegen. Betrachtet man nun die sich aus den Einstufungen der einzelnen Arten ergebende gewichtete mittlere Reaktionszahl der Annelidenpopulation und vergleicht sie mit dem am jeweiligen Standort vorherrschenden pH-Wert, lässt sich eine eindeutige Abhängigkeit erkennen (**Abb. 31**).

Tab. 8: Zuordnung der Bodendauerbeobachtungsflächen zu den Zersetzergesellschaftstypen-

Anzahl	Typ	BDF	vorherrschende Humusform	Zersetzergesellschaft
3	Nadelwald	ELB, LAM Fi, VEL	Rohhumus	Achaeto-Cognietum
11	Laubwald	BOT, CAR, DUI Ma, DUI Wa, ESS Sü, EWI, GOC, HAA, KLE Re, KLE Tb, LAM Bu,	Rohhumus/ mullartiger Moder	Achaeto-Cognietum
2	Laubwald	GLI, SCH	mullartiger Moder/ Mull	Stercuto-Lumbricetum/ Achaeto-Cognietum
1	Grünland (extensiv)	LÜK		Fridericio-Lumbricetum
1	Parkwiese	DUI Bi		Fridericio-Lumbricetum mit Anteilen des Enchytraeion

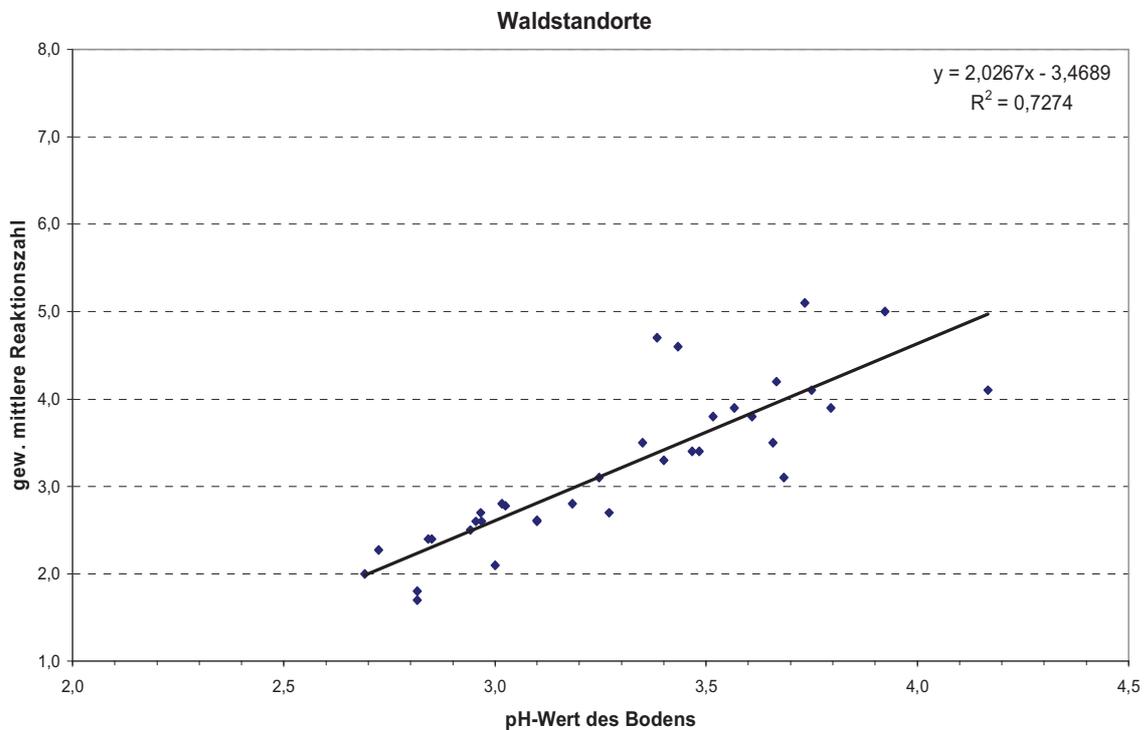


Abb. 31: Reaktionszahl der Annelidearten in Abhängigkeit vom pH-Wert (Es wurde der pH-Wert der jeweils zeitnächsten mikrobiologischen Untersuchung zugrunde gelegt, jeweils gemittelt aus dem pH-Wert des Ah- und Oh-Horizont-Materials und Messung in CaCl_2 -Lösung).

Darüber hinaus lässt sich ebenfalls ein Zusammenhang zwischen Nutzung und der gewichteten mittleren Reaktionszahl (gmR) erkennen (**Abb. 32**). Da die Nutzung indirekt den Boden-pH-Wert beeinflusst, ist es sehr wahrscheinlich, dass sich dieser auch hier in nicht unerheblichem Maße auswirkt.

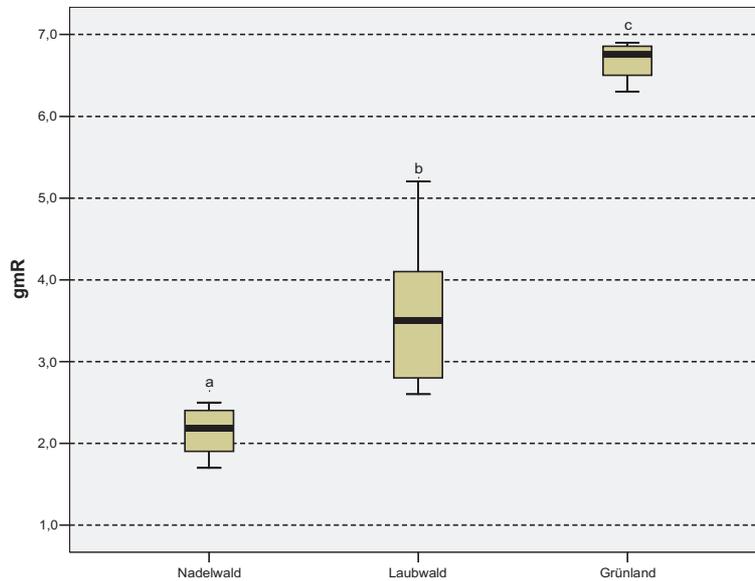


Abb. 32: Zusammenhang zwischen Nutzung und gewichteter mittlerer Reaktionszahl der Annelidengemeinschaft. (Die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede, die mit 99,9 % Wahrscheinlichkeit vorliegen).

Die Gesamtartenzahl der Anneliden nimmt mit zunehmendem pH-Wert (Datenlage bis ca. pH-Wert 6,0) zu. r^2 liegt hier bei 0,467. Das nachfolgende Streudiagramm veranschaulicht diesen Zusammenhang, wobei der Standort Duisburg-Biegerhof stark von der Punktelwolke abweicht (**Abb. 33**).

Im Zusammenhang mit dem pH-Wert ist zu erwähnen, dass auf einigen Flächen der Einfluss von Kalkungsmaßnahmen beobachtet werden kann.

Im Duisburger Stadtwald weisen die Bodenbiozönose und das Humusprofil deutliche Spuren der Kalkung, die 1990 (3 t Dolomitkalk/ha) durchgeführt worden ist, auf. Eine erneute Kalkung ist vier Wochen vor der Wiederholungsuntersuchung 2001 durchgeführt worden. Bei den Probenahmen waren jedoch keine Kalkreste mehr erkennbar. Den mutmaßlichen Einfluss der Kalkung von 1990 auf den Tiefenverlauf des pH-Werts zeigt der Vergleich mit der vom Substrat her ähnlichen, aber ungekalkten BDF in der Haard. In der Tiefenstufe von 60-140 cm unterscheiden sich die pH-Werte kaum, weisen mit abnehmender Tiefe aber eine zunehmende Differenz auf. Im Oh-Horizont beträgt der Unterschied eine ganze pH-Einheit. Dennoch erreicht auch der pH-Wert im Oberboden von Duisburg-Stadtwald den Austauscher-Pufferbereich nicht. Eine Kalkungsmaßnahme in dieser Größenordnung bewirkt hier also keine so weitgehende Veränderung, dass die Einwanderung von tiefgrabenden oder den Mineralboden besiedelnden Regenwürmern möglich geworden wäre. Allerdings wurde eine starke

Vermehrung der epigäischen, in der Humusaufgabe lebenden Regenwurmart bewirkt. In stadtnahen Wäldern betrifft das oft die als Kulturfolger einzuschätzende Art *Dendrobaena attemsi*.

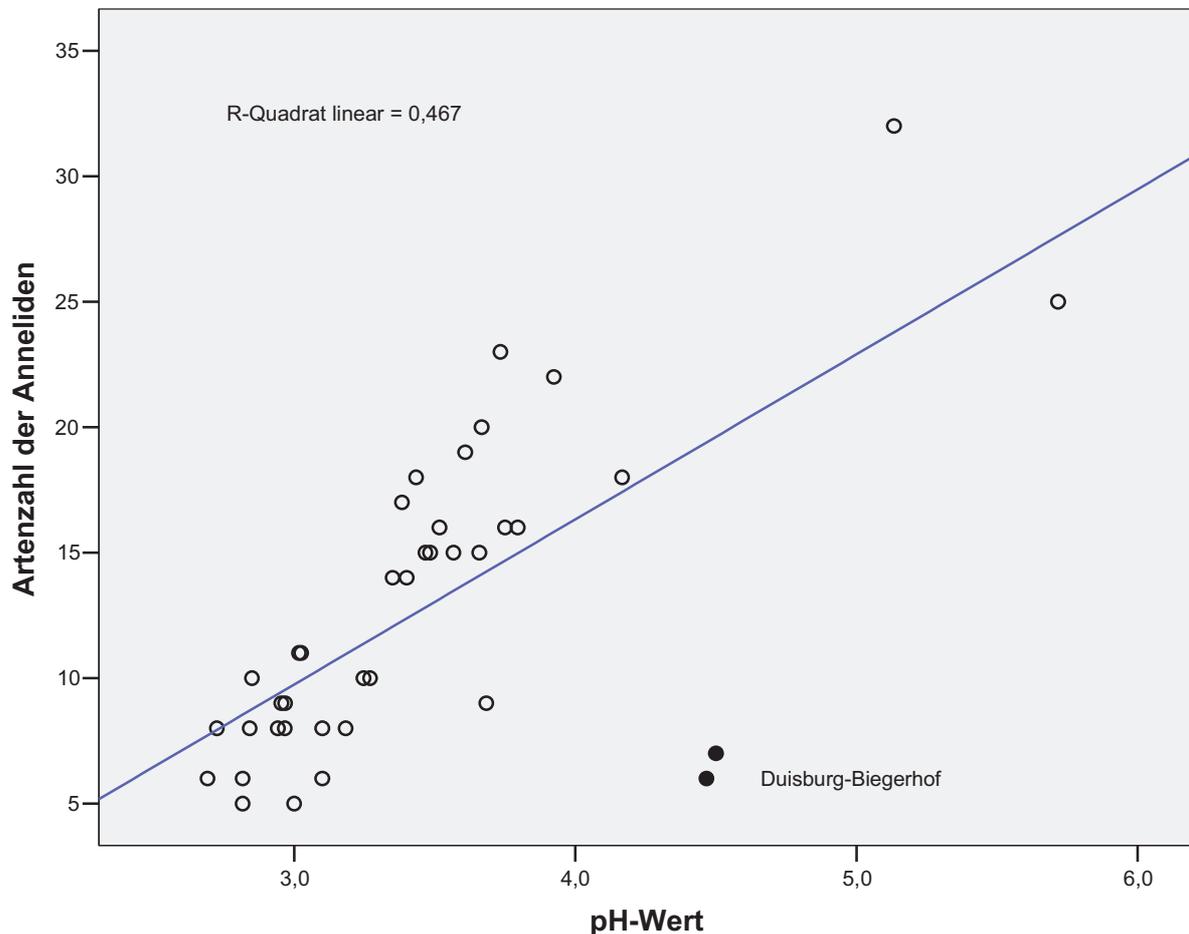


Abb. 33: Anzahl der Annelidenarten in Abhängigkeit vom pH-Wert.

Auch auf der Fläche in Bottrop kann ein nach unten wandernder Kalkungseinfluss beobachtet werden. Dieser sorgt für günstigere Lebensbedingungen der weniger säuretoleranten Arten, was bei der Zweitaufnahme an einem höheren Anteil an Mäßig- und Schwachsäurezeigern deutlich wird. Insgesamt zeigt die Kleinringelwurmzönose nach der kalkungsbedingten Populationsdynamik wieder eine ausgeglichene Zusammensetzung mit leicht erhöhter Diversität. Der nachlassende Kalkungseinfluss im oberen Bereich des untersuchten Profils führt vermutlich wieder zu einem Rückgang der Regenwurmbesiedlung und dem Fehlen der endogäischen Art *A. caliginosa*. Obwohl die BDF in Essen Süd selbst nicht gekalkt wurde, kann durch die Kalkungsmaßnahmen im umliegenden Stadtwald und den urbanen Einfluss der hier vorgefundene relativ dynamische Artenwechsel der Kleinringelwürmer innerhalb der Vergesellschaftung des Achaeto-Cognettietum begünstigt worden sein.

Erhöhte Schwermetallgehalte in Böden können vor allem bei Anneliden zu toxischen Wirkungen führen (RÖMBKE ET AL. 2006), da diese feuchthäutigen Tiere im direkten Kontakt mit der Bodenlösung stehen. Zink gilt allgemein als wesentliches Schwermetall für die toxische Wirkung auf die Bodenfauna, wodurch gerade auf der Fläche in Duisburg Biegerhof mit über doppelt so hohen Zn-Gehalten die für den dort typischen Zersetzergesellschaftstyp sehr niedrige Anzahl an Annelidenarten zu begründen ist (Abb. 34). Betrachtet man die BDF ohne Berücksichtigung der stark mit Schwermetallen belasteten Fläche in Duisburg-Biegerhof, lassen sich an Hand der hier erhobenen Datenbasis jedoch keine Auswirkungen der Schwermetalle auf die Bodenfauna nachweisen. Es ergeben sich bei Betrachtung der BDF im Vergleich zu den verschiedenen Schwermetallgehalten keine signifikanten negativen Korrelationen (nach Pearson). Nur im Falle des Zink- und Cadmiumgesamtgehaltes im Verhältnis zur weniger aussagestarken Abundanz der Kleinringelwürmer kann eine Signifikanz auf dem Niveau von 0,05 festgestellt werden.

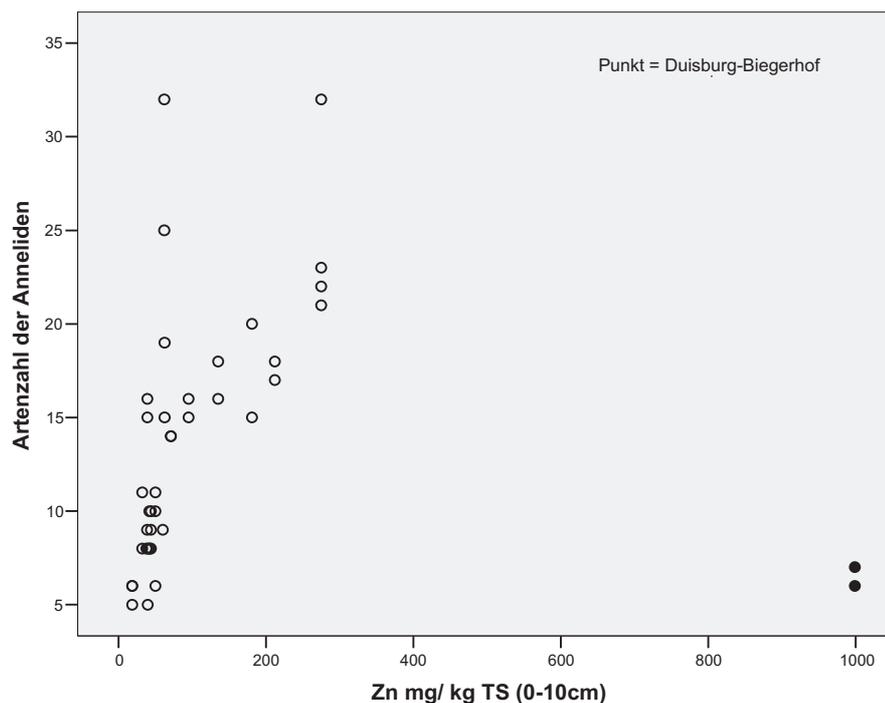


Abb. 34: Gesamtartenzahl der Anneliden in Abhängigkeit von der Zinkbelastung der BDF.

3.3 Bodenmikrobiologische Parameter

3.3.1 Basalatmung

Die Ergebnisse der Messungen der Basalatmung schwanken stark, was deren Auswertung, insbesondere das Erkennen zeitlicher Trends, erschwert. Die starken Schwankungen sind vermutlich insbesondere auf Probleme bei der Probenentnahme zurück zu führen. Da die Trennung von Oh- und Ah-Horizont bei manchen BDF, v. a. Laubwaldstandorten, schwierig war, gelangten bei den verschiedenen Probenentnahmen z. T. unterschiedliche Anteile der Humusaufgabe in die jeweilige Mineralbodenprobe und umgekehrt. Dies führte bei diesen Standorten zu deutlichen Schwankungen bei den Gehalten an organischer Substanz (C_{org}) zwischen den einzelnen Probenentnahmetermen. Da die Basalatmung – wie auch andere Messgrößen, wie z. B. die substratinduzierte Respiration (siehe unten) – mit zunehmendem C_{org} -Gehalt stark ansteigt, traten dadurch z. T. erhebliche Schwankungen bei den Messgrößen auf. Bei Standorten, auf denen eine Trennung von Oh und Ah problemlos möglich war (wie z. B. ELB, LAM Fi, VEL) bzw. keine Auflage vorhanden war (z. B. SCH), waren die Schwankungen beim C_{org} -Gehalt sowie bei den Atmungsparametern Basalatmung und substratinduzierte Respiration dagegen gering.

Betrachtet man die einzelnen Flächen, so variieren die Mediane ihrer Basalatmung zwischen $0,11 \text{ mg O}_2 \text{ 100 g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ (CAR = Wald Ah; Hauptbodenart: Sand) und $1,89 \text{ mg O}_2 \text{ 100 g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ (GLI = Wald Oh; Hauptbodenart: Lehm). Eine Übersicht stellt **Tabelle 10** dar.

Tab. 10: Durchschnittswerte der Beprobungen von 1995 bis 2007 differenziert nach Nutzung und Horizont.

		Min	Max	Mittelwert	Median
14 Wald Oh (n = 204)	BAT (27°C): mg O ₂ / 100 g TS / h	0,38	4,16	1,48	1,40
16 Wald Ah (n = 260)	BAT (27°C): mg O ₂ / 100 g TS / h	0,04	2,24	0,50	0,43
5 Grünland (n = 81)	BAT (27°C): mg O ₂ / 100 g TS / h	0,16	1,16	0,40	0,50

Die Ergebnisse der Basalatmung in den mineralischen Oberbodenhorizonten (Ah und Ae) sind in **Abbildung 35** dargestellt. Der mit Abstand höchste Durchschnittswert der Basalatmung im Mineralboden, mit einem Median von $1,24 \text{ mg O}_2 \text{ 100 g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$, wird auf der

Bodendauerbeobachtungsflächen in Glindfeld (GLI) in lehmigem Substrat gemessen, bei einer gleichzeitig jedoch sehr hohen Streuung von 0,62 - 2,24 mg O₂ 100 g⁻¹ TS h⁻¹.

Die in **Abbildung 36** dargestellten Werte für die Basalatmung in den Oh-Horizonten der Humusauflagen variieren zwischen 0,67 mg O₂ 100 g⁻¹ TS h⁻¹ auf der sandigen Fläche mit der Humusform rohhumusartiger Moder in Bottrop (BOT) und 1,89 mg O₂ 100 g⁻¹ TS h⁻¹ in Goch (GOC).

Die Werte für die Basalatmung liegen in etwa in den Bereichen, wie sie auch bei anderen Untersuchungen gefunden wurden (z. B. ARGE ALPEN-ADRIA 2001, TISCHER ET AL. 2002, LAVOIE ET AL. 2003).

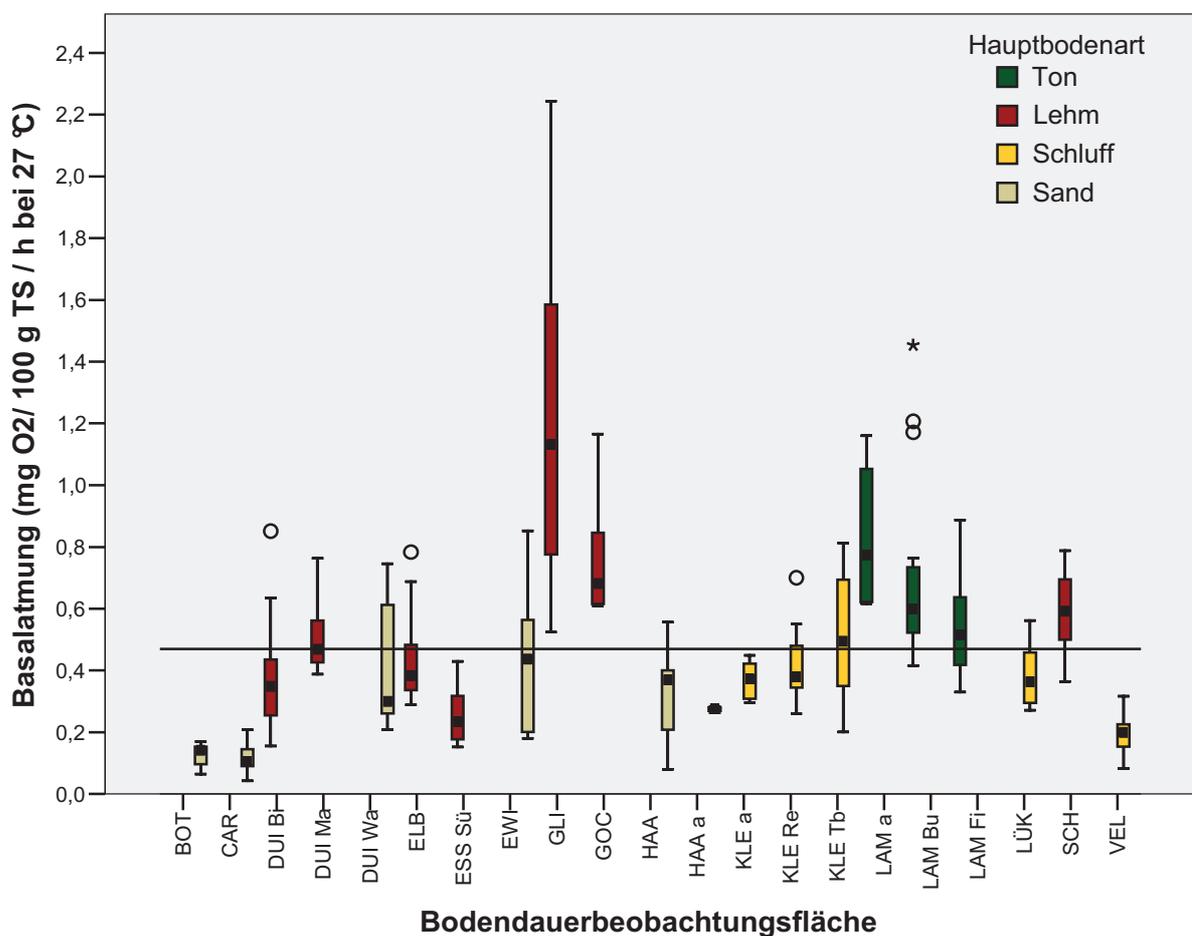


Abb. 35: Basalatmung in den obersten Mineralbodenhorizonten (Ah-/Ae-) der BDF (Wald und Grünland) unter Berücksichtigung der Hauptbodenarten. (1995 – 2007). Die horizontale Linie stellt den Mittelwert dar.

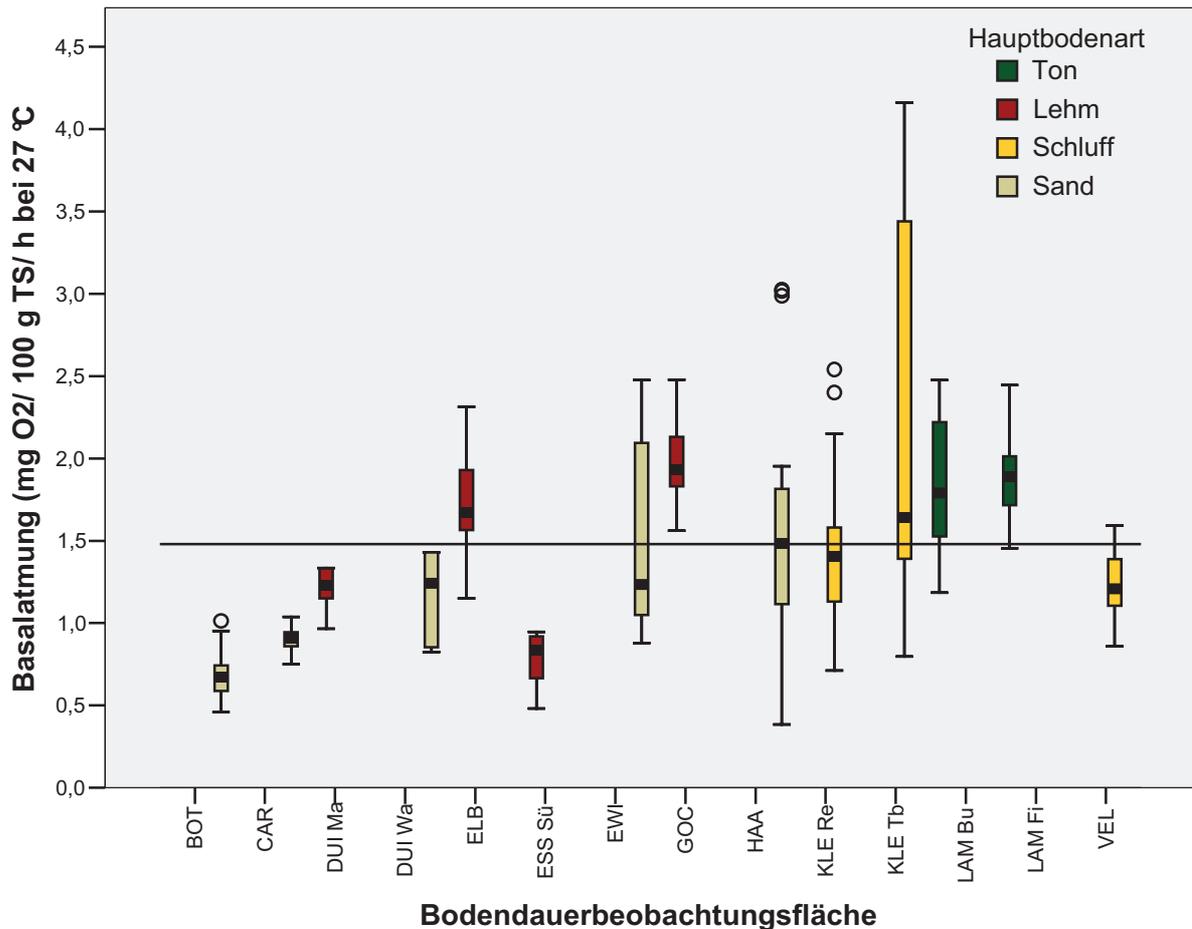


Abb. 36: Basalatmung in den Auflagehorizonten (Oh-) der BDF mit Waldvegetation unter Berücksichtigung der Hauptbodenarten. (1995 – 2007). Die horizontale Linie stellt den Mittelwert dar.

Grundsätzlich fällt auf, dass die Basalatmung (BAT) in den Pseudogleyen und Podsohlen niedriger ausfällt als in den untersuchten Braunerden. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs kann eine Abhängigkeit zwischen BAT und Bodentyp allerdings nicht statistisch abgesichert werden.

Für die Berechnung der Korrelationen zwischen Basalatmung und den Parametern Bodenart, nutzbare Feldkapazität und pH-Wert ist es erforderlich, die entsprechenden Korrelationen für Wald Oh und Wald Ah sowie zusätzlich einmal alle Mineralböden (also Wald Ah zusammen mit Grünland) differenziert zu betrachten, um Überlagerungseffekte durch die für Bodenmikroorganismen wichtigen Faktoren wie Stickstoff, C/N-Verhältnis und org. Kohlenstoff weitestgehend auszuschließen. Da Wald Oh- und Wald Ah-Böden sich bezüglich dieser 3 Faktoren an sich schon gravierend unterscheiden, würden andernfalls alle anderen eventuellen Abhängigkeiten maskiert. Für die Fragestellung der Korrelationen zwischen Basalatmung zu Stickstoff, C/N-Verhältnis und org. Kohlenstoff selber können hingegen alle Daten verwendet werden. Die Ergebnisse sind der **Tabelle 11** zu entnehmen.

Tab. 11: Korrelationen zwischen der Basalatmung und wichtigen bodenkundlichen Kenndaten 1995 bis 2007.

Basalatmung bei 27 °C	logS	logU	logT	lognfk	pH_CaCl2
Wald Oh N	-0,351(**) 204	0,214(**) 204	0,253(**) 204	-0,034 204	-0,225(**) 197
Wald Ah N	-0,258(**) 260	0,121(**) 260	0,413(**) 260	-0,132(**) 260	0,070 254
Mineralbodenhorizonte N	-0,201(**) 341	0,101(**) 341	0,405(**) 341	-0,139(**) 326	-0,002 335
	logN	logCN	logCorg		
Undifferenziert alle Proben N	0,479(**) 545	0,063(*) 545	0,626(**) 424		

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.
* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Eine Abhängigkeit der Basalatmung ergibt sich für die Bodenart, wobei die BAT in der Reihenfolge Ton (Median = 0,59) > Lehm (Median = 0,47) > Schluff (Median = 0,36) > Sand (Median = 0,26) abnimmt (Abb. 37).

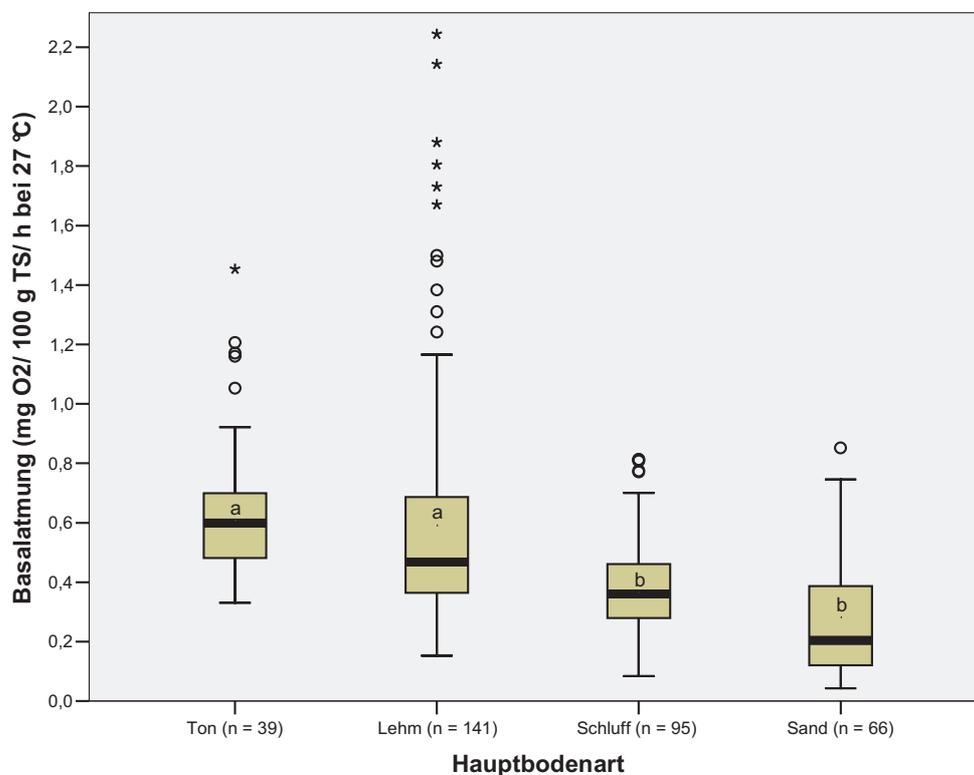


Abb. 37: Basalatmung (BAT in $\text{mg O}_2 \times 100 \text{ g}^{-1} \times \text{TS h}^{-1}$) im mineralischen Oberboden (A-Horizont) in Abhängigkeit von der Hauptbodenart auf den Grünland- und Wald- BDF (1995-2007). Unterschiede sind mit verschiedenen Buchstabenkennzeichnungen verdeutlicht. Diese sind auf einem Niveau von 0,05% bestätigt (Tukey-Test).

Differenziert nach Nutzungsart und Bodenhorizont lassen sich an Hand der Daten Zusammenhänge zwischen BAT und C_{org} erkennen (**Abb. 38**). Für Wald Ah- und Wald Oh-Horizonte lässt sich eine gute Korrelation zum C_{org} -Gehalt feststellen. Die höhere Streuung bei zunehmender organischer Substanz ist ein Hinweis darauf, dass Kohlenstoff für die Atmungsaktivität von Böden mit sehr hoher organischer Substanz nicht mehr der limitierende Faktor ist, sondern dass vielmehr andere Faktoren mitbestimmend sind. Die Basalatemungsrate in Grünlandböden und Wald Ah-Horizonten liegt dagegen auf ähnlichem Niveau wie die der Wald Ah Proben, obwohl bei letzteren höhere C_{org} -Werte vorliegen. Dies lässt sich wahrscheinlich auf die leichter abbaubare organische Substanz in Grünlandböden zurückführen.

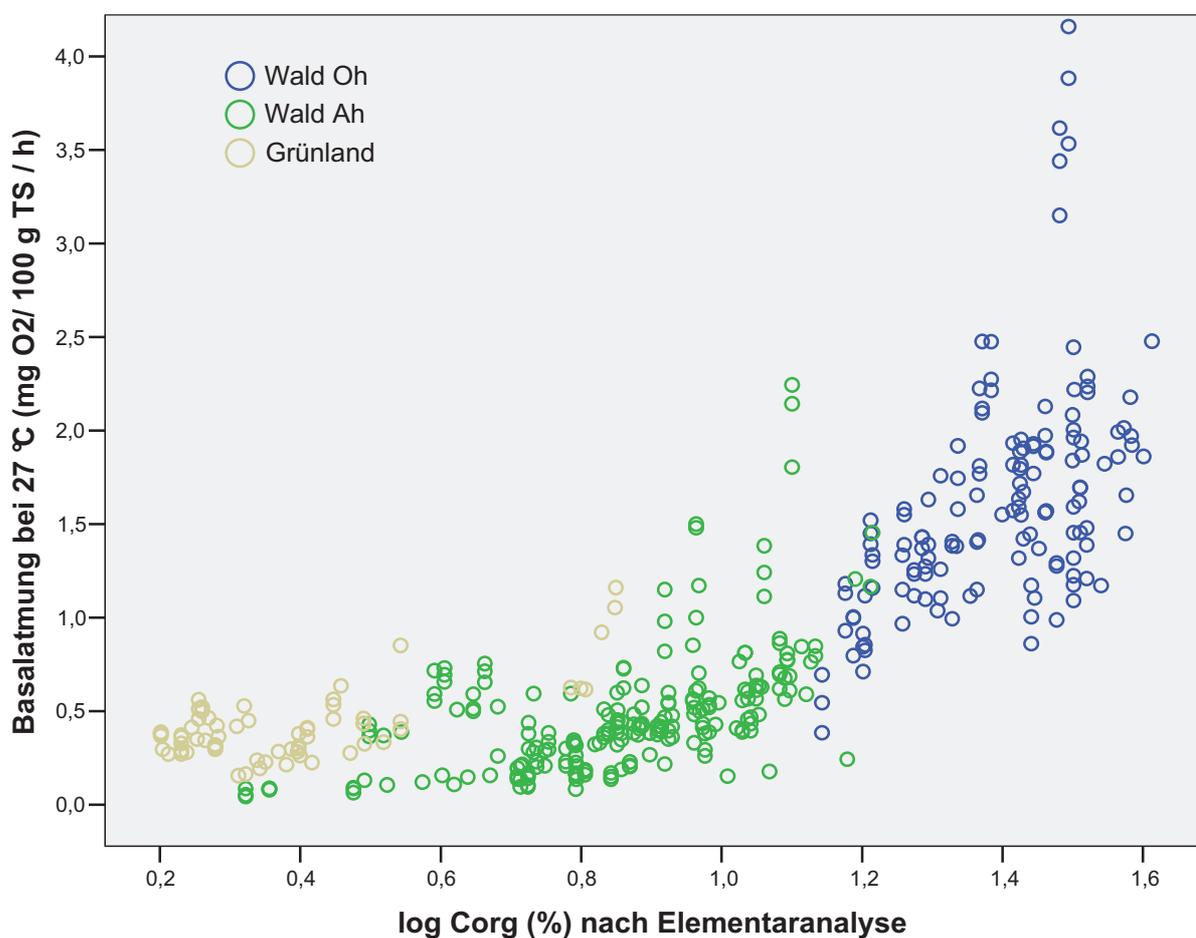


Abb. 38: Korrelation zwischen BAT und C_{org} aller Proben und Flächen (1995 – 2007)

Unter Einbeziehung der sich aus den einfachen Korrelationen ergebenden Einflussfaktoren kann nach Durchführung einer multiplen Regression festgestellt werden, dass die Basalatemung im Wald-Oh-Horizont maßgeblich vom organischen Kohlenstoff, vom C/N-Verhältnis und vom pH-Wert abhängig ist und im Wald Ah vom organischen Kohlenstoff, C/N-Verhältnis, Stickstoffgehalt, pH-Wert und Sand (**Tab. 12**).

Tab. 12: Wesentliche Bestimmungsfaktoren der BAT und deren rechnerischer Einfluss auf die BAT (nach Ergebnissen der multiplen Regression).

Wald Oh: BAT 27°C = -2,71 + 3,64*logCorgEA + 0,64*pH – 2,03*logC/N N = 137/ r ² _{adj.} = 0,55/ sign.= 0,000						
BAT 27°C		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
Wald Oh		B	Standardfehler	Beta		
	(Konstante)	-2,71	0,97		-2,79	,006
	logCorgEA	3,64	0,29	0,86	12,74	,000
	pH	0,64	0,10	0,44	6,20	,000
	logC/N	-2,03	0,54	-0,24	-3,73	,000

Wald Ah: BAT 27°C = 1,55 -1,82*logC/N + 0,86*logCorgEA + 0,15*pH + 0,38*logN-0,12*logS N = 214/ r ² _{adj.} = 0,62/ sign.= 0,000						
BAT 27°C		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
Wald Ah		B	Standardfehler	Beta		
	(Konstante)	1,55	0,33		4,64	0,000
	logC/N	-1,82	0,18	-0,50	-9,87	0,000
	logCorgEA	0,86	0,10	0,47	8,89	0,000
	pH	0,15	0,05	0,14	2,95	0,004
	logN	0,38	0,14	0,16	2,83	0,005
	logS	-0,12	0,06	-0,11	-2,16	0,032

Tabelle 13: Signifikanz zeitlicher Veränderungen der Basalatmung auf Basis der Daten bis 2007 (Rangkorrelation nach Spearman Rho/ signifikante Trends sind rot markiert/ zu den Flächen HAAa, LAMa und KLEa sind nicht aufgeführt, denn es erfolgten erst 1 bzw. 2 Probenahmen).

BDF	Korrelationskoeffizient		Signifikanzniveau		Anzahl der Fälle (n)	
	Oh	Ah/ Ae	Oh	Ah/Ae	Oh	Ah/Ae
CAR	-0,40	0,00	0,60	1,00	4	4
EWI	-	-	.	.	3	3
KLE Tb	-0,77	-0,21	0,07	0,65	6	7
LAM Bu	-0,60	0,60	0,40	0,29	4	5
LÜK	-	-0,63	-	0,07	-	9
DUI Bi	-	-0,48	-	0,16	-	10
BOT	-0,20	-0,10	0,75	0,87	5	5
DUI Ma	-	0,00	-	1,00	-	5
DUI Wa	-	-	-	-	2	3
ELB	-0,32	-0,86	0,48	0,014	7	7
ESS Sü	-0,80	-0,40	0,20	0,60	4	4
GLI	-	-0,45	-	0,26	-	8
GOC	0,40	-0,60	0,60	0,40	4	4
LAM Fi	-0,43	-0,43	0,40	0,40	6	6
KLE Re	-0,21	-0,61	0,65	0,15	7	7
VEL	-0,36	0,26	0,43	0,62	7	6
SCH	-	-0,54	-	0,22	-	7
HAA	-0,32	-0,14	0,48	0,79	7	6

Für den Zeitraum 1995 bis 2007 wurden – mit einer einzigen Ausnahme - keine abgesicherten zeitlichen Trends für die BAT festgestellt (getestet mittels Rangkorrelation nach Spearman). Für den Ah-Horizont in Elberndorf wurde zwar rein rechnerisch eine signifikante Abnahme der BAT ermittelt, diese beruht aber vor allem auf sehr hohen BAT-Werten in den ersten beiden Untersuchungsjahren, die auf Probleme bei der Probenentnahme zu Beginn des Untersuchungszeitraums zurück zu führen sein könnten, und sollte daher nicht überbewertet werden (**Tab. 13 und Abb. 26**). Außerdem lässt sich ein solcher Trend weder durch die Ergebnisse der substratinduzierten Respiration noch durch den respiratorischen Quotienten bestätigen.

Signifikante Unterschiede der BAT zwischen den einzelnen Standorten lassen sich dagegen in einigen Fällen belegen, wie z. B. zwischen den 3 Nadelwaldstandorten (**Abb. 39**). Die Basalatmung auf der Fläche Velmerstot (Podsol) ist am geringsten, gefolgt von der Fläche Elberndorf und der Fläche Lammersdorf. Diese Unterschiede sind nach t-Test für gepaarte Stichproben mit 99 % Wahrscheinlichkeit signifikant.

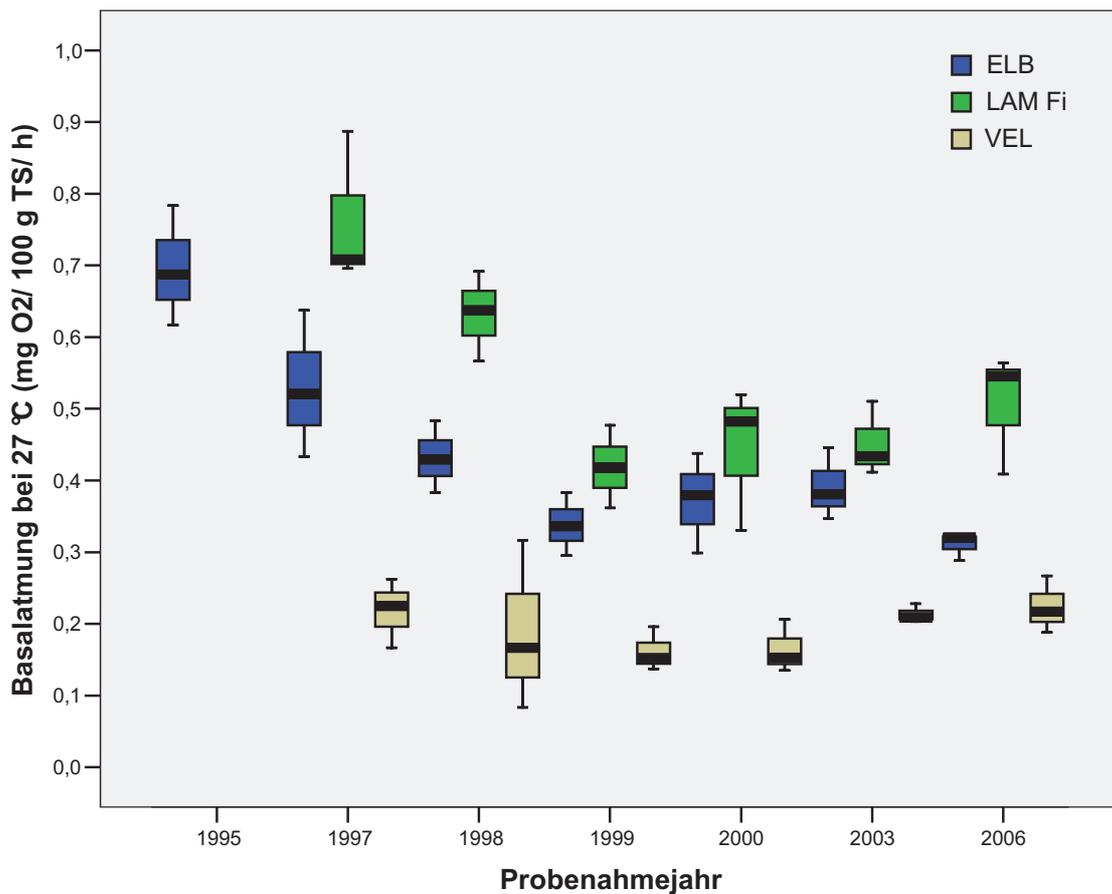


Abb. 39: Unterschiede der Basalrespiration in den Ah-Horizonten der drei untersuchten Nadelwaldflächen

3.3.2 Substratinduzierte Respiration (Biomasse)

Aus der substratinduzierten Respiration (SIR) lässt sich die mikrobielle Biomasse errechnen. Um die Größenordnung beider Parameter verdeutlichen zu können, werden diese im Folgenden weitestgehend parallel dargestellt. Eine Übersicht über die Größenordnung der Werte gibt Tabelle 24.

Tab. 24: Durchschnittswerte der substratinduzierten Respiration bei 22 °C und der Biomasse der Beprobungen von 1995 bis 2007 differenziert nach Nutzung und Horizont.

		Min	Max	Mittelwert	Median
14 Wald Oh (n =200)	mg O ₂ / 100 g TS / h	0,56	7,05	2,42	2,20
	mg C _{mik} / 100 g TS	15,7	197,3	67,7	61,6
16 Wald Ah (n =258)	mg O ₂ / 100 g TS / h	0,04	4,04	0,92	0,77
	mg C _{mik} / 100 g TS	1,1	113,2	26,1	21,7
5 Grünland (n =75)	mg O ₂ / 100 g TS / h	0,71	5,09	1,54	1,41
	mg C _{mik} / 100 g TS	19,9	142,5	43,2	39,4

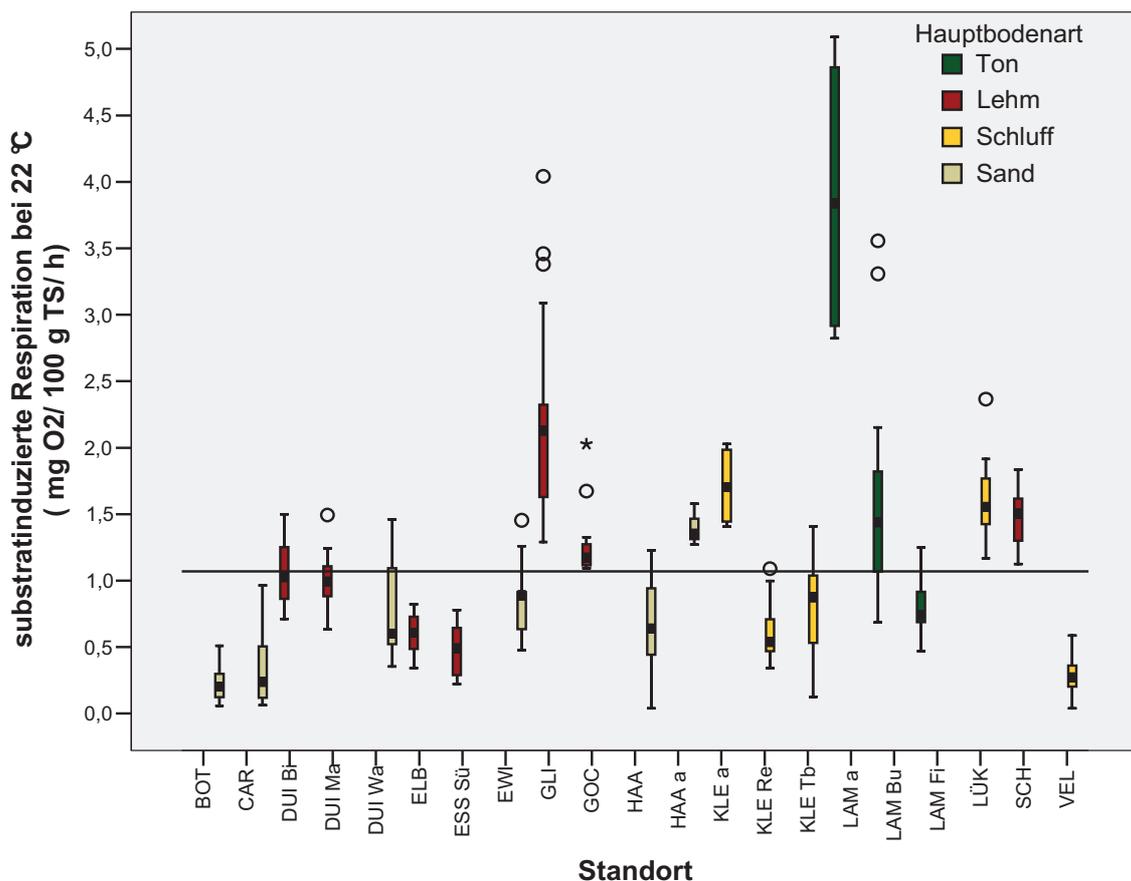


Abb. 40: Substratinduzierte Respiration in den Mineralbodenhorizonten (Ah-/ Ae-) unter Berücksichtigung der Hauptbodenart. Die horizontale Linie stellt den Mittelwert der Messungen von 1995 – 2007 dar.

Abb. 40 und **Abb. 41** zeigen die SIR der Mineralboden- (Ah- bzw. Ae-) und Humusauflagehorizonte (Oh-) gruppiert nach der Hauptbodenart. Im Mineralboden wurde die niedrigste SIR auf der Bodendauerbeobachtungsfläche in Bottrop (BOT) mit $0,15 \text{ mg O}_2 \text{ 100 g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ und die höchste in Glindfeld (GLI) mit $2,15 \text{ mg O}_2 \text{ 100 g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ gemessen. Vergleichswerte der substratinduzierten Atmung anderer Untersuchungen (ARGE ALPEN-ADRIA 2001, TISCHER ET AL. 2002, LAVOIE ET AL. 2003) schwanken in Waldböden zwischen $0,5$ und $16,0 \text{ mg O}_2 \text{ 100 g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$.

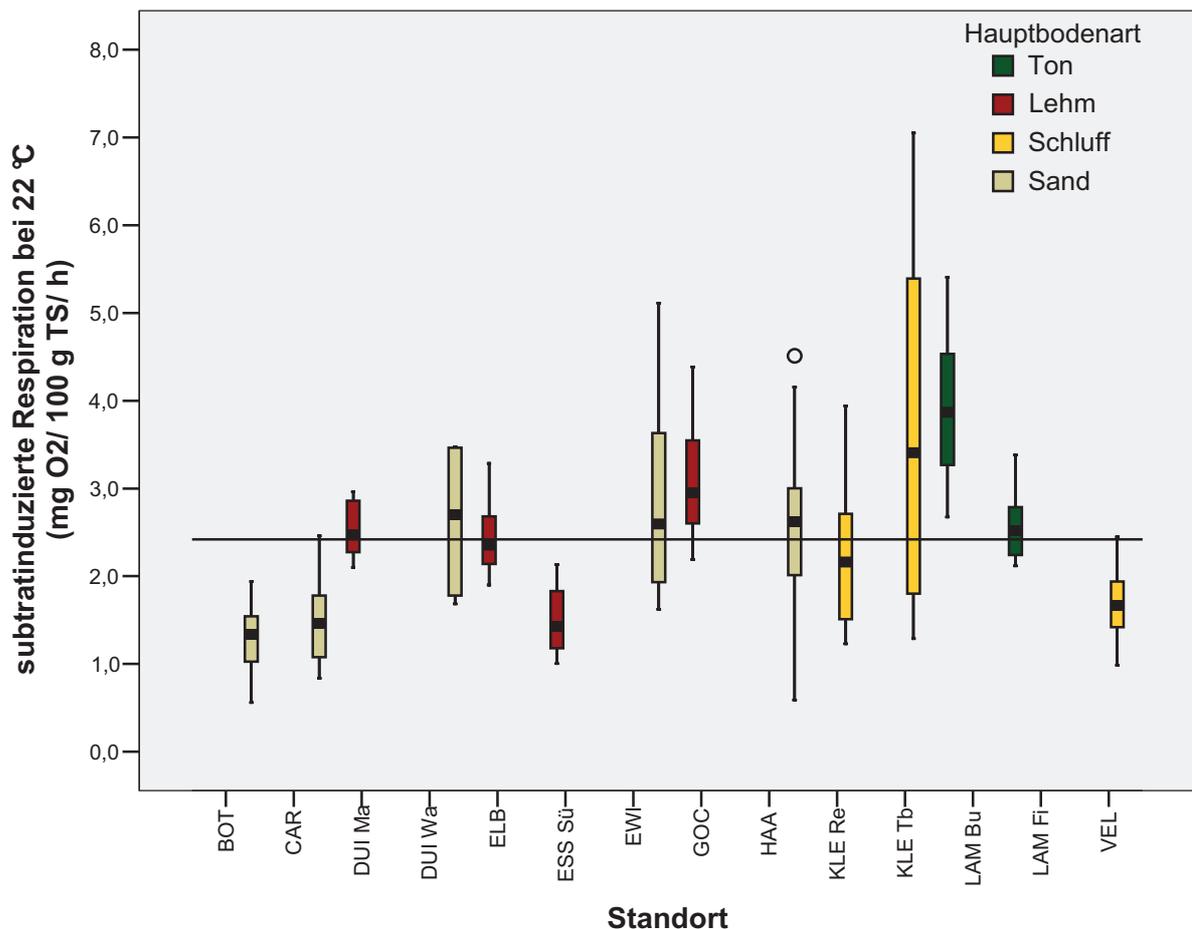


Abb. 41: Substratinduzierte Respiration der Humusauflagehorizonte (Oh-) unter Berücksichtigung der Hauptbodenarten (1995 – 2007). Die horizontale Linie stellt den Mittelwert dar.

Die Nutzungsform bzw. die Vegetation auf der Fläche beeinflussen die Größenordnung der substratinduzierten Respiration. Es ergeben sich signifikante Unterschiede zwischen den Nutzungen Nadelwald, Laubwald und Grünland (**Abb. 42**). Die Unterschiede zwischen den Nutzungsformen sind auf einem Niveau von 0,01% signifikant (Tukey-Test). Hierbei nimmt die substratinduzierte Respiration in der Reihenfolge Grünland (Median = 1,41) > Laubwald (Median = 0,91) > Nadelwald (Median = 0,57) ab.

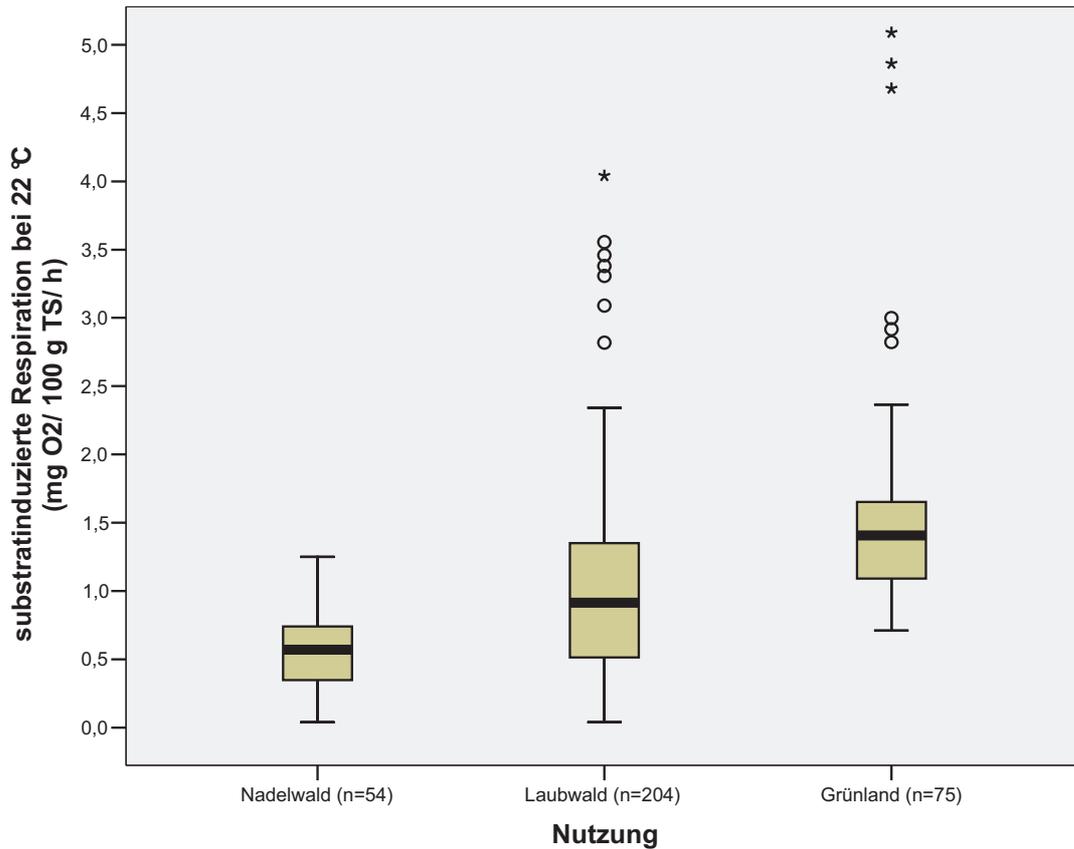


Abb. 42: Boxplots zur Substrat induzierten Respiration der A-Horizonte gruppiert nach der Nutzung (Daten bis 2007).

Tab. 13: Korrelationen zwischen der substratinduzierten Respiration und wichtigen bodenkundlichen Parametern (Daten von 1995 bis 2007).

SIR bei 22 °C/ Biomasse	logS	logU	logT	lognfk	pH_CaCl2
Wald Oh N	-0,228(**) 200	0,110(*) 200	0,192(**) 200	0,064 200	-0,027 193
Wald Ah N	-0,243(**) 258	0,068 258	0,428(**) 258	-0,171(**) 258	0,222(**) 249
Mineralbodenhorizonte N	-0,303(**) 333	0,159(**) 333	-0,383(**) 333	-0,188(**) 318	0,355(**) 324
	logN	logCN	logCorg		
Undifferenziert alle Proben N	0,306(**) 533	-0,138(**) 533	0,406(**) 414		

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.
* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Die Berechnung der Korrelationen zwischen SIR und den Parametern Bodenart, nutzbare Feldkapazität, pH-Wert, Stickstoff, C/N-Verhältnis und org. Kohlenstoff erfolgte analog wie für die Basalatmung. Die Ergebnisse sind der **Tabelle 13** zu entnehmen.

Für die beiden Parameter lässt sich eine Abhängigkeit von der Bodenart feststellen (**Tab. 14**). Wobei sich unabhängig von der betrachteten Grundgesamtheit eine Abnahme der Aktivität je nach Hauptbodenart von Ton über Lehm und Schluff zu Sand ergibt. Auf Grund der Tatsache, dass die Bodenart in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Wasserhaushalt steht, ist auch hierzu eine Korrelation der substratinduzierten Respiration bzw. der Biomasse anzunehmen.

Tab. 14: SIR (mg O₂/ 100 g TS/ h) bzw. mikrobiellen Biomasse(mg C_{mik}/ 100 g TS) in Abhängigkeit von der Bodenart.

	Bodenart	signif. Unterschiede (min. 95 % Wahrscheinlichkeit)	Mittelwert		N	Standardabweichung		Median	
			C _{mik}	SIR		C _{mik}	SIR	C _{mik}	SIR
A-Horizonte (Grünland und Wald)	Ton	a	44	1,59	39	35	1,26	30	1,06
	Lehm	b	35	1,23	135	18	0,65	32	1,13
	Schluff	c	27	0,95	93	16	0,58	24	0,86
	Sand	d	17	0,60	66	11	0,42	15	0,55
Wald-Ah-Horizonte	Ton	a	33	1,17	33	20	0,71	27	0,96
	Lehm	a	36	1,28	102	21	0,73	33	1,19
	Schluff	b	17	0,59	60	9	0,33	15	0,51
	Sand	b	16	0,56	63	11	0,38	15	0,52
Wald-Oh-Horizonte	Ton	a	86	3,09	30	26	0,91	78	2,80
	Lehm	c	66	2,36	48	20	0,71	64	2,28
	Schluff	ac	70	2,52	57	40	1,44	56	2,00
	Sand	c	58	2,08	65	29	1,02	53	1,90

Unter Einbeziehung der sich aus den einfachen Korrelationen ergebenden Einflussfaktoren kann nach Durchführung einer multiplen Regression festgestellt werden, dass die SIR im Wald-Oh-Horizont maßgeblich vom pH-Wert und vom organischen Kohlenstoff abhängig ist und im Wald Ah vom C/N-Verhältnis, vom organischen Kohlenstoff, dem pH-Wert, Stickstoff- und Sandgehalt (**Tab. 15**).

Eine signifikante Veränderung der SIR im Zeitverlauf (1995 bis 2007) konnte mittels Rangkorrelation nach Spearman nicht festgestellt werden (Tab. 16).

In den nachfolgenden Abbildungen sind jeweils 3 Beispiele für BDF dargestellt, bei denen die SIR zwischen den Probenahmeterminen weniger stark streut (**Abb. 43**) und von Laubwaldflächen, die starken Streuungen unterworfenen sind (**Abb. 44**).

Auch nach statistischer Berechnung und Erstellung von Rangkorrelationen zwischen Beprobungsjahr und Messwert kann ein zeitlicher Zusammenhang nicht nachgewiesen werden (**Tab. 16**). Es ergibt sich zwar eine Zeitkorrelation für die jeweiligen Jahresmittelwerte HAA Ah und KLE Tb Ah mit Koeffizienten zwischen 0,5 und 0,7, die aber nicht signifikant sind.

Tab. 15: Wesentliche Bestimmungsfaktoren der SIR und deren rechnerischer Einfluss auf die SIR (nach Ergebnissen der multiplen Regression).

Wald Oh: SIR 22 °C = -9,59 + 1,80* pH-Wert + 4,74* logCorg N = 138/ r ² adj. = 0,40/ sign.= 0,000						
Modell/ SIR 22°C		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
Wald Oh		B	Standardfehler	Beta		
	(Konstante)	-9,59	1,29		-7,43	0,000
	pH (CaCl ₂)	1,80	0,20	0,67	8,80	0,000
	logCorg	4,74	0,62	0,58	7,62	0,000

Wald Ah: SIR 22 °C = 2,43 -3,69* logC/N+1,44 * logCorg +0,63* pH-Wert-0,37* logS + 0,76* logN N = 209/ r ² adj. = 0,64/ sign.= 0,000						
Modell/ BAT 27°C		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
Wald Ah		B	Standardfehler	Beta		
	(Konstante)	2,43	0,64		3,78	0,000
	LogC/N	-3,69	0,35	-0,51	-10,48	0,000
	logCorg	1,44	0,20	0,38	7,13	0,000
	pH (CaCl ₂)	0,63	0,10	0,31	6,47	0,000
	logS	-0,37	0,11	-0,17	-3,47	0,001
	logN	0,76	0,27	0,16	2,85	0,005

Tabelle 16: Signifikanz zeitlicher Veränderungen der substratinduzierten Atmung auf Basis der Daten bis 2007 (Rangkorrelation nach Spearman Rho/ signifikante Trends sind rot markiert/ zu den Flächen HAAa, LAMa und KLEa sind nicht aufgeführt, denn es erfolgten erst 1 bzw. 2 Probenahmen)

BDF	Korrelationskoeffizient		Signifikanzniveau		Anzahl der Fälle (n)	
	Oh	Ah/ Ae	Oh	Ah/Ae	Oh	Ah/Ae
CAR	0,60	0,60	0,29	0,40	5	4
EWI	-	-	.	-	3	3
KLE Tb	-0,60	-0,50	0,21	0,25	6	7
LAM Bu	-0,60	0,70	0,40	0,19	4	5
LÜK	-	0,17	-	0,69	-	8
DUI Bi	-	-0,48	-	0,69	-	9
BOT	0,10	0,60	0,87	0,29	5	5
DUI Ma	-	-0,10	-	0,87	-	5
DUI Wa	-	-	-	-	2	3
ELB	0,37	0,09	0,47	0,87	6	6
ESS Sü	-0,80	-0,40	0,20	0,60	4	4
GLI	-	-0,43	-	0,29	-	8
GOC	0,40	0,00	0,60	1,00	4	4
LAM Fi	-0,37	0,43	0,47	0,40	6	6
KLE Re	0,00	-0,25	1,00	0,59	7	7
VEL	-0,37	-0,71	0,47	0,11	6	6
SCH	-	-0,21	-	0,65	-	7
HAA	-0,39	-0,68	0,38	0,09	7	7

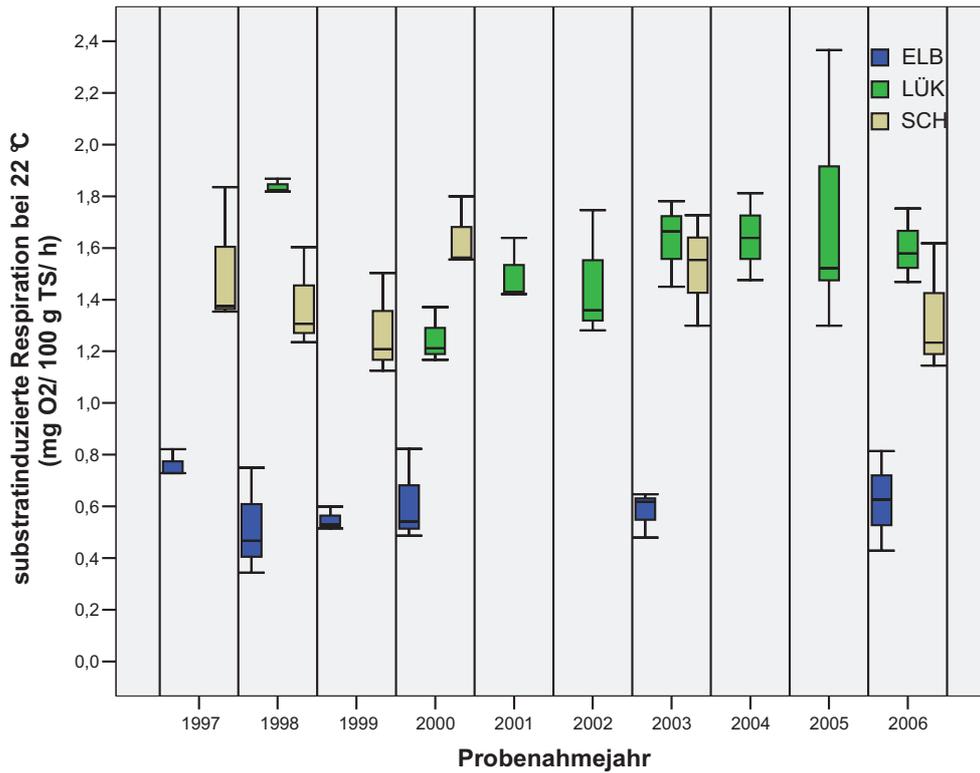


Abb. 43: SIR-Werte der Ah- bzw. Ae-Horizonte von 3 weniger streuenden BDF (Nadelwald-ELB/ Laubwald-SCH/ Grünland-LÜK) in Form von (n = 3).

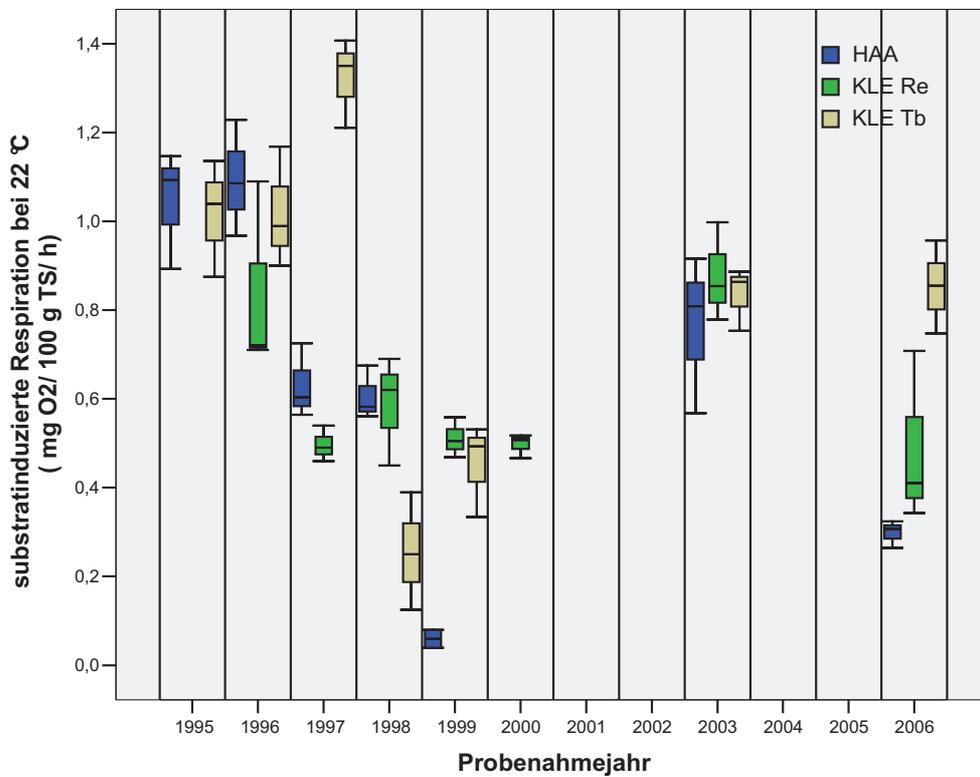


Abb. 44: SIR-Werte der Ah- bzw. Ae-Horizonte von 3 stark streuenden BDF (Laubwald HAA/ Laubwald-KLE Re/ Laubwald-KLE Tb) in Form von Boxplots (n = 3).

3.3.3 Weitere untersuchte Stoffwechselaktivitäten

3.3.3.1 Dehydrogenaseaktivität

Die **Dehydrogenaseaktivität** (DHA) gibt die allgemeine und aktuelle Stoffwechselaktivität von Bodenmikroorganismen an und reagiert sehr empfindlich auf Änderungen im Bodenmilieu. Die negative Auswirkung von Schadstoffen kann durch eine hemmende Wirkung auf die DHA angezeigt werden. Bei niedrigen pH-Werten wie in den Waldböden des Bodendauerbeobachtungsprogramms ist die Messung der DHA jedoch nicht möglich und wird deshalb im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms nur auf den Grünlandflächen bestimmt.

Grundsätzlich schwanken die Werte für die DHA zwischen den 5 untersuchten Grünland-Böden erheblich. Ungewöhnlich niedrig ist die DHA auf der besonders stark belasteten Fläche Duisburg-Biegerhof, besonders hoch dagegen auf der Viehweide in Lammersdorf (**Tab. 18** und **Abb. 45**).

Tab 18: Dehydrogenaseaktivität im Oberboden der einzelnen Grünland-BDF.

	n	Dehydrogenaseaktivität ($\mu\text{g TPF}/10\text{ g TS}$)		
		Median	Max	Min
DUI Bi		522	1417	164
HAA a		1113	1477	994
LÜK		1494	2298	910
KLE a		1732	2048	1263
LAM a		3187	4201	2649

Nur für Duisburg-Biegerhof und Lütkenberg liegen bereits ausreichend viele Beprobungen vor, so dass hier eine Trendberechnung möglich ist. Im Falle von LÜK kann statistisch ein positiver Trend (d. h. zunehmende DHA) abgeleitet werden. Hier liegt eine mit $r = 0,86$ auf dem Niveau von 0,05 signifikante Rangkorrelation vor. Die jährliche Zunahme der Dehydrogenaseaktivität auf dieser Fläche beträgt im Schnitt $86\ \mu\text{g}/10\text{ g TS}$.

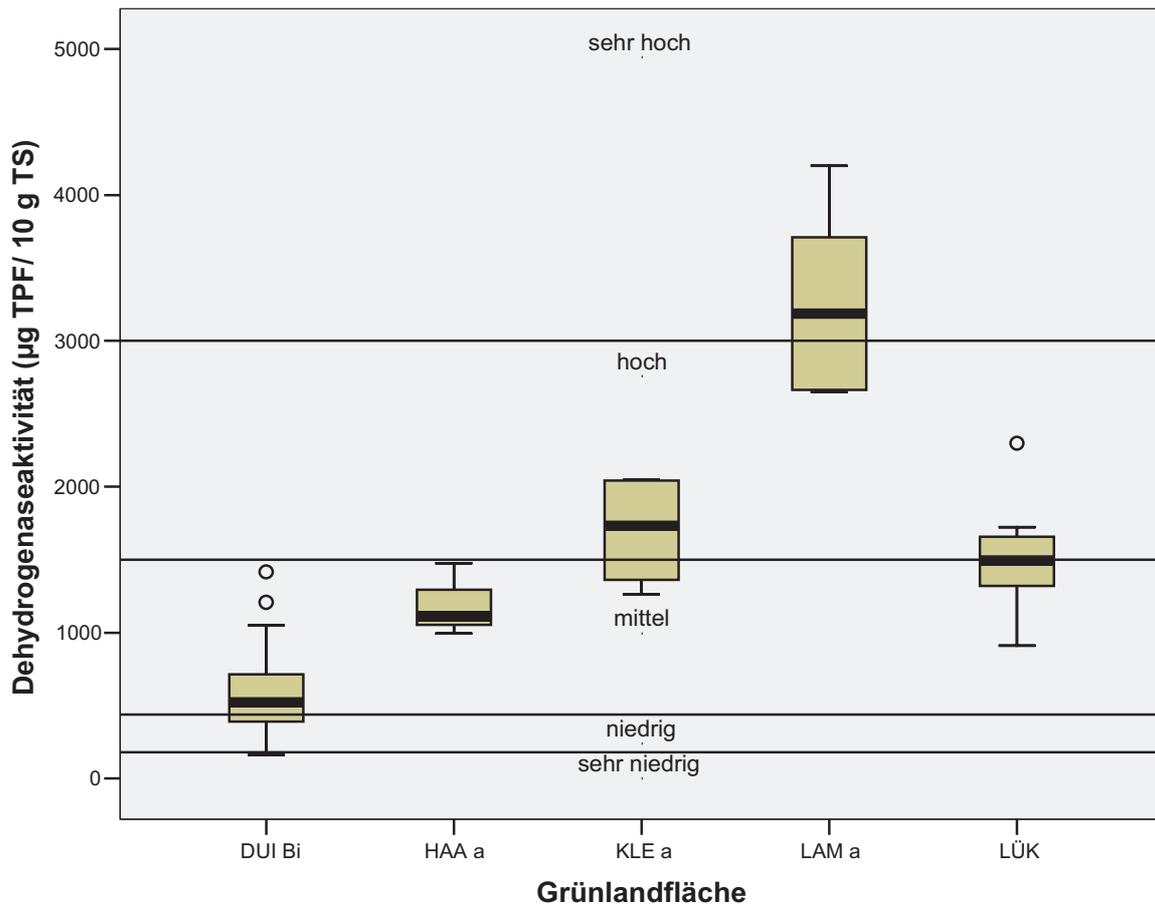


Abb. 45: Dehydrogenaseaktivität im Oberboden der Grünland-BDF (1998 bis 2007). Die Klassifizierung in „sehr niedrig“, „niedrig“, „mittel“, „hoch“ und „sehr hoch“ wurde aus den im LANUV im Zeitraum 1988 bis 2004 auf Grünlandflächen gemessenen DHA-Ergebnissen abgeleitet und dient der Einordnung der Werte.

3.3.3.2 Argininammonifikation

Die **Argininammonifikation** beschreibt eine Leistung der mikrobiellen Stickstoffmineralisation, die durch die Zugabe von Arginin ausgelöst und als Freisetzung von Ammonium gemessen wird. Arginin wird als Energie- und Stickstoffquelle genutzt und intrazellulär von aktiven Mikroorganismen zu Ammonium umgesetzt.

Die Bestimmung der Argininammonifikation wird seit 2001 testweise auf den BDF durchgeführt.

Die sehr hohen Blindwerte (60 – 100 % der Vollansatzwerte), die bei der photometrischen Bestimmung von den Vollansatzwerten abgezogen werden müssen, stellen die so ermittelten Ergebnisse jedoch in Frage, so dass eine Untersuchung der Argininammonifikation auf den Waldflächen nach Beendigung der Testphase eingestellt wurde. Die Blindwerte der Grünlandflächen dagegen sind etwas geringer, wenn auch nicht so gering wie in Acker- und Gartenböden. Sie liegen bei etwa 25 – 65 % des Vollansatzwertes. Die Wertespanne der ARG auf den Grünlandflächen ist **Tabelle 19** zu entnehmen.

Tab. 19: Durchschnittswerte der Beprobungen von 1995 bis 2007 der Grünlandflächen.

		Min	Max	Mittelwert	Median
5 Grünland (n = 42)	ARG: $\mu\text{g N-NH}_4/\text{g TS/h}$	1,17	9,41	3,61	3,75

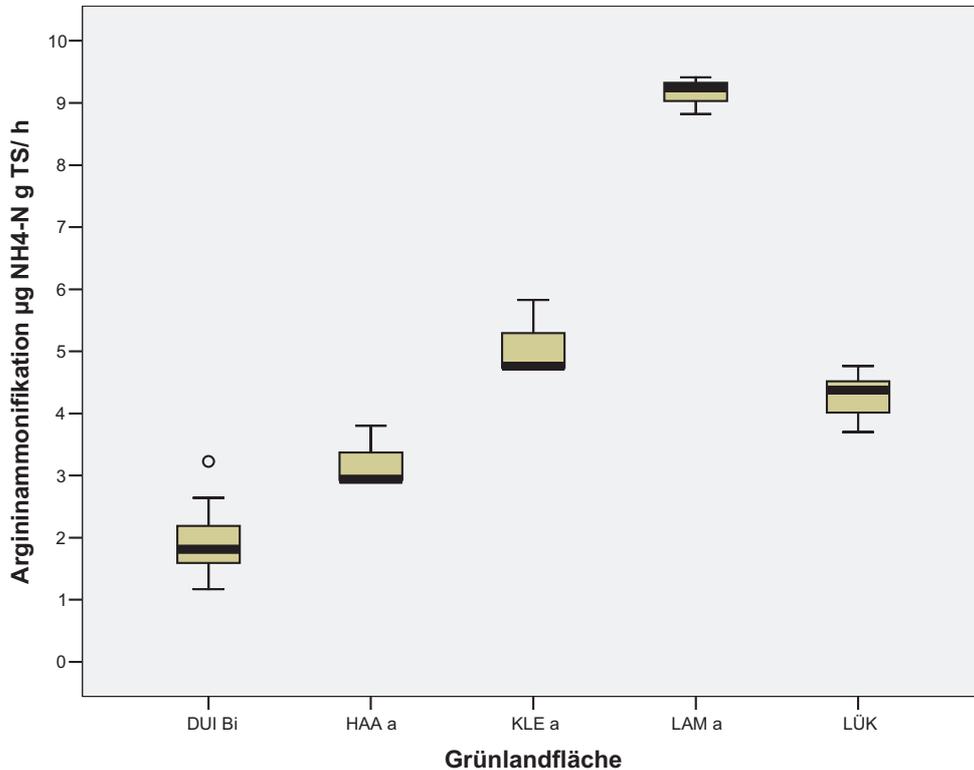


Abb. 46: Argininammonifikation in den obersten 10 cm der Grünland-BDF (Min/ Max/ Median).

Für die Plausibilität der ermittelten Werte auf den Grünlandstandorten spricht, dass die Aktivitätsniveaus in etwa denen der Dehydrogenaseaktivität entsprechen (Abb. 46).

In der Parkanlage Duisburg-Biegerhof werden die niedrigsten Argininammonifikationsraten gemessen, was darauf hinweisen könnte, dass die Mikroorganismengesellschaft eine relativ geringe Ammonifikationsleistung erbringt und deren N-Mineralisation gehemmt ist. Ein zeitlicher Trend lässt sich nicht nachweisen.

Die **potentielle Ammoniumoxidation** wurde 2002 bis 2004 im Rahmen der bodenmikrobiologischen Dauerbeobachtung bestimmt. Entgegen den Erfahrungen mit dieser Bestimmungsmethode auf Acker- und Gartenböden sind die Werte aller BDF, Wald wie Grünland, extrem niedrig, weichen nur wenig von den Blindwerten ab und weisen daher auch große Streuungen auf, so dass die Aussagekraft der Daten infrage gestellt werden muss. Aus diesem Grunde wird die Bestimmung der potentiellen Ammoniumoxidation im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms nicht weiter durchgeführt.

3.3.4 Abgeleitete physiologische Parameter

3.3.4.1 Respiratorischer Quotient

Die Messwerte für den respiratorischen Aktivierungsquotienten (Q_R) für alle untersuchten BDF sind in **Tab. 20** und **Abb. 47** zusammengefasst. Der höchste Median in Waldböden wurde mit einem Q_R von 0,72 im tonigen Boden des Nadelwaldstandorts Lammersdorf (LAM Fi) und der niedrigste Median von 0,40 im Boden der Laubwaldfläche Schwaney (SCH) gemessen. Der Q_R der Böden unter Grünland fällt hingegen mit Werten um 0,25 noch niedriger aus.

Tab. 20: Respiratorischer Aktivierungsquotient (Q_R) auf den BDF (Zeitraum 1995-2007), differenziert nach Nutzung und Horizont.

		Min	Max	Mittelwert	Median
14 Wald Oh (n = 195) (n = 80)	QR: BAT 27 °C/ SIR 22 °C	0,36	1,12	0,63	0,62
	BAT 20 °C/ SIR 20 °C	0,14	0,89	0,47	0,49
16 Wald Ah (n = 239) (n = 106)	QR: BAT 27 °C/ SIR 22 °C	0,26	1,85	0,59	0,55
	BAT 20 °C/ SIR 20 °C	0,00	0,81	0,40	0,39
5 Grünland (n = 75) (n = 54)	QR: BAT 27 °C/ SIR 22 °C	0,17	0,51	0,27	0,25
	BAT 20 °C/ SIR 20 °C	0,10	0,27	0,17	0,15

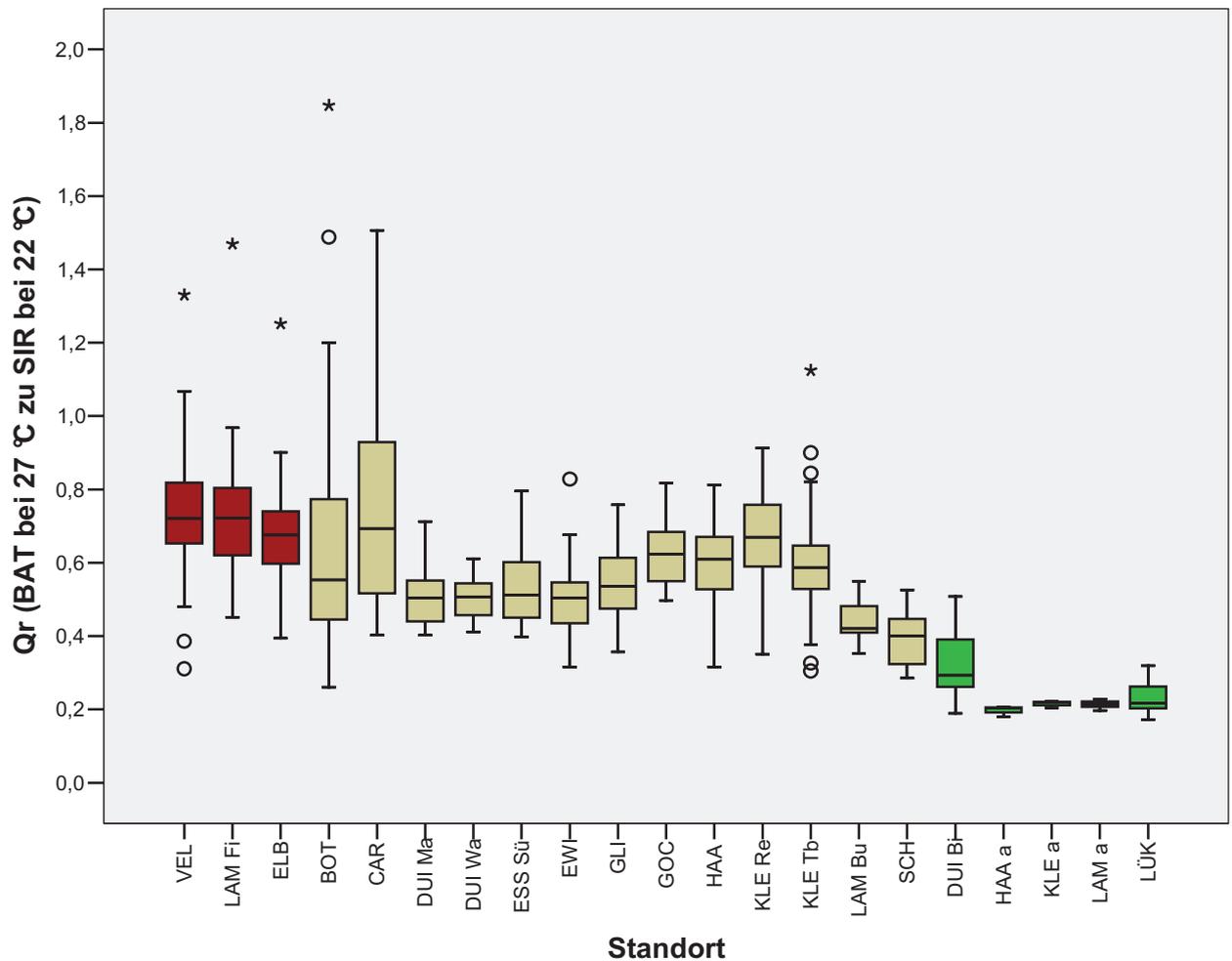


Abb. 47: Respiratorische Aktivierungsquotienten aller Wald- und Grünland-BDF ohne Horizontdifferenzierung. (Braun sind die Nadelwaldstandorte, grün die Grünlandflächen und neutral die Laubwaldflächen dargestellt.)

Da es jeweils einen standorttypischen Q_R gibt, ist es möglich, die Oh-Werte mit denen der A-Horizont-Werte zu mitteln. Auf Grund dieser Tatsache ist der Q_R auch relativ unempfindlich bzgl. Schwankungen der Probenahmetiefe. Bei einem paarweisen Vergleich der Q_R -Werte der Ah- und Oh-Proben der einzelnen Flächen zeigten sich daher keine signifikanten Unterschiede.

Zwischen der aktuellen Atmung, die als Basalatmung gemessen wird, und der potentiellen Atmung nach Zugabe von leicht verwertbarem Substrat (SIR) besteht ein Zusammenhang in Abhängigkeit von der Nutzungsart der Böden (Abb. 48).

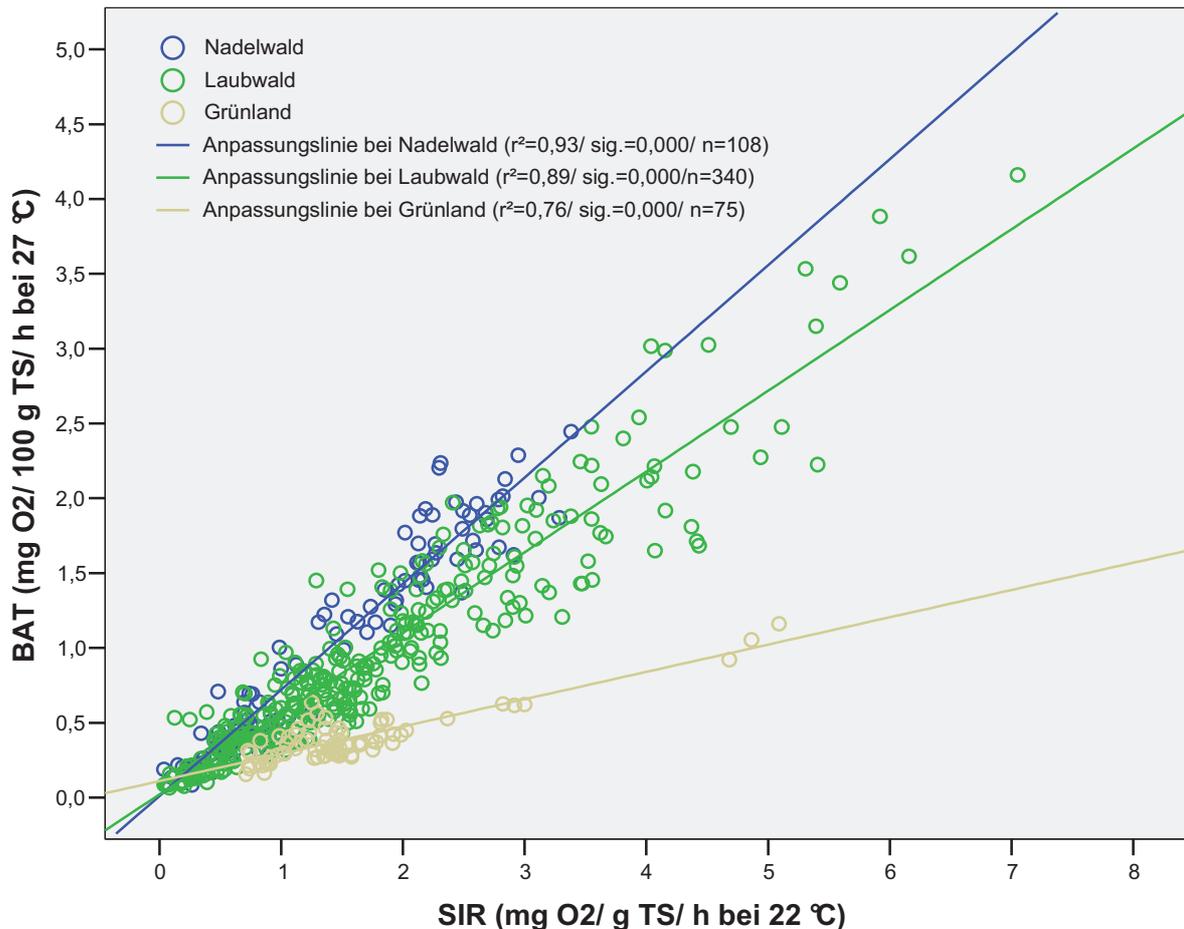


Abb. 48: Gegenüberstellung der aktuellen (Basalatmung, BAT bei 27° C) und potentiellen Atmung (substratinduzierter Respiration, SIR bei 22° C) aller untersuchter Proben (Mineralboden und Auflagehorizonte) aller Nutzungen über den gesamten Untersuchungszeitraum (1995 bis 2007).

Der niedrige Quotient der Grünlandböden zeigt, dass hier die Mikroorganismenpopulation auf Substratzugabe mit einer stärkeren Erhöhung ihrer Aktivität reagiert als in Waldböden, da sie die häufige Zufuhr leicht verfügbarer organischer Substanz gewohnt und daran angepasst ist. Die Effektivität ist dementsprechend in den Grünlandböden höher als in den Oh- und Ah-Horizonten der Waldböden (**Tab. 21**).

Nutzungsart	n	Steigung	Q _R (BAT27/SIR22)
Nadelwald	197	0,506	0,71
Laub-/ Mischwald	251	0,472	0,55
Grünland	75	0,182	0,25

Tab. 21: Mediane des Respiratorischen Quotienten in Abhängigkeit von der Nutzungsart (nicht nach Horizonten differenziert).

Vor allem bei Böden mit geringen Nährstoffgehalten und derber, schwer abbaubarer Streu, wie es häufig bei Forststandorten mit Nadelwald vorgefunden wurde, zeigen sich hohe respiratorische Aktivierungsquotienten. Unter solchen Bedingungen ist leicht verfügbarer Kohlenstoff vermutlich ein limitierender Faktor für die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen.

Die Q_R der Flächen in Laub- oder Mischwäldern liegen größtenteils zwischen 0,5 und 0,6. Nach BARITZ (2003) haben Waldböden mit schlechter Streuqualität, wie z. B. Nadelstreu, respiratorische Aktivierungsquotienten $>0,3$. Allerdings wurden auch auf den Laubwald-BDF selten Q_R unter 0,3 gemessen, was daran zurückzuführen sein könnte, dass die BAT bei einer höheren Temperatur von 27° C als die SIR (22° C) gemessen wurde. Bei der Messung unter Temperaturbedingungen bei 20° C werden dementsprechend niedrigere Quotienten errechnet. Jedoch werden diese Werte hier nicht weiter verfolgt, da die Messwerte oft unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

Die Ergebnisse zeigen auch, dass der Q_R mit abnehmendem pH-Wert deutlich ansteigt (**Tab. 22**). Er eignet sich damit als Nachweis einer negativen Auswirkung durch Versauerung. Selbst bei alleiniger Betrachtung der Waldstandorte, die mit pH-Werten zwischen 2,6 und 4,5 im Gegensatz zu den Grünlandflächen nur den niedrigen pH-Wertbereich umfassen, kann eine signifikante Korrelation zwischen pH-Wert und dem Q_R mit $r^2 = 0,16$ festgestellt werden (**Abb. 49**).

Unter Berücksichtigung der sich aus den einfachen Korrelationen ergebenden Einflussfaktoren ergibt sich nach Durchführung einer multiplen Regression, dass der Q_R maßgeblich vom pH-Wert und vom C/N-Verhältnis abhängt (**Tab. 23**).

Tab. 22: Korrelationen zwischen dem Q_R und wichtigen bodenkundlichen Parametern (1995 bis 2007).

BAT 27 °C/ SIR 22 °C		logS	logU	logT	lognfk	pH_CaCl2
Alle Proben	r	0,098(**)	-0,025	-0,120(**)	0,041	-0,528(**)
	N	510	510	510	495	497
		logN	logCN	logCorg		
Undifferenziert alle Proben	r	0,323(**)	0,421(**)	-0,363(**)		
	N	510	510	510		
** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.						
* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.						

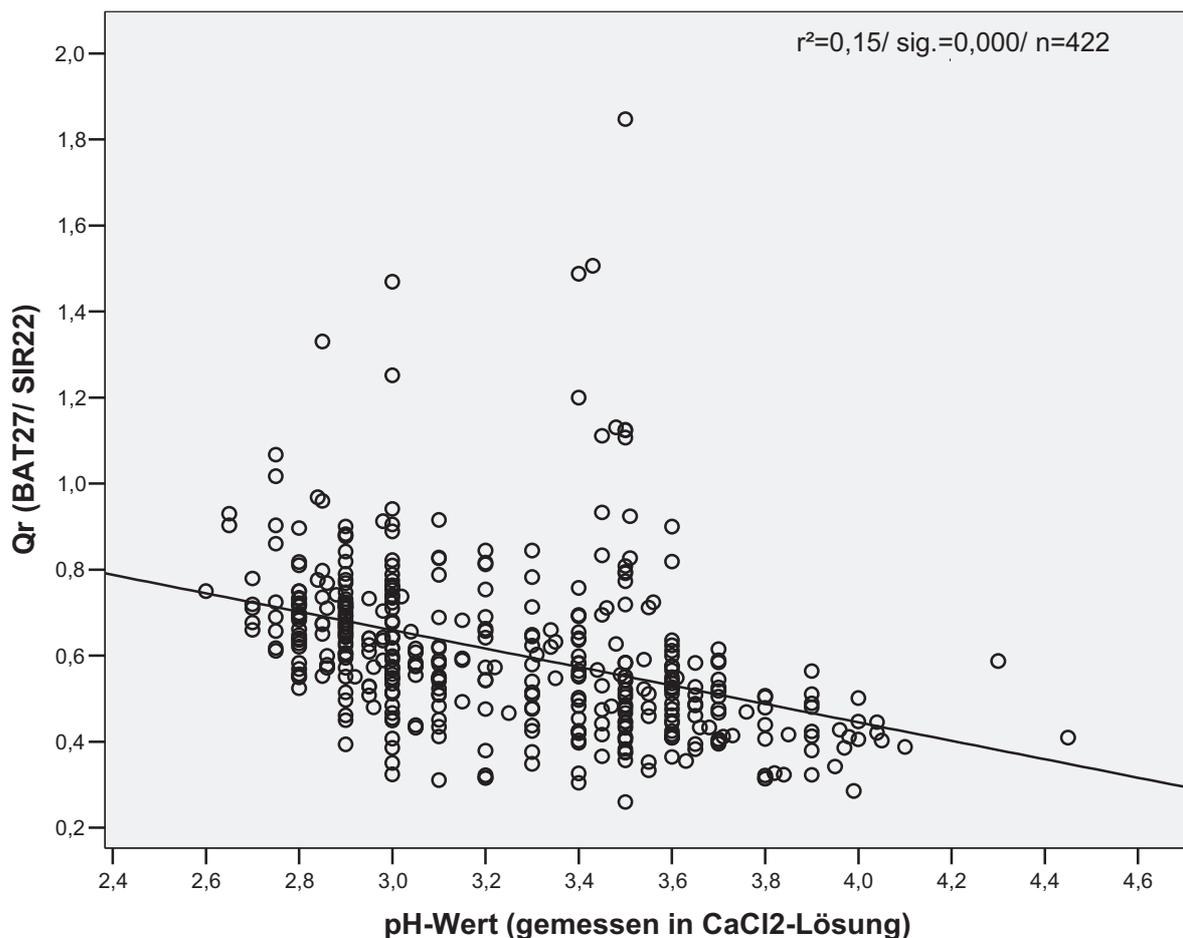


Abb. 49: Korrelation zwischen dem respiratorischen Quotienten und dem pH-Wert der Wald Oh- und Ah-Horizonte.

Tab. 23: Wesentliche Bestimmungsfaktoren des respiratorischen Aktivierungsquotienten (Q_R) und deren rechnerischer Einfluss auf den Q_R (nach Ergebnissen der multiplen Regression).

Wald Ah/ Oh und Grünland: Q_R (27/22°C) = 0,17 + 0,63*logC/N – 0,12*pH						
N = 391/ $r^2_{adj.}$ = 0,46/ sign.= 0,000						
Modell/ Q_R 27/22°C		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
		B	Standardfehler	Beta		
	(Konstante)	0,17	0,19		0,89	0,374
	logCN	0,63	0,10	0,37	6,13	0,000
	pH CaCl2	-0,12	0,02	-0,35	-5,71	0,000
Wald Oh: Q_R 27/22°C = 0,74 – 0,16*pH-Wert – 0,15*logS + 0,44logC/N						
N = 134/ $r^2_{adj.}$ = 0,38/ sign.= 0,000						
Modell/ Q_R 27/22°C		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
Wald Oh		B	Standardfehler	Beta		
	(Konstante)	0,74	0,31		2,41	0,017
	pH_CaCl2	-0,16	0,03	-0,40	-5,29	0,000
	logS	-0,15	0,04	-0,28	-3,91	0,000
	logCN	0,44	0,18	0,19	2,47	0,015

Wald Ah: Q_R 27/22°C = 0,34 + 0,58*logC/N - 0,19*pH-Wert + 0,11*logS						
N = 197/ $r^2_{adj.} = 0,19/$ sign. = 0,000						
Modell/ BAT 27°C		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
Wald Ah		B	Standardfehler	Beta		
	(Konstante)	0,34	0,29		01,17	0,243
	logCN	0,58	0,18	0,23	03,18	0,002
	pH_CaCl2	-0,19	0,05	-0,27	-04,09	0,000
	logS	0,11	0,05	0,14	01,98	0,049

Veränderungen des Q_R im Zeitverlauf lassen sich in den meisten Fällen nicht nachweisen. Nur für Duisburg-Biegerhof, Lütkenberg und Lammersdorf unter Fichte entwickelt sich der Q_R tendenziell zu einer günstigeren Effizienzstufe hin (**Abb. 50**). Das heißt, die Werte haben seit 1996 bis 2006 in diesem Fall tendenziell abgenommen. Teils konträre Ergebnisse seitens der anderen untersuchten Parameter auf diesen Flächen lassen jedoch keine abgesicherte Aussage zu.

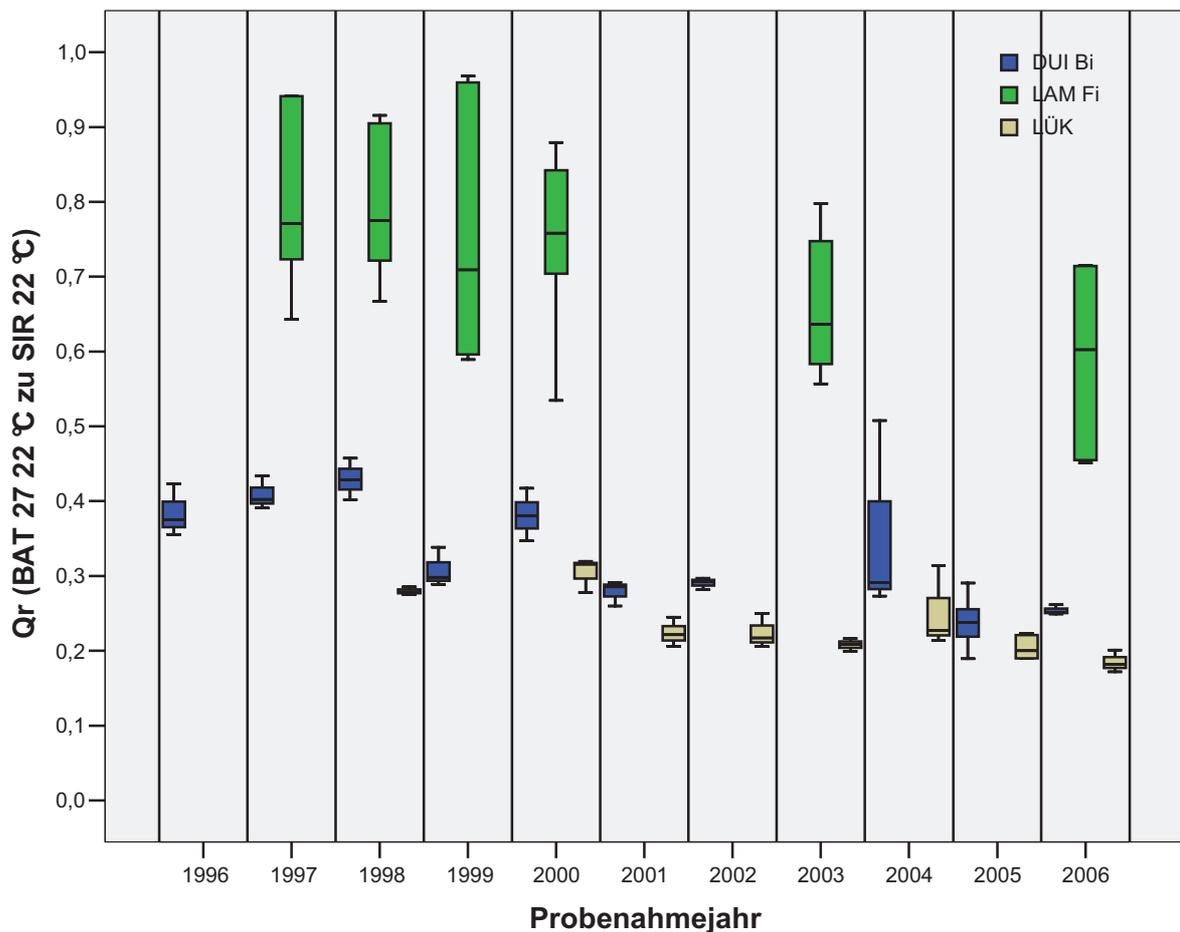


Abb. 50: Zeitliche Entwicklung des respiratorischen Quotienten, wobei jedem Boxplot jeweils 3 Werte zu Grunde liegen.

Trotz der Abnahme des Q_R bleibt Duisburg-Biegerhof mit einem Median von 0,29 auffällig. Dies gilt insbesondere auch deswegen, weil die meisten anderen bodenbiologischen Werte nicht für einen positiven Trend sprechen (siehe auch Fauna/ Annelidenpopulation). Nach den im LANUV vorliegenden Erfahrungen zu Q_R -Werten auf Grünland und Acker ist bei Werten über 0,3 (bei BAT bei 27°C und SIR bei 22°C) von einer Effizienzschwächung auszugehen. Für die restlichen Grünland-BDF liegen mit Q_R -Werten zwischen 0,18 – 0,22 ausgeglichene Verhältnisse vor.

Tabelle 24: Signifikanz zeitlicher Veränderungen des Q_R auf Basis der Daten bis 2007 (Rangkorrelation nach Spearman Rho/ signifikante Trends sind rot markiert/ zu den Flächen HAAa, LAMa und KLEa sind nicht aufgeführt, denn es erfolgten erst 1 bzw. 2 Probenahmen).

BDF	Korrelationskoeffizient	Signifikanzniveau	Anzahl der Fälle (n)
CAR	-0,50	0,39	5
EWI	-	-	3
KLE Tb	-0,04	0,94	7
LAM Bu	-0,50	0,39	5
LÜK	-0,81	0,02	8
DUI Bi	-0,83	0,00	8
BOT	-0,70	0,19	5
DUI Ma	0,00	1,00	5
DUI Wa	-	-	3
ELB	0,37	0,47	6
ESS Sü	-0,80	0,20	4
GLI	-0,55	0,16	8
GOC	-0,80	0,20	4
LAM Fi	-1,00	0,00	6
KLE Re	-0,54	0,22	7
VEL	0,31	0,54	6
SCH	-0,54	0,22	7
HAA	-0,09	0,87	6

3.3.4.2 C_{mik}/C_{org} -Verhältnis

Für das **Verhältnis C_{mik} zu C_{org}** wurden die Werte der mikrobiellen Biomasse (C_{mik}) aus den Ergebnissen der substratinduzierten Respiration bei 22°C berechnet. In den Abbildungen und Tabellen sind die Werte dargestellt, bei denen die mittels Elementaranalyse bestimmten C_{org} -Werte Basis der Berechnung waren.

Die Ergebnisse der C_{mik}/C_{org} -Verhältnisse aus dem Bodendauerbeobachtungsprogramm sind in den **Abbildungen 51 und 52, sowie in Tabelle 25** dargestellt. Werte zwischen 1 und 4 sind nach SOMMER ET AL. (2002) als niedrig und zwischen 4 und 18 als mittel für das C_{mik}/C_{org} -Verhältnis in Waldböden einzustufen. Auf den hier untersuchten Waldböden liegen die Werte unter 4 und weisen somit auf humusakkumulierende Standorte hin (siehe auch Kapitel 1.4). Ausnahmen stellen die Flächen in Glindfeld und Schwaney dar, deren C_{mik}/C_{org} -Verhältnisse im mittleren Bereich liegen. Niedrige C_{mik}/C_{org} -Verhältnisse unter 4 mg C_{mik} g⁻¹ C_{org} sind in den hier unter dem Aspekt der Versauerungsproblematik ausgewählten Waldflächen auf deren ungünstige pH-Verhältnisse zurückzuführen, welche die mikrobielle Biomasse begrenzen (SOMMER ET AL. 2002). Diese Annahme

wird durch eine Korrelation zwischen $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis und pH-Werten bestärkt. Niedrige pH-Werte können zu hohen Anteilen mobiler und damit auch bioverfügbarer Schwermetalle führen. Bei niedrigen pH-Werten zwischen 3,2 und 4,2 liegt in Böden gelöstes dreiwertiges Aluminium vor. Durch die Bildung von metallorganischen Komplexen kann das Aluminium stabilisierend auf die organische Substanz wirken und somit Abbauresistenzen hervorrufen, die zu niedrigen $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Quotienten führen. Der Zusammenhang zwischen pH-Wert und $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis ist in **Abbildung 53** dargestellt.

Tab. 25 $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Quotienten auf den BDF (1995-2007) differenziert nach Nutzung und Horizont.

		Min	Max	Mittelwert	Median
14 Wald Oh (n = 142)	$C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Quotient: mg $C_{\text{mik}}/ \text{g } C_{\text{org}}$	1,00	6,50	2,94	2,70
16 Wald Ah (n = 212)	$C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Quotient: mg $C_{\text{mik}}/ \text{g } C_{\text{org}}$	0,15	13,36	3,32	2,54
5 Grünland (n = 60)	$C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Quotient: mg $C_{\text{mik}}/ \text{g } C_{\text{org}}$	8,16	31,69	18,34	19,10

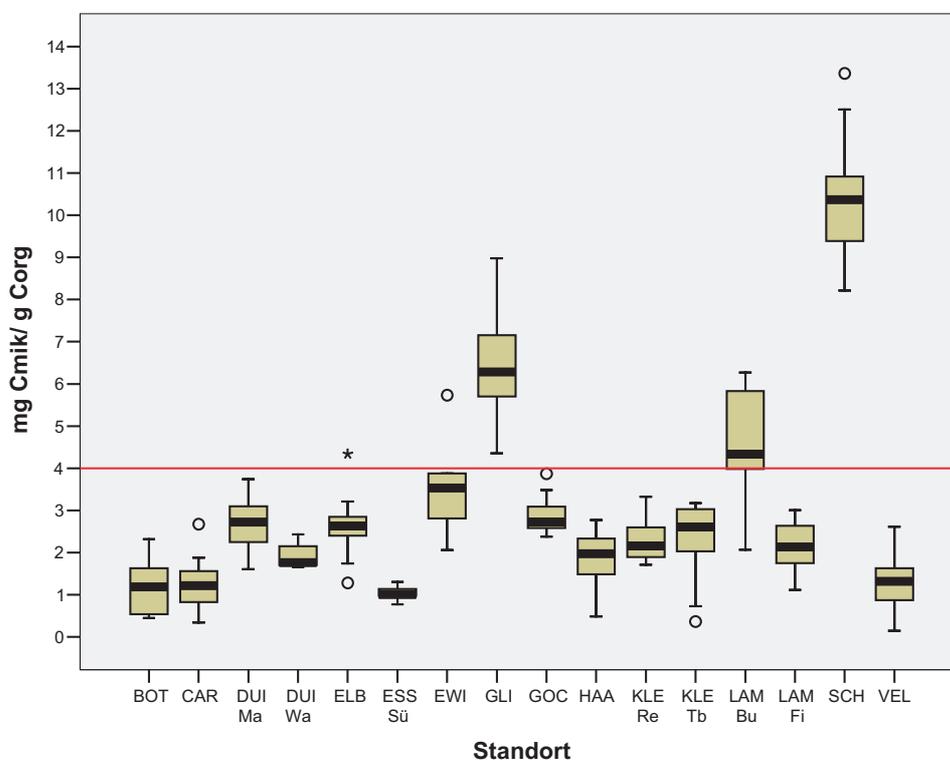


Abb. 51: $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisse der Wald-BDF (C_{org} ermittelt über Elementaranalyse). Die Bezugslinie gibt den Grenzwert nach SOMMER ET AL. (2002) an.

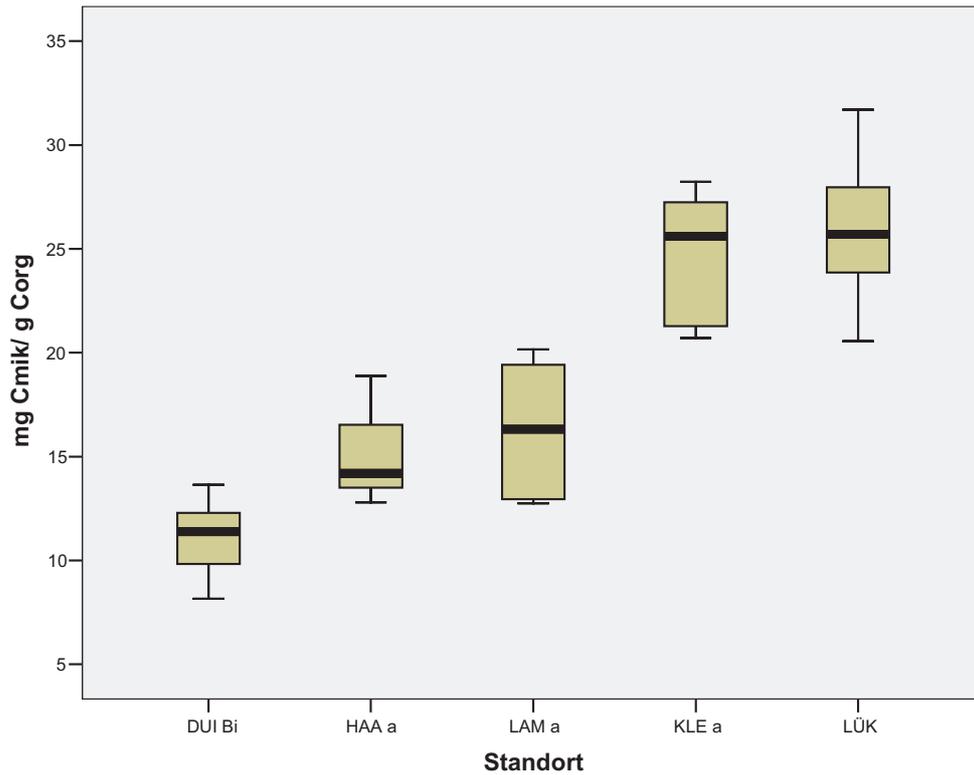


Abb. 52: C_{mik}/C_{org} -Verhältnisse der Grünland-BDF (C_{org} ermittelt über Elementaranalyse).

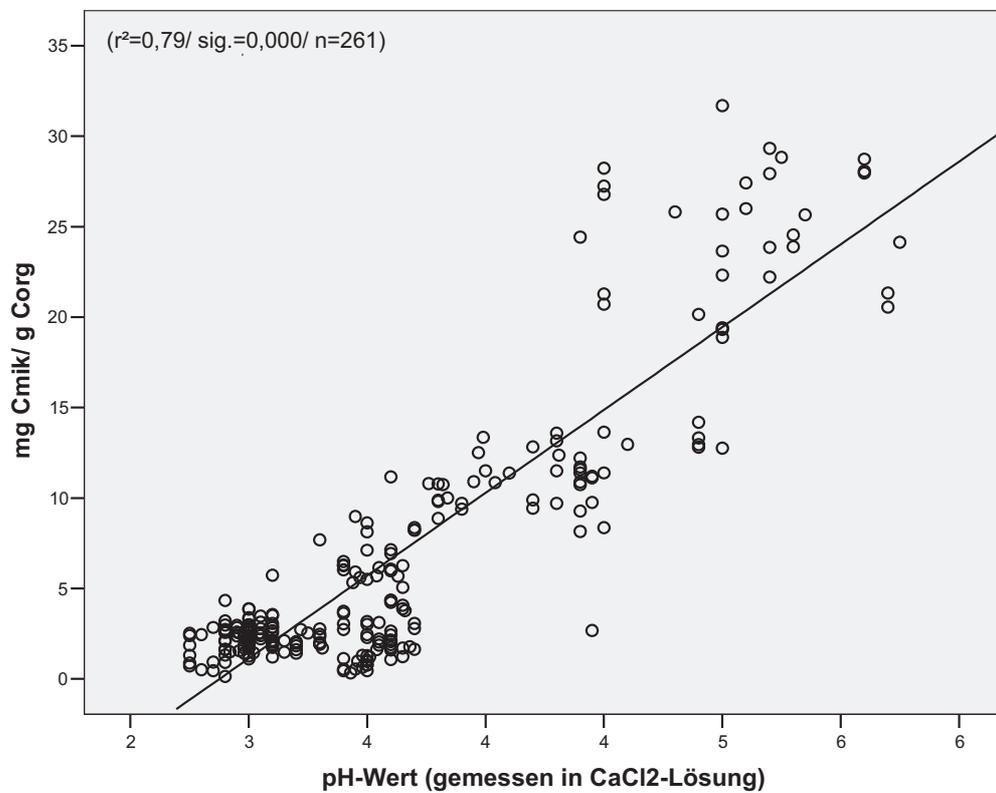


Abb. 53: Zusammenhang zwischen dem Anteil des mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoff und den pH-Werten in den Mineralbodenhorizonten der BDF auf Wald- und Grünlandstandorten.

Tab. 26: Korrelationen zwischen dem C_{mik}/C_{org} und wichtigen bodenkundlichen Parametern von (Daten 1995 bis 2007; C_{org} wurde mittels Elementaranalyse ermittelt).

C_{mik}/C_{org}		logS	logU	logT	lognfk	pH_CaCl2
Wald	r	0,071	-0,117	-0,059	0,288(**)	0,547(**)
Oh	N	140	140	140	140	136
Wald	r	-0,304(**)	0,113(*)	0,371(**)	-0,157(**)	-0,234(**)
Ah	N	204	204	204	204	201
Mineralbodenhorizonte	r	-0,334(**)	0,210(**)	0,220(**)	-0,090(*)	0,540(**)
	N	264	264	264	249	261
		logN	logCN	logCorg		
Undifferenziert alle Proben	r	-0,262(**)	-0,632(**)	-0,248(**)		
	N	404	404	404		

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant..
 * Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant

Unter Berücksichtigung der sich aus den einfachen Korrelationen ergebenden Einflussfaktoren (**Tab. 26**) kann nach Durchführung einer multiplen Regression festgestellt werden, dass das C_{mik}/C_{org} -Verhältnis maßgeblich vom C/N-Verhältnis (**Abb. 54**) und vom pH-Wert abhängig ist. Im Wald-Oberboden (Ah) wirkt sich zusätzlich noch der Sandanteil und der C_{org} -Gehalt aus (**Tab. 27**).

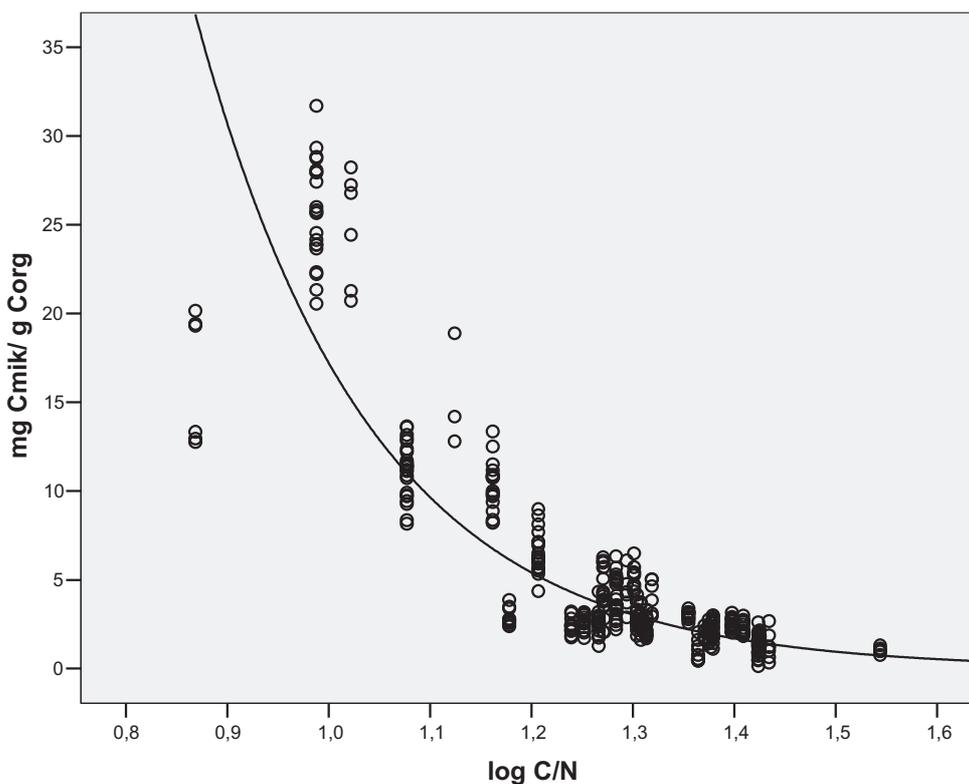


Abb. 54: Beziehung des C_{mik}/C_{org} -Verhältnisses zum C/N-Verhältnis aller Proben.

Tab. 27: Wesentliche Bestimmungsfaktoren für das C_{mik}/C_{org} -Verhältnis und deren rechnerischer Einfluss auf das C_{mik}/C_{org} -Verhältnis (nach Ergebnissen der multiplen Regression).

Wald Oh: $C_{mik}/C_{org} = 5,36 - 5,88 \cdot \log C/N + 1,77 \cdot \text{pH-Wert}$ N = 136 $r^2_{adj.} = 0,55/ \text{sign.} = 0,000$						
		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
Wald Oh		B	Standardfehler	Beta		
	(Konstante)	5,36	1,92		2,79	0,006
	logC/N	-5,88	1,19	-0,31	-4,95	0,000
	pH_CaCl2	1,77	0,20	0,56	8,87	0,000

Wald Ah: $C_{mik}/C_{org} = 17,13 - 14,62 \cdot \log C/N + 3,24 \cdot \text{pH-Wert} - 2,66 \cdot \log S - 1,86 \cdot \log C_{org}$ N = 201/ $r^2_{adj.} = 0,78/ \text{sign.} = 0,000$						
		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
Wald Ah		B	Standardfehler	Beta		
	(Konstante)	17,13	1,99		8,62	0,000
	logCN	-14,62	1,10	-0,50	-13,27	0,000
	pH_CaCl2	3,24	0,30	0,40	11,00	0,000
	logS	-2,66	0,33	-0,30	-8,00	0,000
	logCorg	-1,86	0,57	-0,12	-3,26	0,001

Zeitliche Veränderungen des C_{mik}/C_{org} -Verhältnisses sind auf den Wald-BDF nicht zu erkennen. Ausnahmen bilden hier die Fläche in Lammerdorff unter Fichte und der Ah-Horizont auf der Fläche Haardt (HAA) (**Tab. 28**). Im Ah-Horizont in LAMFi nimmt das C_{mik}/C_{org} -Verhältnis jährlich um etwa 0,11 zu; im Oh-Horizont derselben Fläche ist dagegen keine signifikante Änderung erkennbar. Im Ah-Horizont der Fläche in der Haardt ergibt sich eine jährliche Abnahme von 0,02 mg $C_{mik}/g C_{org}$.

Tabelle 28: Signifikanz zeitlicher Veränderungen C_{mik}/C_{org} -Verhältnisses auf Basis der Daten bis 2007 (Rangkorrelation nach Spearman Rho/ signifikante Trends sind rot markiert/ zu den Flächen HAAa, LAMa und KLEa sind nicht aufgeführt, denn es erfolgten erst 1 bzw. 2 Probenahmen).

BDF	Korrelationskoeffizient		Signifikanzniveau		Anzahl der Fälle (n)	
	Oh	Ah/ Ae	Oh	Ah/Ae	Oh	Ah/Ae
CAR	-	-	-	-	-	3
EWI	-	-	-	-	2	2
KLE Tb	-0,60	-0,20	0,29	0,70	5	6
LAM Bu	-	-	-	-	3	3
LÜK	-	-0,60	-	0,70	-	6
DUI Bi	-	-0,26	-	0,63	-	6
BOT	-	-	-	-	-	3
DUI Ma	-	0,40	-	0,60	-	4
DUI Wa	-	-	-	-	2	2
ELB	0,09	-0,14	0,87	0,79	6	6
ESS Sü	-	-	-	-	1	2
GLI	-	0,31	-	0,54	-	6
GOC	-0,40	0,20	0,60	0,80	4	4
LAM Fi	-0,83	0,89	0,04	0,02	6	6
KLE Re	-0,26	0,14	0,62	0,79	6	6
VEL	-0,54	-0,60	0,27	0,29	6	5
SCH	-	0,37	-	0,47	-	6
HAA	0,80	-1,00	0,20	-	4	4

3.3.5 Zusammenfassung der Ergebnisse zur Bodenmikrobiologie

Insbesondere aufgrund von Problemen bei der Probenentnahme kommt es bei den BDF auf Waldstandorten teils zu starken Streuungen bei den bodenmikrobiologischen Messgrößen. Diese sind auf Laubwaldstandorten mit rohhumsartigem Moder besonders ausgeprägt, da die Differenzierung zwischen Oh- und Ah-Horizont gerade hier besonders schwierig ist.

Auf Grund der hohen Streuung ist das Erkennen von zeitlichen Trends erheblich erschwert. **Signifikante Trends lassen sich für den hier betrachteten Zeitraum daher im Wesentlichen nicht erkennen**, weder auf Flächen, mit geringen Probenahme bedingten Schwankungen (Variationskoeffizienten für C_{org}-Gehalte 17-20 %), noch auf Flächen, die durch die Probenahme erhöhte Streuungen aufweisen (VK 19–40 %). Ausnahmen traten nur in wenigen Einzelfällen auf, bei denen aber parallel gemessene andere biologische Parameter keine Bestätigung entsprechender Veränderungen brachten.

Die auf den BDF in NRW 1995–2007 erhobenen bodenmikrobiologischen Daten können aber - analog wie auch die Daten der Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg (LUBW 2008) - zur Beschreibung des Ist-Zustands herangezogen werden.

An Hand der Daten wurde die Erwartung bestätigt, dass sich **bodenphysikalische und -chemische Standortfaktoren auf die bodenmikrobiologische Aktivität auswirken**. Obwohl jede Fläche durch das Zusammenspiel vieler Faktoren eine spezielle Prägung hat, kann dabei eine unterschiedliche Gewichtung der einzelnen Faktoren festgestellt werden. Die Untersuchungen verdeutlichen, welche dieser Faktoren und in welcher Intensität diese besonders berücksichtigt werden müssen (**Tab. 29**). Ähnlich werden die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen auf BDF in Baden-Württemberg (2008) bewertet. Auch hier wurde festgestellt, dass ein deutlicher Einfluss der Nutzung und der Bodenart auf die Bodenmikrobiologie erkennbar ist. Darüber hinaus kann an den hier vorliegenden Daten je nach untersuchtem Parameter neben Stickstoff und organischem Kohlenstoff auch eine Beziehung zum pH-Wert registriert werden.

Tab. 29: Abhängigkeit der mikrobiellen Parameter von physikalisch chemischen Standortfaktoren. Der Zusammenhang nimmt jeweils von links nach rechts ab. Blau = signif. für Ah und Oh. Für die Tabelle wurden nur die Waldproben berücksichtigt. Auf Grund der geringen Datenbasis für Grünland und auf Grund der hohen Wertedifferenz zwischen Wald- und Grünlandproben werden diese hier nicht mit einbezogen.

Parameter	Es besteht eine Beziehung	>	>	>	Kein Zusammenhang
BAT	Horizontierung	Bodenart	Nutzung	Bodentyp Humusform	
	C _{org}	N	C/N	pH-Wert	

SIR	Horizontierung	Nutzung	Bodenart	Humusform	Bodentyp
	Corg	N	C/N	pH-Wert	
BAT27/SIR22	Nutzung	Humusform	Bodentyp	Bodenart	Horizontierung
	pH-Wert	C/N	Corg	N	
Cmik/Corg	Horizontierung, Nutzung	Humusform	Bodentyp	Bodenart	
	C/N	pH-Wert	Corg	N	

Korrelationen zwischen den bodenmikrobiologischen Aktivitäten und den Schwermetallgehalten der Böden lassen sich nicht eindeutig nachweisen. Vermutlich liegt dies daran, dass die Schwermetallbelastungen der BDF insgesamt noch in einem Bereich liegen, in dem keine wesentlichen Einschränkungen der mikrobiellen Aktivität auftreten. Eine Überlagerung durch andere Faktoren, wie z.B. Bodenart und Humusform, ist hier wahrscheinlich. Nur im Falle der Fläche in Duisburg Biegerhof sind mit großem Abstand zu den Werten der anderen Flächen sehr hohe Schwermetallgehalte bei gleichzeitig sehr niedriger mikrobiologischer Aktivität zu verzeichnen.

Für die beiden Waldbodenhorizonte Oh und Ah konnten jeweils für jeden Parameter multiple Regressionen errechnet werden, aus denen die Abhängigkeit der einzelnen Parameter von abiotischen Standortfaktoren ersichtlich wird. Eine Berechnung für Grünland wurde nicht durchgeführt, da die Datenbasis nicht ausreichend war.

Für Wald Oh-Proben konnten die mikrobiologischen Parameter anhand folgender Gleichungen aus abiotischen Kenngrößen prognostiziert werden:

- **BAT 27°C (mg O₂/ 100 g TS * h) = -2,71 + 3,64*logCorg- 2,03*logC/N+ 0,64*pH**
- **SIR 22 °C (mg O₂/ 100 g TS * h) = -9,59 + 4,74* logCorg + 1,80* pH-Wert**
- **Q_R 27/22°C = 0,74 + 0,44logC/N – 0,16*pH-Wert – 0,15*logS**
- **mg Cmik/ g Corg = 5,36 – 5,88*logC/N + 1,77*pH-Wert**

Für Wald Ah-Proben lassen sich die Parameter wie folgt errechnen:

- **BAT 27°C (mg O₂/ 100 g TS * h) = 1,55 -1,82*logC/N + 0,86*logCorg + 0,38*logN+ 0,15*pH -0,12*logS**
- **SIR 22 °C (mg O₂/ 100 g TS * h) = 2,43 -3,69* logC/N+1,44 * logCorg +0,63* pH-Wert + 0,76* logN -0,37* logS**

- $Q_R \text{ 27/22}^\circ\text{C} = 0,34 + 0,58 \cdot \log C/N - 0,19 \cdot \text{pH-Wert} + 0,11 \cdot \log S$
- $\text{mg Cmik/ g Corg} = 17,13 - 14,62 \cdot \log C/N + 3,24 \cdot \text{pH-Wert} - 2,66 \cdot \log S - 1,86 \cdot \log \text{Corg}$

Die klare Abhängigkeit der mikrobiologischen Parameter von abiotischen Boden-Kenngrößen (wie pH-Wert und Sandgehalt) stützt den Bewertungsansatz von Sommer et al. (2002), nach dem es möglich ist, das mikrobielle Potenzial aus abiotischen Faktoren abzuleiten. Da es für bodenmikrobiologische Kenngrößen noch keine allgemein geregelten Bewertungsverfahren gibt, ist eine Bewertung der Ergebnisse grundsätzlich schwierig. Deshalb wurden auch bei anderen Untersuchungen, wie z. B. beim Dauerbeobachtungsprogramm in Schleswig-Holstein, eigene, interne Klassifikationssysteme zur Bewertung herangezogen. Bei einem Vergleich der eigenen Ergebnisse mit denen aus anderen Untersuchungen ist aber zu berücksichtigen, dass die Ergebnisse verschiedener Laboratorien nicht immer ohne Weiteres miteinander vergleichbar sind, und selbst bei standardisierten Verfahren große Laborunterschiede existieren können, was bereits in verschiedenen Ringtests verdeutlicht wurde. Auch OBERHOLZER ET AL. (1999) stellen in ihrer Arbeit fest, dass es relativ große Unterschiede zwischen den in der Literatur vorliegenden Ergebnissen z. B. bezüglich der mikrobiellen Biomasse gibt.

Deshalb wird die bodenbiologische Aktivität zurzeit lediglich an Hand eigener Datenreihen bewertet.

Eine Bewertungsskala auf Grundlage einer großen vergleichbaren Datenbasis liegt allerdings nicht vor. Eine Bewertung der Waldflächen kann daher auch hier nur in Relation zu den hier erhobenen Daten erfolgen. Ein auf den Wald-BDF besonders stabiler Parameter ist der respiratorische Quotient (Q_R), der hier für eine Eingruppierung der Wald-BDF nach mikrobieller Effizienz genutzt wird (**Tab. 30** und **Abb. 55**).

Tab. 30: Gruppierung der Wald-BDF nach ihrer Effizienz (bestimmt nach dem respiratorischen Quotienten, Q_R).

Effizienzgrad	Q_R (BAT27°C/SIR22°C)	BDF/ Waldstandort
hoch	< 0,496	SCH, LAM Bu
oberes Mittel	0,496 – 0,587	DUI Wa, EWI, DUI Ma, ESS Sü, GLI
unteres Mittel	0,587 – 0,678	KLE Tb, HAA, GOC, BOT
Niedrig	> 0,678	KLE Re, ELB, VEL, CAR, LAM Fi

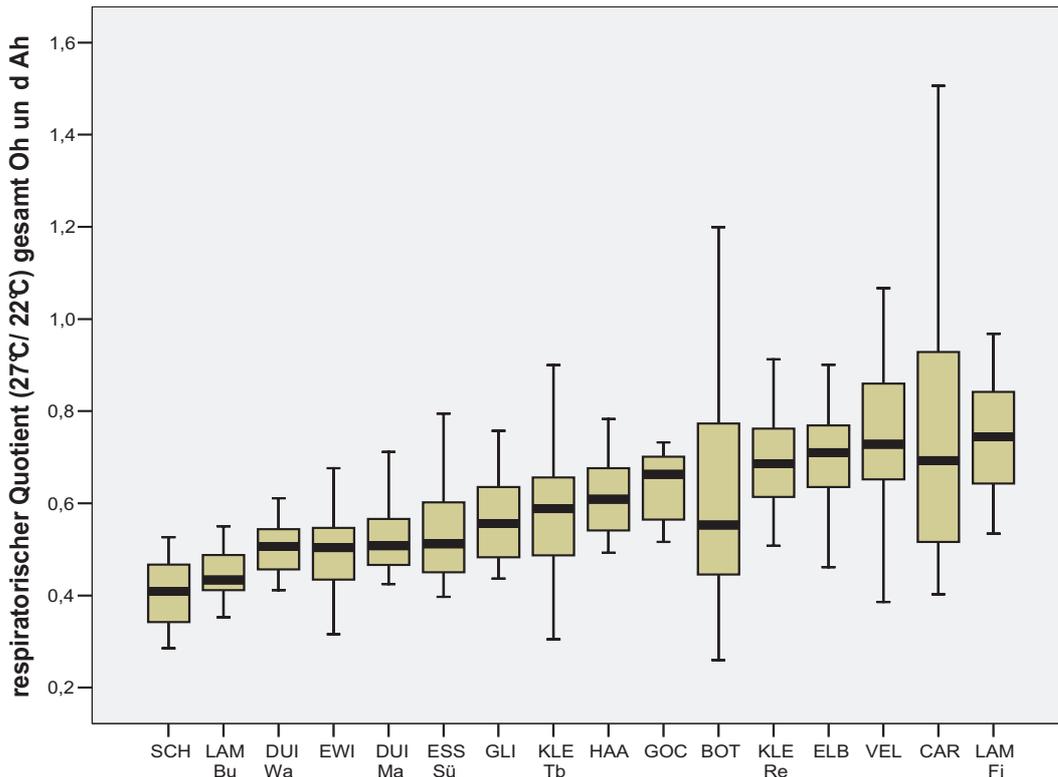


Abb. 55: Von links nach rechts zunehmende Ineffizienz der mikrobiellen Umsatzleistung auf Wald-BDF verdeutlicht durch einen ansteigenden respiratorischen Quotienten.

Dennoch können **zwischen den einzelnen Bodendauerbeobachtungsflächen** selbst bei gleicher Nutzung in einigen Fällen **signifikante Unterschiede** registriert werden. Eine Übersicht zum Vergleich des respiratorischen Quotienten aller Laubwaldflächen zeigt **Tabelle 31**.

Zwischen einigen Flächen zeichnen sich sehr deutliche Unterschiede ab, vor allem dort, wo bereits durch verschiedene Humusformen ein Unterschied in der biologischen Effizienz zu erwarten ist. So stellt Schwaney, eine Fläche mit Mull bis Moder als Humusform ohne Auflage, die niedrigsten Q_R -Werte unter den Laubwaldflächen. Eine vergleichende Darstellung zu Glindfeld (mit hauptsächlich Moder ohne Auflage) und zu Kleve-Rehsol (mit hauptsächlich Moder mit Auflage) zeigt dies anschaulich (**Abb. 56**).

Tab. 31: Signifikante Unterschiede des Q_R der Oh/Ah-Werte der Laubwaldflächen (Datenbasis 1995 – 2007).

	KLE Tb	KLE Re	GLI	HAA	SCH	DUI Wa	ESS Sü	BOT	CAR	LAM Bu	EWI	DUI Ma	GOC
Anzahl	35	42	24	33	21	15	24	30	19	24	18	21	24
Mittelwert	0,59	0,67	0,54	0,59	0,39	0,50	0,53	0,67	0,75	0,44	0,51	0,50	0,62
KLE Tb		*	n. s.	n. s.	***	n. s.	n. s.	n. s.	*	***	n. s.	*	n. s.
KLE Re	*		***	**	***	***	***	n. s.	n. s.	***	***	***	n. s.
GLI	n. s.	***		n. s.	***	n. s.	n. s.	n. s.	**	***	n. s.	n. s.	**
HAA	n. s.	**	n. s.		***	**	n. s.	n. s.	*	***	*	**	n. s.
SCH	***	***	***	***		***	***	***	***	*	***	***	***
DUI Wa	n. s.	***	n. s.	**	***		n. s.	*	**	**	n. s.	n. s.	***
ESS Sü	n. s.	***	n. s.	n. s.	***	n. s.		n. s.	**	***	n. s.	n. s.	**
BOT	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	***	*	n. s.		n. s.	**	*	*	n. s.
CAR	*	n. s.	**	*	***	**	**	n. s.		***	**	**	n. s.
LAM Bu	***	***	***	***	*	**	***	**	***		*	**	***
EWI	n. s.	***	n. s.	*	***	n. s.	n. s.	*	**	*		n. s.	**
DUI Ma	*	***	n. s.	**	***	n. s.	n. s.	*	**	**	n. s.		***
GOC	n. s.	n. s.	**	n. s.	***	***	**	n. s.	n. s.	***	**	***	

Fußnote: * = der Unterschied ist auf einem Niveau von 0,1 signifikant/ ** = der Unterschied ist auf einem Niveau von 0,05 signifikant/ *** = der Unterschied ist auf einem Niveau von 0,01 signifikant

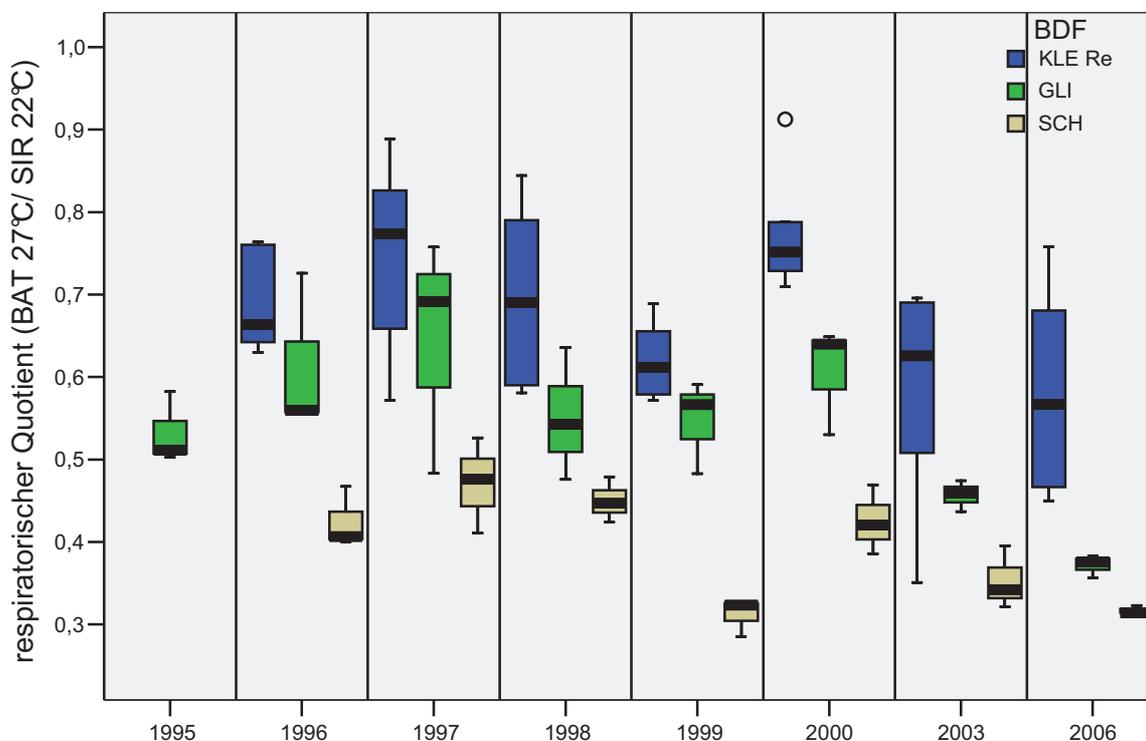


Abb. 56: Unterschiede beim respiratorischen Quotienten auf den BDF-Laubwaldflächen Glindfeld, Kleve-Rehse und Schwaney.

3.4 Zusammenfassung der Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen auf BDF

Eine vergleichende Betrachtung der 18 Standorte untereinander lässt Rückschlüsse auf die Abhängigkeiten der Bodenbiologie von den gegebenen Standortbedingungen zu. Demnach sind der pH-Wert, organischer Kohlenstoffgehalt, Nutzungsart (bzw. Bewuchs) und Bodenart dominante Faktoren bezüglich der Bodenorganismen und deren Stoffumsatzleistungen. Diese Zusammenhänge wurden bereits in verschiedenen Untersuchungsvorhaben herausgestellt. So bestätigen auch bodenmikrobiologische Untersuchungen anderer Bundesländer auf Bodendauerbeobachtungsflächen wie in Schleswig-Holstein (1999) und Baden-Württemberg (2008) diese standortbedingten Unterschiede. OBERHOLZER ET AL. (1999) stellen insbesondere die Abhängigkeit der bodenmikrobiologischen Aktivität von der Bodenart heraus. Auf Basis der Ergebnisse der Bodendauerbeobachtung in Nordrhein-Westfalen konnte für wichtige mikrobiologische Parameter eine Regressionsgleichung abgeleitet werden, mit der die mikrobiologischen Kenngrößen aus einfach verfügbaren bodenkundlichen Kenngrößen abgeschätzt werden können.

Bezüglich der Bodenfauna z. B. zeigen GRAEFE & BEYLICH (2007) eine deutliche Abhängigkeit der Bodenfauna von der Nutzung und der Bodenart auf. Anhand der BDF in Nordrhein-Westfalen lässt sich für die Anneliden eine Beziehung zur Nutzungsart, aber auch der Einfluss des pH-Wertes auf deren Zersetzergesellschaft erkennen. Obwohl BEYLICH (2001) einen Zusammenhang zwischen Bodenfauna und Schwermetall-Konzentrationen feststellt, ist hier jedoch ein Einfluss von Schwermetallen auf die Bodenorganismen für den Bereich der oben bereits erwähnten Schwermetall-Konzentrationen anhand der bisher vorliegenden Daten nicht nachweisbar.

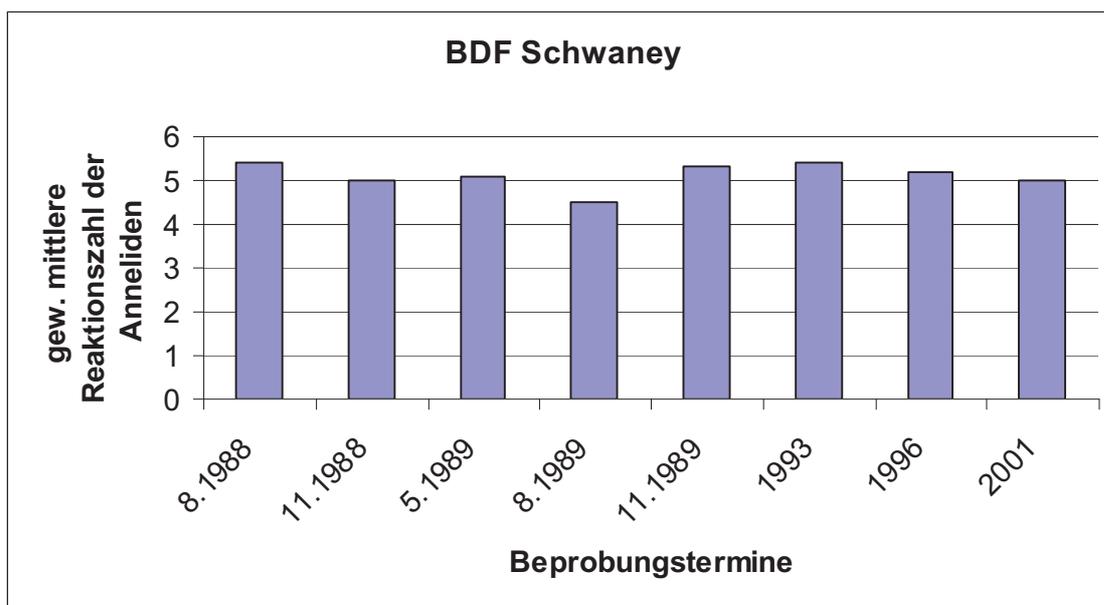


Abb. 57: Reaktionszahl der Anneliden bei 8 Beprobungen im Verlauf von 13 Jahren.

Gerichtete Zu- oder Abnahmen der bodenmikrobiologischen Aktivitäten können hier selbst auf Flächen, die seit 1995 bestehen und bis zu 10 Wiederholungsuntersuchungen aufweisen, nicht belegt werden. Einzelne Ausnahmen davon werden durch teils konträre Entwicklungen begleitender und in der Regel positiv korrelierender Parameter nicht bestätigt. Es stellt sich die Frage, ob die für die Bodendauerbeobachtung von OBERHOLZER UND HÖPER (2000) beschriebene notwendige Sensibilität der Messverfahren bzw. Messgrößen in Verbindung mit der Probenahmeungenauigkeit im ausreichendem Maß gegeben ist, um schleichende Veränderungen in einem überschaubaren Zeitraum von z. B. 30 Jahren feststellen zu können. Auch QUIRIN UND EMMERLING (2004) machen im Rahmen ihrer Auswertungen zu BDF in Schleswig-Holstein auf diese Problematik aufmerksam.

Bisher erfolgten im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms maximal 3 bodenfaunistische Beprobungen bei einer Laufzeit von 15 Jahren. Die daraus erhobenen Daten erlauben es daher noch nicht, Aussagen über signifikante Trends zu machen. Augenscheinlich jedoch sind in keinem Fall relevante Veränderungen der Artenzusammensetzung der einzelnen Flächen zu verzeichnen. Selbst bei einem Vorliegen von 8 Beprobungen, wie für die Bodendauerbeobachtungsfläche in Schwaney, die bereits vor Einrichtung der BDF bestand, können keine eindeutigen Veränderungen erkannt werden (**Abb. 57**). Es ist dabei nicht auszuschließen, dass durch die Wechselbeziehungen einer Vielzahl biotischer und abiotischer Faktoren auf die Bodenbiologie evtl. eintretende Trends überlagert werden. Es kann jedoch festgestellt werden, dass auf den Bodendauerbeobachtungsflächen die den äußeren Bedingungen der einzelnen Standorte entsprechenden Zersetzergesellschaften nach Graefe ermittelt werden können. Auf den stark sauren Waldstandorten herrscht demnach die Zersetzergesellschaft des Achaeta-Cognettietum vor. Nur auf der BDF Schwaney, einem Waldstandort mit noch nicht bis in eine Tiefe von 30 cm vorgedrungenen Versauerung unter pH 4, der eine weitgehend günstige Humusform und einen hohen Lehm- und Tonanteil aufweist, findet sich die Zersetzergesellschaft des Stercuto-Lumbricetum, die nach Graefe bei unversauerten Verhältnissen auch zu erwarten ist. Aufgrund weiterhin hoher Säureimmissionen dürfte auf dieser Fläche mittel- bis langfristig ein Übergang zur Zersetzergesellschaft Achaeto-Cognietum erfolgen. Auf zwei BDF (Everswinkel und Castrop) mit einem vergleichbaren pH-Wert-Gradienten und Laubwald auf Boden mit hohem Sandanteil hat sich dagegen nicht nur die pH-Wertabsenkung bereits bis zu 30 cm Tiefe verlagert, sondern es hat sich auch in Folge der daraus resultierenden zunehmenden Aluminiumtoxizität bereits das Achaeto-Cognietum durchgesetzt.

Eine relevante Abweichung zu der auf dem Standort einer Grünfläche zu erwartenden Zersetzergesellschaft wie auch der zu erwartenden bodenmikrobiologischen Aktivitätsleistungen zeigt sich bei der BDF Duisburg Biegerhof, einer Fläche im städtischen Ballungsraum mit erhöhten Schwermetallgehalten. Wie bereits im Kapitel zu den Ergebnissen der faunistischen Untersuchungen erläutert, stellt das Fehlen der mineralbodenbewohnenden Lumbriciden wie auch die Artenzusammensetzung der Enchyträen für Grünland- und Rasenflächen eine Auffälligkeit dar. Das

wird zusätzlich durch die im Vergleich zu den anderen hier untersuchten Grünlandflächen geringen mikrobiologischen Stoffumsatzleistungen bestätigt.

4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

4.1 Grundsätzliche Eignung der bodenbiologischen Untersuchungen für die Boden-Dauerbeobachtung in NRW

Messungen bodenbiologischer Kenngrößen ermöglichen es, die Stoffumsatzfunktion sowie die Lebensraumfunktion von Böden unmittelbar zu beschreiben und dabei auch Aussagen über das Zusammenspiel komplexer Umweltwirkungen zu treffen. Vergleichbare Aussagen können derzeit allein durch die Betrachtung abiotischer Hilfsgrößen nicht gemacht werden. Obgleich etablierte Systeme zur Bewertung bodenbiologischer Messergebnisse bislang noch weitgehend fehlen, ermöglicht die Bodendauerbeobachtung doch die Beobachtung der zeitlichen Entwicklung dieser Kenngrößen. Gravierende Veränderungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften in den Böden sowie der Stoffumsatzfunktion können somit erkannt werden. Die im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung ermittelten bodenbiologischen Ergebnisse können zudem als Referenzwerte für diese Böden betrachtet werden, auf die bei Schadensereignissen als Vergleichswerte für den Zustand „vor dem Ereignis“ zurück gegriffen werden kann.

Aus diesen Gründen sind bodenbiologische Untersuchungen grundsätzlich als eine sinnvolle Ergänzung zu den sonstigen Untersuchungen auf den BDF in NRW zu betrachten.

Die bisherigen Messungen haben aber auch gezeigt, dass nicht alle untersuchten Parameter auf allen Standorten sinnvoll sind und belastbare Ergebnisse liefern. Als Hauptproblem erwies sich dabei die starke Variabilität der Ergebnisse bei vielen Messgrößen, die den statistischen Nachweis zeitlicher Trends sehr erschwert. Als wesentliche Ursachen dieser Variabilität wurden vor allem Probleme bei der Probenentnahme identifiziert. Dass im Zeitraum 1995 bis 2007 bei den bodenbiologischen Parametern auf den BDF kaum statistisch signifikante zeitliche Trends feststellbar waren, kann u. a. auf diese ausgeprägte Variabilität zurück zu führen sein.

Auf Basis der bisherigen Erfahrungen und Ergebnisse werden im Folgenden einige Handlungsempfehlungen zur Optimierung der bodenbiologischen Untersuchungen auf den BDF in Nordrhein-Westfalen vorgestellt.

4.2 Handlungsempfehlungen

4.2.1 Empfehlungen zu Untersuchungsparametern und Bestimmungsmethoden

Bodenmikrobiologische Untersuchungen

Die Auswahl geeigneter bodenmikrobiologischer Untersuchungsparameter hängt insbesondere von der Art der Landnutzung ab. Aus den Ergebnissen der Dauerbeobachtung in NRW lassen sich folgende Empfehlungen ableiten:

(a) Waldnutzung

Unter Waldnutzung sollten in jedem Fall die folgenden bodenmikrobiologischen Kenngrößen erfasst werden:

- Basalatmung (BAT) bei 27 °C und 20 °C
- Substratinduzierte Respiration (SIR) bei 22 °C und 20 °C
- Respiratorischer Aktivierungskoeffizient (Q_R) bezogen auf BAT 27 °C und SIR 22 °C sowie bezogen auf BAT 20 °C und SIR 20 °C

Zusätzlich (fakultativ) kann ggf. der Quotient aus dem Sauerstoffverbrauch (aus der BAT-Bestimmung) und dem C_{org} -Gehalt betrachtet werden (in $mg\ O_2$ -Verbrauch / ($g\ C_{org} * h$)).

(b) Grünlandnutzung

Auf Grünlandflächen sollten folgende Kenngrößen erfasst werden:

- Basalatmung (BAT) bei 27 °C und 20 °C
- Substratinduzierte Respiration (SIR) bei 22 °C und 20 °C
- Respiratorischer Aktivierungskoeffizient (Q_R) bezogen auf BAT 27 °C und SIR 22 °C sowie bezogen auf BAT 20 °C und SIR 20 °C
- Verhältnis der mikrobiellen Biomasse (C_{mik}) zum Gehalt an organischer Substanz im Boden (C_{org})
- Dehydrogenaseaktivität (DHA)
- Argininammonifikation (ARG)

Fakultativ können zudem der o.g. Quotient aus dem Sauerstoffverbrauch (aus der BAT-Bestimmung) und dem C_{org} -Gehalt (in $mg\ O_2$ -Verbrauch / ($g\ C_{org} * h$)) sowie die Arylsulfataseaktivität herangezogen werden.

Zwar existieren für die Bestimmung der beschriebenen Parameter z. T. durch DIN- und ISO-Normen geregelte Verfahren; diese lassen aber häufig große Spielräume bei der genauen Vorgehensweise (z. B. bei der Probenvorbereitung oder auch den Analysenverfahren selbst) in der Praxis zu, wodurch eine erhebliche Variabilität der Ergebnisse möglich ist. Aus diesem Grunde müssen für Folgeuntersuchungen die hier beschriebenen und eingesetzten Verfahren genau übernommen werden (z. T. sind für diese Verfahren noch Standard-Arbeitsanweisungen zu erstellen). Dies ist besonders deshalb wichtig, da davon auszugehen ist, dass die Untersuchungen in Zukunft an externe – und möglicher Weise wechselnde – Labors vergeben werden müssen.

Bodenfaunistische Untersuchungen

Sowohl bei Wald- als auch bei Grünlandnutzung ist eine Erfassung der Individuenzahlen (Abundanzen, in Individuen pro m²) auf Artenebene zur Erfassung des Artenspektrums erforderlich. Auf den Wald-BDF sind dabei in jedem Fall die Enchyträen zu untersuchen. Fakultativ können auch die Lumbriciden betrachtet werden. Auf den Grünland-BDF sind die Lumbriciden in jedem Fall zu erfassen, während die Enchyträen fakultativ untersucht werden können.

4.2.2 Empfehlungen zu Standorten und zur Probenentnahme

Die große Variabilität der Ergebnisse wird für verschiedene mikrobiologische Messgrößen maßgeblich durch Probleme bei der Probenentnahme verursacht. Dies liegt vor allem daran, dass manche der untersuchten Waldstandorte sehr heterogene Verhältnisse im Hinblick auf das Auftreten und die Mächtigkeit von Auflagen- und Mineralbodenhorizonten aufweisen und z. T. noch durch anthropogene Störungen (z. B. Durchmischungen durch Windwurf im Wald) geprägt sind. Auf solchen „Problemstandorten“ ist es sehr schwierig, eine saubere Trennung zwischen der Auflage und dem Mineralboden durchzuführen, die aber für die Bestimmung mikrobiologischer Kenngrößen unabdingbar ist, da viele dieser Parameter stark von den C_{org}-Gehalten beeinflusst werden, die sich z. T. erheblich unterscheiden zwischen Auflage und Mineralboden. Die beschriebenen Probleme treten insbesondere bei Laub- und Mischwaldstandorten auf. Aus diesem Grunde wird empfohlen, auf folgenden Standorten in Zukunft auf die Untersuchung mikrobiologischer Kenngrößen zu verzichten: KLE Tb (Nr. 1.2), KLE Re (1.3), HAA (1.7), DUI Wa (1.9) ESS Sü (1.10), BOT (1.11), CAR (1.12), LAM Bu (1.13), EWI (1.14) und GOC (1.15).

Grundsätzlich kommt der sachgerechten Probenentnahme für die bodenmikrobiologischen Untersuchungen sehr große Bedeutung zu. Dies ist insbesondere dann wichtig, wenn die Probenentnahme an Dritte vergeben werden soll. Es ist dringend davon abzuraten, die Beprobung durch ständig wechselnde Auftragnehmer durchführen zu lassen. Falls die Beprobung nicht vom LANUV selbst durchgeführt werden kann, sollte diese zumindest durch eine kompetente Landeseinrichtung erfolgen, die eine gewisse Kontinuität und Vergleichbarkeit garantieren kann. Dafür kommt insbesondere der Geologische Dienst NRW infrage.

Für die bodenfaunistischen Untersuchungen erfolgt die Probenentnahme tiefenbezogen. Deshalb können diese Untersuchungen auch weiterhin auf allen Standorten durchgeführt werden. Wichtig ist, dass die Proben in den verschiedenen Jahren mehr oder weniger zum selben Zeitpunkt (im Jahresverlauf) entnommen werden. Aus Gründen der Vergleichbarkeit ist dabei bezgl. der Beprobung und Untersuchung höchstmögliche Kontinuität sicherzustellen.

4.2.3 Empfehlungen zum Untersuchungsturnus und zur praktischen Durchführung

Da die bodenmikrobiologischen Untersuchungen in vergleichsweise engen Zeitabständen erfolgten (anfangs jährlich, dann alle drei Jahre), liegt hier bereits eine Datenbasis vor, die als gute Grundlage für Entscheidungen zum weiteren Vorgehen zu betrachten ist. Bislang zeigten sich bei den untersuchten Parametern im Wesentlichen keine signifikanten zeitlichen Trends. Die Ergebnisse sind jedoch gut geeignet, den „Ist-Zustand“ der Böden im Hinblick auf diese Parameter zu beschreiben („Baseline“) und statistische Aussagen zur Variabilität der Messgrößen zu treffen. Da davon auszugehen ist, dass sich die betrachteten Messgrößen im Zeitverlauf nur sehr langsam verändern, sollte in Erwägung gezogen werden, die mikrobiologischen Untersuchungen in Zukunft in größeren Zeitabständen durchzuführen (z. B. alle 15 Jahre). Dies dürfte dann allerdings nicht in Form einer einzelnen Messung geschehen, sondern es sollten mindestens drei Messungen (z. B. im Abstand von 1-3 Jahren) erfolgen. Somit können langfristige Veränderungen der bodenmikrobiellen Parameter erkannt werden.

Falls zwischenzeitlich erhebliche Umweltbeeinträchtigungen auftreten sollten (z. B. durch Störfall bedingte Immissionen), können die mikrobiologischen Untersuchungen kurzfristig wieder aufgenommen werden. Die mikrobielle Aktivität im Zeitraum 1995 bis 2007 kann in solchen Fällen als Referenzzustand „vor dem Ereignis“ herangezogen werden.

Unbenommen ist zudem die Möglichkeit, bei speziellen aktuellen Fragestellungen (z. B. Auswirkungen der Waldkalkung auf bodenbiologische Kenngrößen) auf einzelnen, besonders geeigneten BDF Intensivuntersuchungen in engeren Zeitabständen durchzuführen.

Ein grundsätzliches Aufweiten des Untersuchungsturnus stellt gewisse Anforderungen an die Organisation der Durchführung. So ist es dafür besonders wichtig, das bisherige Vorgehen und die vorliegenden Ergebnisse detailliert und nachvollziehbar zu dokumentieren. Dies gilt insbesondere für die verwendeten Materialien und Methoden.

Bei den bodenfaunistischen Untersuchungen liegen bislang nur wenige Messwerte vor, um bereits jetzt abschließende Empfehlungen zum mittel- und langfristigen Vorgehen zu machen. Es wird daher empfohlen, diese so lange weiter zu führen, bis für alle Standorte mindestens drei Messwerte vorliegen (dies wird voraussichtlich im Jahr 2013 der Fall sein). Dann wird für alle BDF eine einigermaßen valide „Baseline“ für die betrachteten bodenfaunistischen Parameter vorliegen. Es wird daher empfohlen, nach Vorliegen dieser letzten 3. Beprobung eine gesonderte Auswertung zu den Anneliden auf BDF in Auftrag zu geben, die alle bisher noch fehlenden Daten umfasst.

5 Literatur

- ALEF, K. (1991): Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie/ ECOMED-Verlag
- ARBEITSGEMEINSCHAFT ALPEN-ADRIA (2001). Bodenbiologische Untersuchungsmethoden auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Empfehlung einer abgestimmten Vorgehensweise der Unterarbeitsgruppe „Bodenbiologie auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen“ der gemeinsamen Arbeitsgruppe „Bodenschutz“ der Arge Alpen-Adria. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.), München, Juli 2001.
- BARITZ, R. (2003): Humus Forms in Forests of the Northern German Lowlands. Geologisches Jahrbuch Reihe F, Heft SF3, Hannover.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR BODENKULTUR UND PFLANZENBAU (1997). Boden-Dauerbeobachtungsflächen – Bericht nach 10 jähriger Laufzeit 1985-1995. Teil III – Boden: Gefüge, Organische Substanz, Bodenorganismen, Vegetation. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau 6/97. München.
- BAUER, R. (2004). Endbericht an das Amt der Salzburger Landesregierung
- BENCKISER, G (1997): Fauna in soil ecosystems - recycling processes, nutrient fluxes and agricultural production
- BEYLICH, A. (2001): Untersuchungen an Enchytraeiden (Oligochaeta) zum Einfluss von Bodenfeuchte und pH-Wert auf die Toxizität von Schwermetallen im Freiland und in Laborversuchen. Dissertation, Freie Universität Berlin.
- BEYLICH, A. ET AL. (2006): Bodenschutz 2/06, Boden als Lebensraum für Bodenorganismen: Bewertung im Rahmen von Planungsprozessen
- BOUCHÉ, M. B. (1972): Lombricien de France. Écologie et Systématique. Institut National de la recherche Agronomique, Paris, 671 S.
- BREURE, A.M.; MULDER, C.; RÖMBKE, J. & RUF, A. (2005). Ecological classification and assessment concepts in soil protection. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62: 211-229.
- CURRY J P, 1998. Factors affecting earthworm abundance in soils. In: Edwards CA (ed) *Earthworm Ecology*. Lucy Press, Boca Raton, Florida, pp. 91-115.
- DULLAU, T.(1998): Definitionen der Kohlenstoffarten und Meßmethoden in: Materialsammlung des Fachgesprächs TOC in Feststoffen – Problematik des elementaren Kohlenstoffs im BEW Duisburg, LUA NRW
- DUNGER, W. & FIEDLER, H. J. (1989). Methoden der Bodenbiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- EHRMANN, O. ET AL. (2007). Erfassung und Bewertung von Regenwurmpopulationen – Vorschlag für ein mehrstufiges Bewertungsverfahren. UBA-Texte 34/07.
- FRÜND H.-C. & U. GRAEFE (1992): Enchytraen (Kleinringelwürmer) - Funktion, ökologische Ansprüche und Beeinflussung durch Bodenbewirtschaftung. *VDLUFA-Schriftenreihe* 35: 539-542
- GRAEFE, U. (1997). Auswirkungen unterschiedlicher Bodennutzungen auf das Bodenleben. *Bodenschutz heute – Materialien zum Bodenschutz der Arbeitsgruppe „Böden in Schleswig-Holstein“ der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. Band 2: 40-53.
- GRAEFE, U. (1999). Die Empfindlichkeit von Bodenbiozönosen gegenüber Änderungen der Bodennutzung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 89: 609-612.

- GRAEFE, U. & BELOTTI, E (1999). Strukturmerkmale der Bodenbiozönose als Grundlage für ein natürliches System der Humusformen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 88: 109-112.
- GRAEFE & BEYLICH (2007). Lumbriciden in der Bodendauerbeobachtung. UBA-TEXTE 34/07, ISSN 1862-4804: 33-53
- GRAEFE & BEYLICH (2007). *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 110: 745-746 (2007)
- GRAEFE & BEYLICH (2002). Christensen, B., Standen, V. (eds.): Proceedings of the 4th International Symposium on Enchytraeidae, Mols Laboratory, Denmark, 2-4 June 2000 (Newsletter on Enchytraeidae No. 7). *Natura Jutlandica, Occasional papers No. 2*, 2002
- GRAEFE, U.; GEHRMANN, J. & STEMPELMANN, I. (2001). Bodenzoologisches Monitoring auf EU-Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen. *Mitteilungen der Dt. Bodenkundl. Ges.* 96: 331-332.
- GRAEFE, U. (1998): Annelidenzönosen nasser Böden und ihre Einordnung in Zersetzergesellschaften. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundliche Gesellschaft* 88 S. 109-112.
- GRAEFE, U. & SCHMELZ, R.M. (1999). Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. *Newsletter on Enchytraeidae* 6: 59-67.
- GRAEFE, U. (2004): Das vertikale Verteilungsmuster der Kleinringelwurmzönose als Indikator der Prozessdynamik im Humusprofil, unveröffentlichter Vortrag im Rahmen des Workshops der DBG und der GfÖ in Witzenhausen.
- GRAEFLEIN, C. (2004). Inauguraldissertation: Parenterale Ernährung mit stabilitätsgeprüften, modularen Standardnährlösungen in der Neonatologie
- HÖPER, H. & KLEEFISCH, B. (2001). Untersuchungen bodenbiologischer Parameter im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen – Bodenbiologische Referenzwerte und Zeitreihen. *In: Niedersächsisches Amt für Bodenforschung (Hrsg.), Arbeitshefte Boden 2001/4*. 94 S. Hannover.
- KRÜCK, ST. (2007). Zielwertableitung für Lumbriciden. UBA-Texte 34/07, ISSN 1862-4804, 87-99.
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (2005). Umweltdaten aus Brandenburg. Bericht 2005.
- LANUV-FACHBERICHT 7 (2008). Bodenbelastungskarte Ruhrgebiet, ISSN 1864-3930
- LAVOIE, M. ET AL. (2003). Inferred effects of cloud deposition on forest floor nutrient cycling and microbial properties along a short elevation gradient. *Environmental Pollution* 121 (2003)
- LFU - LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1999. Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg – Untersuchungen ausgewählter organischer Schadstoffe und mikrobiologische Charakterisierung der Standorte. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 95 S.
- LUBW (2008). 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg
- BARTH ET AL. (2001). Materialien zum Bodenschutz, Bodenmonitoring in Sachsen
- METZGER, F. & HAAG, R. & STEMPELMANN, I. (2005). Bodendauerbeobachtung in NRW – Konzeption und Sachstand mit einem Anhang zu Standortbeschreibung, Karten und Kenndaten zu den Flächen.
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHER RAUM SCHLESWIG-HOLSTEIN (1999), Ergebnisse der biologischen Untersuchungen der Bodendauerbeobachtung

- OBERHOLZER ET AL. (1999). *Agribiol. Res.* 52, 2, 1999, Evaluation of soil quality by means of microbiological parameters related to the characteristics of individual arable sites
- OBERHOLZER, H. R. & HÖPER, H. (2000). *VDLFUA Schriftenreihe Bd. 55 Teil 2, Kongressband 2000*
- QUIRIN, M & EMMERLING, C. (2004). Gesamtgutachten zu bodenmikrobiologischen Untersuchungen an den BDF in Schleswig-Holstein im Zeitraum von 1995 bis 2002. Endbericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt in Schleswig-Holstein. Unveröffentlicht.
- RÖMBKE ET AL. (2000). UBA-Texte 6/00. Bodenbiologische Bodengüteklassen. ISSN 0722-186X
- RÖMBKE ET AL. (1997). Boden als Lebensraum für Bodenorganismen. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. ISBN 3-88251-251-2
- RÖMBKE ET AL. (2006). Zeitschrift Bodenschutz 4/06. Bodenwerte für den Pfad „Boden – Bodenorganismen“ für 19 Schadstoffe
- SAG – SONDERARBEITSGRUPPE INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ DER UMWELTMINISTERKONFERENZ (HRSG.) (1991). Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. *In: Arbeitshefte Bodenschutz 1 „Boden-Dauerbeobachtungsflächen“*; Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. München. 56 S.
- SCHINNER, F.; ÖHLINGER, R.; KANDELER, E. & MARGESIN, R. (1993). *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- SOMMER, M.; EHRMANN, O.; FRIEDEL J. K.; MARTIN, K.; VOLLMER, T. UND G. TURIAN (2002): Böden als Lebensraum für Organismen – Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*, Heft 63, Universität Hohenheim, Stuttgart.
- SOMMER, M.; EHRMANN, O.; FRIEDEL J. K. UND K. MARTIN (1999). Böden als Lebensraum für Organismen – I. Konzeptioneller Ansatz für ein Bewertungsverfahren. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellschaft*, Band 90, S. 720-722.
- P. SPÖRLEIN & M. JONECK (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT/ MARKTREDWITZ FEBRUAR 2003) – Methodvalidierung – Korngrößenbestimmung mittels Köhn und Sedigraph
Projekt: .Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze.
- TERRA NOSTRA 2003/6 KLIMAVARIABILITÄT. 6. DEUTSCHE KLIMATAGUNG 2003. Programm und Kurzfassungen der Vorträge. 22.-25. September 2003, Potsdam. – 473 S.
- TISCHER, S. (2007): Erfassung und Bewertung von Lumbricidenvorkommen. UBA-Texte 34/07. ISSN 1862-4804, 54-71.
- TISCHER, S. ET AL. (2002). *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Sonderheft 2/2002*
- UNI BONN (2008): Im Rahmen der Ausschreibung des Länderfinanzierungsprogramms im Bereich „Wasser, Boden und Abfall 2007“. Schlussbericht zur Bestimmung von elementarem Kohlenstoff in Böden und Bodenmaterialien

6 Anhang – Bodenbiologische Daten zu den einzelnen Flächen

- Anhang -

**Porträt der einzelnen Bodendauerbeobachtungsflächen aus
bodenbiologischer Sicht**

BDF- Nr.:	1.1 BDF Lammersdorf Fichte (LAM Fi)	103
BDF- Nr.:	1.13 BDF Lammersdorf Buche (LAM Bu).....	109
BDF- Nr.:	3.4 BDF Lammersdorf außerhalb Wald (LAM a).....	115
BDF- Nr.:	1.2 BDF Kleve Tannenbusch (KLE Tb)	116
BDF- Nr.:	1.3 BDF Kleve Rehsol (KLE Re).....	122
BDF- Nr.:	3.1 BDF Kleve außerhalb Wald (KLE a).....	128
BDF- Nr.:	1.4 BDF Velmerstot (VEL).....	129
BDF- Nr.:	1.5 BDF Elberndorf (ELB).....	135
BDF- Nr.:	1.6 BDF Glindfeld (GLI)	141
BDF- Nr.:	1.7 BDF Haard (HAA)	147
BDF- Nr.:	3.5 BDF Haard außerhalb Wald (HAA a).....	153
BDF- Nr.:	1.8 BDF Schwaney (SCH)	154
BDF- Nr.:	1.9 BDF Duisburg Stadtwald (DUI Wa).....	161
BDF- Nr.:	2.1 BDF Duisburg Mattlerbusch (DUI Ma)	167
BDF- Nr.:	2.2 BDF Duisburg Biegerhof (DUI Bi).....	173
BDF- Nr.:	1.10 BDF Essen Süd (ESS Sü).....	179
BDF- Nr.:	1.11 BDF Bottrop (BOT)	186
BDF- Nr.:	1.12 BDF Castrop-Rauxel (CAR)	192
BDF- Nr.:	1.14 BDF Everswinkel (EWI).....	198
BDF- Nr.:	1.15 BDF Goch (GOC)	204
BDF- Nr.:	3.2 BDF Lütkenberg (LÜK).....	210
Literatur:	216
Anhang:	217

BDF- Nr.: 1.1 BDF Lammersdorf Fichte (LAM Fi)

Standortcharakterisierung

Lage:	Eifel, Kreis Aachen (TK 25 Blatt 5303 Roetgen, Eifel), Höhe: 560 - 570 m ü. NN (montane Höhenstufe)
Klima:	6 - 7° C und 1100 mm Niederschlag im langjährigen Jahresdurchschnitt (Station Kalltalsperre)
Flächennutzung:	Nadelwald (Abb. 1.1.1)
Vegetation:	<i>Picea abies</i> (Fichte) und in der Krautschicht <i>Deschampsia flexuosa</i> (Drahtschmiele), <i>Calluna vulgaris</i> (Besenheide) und <i>Vaccinium myrtillus</i> (Heidelbeere) als typische Säurezeiger.
Bodentyp/Bodenform:	Braunerde-Pseudogley, stark podsolig, entstanden aus holozänen Umlagerungsprodukten, über Solifluktsdecke (Weichsel-Kaltzeit, Pleisto- zän) über Phyllit (Kambrium). Physiologische Gründigkeit (Durchwurzelbarkeit) mit 4-8 dm mittel; mittlere Vernässung durch Stauwasser.
Bodenart:	schluffiger Lehm
Humusform:	feinhumusarmer rohhumusartiger Moder mit mäßigen Zersetzungsbedingun- gen, Mächtigkeit: im Mittel 6,5 (2002) bis 8 (1997) cm (Abb. 1.1.2)
Nährstoffversorgung:	basenarm, pH (CaCl ₂) bis 10 cm Tiefe 2,8-3,0 (Eisen-Pufferbereich)
Hydromorphie:	mäßig bis schwach staunass, nFK: 121 l/m ³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
Belastungssituation:	Fläche fernab von Punktemittenten; jedoch erhöhte Belastung durch diffuse atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (Tab. 1.1.1).
Sonstiges:	Asche- und Holzkohlepartikel im Of, vermutlich infolge eines Vegetations- feuers 1944

Tab. 1.1.1: Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Sept. 1996 (mg/ kg TS)

LAM Fi pH 3,0 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	120	939	0,74	49
Mineralboden (0 - 10 cm)	38	271	0,75	16



Abb. 1.1.1 (links): Standort unter Fichte in Lammersdorf **Abb. 1.1.2 (rechts):** Bodenprofil der oberen 20 cm.

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstaufnahme fand 1997 und die Wiederholungsuntersuchungen im Jahr 2002 und 2007 statt. Bei der Erstaufnahme konnten keine Regenwürmer nachgewiesen werden (**Tab. 1.1.2**). Im Rahmen der Wiederholungsuntersuchungen konnten, vermutlich auch infolge positiver Witterungsverhältnisse vor der Beprobung, epigäische Regenwurmarten (*Lumbricus rubellus* und *Dendrobaena octaedra*), festgestellt werden, deren Vorkommen auf einer Fläche unter Nadelwald auch zu erwarten ist.

Tab. 1.1.2 Bodeneafaunistische Kennzahlen der Untersuchungen in Lammsdorf (Fichte) von 1997, 2002 und 2007.

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschaftstyp	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1997	0	0	97.785	5	Achaeto-Cognettietum	2,1	5,0
2002	2,64	14	162.414	8		2,5	5,0
2007	1,10	20	212.784	8		2,5	5,0

Bei einem Vorkommen von 5 Arten aus vier Gattungen von Kleinringelwürmern dominierten bei den beiden ersten Probenahmen die säuretoleranten Arten *Marionina clavata* und *Cognettia sphagnetorum*. *M. clavata* war dabei gleichmäßig über alle Tiefenstufen verteilt. *C. sphagnetorum* trat vor allem in der obersten Tiefenstufe (0-2,5 cm) auf, während die anderen Arten in größerer Tiefe entsprechend ihrer Einnischung vorkamen (**Abb.1.1.3**). Der ausgeglichene Wasserhaushalt bei der Wiederholungsbeprobung 2002 führte bei diesen Arten zu einer überproportionalen Zunahme der Abundanz von fast 98.000 auf etwa 162.000 Individuen/m² und damit zu hohen biologischen Aktivitäten in den austrocknungsgefährdeten obersten 2,5 cm des Mineralbodens. Eine Veränderung des Artenspektrums konnte 2007 festgestellt werden. Der Säurezeiger *Achaeta Monicae* dominierte mit einem Anteil von 49 %. Mit dem Fehlen anözischer und endogäischer Regenwurmarten [4] und dem ausnahmslos vorkommenden starksäure- oder säureanzeigenden Kleinringelwürmern trägt die Zersetzer-gesellschaft von LAM Fi die Charakterarten der für Wälder mit Moder-Humusformen typischen Assoziation Achaeto-Cognettietum. Dabei stellt *Cognettia sphagnetorum* die Ordnungscharakterart der Cognettietalia dar, welche die Zersetzer-gesellschaft auf sauren Standorten mit Auflagehumus prägt.

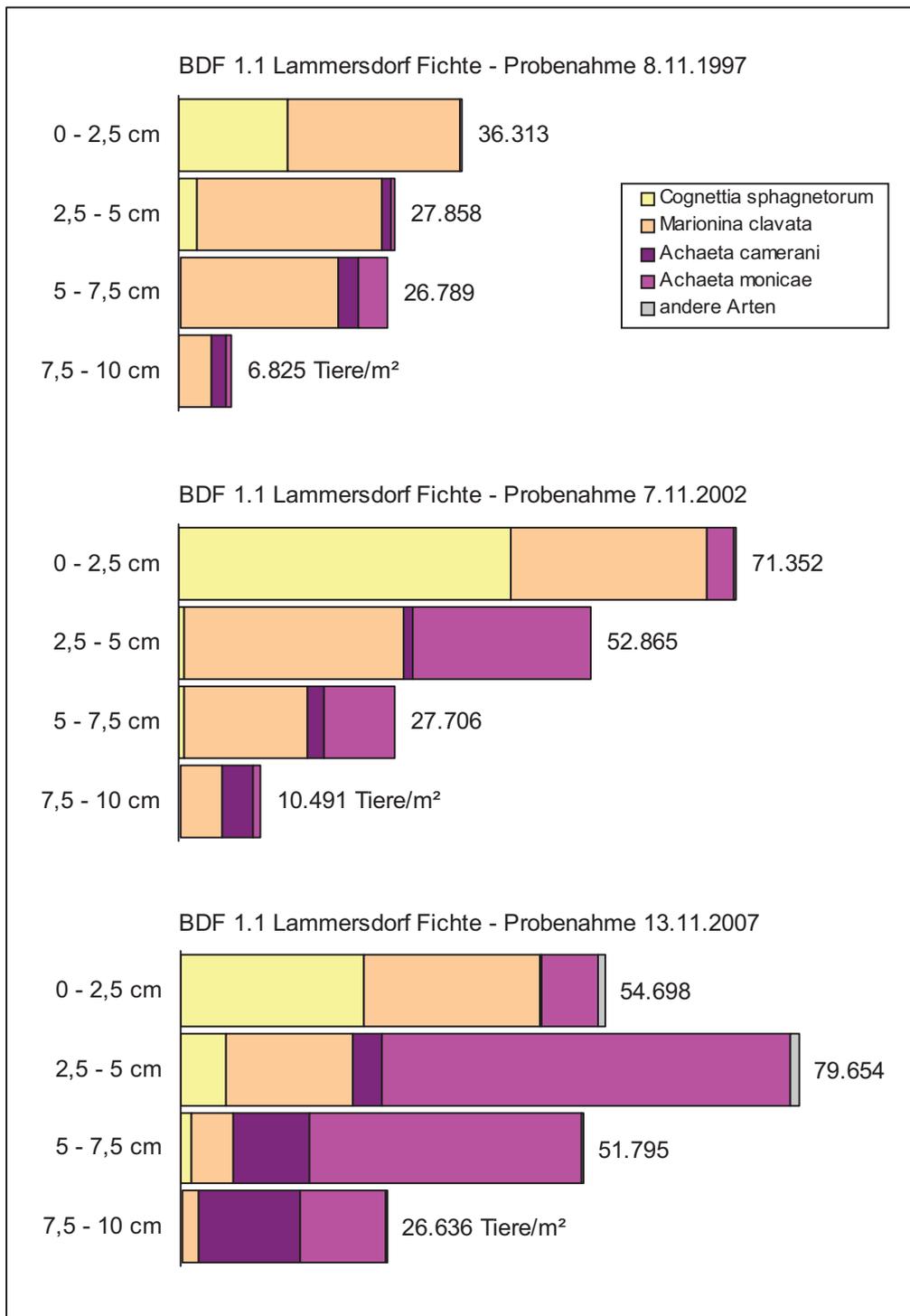


Abb. 1.1.3: Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Lammersdorf Fichte.

Der Schwerpunkt der biologischen Aktivität liegt, wie auch aus **Abb.1.1.3** erkennbar, im Of-Horizont der Humusauflage(etwa 0,5 bis 3 cm Tiefe), während der versauerte Mineralboden aufgrund des potentiellen Stresses durch die toxische Wirkung des gelösten Aluminiums von den Anneliden gemieden wird (**Abb. 1.1.4**).

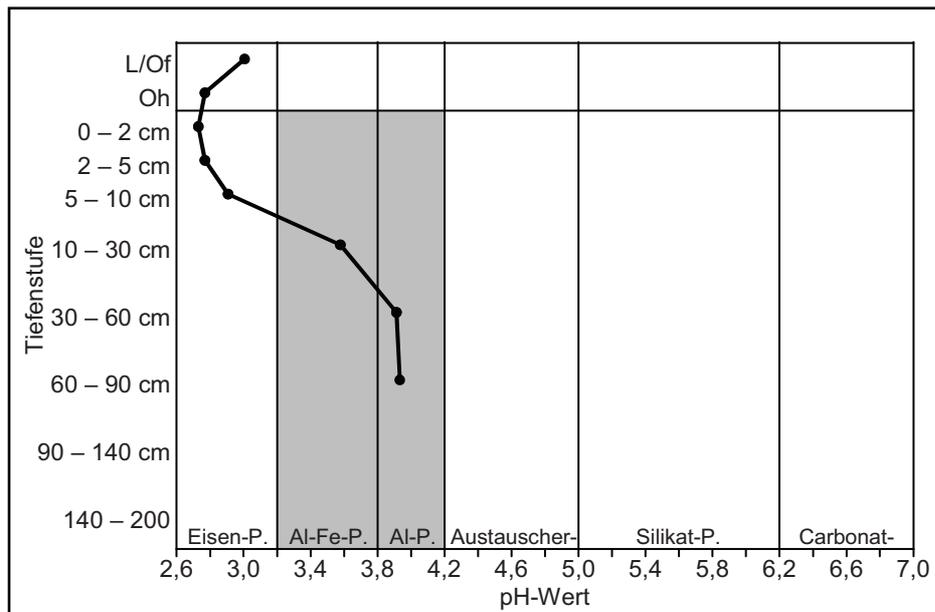


Abb. 1.1.4: Tiefengradient des pH-Werts (CaCl₂) auf der BDF Lammersdorf Fichte Der schattierte Bereich (Al- und Al-Fe-Pufferbereich) deutet auf potentiellen Stress durch Aluminium-Toxizität für mineralbodenbewohnende Anneliden

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die Fläche in Lammersdorf Fichte ist seit 1996 im Jahr 2006 zum siebten Mal untersucht worden. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die substratinduzierte Respiration (SIR) weist im Ah-Horizont für die Flächen mit lehmigem Ausgangssubstrat nach Elberndorf die niedrigsten Werte auf. Insgesamt variiert sie im Ah-Horizont seit Untersuchungsbeginn zwischen 0,69 und 0,78 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ (Jahresmittelwerte), was als vergleichsweise niedrig einzustufen ist. Auf dieser Fläche sind zwischen den einzelnen Untersuchungsterminen keine gravierenden Schwankungen zu vermerken. Im Oh-Horizont hingegen variieren die Werte auf einem höheren Niveau zwischen 2,17 und 3,04 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹, was auch nach der internen Klassifikation für Oh-Horizonte als hoch zu bewerten ist. Die höhere mikrobielle Aktivität in der Humusaufgabe ist durch höhere Gehalte von leicht verfügbarer organischer Substanz zu begründen. Die **Basalatmung (BAT)** im Oh-Horizont blieb kontinuierlich innerhalb eines hohen Niveaus von 2,14 bis 1,62 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und im Ah-Horizont in einem als hoch bis durchschnittlich zu bewertenden Bereich (0,76 – 0,42 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹). Der **respiratorische Aktivierungsquotient (Q_R)** im Oh bewegt sich im gesamten Untersuchungszeitraum auf der Grenze zwischen einem mittlerem und hohen Wertebereich, was auf einen relativ unausgeglichene, ineffizienten mikrobiellen Energiehaushalt schließen lässt und typisch für rohhumusartige Moder-Humusaufgaben ist. Der Anteil der aus des SIR berechneten mikrobiellen Kohlenstoffs am gesamten organischen Kohlenstoff (**C_{mic}/C_{org}-Verhältnis**) kann mit durchschnittlich 2,2 mg C_{mic}/ C_{org} nach SOMMER et al.

[77] als niedrig für Waldböden und nach der bisherigen LUA-Datenbasis als niedrig bis mittel bewertet werden (siehe Tab. 1.1.3).

Tab. 1.1.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe
1996	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
1997	3,04	0,78	2,14	0,76	0,70	0,98	2,7	1,8	3,0	3,0	31,7	12,1
1998	2,54	0,72	1,80	0,63	0,71	0,88	2,7	1,2	2,9	3,0	26,6	16,3
1999	2,52	0,69	2,24	0,42	0,89	0,61	2,1	2,3	2,8	3,0	33,2	8,5
2000	2,17	0,69	1,78	0,44	0,82	0,65	2,1	2,1	2,9	3,0	29,0	9,1
2003	2,19	0,78	1,62	0,45	0,74	0,58	1,9	2,3	2,9	3,0	32,4	9,4
2006	2,77	1,07 ^b	1,95	0,51	0,71	0,47	2,1	2,8	2,9	3,0	36,9	10,9
arith. Mittel	2,53	0,73	1,92	0,54	0,76	0,69	2,3	2,1	2,9	3,0	31,6	11,1
Standard- abweichung	0,34	0,05	0,24	0,14	0,08	0,19	0,3	0,5	0,05	0,02	3,6	2,9

^b Der Wert ist gemäß Ausreißertest nach Grubbs zu eliminieren. Er wurde für die Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt.

^c Auf Grund des Corg-Gehaltes (Oh < 15 % Corg bzw. Ah > 15 % Corg, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprobt wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

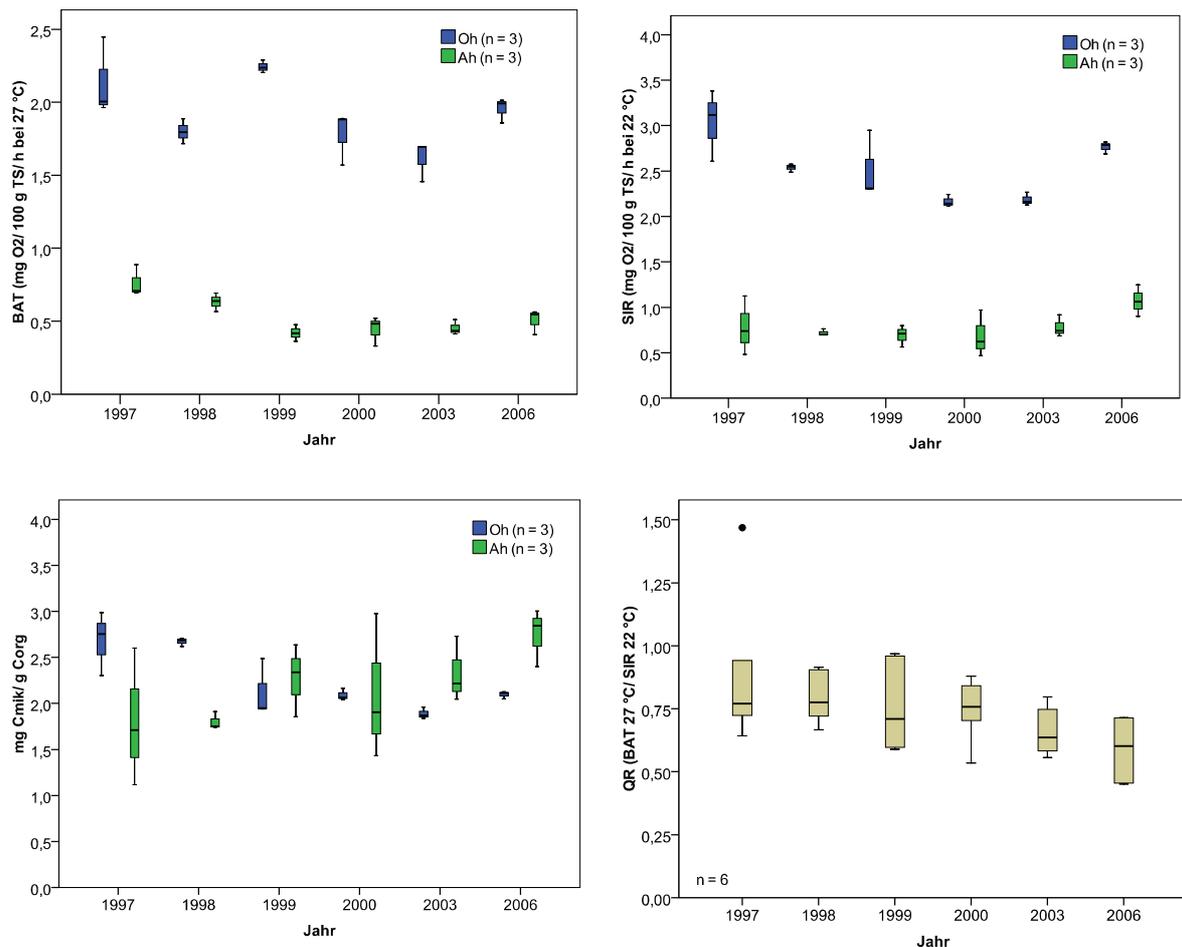


Abb. 1.1.5 – 8: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf LAM Fi. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt. Einzelne Kreise markieren Ausreißer.

Niedrige pH-Werte sowie erhöhte **Schwermetallgehalte** können sich auf dieser Fläche zusätzlich negativ auf die auf Störungen hinweisenden hohen Q_R -Werte auswirken. Die Bleigehalte der Humusauflage und des Ah-Horizonts bis zu einer Tiefe von 5 cm überschreiten sowohl den Vorsorgewert für Blei ($70 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ bei Schluff/Lehm), als auch den von WILKE et al. [8] vorgeschlagenen Prüfwert für den Pfad Boden/Bodenorganismen ($250 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ bei allen Bodenarten). Im Oh-Horizont wurde ein Pb-Gehalt von $939 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ nahe an dem Prüfwert von $1000 \text{ mg Pb kg}^{-1} \text{ TS}$ für Park- und Freizeitanlagen für den Direktpfad gemessen. Im Oh-Horizont überschreiten auch die Kupfergehalte mit $48,6 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ TS}$ den Vorsorgewert und Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen nach WILKE et al. [8] von $40 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ TS}$.

Zusammenfassung

Auf diesem immissionsbeeinflussten Nadelwaldstandort in Mittelgebirgslage sind im bisherigen Untersuchungszeitraum insgesamt keine eindeutigen Veränderungen des biologischen Bodenzustands erkennbar. Bei den Anneliden wurde die für saure Waldböden mit Humusauflage typische Zersetzer-gesellschaft Achaeto-Cognettietum mit geringem Artenreichtum aber dafür relativ hohen Artenzahlen festgestellt. Die mikrobielle Aktivität ist im Durchschnitt als mittel einzustufen. Einige Hinweise auf Stress (hohe BAT und hohe Q_R) können mit der Belastung durch Blei und Kupfer bei gleichzeitig sehr niedrigen pH-Werten in Verbindung stehen.

BDF- Nr.: 1.13 BDF Lammersdorf Buche (LAM Bu)

Standortcharakterisierung

Lage: Eifel, Kreis Aachen (TK 25 Blatt 5303 Roetgen, Eifel),
Höhe: 435 - 460 m ü. NN, nordexponierter Hang

Klima: 6 - 7° C und 1100 mm Niederschlag im langjährigen
Jahresdurchschnitt (Station Kalltalsperre)

Flächennutzung: Laub-Mischwald (s. **Abb.1.13.1**), zum Zeitpunkt der Erstbeprobung war der
Bestand etwa 60 Jahre alt

Vegetation: *Fagus sylvatica* (Rotbuche), *Quercus robur* (Stieleiche, Altholz), vereinzelt
Picea abies (Fichte)

Bodentyp/Bodenform: Pseudogley, stark podsolig, entstanden aus holozänen Umlagerungsprodukten,
über Solifluktsdecke (Weichsel-Kaltzeit, Pleistozän) über Phyllit (Kambri-
um).
Physiologische Gründigkeit (Durchwurzelbarkeit) mit 4-8 dm mittel; mittlere
bis starke Vernässung durch Stauwasser.

Bodenart: schluffiger Lehm

Humusform: Moder mit mäßig günstigen Zersetzungsbedingungen, Mächtigkeit: 4 - 5 cm,
positive Entwicklungstendenz der Humusform infolge der Kalkung vor 1997

Nährstoffversorgung: basenarm, pH (CaCl₂) bis 10 cm Tiefe 3,5-3,7 (Eisen-Pufferbereich)

Hydromorphie: mäßig staunass, nFK: 120 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)

Belastungssituation: Fläche fernab von Punktemittenten; jedoch erhöhte Belastung durch diffuse
atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Tab.1.13.1**)

Tab. 1.13.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Nov. 1999 (mg/ kg TS).

LAM Bu pH 3,6 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	136	751	1,01	51
Mineralboden (0 – 10 cm)	59	183	0,31	14



Abb. 1.13.1: Mischwaldstandort der BDF in Lammersdorf Buche (Lam Bu)

Bodenzoologische Charakterisierung

Die Regenwurmpopulation ist auf diesem bisher im Rahmen des Boden-Dauerbeobachtungsprogramms zweimalig 1999 und 2004 bodenzoologisch untersuchten Standort vergleichsweise arten- und individuenreich. Sie positioniert sich zwischen den etwas artenreicheren Flächen der Waldstandorte im Ruhrgebiet, die zum Teil gekalkt wurden. Zwei epigäische Arten, *Dendrodrilus rubidus* und *Lumbricus rubellus*, wurden 1999 nachgewiesen. Anecische und endogäische Arten traten nicht auf. 2004 wurde an Stelle von *Dendrodrilus rubidus* die ebenfalls epigäische Art *Dendrobaena octaedra* gefunden mit einer mittleren Siedlungsdichte von insgesamt 10 Regenwürmern pro Quadratmeter. Der Regenwurmbesatz bleibt somit unverändert auf einem niedrigen Niveau (**Tab. 1.13.2**)

Tab. 1.13.2 Zoologische Kennwerte aus den verschiedenen Untersuchungsjahren

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschaftstyp	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1997 *	0,65	10,4	26.585	8	Achaeto-Cognettietum	2,8	5,0
1999	1,42	10	60.301	15		3,5	5,2
2004	4,14	10	90.757	19		3,8	5,1

* Die Untersuchung von 1997 wurde im Auftrag der LÖBF (ehemalige LÖLF NRW) durchgeführt.

Das Artenspektrum der Enchyträen ist mit 13 Arten aus 8 Gattungen 1999 breiter gefächert als auf der BDF in Lammersdorf mit Fichtenforst. Die häufigsten Arten sind *Achaeta affinoides* und *Achaeta camerani*. 2004 wurden sogar insgesamt 17 Arten und eine mittlere Siedlungsdichte von 90.757 Tieren/m² festgestellt. Neben den häufigsten Arten von 1999 treten 2004 auch *Cognettia sphagnetorum*, *Marionina clavata* und weniger häufig *Achaeta aberrans* und *Oconnorella cambrensis* auf. Die Zunahme der Siedlungsdichte bei den Kleinringelwürmern um ein Drittel liegt vermutlich im Bereich natürlicher witterungsbedingter Schwankungen. Das Feuchtezeigerspektrum besteht fast ausschließlich aus Frischezeigern. Die Reaktionszahlen reichen über das Spektrum von säuretoleranten Starksäurezeigern bis hin zu Mäßigsäurezeigern. Die 2004 neu hinzugekommenen Arten verschieben das Reaktionszeigerspektrum und die mittlere Reaktionszahl geringfügig in den weniger sauren Bereich. Der Zersetzergesellschaftstyp auf Assoziationsebene ist das Achaeto-Cognettietum, welches hier als Variante mit Mäßigsäurezeigern wie *Achaeta affinoides* ausgebildet ist. Die hohe Anzahl an Mäßigsäurezeigern erklärt sich vermutlich durch eine 1994 erfolgte Kalkung des Standorts. Der Schwerpunkt der biologischen Aktivität liegt auf dieser Fläche im Oh-Horizont der Humusauflage, während der versauerte Mineralboden aufgrund der toxischen Wirkung des gelösten Aluminiums gemieden wurde. 2004 ist der Oh-Horizont im Durchschnitt etwas geringmächtiger als 1999. Grund dafür könnte ein infolge von Windwurf zugenommener Lichteinfall sein, der durch stärkere Bodenerwärmung vermutlich zu einem beschleunigten Abbauprozess in der Humusauflage geführt hat. Bei der Untersuchung 2004 findet sich eine stärkere Konzentration der Kleinringelwürmer in den oberen Tiefenstufen (s. **Abb. 1.13.2**), was vermutlich mit einer besseren Durchfeuchtung 2004 in diesem austrocknungsgefährdeten Bereich zusammenhängt. Die Siedlungsdichte und Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer von 2004 kann als repräsentativ für den trockenstressfreien Normalzustand dieses Standorts betrachtet werden.

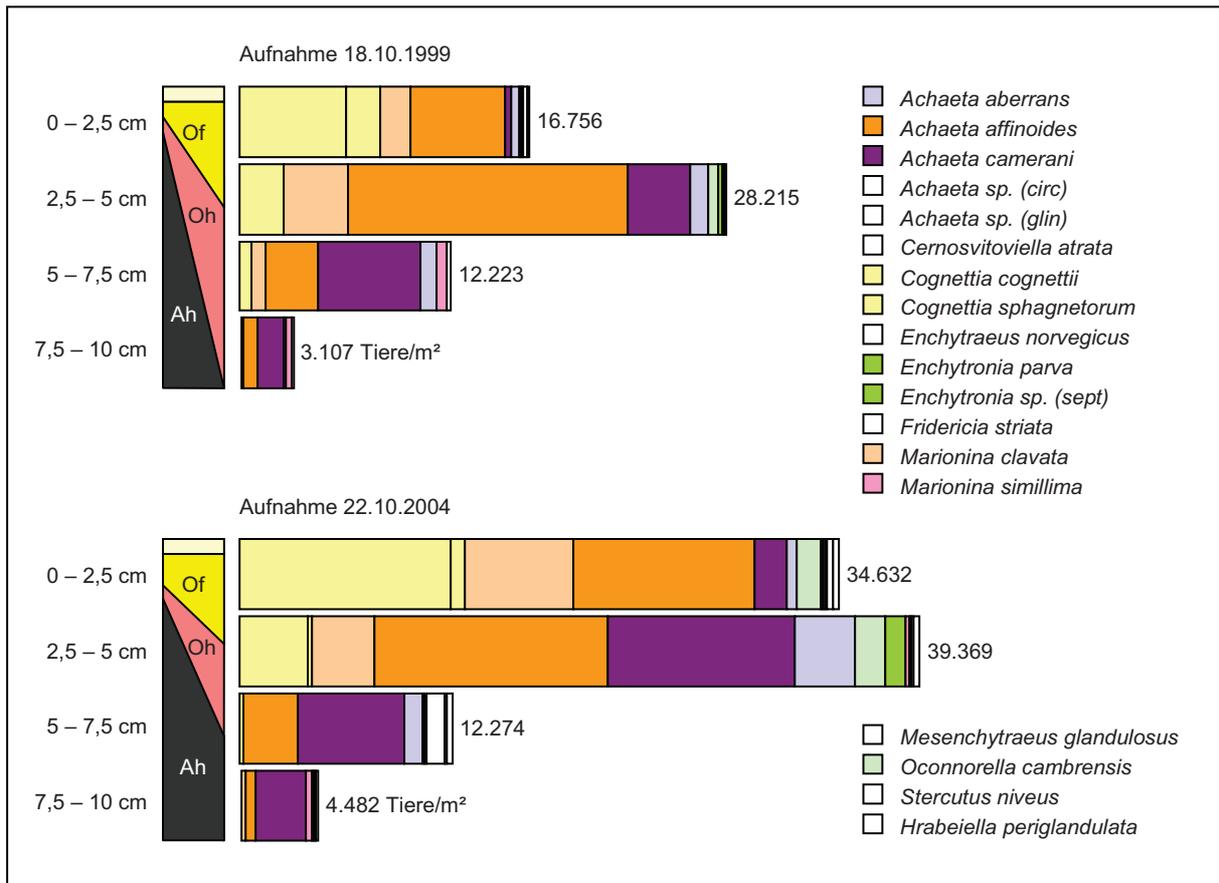


Abb. 1.13.2: Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Lammersdorf Buche.

Als Frühzeichen für eine Verbesserung der Humusform kann das 2004 erstmalige Auftreten der Kleinringelwurmart *Stercutus niveus* gedeutet werden, da diese Art überwiegend in Wäldern mit Mull-Humusformen vorkommt. Der Gesamtzustand der Bodenbiozönose hat sich hingegen zwischen 1999 und 2004 kaum verändert. Er entspricht den früher gemessenen pH-Werten und dem zu erwartenden chemischen Zustand im Oberboden.

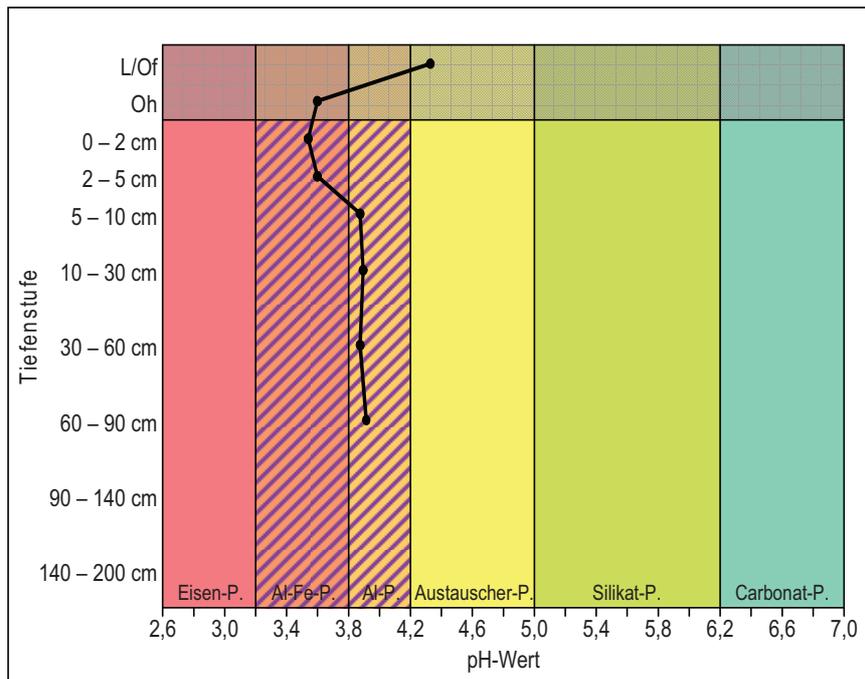


Abb. 1.13.3 : Tiefengradient des pH-Werts (CaCl₂) auf der BDF Lammersdorf Buche, der schraffierte Bereich (Al- und Al-Fe-Pufferbereich) bedeutet potentiellen Stress durch Aluminium-Toxizität für mineralbodenbewohnende Anneliden.

Abb. 1.13.3 stellt den Tiefengradienten des pH-Werts auf der Fläche dar. Der lehmige Boden erscheint ein höheres Artenpotenzial zu ermöglichen als beispielsweise der sandige Pseudogley in Everswinkel. Diese Annahme lässt sich durch die Zunahme des Artenpools nach der Kalkung ab 1997 vermuten.

1997 wurde eine etwa 100 m entfernte Level II-Fläche im Auftrag der LÖBF bodenzoologisch untersucht, die zum Vergleich mit in die Datensammlung des BDF-Programms aufgenommen wurde.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Seit 1999 wurde die Fläche in Lammersdorf mit Buchenbestand sechs Mal untersucht, wobei die Proben des Jahres 2001 nicht in die Auswertung aufgenommen werden, da hier der als Ah-Horizont entnommene Boden einen zu hohen organischen Kohlenstoffanteil aufwies um als Mineralboden eingestuft zu werden. Dies kann als ein Indiz für eine nicht sachgemäße Probenentnahme gewertet werden. Die Horizontstruktur dieser Fläche ist von gravierenden Störungen geprägt, so dass eine Probenahme erschwert ist. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die **SIR** liegt nach LANUV-Datenbasis auf hohem Niveau. Insgesamt variiert die SIR im Oh zwischen 2,84 und 4,57 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und im Ah-Horizont zwischen 1,03 und 1,51 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Nach den Waldflächen auf carbonathaltigen Ausgangssubstraten in Schwaney und Glindfeld wurde in Lammersdorf Buche die höchste substratinduzierte Atmung gemessen. Es handelt sich also um einen Standort, der für Waldböden reich an mikrobieller Biomasse ist. Die mikrobielle Aktivität, die anhand der **Basalatmung (BAT)** quantifiziert werden kann, liegt auf einem mittleren bis hohem

Niveau. Insgesamt variiert die BAT im bisherigen Untersuchungszeitraum im Oh-Horizont der Humusaufgabe zwischen 1,29 und 2,32 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und im Ah-Horizont des Mineralbodens zwischen 0,46 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und 0,83 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹, was auf eine verstärkte Mineralisierung in Folge der Kalkung zurückzuführen sein kann.

Der **respiratorische Aktivierungsquotient (Q_R)** war zu allen Untersuchungsterminen vergleichsweise niedrig, was auf einen ausgeglichenen Zustand einer effizient arbeitenden mikrobiologischen Bodengesellschaft schließen lässt. Mit QR-Werten zwischen 0,43 und 0,51 im Oh kann der Boden sogar als sehr positiv für die Humusform Moder bewertet werden. Auch die Werte im obersten Horizont des Mineralbodens sind mit einem Streubereich der Mediane von 0,38 bis 0,62 als niedrig bis mittel und somit positiv zu beurteilen. Die für Wald noch gemäßigten pH-Werte zwischen 3,6 und 3,7 belasten hier diesen ausgeglichenen naturhaushaltlichen Zustand der Bodenbiozönose nicht.

Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** liegt zwischen 3,4 und 5,9 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} und ist als hoch zu bewerten. Die Werte zeigen an, dass auf dieser Fläche der Anteil des mikrobiellen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoff hoch ist und die anfallende Streu bzw. die organische Substanz in den Ah-Horizonten eine relativ leicht verfügbare C- und Energiequelle für die Mikroorganismen darstellt und relativ zügig abgebaut wird (**Tab. 1.13.3**).

Tab. 1.13.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah
1999	4,47	1,03	1,93	0,46	0,43	0,44	5,4	4,1	3,7	3,6	23,30	7,11
2000	4,57	1,35	2,32	0,83	0,51	0,62 ^b	5,3	4,1	3,7	3,6	24,20	9,28
2001	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
2002	2,84	1,51	1,29	0,59	0,45	0,39	3,4 ^a	3,7 ^a	3,5	3,6	21,90 ^a	11,33 ^a
2003	3,78	1,24	1,75	0,54	0,46	0,44	4,9	4,1	3,6	3,7	21,70	8,40
2006	- ^d	3,01 ^b	- ^d	1,14	- ^d	0,38	- ^d	5,9	3,5	3,6	34,33 ^b	14,17
arith. Mittel	3,91	1,28	1,82	0,71	0,46	0,41	5,2	4,6	3,6	3,6	23,1	9,7
Standard- abweichung	0,80	0,20	0,43	0,28	0,03	0,03	0,3	0,9	0,1	0,0	1,3	3,1

^a Der Wert wurde auf Grundlage der C_{org}-Bestimmung mittels Glühverlust generiert.

^b Der Wert ist gemäß Ausreißertest nach Grubbs zu eliminieren. Er wurde für die Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt.

^c Auf Grund des C_{org}-Gehaltes (Oh < 15 % C_{org} bzw. Ah > 15 % C_{org}, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprobt wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

^d Wegen der geringen Mächtigkeit des Oh-Horizonts wurde auf eine Probenahme verzichtet.

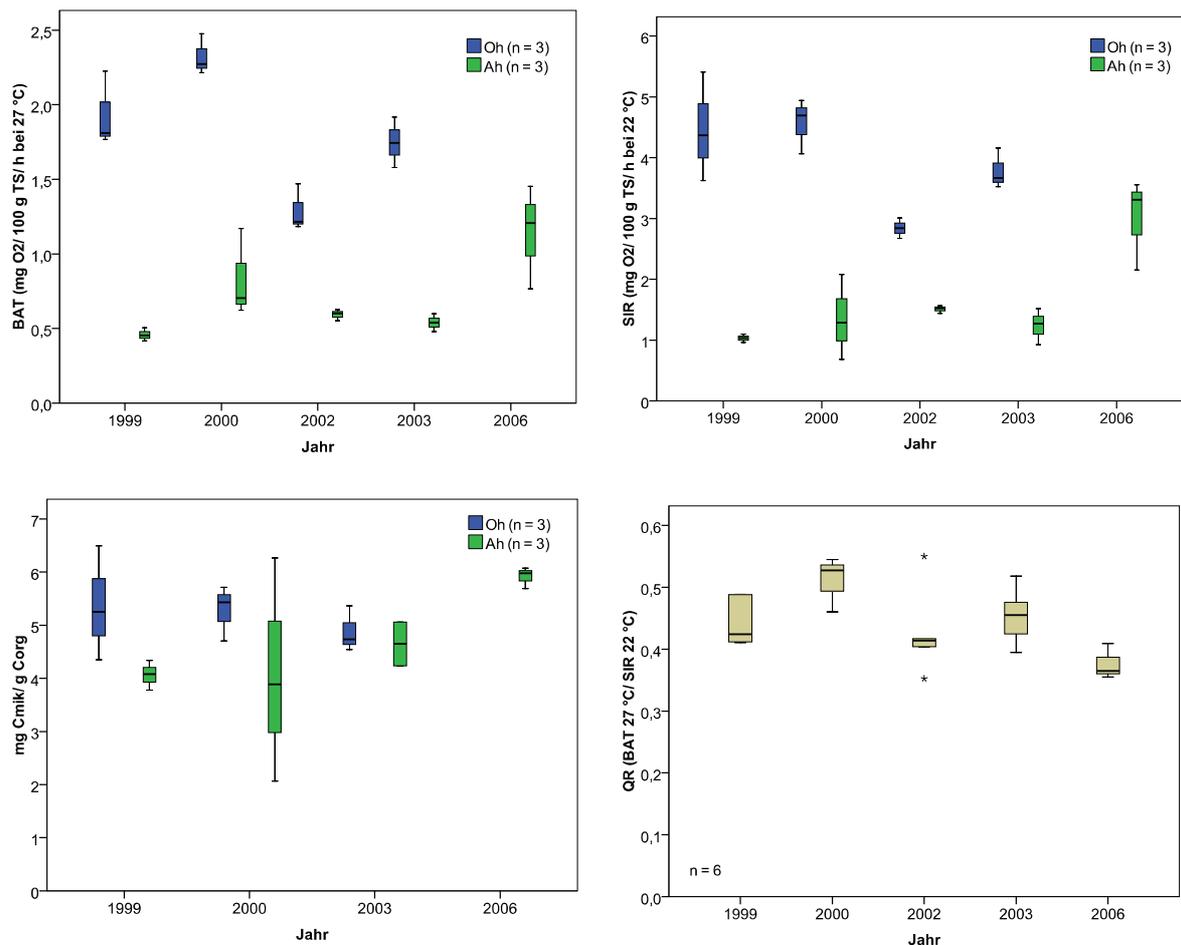


Abb. 1.13.4 – 7: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf LAM Bu. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt. Einzelne Kreise markieren Ausreißer.

Die Schwermetallkonzentrationen sind der Nachbarfläche unter Fichtenbestand ähnlich. Lediglich die Bleigehalte liegen mit 751 mg Pb/ kg TS im Oh-Horizont um 20 % niedriger und mit 183 mg Pb/ kg TS im Ah-Horizont um 32 % niedriger. Auf dieser Fläche wird der von WILKE et al. [8] vorgeschlagene Prüfwert für den Pfad Boden/Bodenorganismen ($250 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ bei allen Bodenarten) bis in 2 cm Tiefe überschritten. Der Kupfergehalt im Oh-Horizont überschreitet den Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen nach WILKE et al. [8] von $40 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ TS}$.

Zusammenfassung

Auf diesem immissionsbeeinflussten Laubwaldstandort in Mittelgebirgslage sind im bisherigen Untersuchungszeitraum keine eindeutigen Veränderungen des biologischen Bodenzustands erkennbar. Es wurde die für saure Waldböden mit Humusaufgabe typische Zersetzergesellschaft Achaetocognettietum festgestellt. Es liegt eine geringe Individuenzahl der Regenwürmer vor bei gleichzeitig hoher Artenzahl der Anneliden. Die mikrobielle Aktivität ist im Durchschnitt als hoch einzustufen. Hinweise auf Stress zeigen sich hier nicht, eher scheint es sich um eine ausgeglichene Bodenbiozönose mit im Verhältnis zu den anderen untersuchten Flächen effizientem mikrobiologischem Energiehaushalt zu handeln.

Standortcharakterisierung

Lage: Eifel, Aachen (TK 25 Blatt 5303 Roetgen, Eifel),
 Höhe: 435 - 460 m über NN, nordexponierter Hang
 Klima: 6 - 7° C und 1100 mm Niederschlag im langjährigen Jahresdurchschnitt (Station Kalltalsperre)
 Flächennutzung: Weide
 Vegetation: Gramineen- und Poaceen-Arten (Gräser)
 Bodentyp/Bodenform: Pseudogley aus holozänen Umlagerungsprodukten, über Solifluktsdecke (Weichsel-Kaltzeit, Pleistozän) über Phyllit (Kambrium)
 Bodenart: schluffiger Lehm
 Humusform: kein Auflagehumus
 Nährstoffversorgung: Kartierdaten stehen noch aus
 Hydromorphie: mäßig staunass, nFK: 117 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
 Belastungssituation: Referenzfläche außerhalb des Waldgebiets zur benachbarten Waldflächen in Lammersdorf. Fläche fernab von Punktemittenten; jedoch Belastung durch diffuse atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (Tab. 1.15.2).

Tab. 1.15.2 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom November 1999 (mg/ kg TS)

LAM a pH 5,0 (CaCl₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	-	-	-	-
Mineralboden (0 – 10 cm)	156	87	1,66	16

Bodenzoologische Charakterisierung

Nicht untersucht.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die sehr hohen Aktivitätswerte bei ausgeglichenem Verhältnis zwischen der Biomasse und Ruheatmung spiegeln einen mikrobiologisch sehr günstigen Standort wider (**Tab. 3.4.1**). Diese Tatsache ist sicher darin begründet, dass es sich hier um eine gut gedüngte, regelmäßig genutzte Hausweide handelt.

(Tab. 3.4.1) Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probe- nahme	SIR 22°C [mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹]	BAT 27°C [mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹]	Q_R (BAT 27°C/ SIR 22°C)	C_{mic}/C_{org} [mg C_{mic}/g C_{org}]	DHA [µg TPF 100 g⁻¹ TS]	ARG [µg NH₄- N g⁻¹ TS h⁻¹]	pH (CaCl₂)	C_{org} [%]
2005	7,64	1,05	0,14	30,8	3851,3	9,2	5,0	7,0
2006	2,91	0,62	0,21	13,0	2681,0	7,8	4,9	6,3

BDF- Nr.: 1.2 BDF Kleve Tannenbusch (KLE Tb)

Standortcharakterisierung

Lage: Kleve, Niederrheinisches Tiefland (TK 25 Blatt 4203 Kalkar)
Höhe: 28 m über NN, Ebene (Neigung < 0,1°)
Klima: 9,6° C und 754,1 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Kleve)
Flächennutzung: Laubwald (Forst, s. **Abb. 1.2.1**), zum Zeitpunkt der Erstbeprobung war der Bestand etwa 80 Jahre alt
Vegetation: *Quercus robur* (Stieleiche) und *Fagus sylvatica* (Rotbuche), in der Krautschicht Säurezeiger wie *Carex pilulifera* (Pillensegge), *Digitalis purpurea* (Fingerhut) und *Pteridium aquilinum* (Adlerfarn)
Bodentyp/Bodenform: Pseudogley-Braunerde aus Löß (Weichsel-Kaltzeit) über Schmelzwasserabflüssen (Saale-Kaltzeit, Pleistozän), dargestellt in **Abb. 1.2.2**.
Bodenart: lehmiger Schluff
Humusform: feinhumusarmer Moder mit mäßig günstigen Zersetzungsbedingungen, Mächtigkeit: etwa 4 cm
Nährstoffversorgung: basenarm, pH (KCl) bis 10 cm Tiefe zwischen 2,9 - 3,1
Hydromorphie: sehr schwach bis schwach staunass, nFK: 354 l/m³ (errechneter Wert bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
Belastungssituation: Fläche fernab von Punktemittenten; geringe Belastung durch diffuse atmosphärische Einträge (**Tab. 1.2.1**)
Sonstiges: Kalkung 1985/86

Tab. 1.2.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Aug. 1995 (mg/ kg TS).

KLE Tb pH 3,4 (CaCl₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	53	147	0,33	25
Mineralboden (0 – 10 cm)	26	50	0,08	9



Abb. 1.2.1 (rechts): Laubwaldbestand der BDF in Kleve Tannenbusch

Abb. 1.2.2 (links): Bodenprofil einer tiefreichenden humosen Pseudogley-Braunerde aus Löss über Sandermaterial (GD-Profil Nr. 10375) auf der BDF in Kleve Tannenbusch

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstuntersuchung erfolgte 1995 und die Wiederholungsuntersuchungen im Jahr 2000 und 2005. Die durchschnittliche Siedlungsdichte der Regenwürmer stieg, nachdem es 1995 nur 4 Ind./m² waren, bis zum Jahr 2005 auf 14 Tiere pro m² an. Der 1995 gefundene *Lubricus rubellus* wurde nachfolgend nicht mehr gefangen, dafür tritt ohne ökologische Bedeutung des Artenwechsels *D. rubidus* als neue Art auf. Einschließlich der zu jedem Termin nachgewiesenen Art *Dendrobaena octaedra* handelt es sich hier ausschließlich um epigäisch lebende säuretolerante Arten. Regenwürmer spielen jedoch nach Anzahl und Biomasse (0,12 – 1,08 g/m²) nur eine unbedeutende Rolle an diesem Standort (**Tab. 1.2.2**).

Tab. 1.2.2 Zoologische Kennwerte aus den verschiedenen Untersuchungsjahren

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschaftstyp	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1995	0,12	4	30.761	9	Achaeto-Cognettietum	3,1	5,0
2000	0,56	8	61.217	10		3,1	5,0
2005	1,08	14	20.973	6		2,6	5,0

Die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer schwankt zwischen ca. 20.000 – ca. 60.000 Tieren pro m². Die geringeren Abundanzen in 1995 und 2005 sind wahrscheinlich auf witterungsbedingte Trockenphasen vor dem Beprobungstermin zurückzuführen. **Abb. 1.2.3** zeigt die Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer zu den drei Untersuchungsterminen.

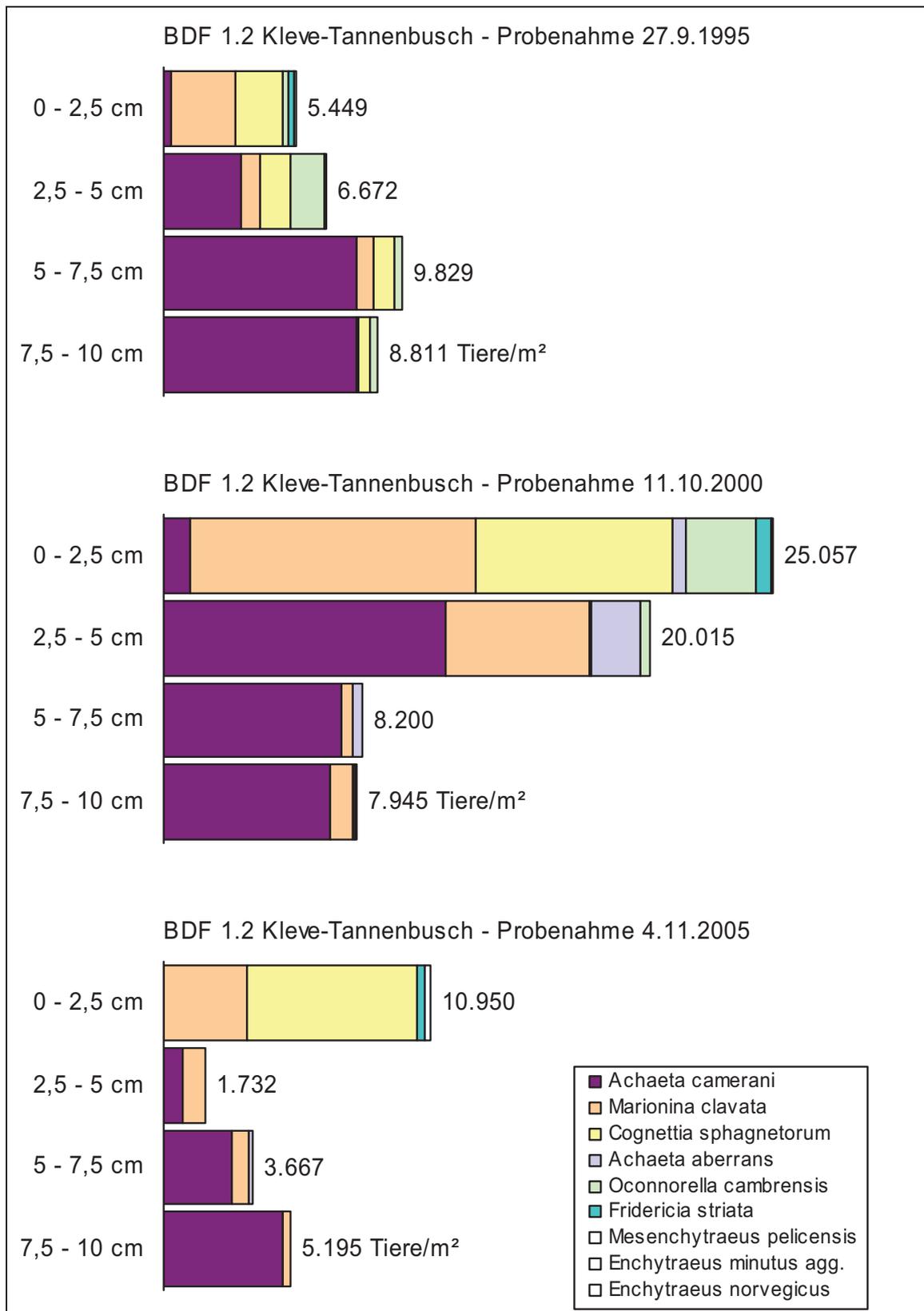


Abb. 1.2.3: Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Kleve Tannenbusch

Die Artenzusammensetzung und Dominanzverteilung hat sich zum letzten Beprobungstermin 2005 etwas mehr in Richtung Säure- und Starksäurezeiger verschoben, wobei es sich bei allen Arten um

Frische anzeigende Arten (Feuchtezahl 5) handelt, die sich auf bis zu sechs Gattungen verteilen. Die häufigsten Arten sind die Säure- und Starksäurezeiger *Achaeta camerani*, *Marionina clavata* und *Cognettia sphagnetorum*. Es treten aber auch Schwachsäure- und Schwachbasenzeiger auf.

Das Fehlen anecischer und endogäischer Regenwurmartentypen sowie die vorkommenden Assoziationscharakterarten prägen den Zersetzergesellschaftstypen Achaeto-Cognettietum. Relevante Veränderungen, wie sie durch das Auftauchen anderer Lebensformtypen der Regenwürmer oder Verschiebungen innerhalb der Strategietypen der Kleinringelwürmer auftreten könnten, sind von 1995 bis 2005 nicht eingetreten.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die Ergebnisse der SIR und der BAT streuen gravierend. Vermutlich sind diese Unterschiede insbesondere auf Schwierigkeiten der Differenzierung von Oh- und Ahe-Horizont bei der Probenahme zurückzuführen, was sich auch in den Corg-Gehalten widerspiegelt. Die Ergebnisse sind aus diesem Grund schwer zu interpretieren. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen. Insgesamt variiert die **SIR** im Oh zwischen als mittel zu bewertenden 1,6 und als sehr hoch zu bewertenden 6,1 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und im Ahe-Horizont mit Werten von 0,3-1,3 vor allem im niedrigen bis mittleren Bereich. Bei der **BAT** ist die Bewertung entsprechend im Oh mittel bis sehr hoch und im Ahe meist niedrig bis mittel. Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** ist im Oh mittel bis hoch und im Ahe als mittel zu bewerten. Der **Q_R** ist im Oh-Horizont der Humusaufgabe mit Ausnahme von 1995 als mittel und im Ahe mit Ausnahme von 1996 ebenfalls als mittel zu bewerten und entspricht somit den Erwartungen an einem Standort mit Moder-Humusform und mäßig günstigen Zersetzungsbedingungen (**siehe Tab 1.2.2**).

Der Bleigehalt im Oh-Horizont liegt mit 147 mg Pb kg⁻¹ TS (397 mg Pb kg⁻¹ TS bei der GD-Profiluntersuchung neben der eigentlichen BDF) über dem Vorsorgewert von Blei. Der Prüfwertvorschlag nach WILKE et al. [8] von 250 mg Pb kg⁻¹ TS wird dabei auf der BDF selber allerdings unterschritten. Die anderen untersuchten Schwermetalle unterschreiten an diesem Standort die Vorsorgewerte nach BBodSchV.

Tab. 1.2.2 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Kleve Tannenbusch (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe
1995	4,31	1,02	1,68	0,34	0,39	0,33	-	-	4,0	3,4	-	-
1996	6,09	1,02	3,86	0,75	0,63	0,73	5,5	2,6	-	-	31,2	10,8
1997	5,71	1,32	3,40	0,78	0,60	0,59	5,3	3,0	3,8	3,4	30,3	12,4
1998	1,55	0,25	1,45	0,54	0,94	2,12 ^b	2,7	0,7 ^b	3,5	3,3	16,3	9,6
1999	1,57	0,45	0,93	0,25	0,60	0,54	2,8	2,3	3,2	3,3	15,4	5,5
2000	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
2003	2,51	0,83	1,45	0,38	0,58	0,46	3,6	3,0	3,1	3,1	19,7	7,9
2006	- ^d	0,85	- ^d	0,50	- ^d	0,58	- ^d	2,3	2,9	3,1	34,3	10,4
arith. Mittel	3,62	0,82	2,13	0,51	0,62	0,54	4,0	2,6	3,4	3,3	24,5	9,4
Standard- abweichung	2,04	0,36	1,20	0,20	0,18	0,13	1,3	0,3	0,4	0,1	8,3	2,4

^b Der Wert ist gemäß Ausreißertest nach Grubbs zu eliminieren. Er wurde für die Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt.

^c Auf Grund des Corg-Gehaltes (Oh < 15 % Corg bzw. Ah > 15 % Corg, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprobt wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

^d Wegen der geringen Mächtigkeit des Oh-Horizonts wurde auf eine Probenahme verzichtet.

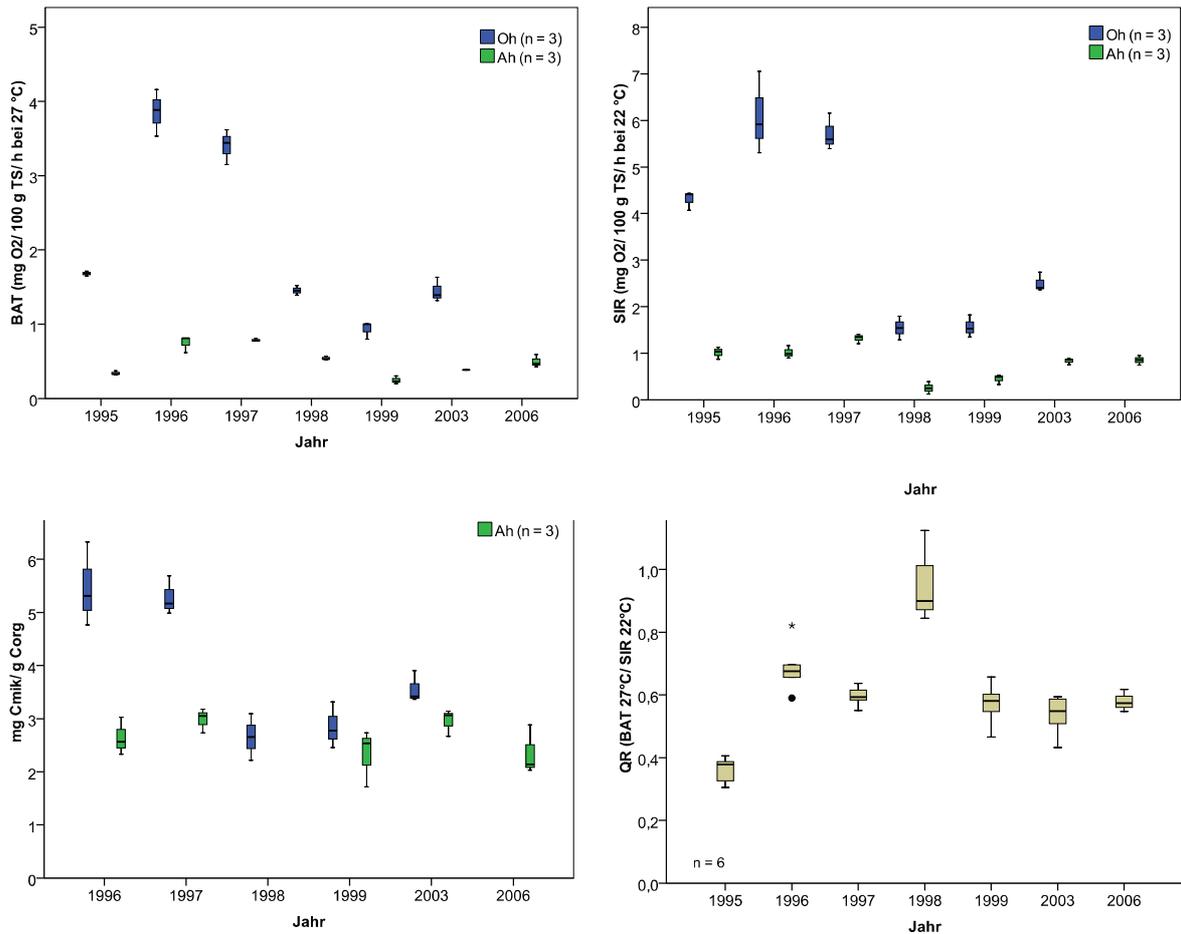


Abb. 1.2.4 – 7: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf KLE Tb. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt. Einzelne Kreise markieren Ausreißer und Sterne Extremwerte.

Zusammenfassung

Für diesen typischen Laubwaldstandort mit Moder-Humusauflage lässt sich eine entsprechende Zersetzergesellschaft mit standorttypischen zoologischen Kennzeichen nachweisen, das Achaetocognettietum. Bei den mikrobiologischen Untersuchungen zeigen sich probenahmebedingt so starke Schwankungen, dass die Ergebnisse schwer zu interpretieren sind. Gerichtete Veränderungen des biologischen Bodenzustands sind nicht erkennbar. Die mikrobielle Aktivität ist als mittel mit mittlerer Effizienz zu bewerten.

Kleve Tannenbusch ist beispielhaft für die Schwierigkeiten bei der horizontbezogenen Probenahme für die mikrobiologischen Untersuchungen.

Standortcharakterisierung

Lage: Kleve, Niederrheinisches Tiefland (TK 25 Blatt 4202 Kleve)
 Höhe: 35 m über NN, Ebene (Neigung < 0,1°)
 Klima: 9,6° C und 754,1 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Kleve)
 Flächennutzung: Laubwald (Forst), bei der Kartierung 1995 war der Bestand etwa 80 Jahre alt
 Vegetation: *Fagus sylvatica* (Rotbuche), in der Krautschicht Säurezeiger wie *Carex pilulifera* (Pillensegge), *Digitalis purpurea* (Fingerhut) und *Pteridium aquilinum* (Adlerfarn)
 Bodentyp/Bodenform: Pseudogley-Braunerden und Pseudogley-Parabraunerden aus Löss (Weichsel-Kaltzeit) über Schmelzwasserabflüssen (Saale-Kaltzeit, Pleistozän), Beispiel siehe **Abb. 1.3.1**
 Bodenart: lehmiger Schluff
 Humusform: feinhumusarmer typischer Moder mit mäßiger bis geringer Zersetzung mit Tendenz zum rohhumusartigen Moder, Mächtigkeit: zwischen 4 und 9 cm, im Mittel 6,3 cm, davon entfallen 3,7 auf die L/Of- und 2,6 cm auf den Oh-Horizont., darunter folgt ein mehr oder weniger stark podsoliger Ah-Horizont
 Nährstoffversorgung: basenarm, pH (KCl) bis 10 cm zwischen 2,8 - 3,2
 Hydromorphie: sehr schwach bis schwach staunass, nFK: 271 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
 Belastungssituation: Fläche fernab von Punktemittenten; geringe Belastung durch diffuse atmosphärische Einträge (**Tab. 1.3.1**)

Tab. 1.3.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Juli 1996 (mg/ kg TS).

KLE Re pH 3,0 (CaCl₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	-	-	-	-
Mineralboden (0 – 10 cm)	33	68	< 2	6



Abb. 1.3.1 Bodenprofil einer humosen Pseudogley-Braunerde aus Löss über pleistozänem Sandermaterial (GD-Profil 8584) auf der BDF in Kleve Rehsol

Bodenzoologische Charakterisierung

Bei der zoologischen Erstbeprobung 1996 wurde nur die Regenwurmart *Dendrodrilus rubidus* mit einer niedrigen Biomasse von 0,02 g pro Quadratmeter nachgewiesen. Mit Formalinaustreibung können im Gegensatz zu der Handauslese/Kempsonextraktion keine Regenwürmer gefangen werden. Bei der Wiederholungsuntersuchungen wurden die ebenfalls epigäischen Arten *Dendrobaena octaedra* und in 2007 auch Arten der Gattung *Lumbricus* mit etwas höheren Biomassegehalten nachgewiesen. Die Gesamtabundanz der Kleinringelwürmer lag 1996 bei 25.000. Zum Zeitpunkt der Folgeuntersuchungen 1996 und 2008 war sie mindestens doppelt so hoch. Bei den sieben bzw. acht nachgewiesenen Enchyträenarten dominiert *Achaeta sp. (amel)* mit 52 % (1996), 36 % (2001) bzw. 45 % (2007) vor *Achaeta camerani* (20/ 12/ 23 %), *Cognettia sphagnetorum* (15/ 16/ 19 %) und *Marionina clavata* (9/ 35/ 13 %). Die fast dreimal höhere Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer 2001 ist auf eine überproportionale Zunahme von *M. clavata* und *C. sphagnetorum* zurückzuführen. Da beide Arten bevorzugt in den oberen, stärker austrocknungsgefährdeten Horizonten leben, könnte der geringe Besatz 1996 die Nachwirkung einer trockenheitsbedingten Depression gewesen sein (Tab. 1.3.1).

Tab. 1.3.1 Zoologische Kennwerte auf der Fläche Kleve-Rehsohl

Probe- nahme	Regenwürmer		Kleinringel- gelwürmer Abundanz [Ind./m ²]	Artenzahl der Anne- liden	Zersetzer- ge- sellschaftstyp	gew. mitt- lere Reak- tions-zahl	gew. middle- re Feuchte- zahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]					
1996	0,02	2	25.261	8	Achaeto- Cognettietum	2,7	5,0
2001	0,14	2	71.301	9		2,6	5,0
2007	2,84	32	46.651	11		2,9	5,0

Bei der Vertikalverteilung konzentrieren sich die Auflagebewohner *C. sphagnetorum* und *M. clavata* im oberen Bereich des Oh-Horizonts, während der Mineralbodenbewohner *A. camerani* in den unteren Stufen dominiert. Die Individuen der Art *Achaeta. sp.* verteilen sich über die gesamte Tiefe von 0-10 cm, haben aber ein deutliches Maximum in der zweiten Stufe (2,5-5 cm) im Bereich des Of-Horizonts. Insgesamt geht mit zunehmender Tiefe eine Abnahme der Gesamtzahl einher. Die Gewichtung der biologischen Aktivität im Of-Horizont entspricht nach GRAEFE & BELOTTI (1999) einem „F-Moder“, für den auch die starke Dominanz der Arten *Marionina clavata* und *Achaeta sp. (amel)* charakteristisch ist.

Das Feuchtezeigerspektrum enthält nur Frischezeiger (Feuchtezahl 5) oder feuchteindifferente Arten. Das Reaktionsspektrum hat seinen Schwerpunkt im Bereich der Starksäure- und Säurezeiger und die mittlere Reaktionszahl beträgt 2,7.

Aus der Artenzusammensetzung lässt sich erkennen, dass sich der biologische Bodenzustand in einer stabilen Gleichgewichtslage im Bereich der Zersetzergesellschaft Achaeto-Cognettietum befindet. Die pH-Werte sind bis in eine Tiefe von über 10 cm sehr niedrig und liegen im Eisen-Pufferbereich (pH < 3,2), so dass toxische Wirkung von Aluminium wie im Aluminium-Eisen- (pH 3,2-3,8) oder Aluminium-Pufferbereich (pH 3,8-4,2) die Tiefenverteilung der Kleinringelwürmer nicht beeinflusst. Dementsprechend war auch die unterste Tiefenstufe zu beiden Terminen besiedelt.

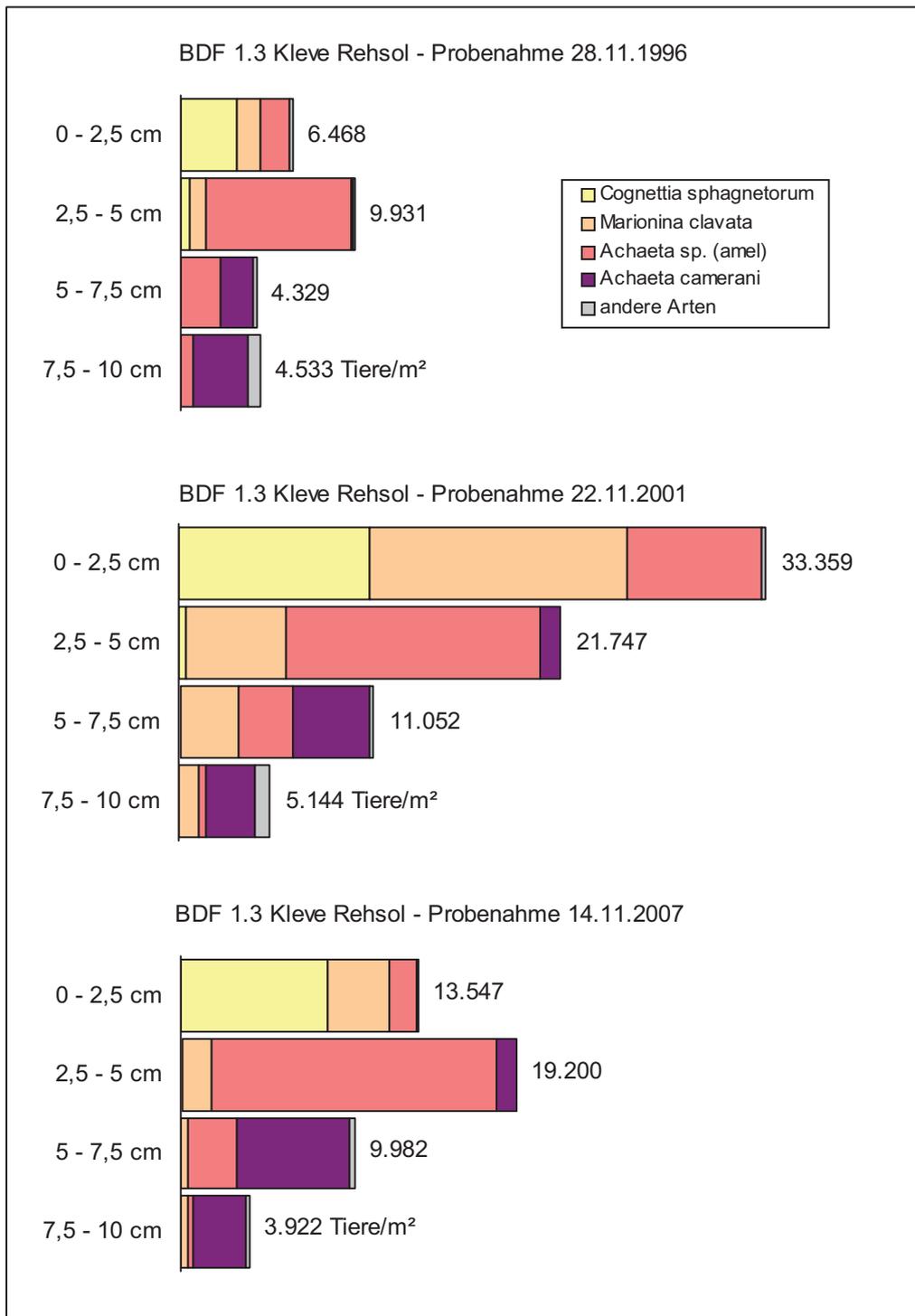


Abb. 1.3.2: Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Kleve Rehsol

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen weisen in Kleve Rehsol zwischen den einzelnen Jahren vergleichsweise geringe Schwankungen auf. Die Fläche hat sich bodenmikrobiologisch ebenso wie bodenfaunistisch im bisherigen Untersuchungszeitraum kaum verändert. Die **SIR** (Jahresmittelwerte) variiert im Oh zwischen 1,4 und 3,6 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹, was als mittel zu bewerten ist. Im Aeh-Horizont wurden ebenfalls mittlere Werte zwischen 0,5 und 0,9 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ gemessen, die zusätzlich auch im Mittelfeld für Wald-BDF mit schluffigen Ausgangssubstraten liegen. Die **Basalatmung** erreicht im Oh-Horizont als mittel zu bewertende Werte zwischen 0,8 und 2,4 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und im Aeh-Horizont des Mineralbodens ebenfalls für A-Horizonte im Wald mittlere Werte zwischen 0,3 und 0,4 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Der **respiratorische Aktivierungsquotient** ist im Oh mit Werten zwischen 0,53 und 0,74 meist als mittel einzustufen. Die im Aeh zwischen 0,49 und 0,85 variierenden Quotienten sind als mittel bis hoch zu bewerten. Dieses energetisch relativ ungünstige Verhältnis ist einerseits vermutlich auch auf den niedrigen pH-Werten des Standorts zurückzuführen, andererseits aber auch nicht untypisch für einen Waldstandort mit Moder-Humusfor. Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** variiert zwischen 2,2 und 3,6 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} im Oh und 1,1 und 2,9 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} im Aeh, was in beiden Horizonten für Waldböden als mittel einzustufen ist und einem Standort mit aufgrund des niedrigen pH-Werts mäßigen Zersetzungsbedingungen entspricht (**Tab. 1.3.3**).

Tab. 1.3.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter auf der Fläche Kleve-Rehsol (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Aeh	Oh	Aeh	Oh	Aeh	Oh	Aeh	Oh	Aeh	Oh	Aeh
1996	3,63	0,84	2,36	0,60 ^b	0,65	0,72	-	-	2,9	3,0	-	-
1997	2,33	0,50	1,51	0,42	0,65	0,85	3,6	2,0	2,9	3,1	18,2	6,9
1998	1,63	0,59	1,08	0,42	0,66	0,71	3,0	2,4	3,0	3,1	15,0	6,8
1999	1,40	0,51	0,82	0,33	0,59	0,65	2,5	2,4	2,9	3,1	15,9	6,2
2000	1,71	0,50	1,26	0,40	0,74	0,81	2,2	1,1	2,9	3,0	21,3	12,2 ^b
2003	2,66	0,88	1,77	0,43	0,67	0,49	2,9	2,9	2,8	3,0	26,0	8,4
2006	2,71	0,49	1,41	0,29	0,53	0,64	3,2	2,4	2,8	3,0	24,1	5,6
arith. Mittel	2,30	0,61	1,46	0,38	0,64	0,69	2,9	2,2	2,9	3,0	20,1	6,8
Standardabweichung	0,78	0,17	0,50	0,06	0,07	0,12	0,5	0,6	0,1	0,1	4,5	1,0

^b Der Wert ist gemäß Ausreißertest nach Grubbs zu eliminieren. Er wurde für die Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt.

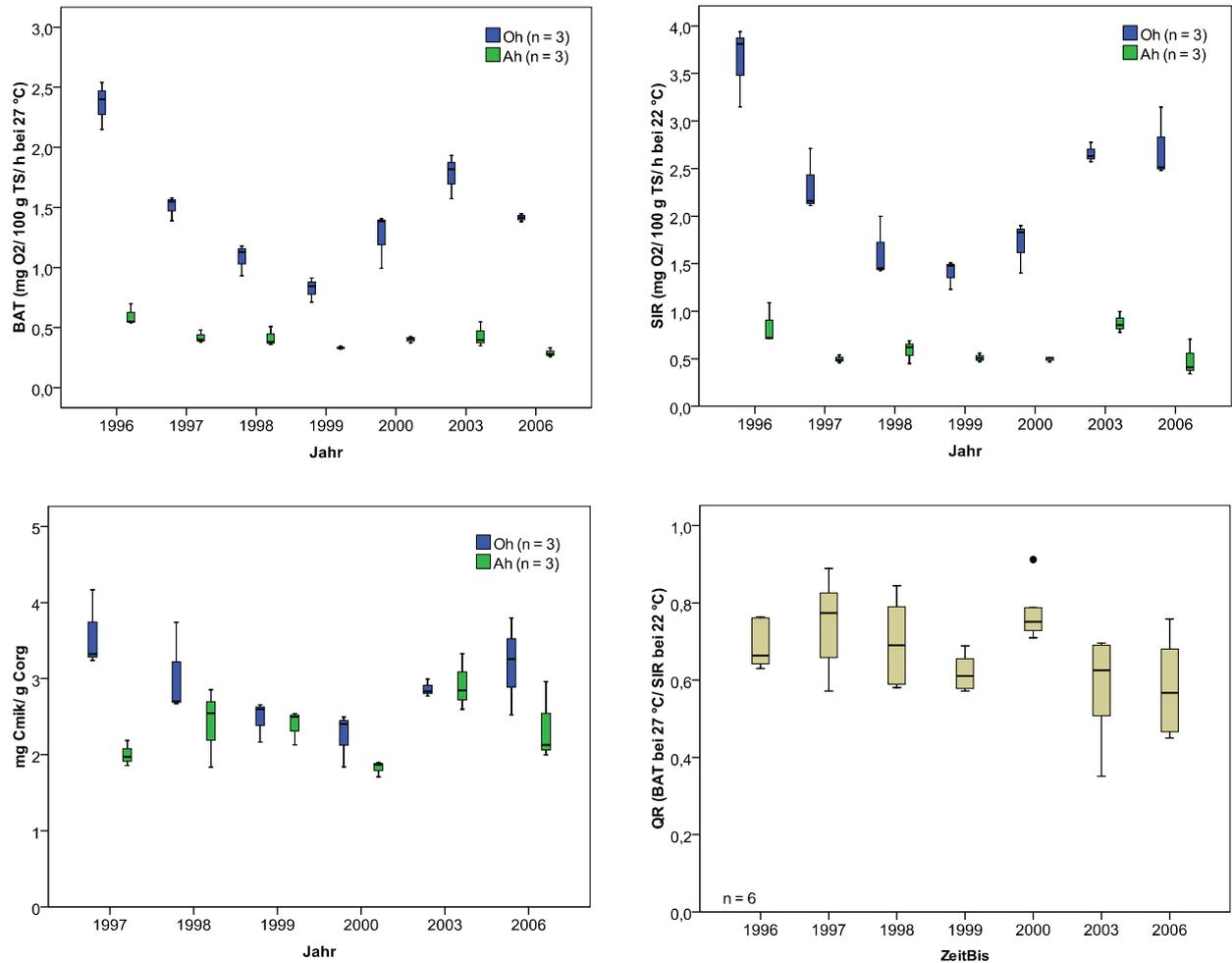


Abb. 1.3.3 – 6: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf KLE Re. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt. Einzelne Kreise markieren Ausreißer.

In den obersten 2 cm des Ah-Horizonts liegen die Pb-Gehalte mit $193 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ zwar über dem Vorsorgewert nach BBodSchV aber deutlich unter dem Prüfwertvorschlag nach WILKE et al. [8]. Die anderen untersuchten Schwermetallgehalte unterschreiten alle die entsprechenden Vorsorgewerte, so dass auch auf dieser BDF keine negative Wirkung von **Schwermetallen** auf die Bodenorganismen zu erwarten ist.

Allgemein lässt sich sagen, dass die Aktivitäten und die Biomasse der Mikroorganismen in Kleve Rehsol und Kleve Tannenbusch signifikante Unterschiede aufweisen. Bodenfaunistisch zeigt sich Kleve Tannenbusch etwas aktiver als Kleve Rehsol. Die Artenzahl der Anneliden in KLE Tb auch die Biomasse und Abundanz der Regenwürmer ist leicht höher. Das Vorkommen von zahlreichen Säurezeigern, wird durch die niedrigere gewichtete mittlere Reaktionszahl der Fläche in KLE Re gegenüber der Fläche KLE Tb verdeutlicht. Aufgrund der niedrigeren biologischen Aktivität in Kleve Rehsol, findet sich an diesem Standort auch eine mächtigere Humusaufgabe mit Entwicklungstendenz zum Rohhumus. Mitbestimmend für die schlechteren Zersetzungsbedingungen können zum einen eine schwerer abbaubare Streu in KLE Re aufgrund anderer Vegetationszusammensetzung sein, oder auch der hier höhere Sandanteil an der Textur.

Der Laubwaldstandort Kleve Rehsol befindet sich in einem etwas schlechteren Zustand als die benachbarte Fläche Kleve-Tannenbusch, was auch die mächtigere Humusauflage mit Entwicklung in Richtung Rohhumus erklärt. Es wurde eine für saure Waldböden mit Moder-Humusauflage typische Zersetzergesellschaft Achaeto-Cognettietum festgestellt. Gerichtete Veränderungen des mikrobiologischen Bodenzustands sind nicht erkennbar. Die mikrobielle Aktivität ist hier noch als mittel einzustufen. Die hier relativ hohen Q_R im Mineralboden (Aeh-Horizont) können ein Indikator für den durch Versauerung bedingten Stress sein.

BDF- Nr.: 3.1 BDF Kleve außerhalb Wald (KLE a)**Standortcharakterisierung**

Lage:	Kleve, Niederrheinisches Tiefland (TK 25 Blatt 4203 Kalkar),
Höhe:	28 m über NN, Ebene (Neigung < 0,1°)
Klima:	9,6° C und 754 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Kleve)
Flächennutzung:	Obstwiese
Vegetation:	Streuobstwiese mit Gramineen- und Poaceen-Arten (Gräser)
Bodentyp/Bodenform:	Pseudogley-Braunerden und Pseudogley-Parabraunerden aus Löß (Weichsel-Kaltzeit) über Schmelzwasserabflüssen (Saale-Kaltzeit, Pleistozän).
Bodenart:	lehmiger Schluff
Humusform:	L-Mull
Nährstoffversorgung:	basenreich, pH (KCl) bis 10 cm Tiefe 4,9 - 5,3
Hydromorphie:	sehr schwach bis schwach staunass, nFK: 261 l/m ³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
Belastungssituation:	Referenzfläche außerhalb des Waldgebiets zur benachbarten Waldflächen in Kleve-Tannenbusch. Fläche fernab von Punktemittenten; jedoch Belastung durch diffuse atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (Tab. 3.1.1)

Tab. 3.1.1 Schwermetallgesamtgehalte Erstuntersuchung vom Dezember 2000 (mg/ kg TS).

KLE a pH 4,5 (CaCl₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Mineralboden (0 – 10 cm)	60	41	0,45	9

Bodenzoologische Charakterisierung

nicht untersucht

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Bodenmikrobiologische Untersuchungen im einjährigen Turnus begannen im Herbst 2005. An Hand der ermittelten Parameter lässt sich feststellen, dass sich die Bodenmikrobiologie bei einer mittleren bis hohen Biomasse in einem leistungsfähigen effektiven Zustand befindet (**Tab. 3.1.2**).

Tab. 3.1.2 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probe- nahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	Q_R (BAT 27°C/ SIR 22°C)	C_{mic}/C_{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]	DHA [µg TPF 100 g ⁻¹ TS]	ARG [µg NH ₄ -N g ⁻¹ TS h ⁻¹]	pH (CaCl ₂)	C_{org} [%]
2005	2,04	0,43	0,21	28,3	2020	5,1	4,5	2,0
2006	1,44	0,31	0,21	22,1	1372	3,6	4,5	1,8

Die untersuchten **Schwermetallgehalte** liegen unter den Vorsorgewerten nach BBodSchV, so dass auch auf dieser BDF keine negativen Wirkung von Schwermetallen auf die Bodenorganismen zu erwarten ist. Als Folge der im Vergleich zur benachbarten Waldfläche weniger sauren Bodenverhältnisse mit einem pH-Wert von 4,5 sind die höher löslichen Metallgehalte wie Zink (26 mg/ kg) und Cadmium (0,08 mg/ kg) in KLE a in den vergleichbaren Tiefenstufen höher.

Standortcharakterisierung

Lage: Velmerstot, Ostwestfalen (TK 25 Blatt 4119 Horn-Bad Meinberg)
 Höhe: 400 - 425 m über NN, stark geneigt (10 - 15°)
 Klima: 9,0° C und 1258,8 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Bad Lippspringe)
 Flächennutzung: Nadelwald mit Fichte (Forst), zum Zeitpunkt der Kartierung 1994 war der Bestand 40 Jahre alt
 Vegetation: *Picea abies* (Fichte), in der Krautschicht Grasfilz mit *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele)
 Bodentyp/Bodenform: Braunerde-Podsole und Podsole aus Soliflukationsdecke (Pleistozän), Profil siehe **Abb. 1.4.1**
 Bodenart: lehmig-sandiger Schluff, hoher Skelettanteil
 Humusform: feinhumusreicher rothumusartiger Moder mit ungünstigen Zersetzungsbedingungen, Mächtigkeit: 7-10 cm, im Mittel 8 cm, davon 3,2 cm L/Of und 4,7 cm Oh
 Nährstoffversorgung: sehr basenarm, pH (KCl) bis 18 cm Tiefe 2,5 - 2,6
 Hydromorphie: sehr schwach hangnass, nFK: 91 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
 Belastungssituation: Fläche fernab von Punktemittelten; jedoch erhöhte Belastung durch diffuse atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Tab. 1.4.1**)

Tab. 1.4.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Oktober 1995 (mg/ kg TS).

VEL pH 2,9 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	126	857	0,42	60
Mineralboden (0 – 10 cm)	17	113	0,08	8

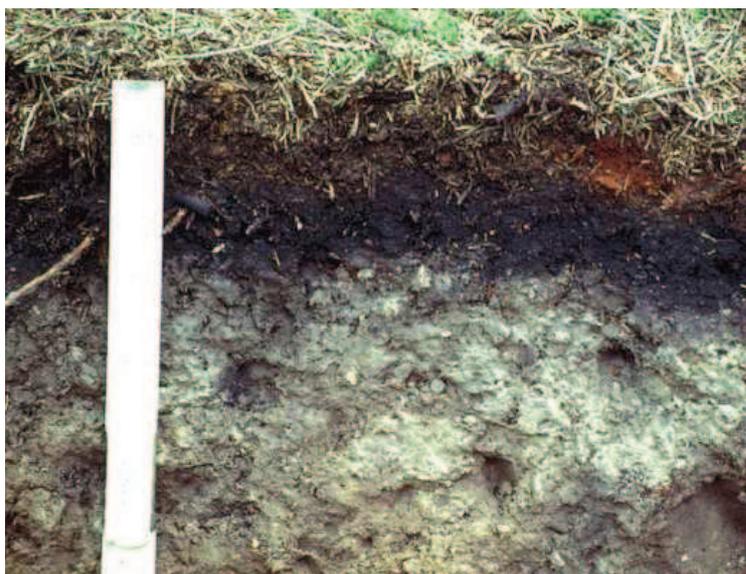


Abb. 1.4.1 Oberboden im Profil eines Braunerde-Podsols aus pleistozäner Soliflukationsbildung (GD-Profil 10355) mit feinhumusreichem rothumusartigem Moder auf der BDF in Velmerstot

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstuntersuchung wurde 1995 und die Folgeuntersuchungen 2000 und 2005 durchgeführt. Zu allen drei Terminen wurde die auflagehumusbewohnende Art *Dendrobaena octaedra* mit einer durchschnittlichen Siedlungsdichte von 16 Individuen pro Quadratmeter gefunden. Nur zu den ersten beiden Terminen konnte auch eine geringe Anzahl der ebenfalls epigäischen Regenwurmart *Lumbricus rubellus* (2 Ind./ m²) registriert werden. Die insbesondere von *D. octaedra* geprägte Biomasse befand sich bei allen Untersuchungen auf einem niedrigen Niveau.

Die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer des rothumusartigen Moders hat zwar seit 1995 bis zur dritten Beprobung im Jahr 2005 abgenommen (**Tab.1.4.2**), bleibt damit aber innerhalb einer normalen Schwankungsbreite, die durch witterungsbedingte Veränderungen der Bodenfeuchte hervorgerufen werden kann. Mit Ausnahme von Arten der Gattung *Mesenchytraeus* ist die relativ artenarme Zönose in ihrer Zusammensetzung und Dominanzrangfolge stabil geblieben. Fast ausschließlich vertreten sind die säuretoleranten Arten *Marionina clavata* (durchschnittliche Dominanz 72 %), *Cognettia sphagnetorum* (18 %) und *Achaeta brevivasa* (9 %).

Tab. 1.4.2 Zoologische Kennwerte der Fläche Velmerstot

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer Abundanz [Ind./m ²]	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer- gesellschafts- typ	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchte- zahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]					
1995	1,9	18	131.500	6	Achaeto- Cognettietum	1,8	5,0
2000	0,8	18	94.474	5		1,7	5,0
2005	0,3	16	58.365	6		2,0	5,0

Die Besiedlung nimmt kontinuierlich von oben nach unten ab, so dass der Mineralbodenhorizont (Aeh-) kaum noch belebt ist. *C. sphagnetorum* ist hauptsächlich im L- und Of-Horizont zu finden, während *M. clavata* und *A. brevivasa* auch den Oh-Horizont stark besiedeln.

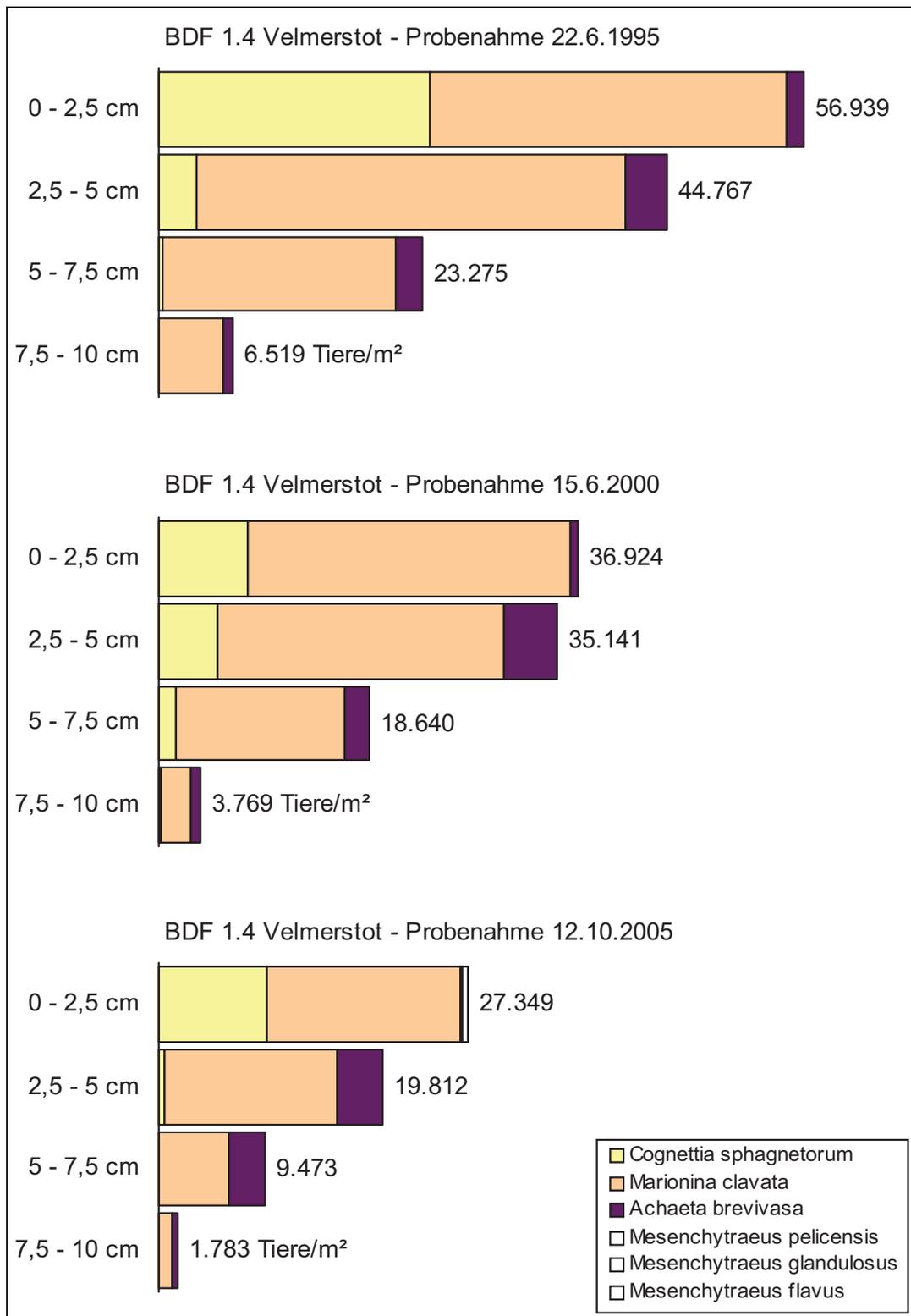


Abb. 1.4.2 Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer der Boden-Dauerbeobachtungsfläche Velmerstot.

Aus der Artenzusammensetzung ergibt sich durch das Vorkommen von *C. sphagnetorum* die Ordnungscharakterart Cognettietalia für saure Standorte mit Auflagehumus, zu deren Kennzeichen auch das Fehlen anecischer und endogäischer Regenwurmarten gehört. Unter Berücksichtigung der anderen genannten Arten ergibt sich der Zersetzergesellschaftstyp Achaeto-Cognettietum.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Seit 1995 liegen Ergebnisse von sieben mikrobiologischen Untersuchungsterminen vor, die zur Auswertung genutzt wurden. In Velmerstot wurde im Ahe-Horizont unter Nadelwald (Fichte) die niedrigste **SIR** aller Waldböden des Untersuchungsprogramms mit schluffigem Substrat gemessen. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die SIR im Oh variiert zwischen 1,1 und 2,1 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹, was nach bisherigen Erfahrungswerten als niedrig bis mittel für den humifizierten Bereich der Auflagehorizonte in Waldböden zu bewerten ist. Im Ahe-Horizont wurden als niedrig zu beurteilende Werte zwischen 0,20 und 0,43 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ gemessen. Auch bei der **Basalatmung** wurden in Velmerstot mit einem Median von 0,2 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ die niedrigsten Werte für einen A-Horizont auf schluffigem Ausgangssubstrat gemessen. Insgesamt variiert die Basalatmung zwischen 0,16 und 0,22 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ nur gering und zeigte sich auf diesem niedrigen Niveau sehr ausgeglichen. Die Werte im Oh-Horizont sind hingegen als mittel einzustufen und erstrecken sich zwischen 1,01 und 1,41 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Der **respiratorische Aktivierungsquotient (Q_R)** ist mit einem Durchschnittswert von 0,8 als hoch zu beurteilen, was aber in der mächtigen Humusaufgabe unter Nadelwald auch zu erwarten ist. Im Ahe-Horizont liegt der Q_R zwischen 0,35 und 0,83, was für A-Horizonte im Wald als mittel bis hoch zu bewerten ist und ebenfalls den Verhältnissen von einem schluffigen Boden unter Nadelwald entspricht. Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** von Velmerstot zeigte mit Quotienten zwischen 0,9 und 1,9 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} ebenfalls die niedrigsten Werte für schluffige A-Horizonte unter Wald und ist auch insgesamt als niedrig für Waldstandorte zu bewerten. Die Quotienten im Oh-Horizont variieren zwischen 1,1 und 1,8 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org}, was ebenfalls als niedrig einzustufen ist (**Tab. 1.4.3**). Für die bodenmikrobiologischen Aktivitäten lässt sich keine gerichtete Entwicklung erkennen.

Die Bleigehalte der Fläche liegen nach der Erstuntersuchung mit 457 mg Pb kg⁻¹ TS im L/Of-Horizont und 857 mg Pb kg⁻¹ TS im Oh-Horizont deutlich über dem Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen nach WILKE et al. [8] für Blei von 250 mg kg⁻¹ TS und damit ebenfalls bis in die Tiefe von 5 cm über dem Vorsorgewert für Pb (70 mg Pb kg⁻¹ bei lehmigen und schluffigen Böden). Auch bei Kupfer wurden in der Humusaufgabe Überschreitungen des Prüfwertvorschlags für den Pfad Boden/ Bodenorganismen und des Vorsorgewerts (beide 40 mg Cu kg⁻¹ TS für lehmige und schluffige Böden) von 43 mg Cu kg⁻¹ TS im L/Of-Horizont und 60 mg Cu kg⁻¹ TS gemessen. Soweit andere **Schwermetalldaten** vorliegen, können keine Überschreitungen der Prüfwert-Vorschläge bzw. Vorsorgewerte festgestellt werden. Daten zu bioverfügbaren Schwermetallgehalten liegen nicht vor, so dass nicht eindeutig nachgewiesen werden kann, ob die erhöhten Schwermetallgehalte auch eine Wirkung auf die Bodenlebewelt ausüben.

Tab. 1.4.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen) der Fläche Velmerstot

Probenahme	SIR [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe
1995	-	1,51 ^b	1,25	0,54 ^b	-	0,35	-	-	2,8	2,8	-	-
1996	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
1997	1,85	0,31	1,36	0,22	0,73	0,70	1,6	1,4	2,8	2,9	33,1	6,2
1998	1,73	0,43	1,18	0,19	0,68	0,44	1,6	1,9	2,9	3,0	30,0	6,2
1999	2,07	0,28	1,41	0,16	0,68	0,59	1,8	1,5	2,8	3,0	31,7	5,1
2000	1,10	0,20	1,01	0,16	0,92	0,82	1,1	0,9	2,8	2,9	27,6	6,2
2003	1,41	0,26	1,21	0,21	0,86	0,83	1,2	1,0	2,6	2,8	31,7	7,4
2006	1,83	0,26	1,24	0,22	0,68	2,27 ^b	1,5	0,9	2,8	2,9	33,4	7,8
arith. Mittel	1,66	0,29	1,24	0,20	0,76	0,62	1,5	1,3	2,8	2,9	31,3	6,5
Standard- abweichung	0,35	0,08	0,13	0,03	0,11	0,20	0,3	0,4	0,1	0,1	2,2	1,0

^b Der Wert ist gemäß Ausreißertest nach Grubbs zu eliminieren. Er wurde für die Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt.

^c Auf Grund des C_{org}-Gehaltes (Oh < 15 % C_{org} bzw. Ah > 15 % C_{org}, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprobt wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

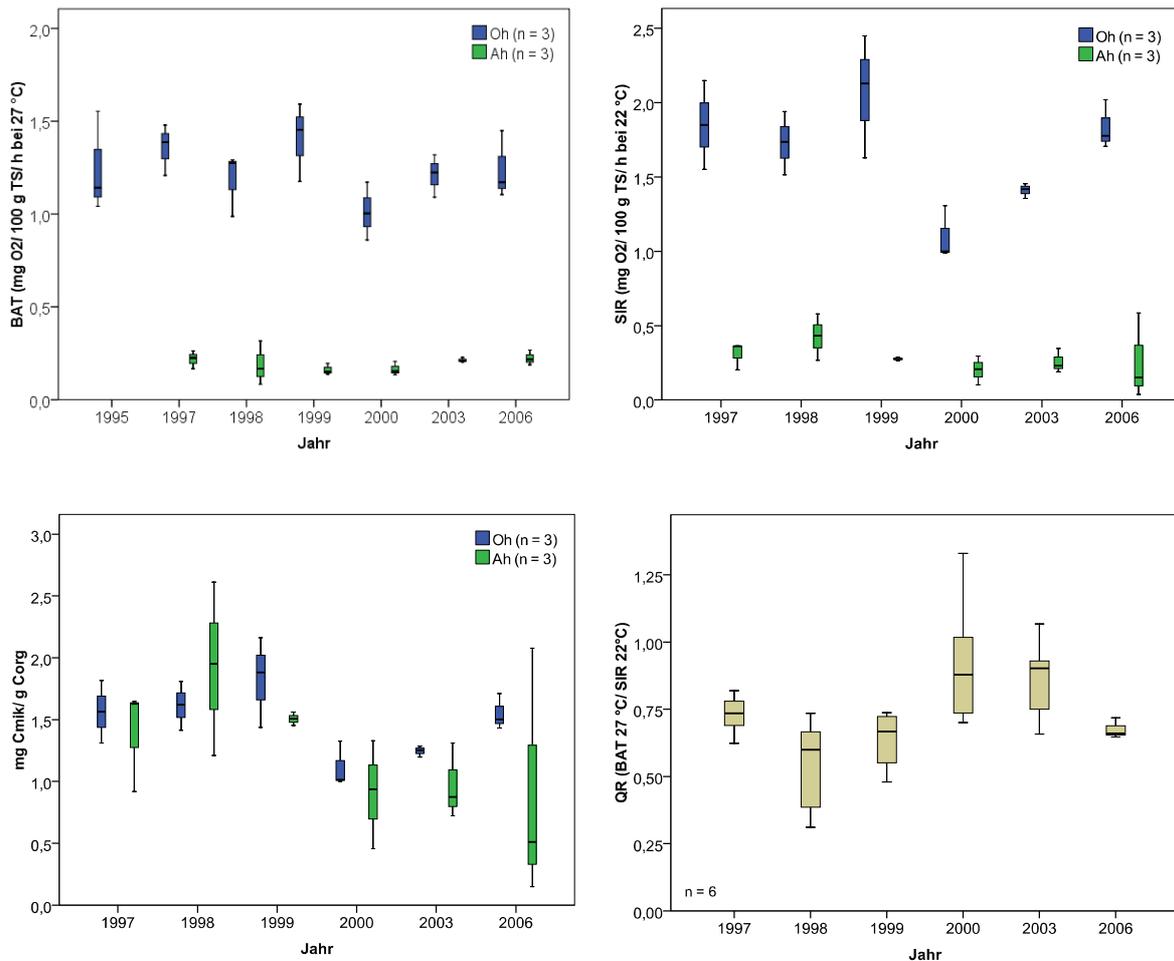


Abb. 1.4.3 – 6: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf VEL. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt.

Zusammenfassung

Insgesamt spiegeln die bodenbiologischen Untersuchungen in Velmerstot sowohl faunistisch als mikrobiologisch die Verhältnisse eines Podsol unter Nadelwald mit sehr niedrigen pH-Werten wider. Neben einer sehr niedrigen Annelidenartenzahl und einer sehr niedrigen gewichteten mittleren Reaktionszahl sind auch die mikrobielle Aktivitäten und deren Biomasse als niedrig zu bezeichnen. Der zur Bewertung des physiologischen Zustands der mikrobiologischen Gesellschaft geeignete respiratorische Aktivierungsquotient zeigt mit seinen hohen Werten einen unausgebalancierten und wenig effektiven Energiehaushalt an. Auch das $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis verdeutlicht einen, bezogen auf die vorliegende organische Substanz, niedrigen Anteil an mikrobieller Biomasse, die dem Humusabbau und der Mineralisierung zur Verfügung steht, also einen wenig bodenbiologisch aktiven Standort. Begünstigt wird dieser Bodenbiologische Zustand durch einen sehr niedrigen pH-Wert bei gleichzeitig erhöhten Pb- und Cu-Gehalten. Eine niedrige nutzbare Feldkapazität an diesem Standort erhöht zusätzlich die Gefahr von Stress durch Trockenheit in Zeiten geringen Niederschlags.

Standortcharakterisierung

Lage: Elberndorf, Sauerland-Siegerland (TK 25 Blatt 4915 Wingshausen)
 Höhe: 675 m über NN, Gipfelverebnung, sehr schwach geneigt (1 - 2°)
 Klima: 6,4° C und 1323,1 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Willingen-Upland)
 Flächennutzung: Nadelwald mit Fichte (Forst), zum Zeitpunkt der Bodenkartierung war der Bestand rund 80 Jahre alt
 Vegetation: *Picea abies* (Fichte), in der Krautvegetation Farne und *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele), s. **Abb. 1.5.2**
 Bodentyp/Bodenform: Pseudogley-Braunerde aus Solifluktsdecke (Pleistozän), Profilausschnitt s. **Abb. 1.5.1**
 Bodenart: sandiger bis schluffiger Lehm
 Humusform: feinhumusarmer rohhumusartiger Moder mit mäßig günstigen bis ungünstigen Zersetzungsbedingungen, Mächtigkeit: 7 cm
 Nährstoffversorgung: sehr basenarm, pH (KCl) bis 10 cm Tiefe 2,6 - 3,0
 Hydromorphie: schwach staunass, nFK: 44 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
 Belastungssituation: Fläche fernab von Punktemittenten; jedoch erhöhte Belastung durch diffuse atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Tab. 1.5.1**)

Tab. 1.5.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom November 1995 (mg/ kg TS).

ELB pH 2,9 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	120	661	0,79	49
Mineralboden (0 – 10 cm)	38	183	0,08	14



Abb. 1.5.1 Oberer Profilbereich einer schwach podsoligen Braunerde aus Solifluktsdecke (Pleistozän) über Quarz- und Sandsteinen (Unterdevon) mit rohhumusartigem Moder als Humusauflage (GD-Profil 10468) auf der BDF in Elberndorf



Abb. 1.5.2 Farn- und grasreicher Fichtenbestand der BDF in Elberndorf

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstuntersuchung auf der BDF Elberndorf fand 1995 und die Folgeuntersuchungen 2000 und 2005 statt. Die durchschnittliche Siedlungsdichte der Regenwürmer hat sich, ausgehend von einem niedrigen Niveau von 30 Ind./m² im Jahr 1995, bis 2005 weiterhin auf 18 Ind./m² reduziert, während deren Biomasse dabei zwischen 1,48 auf 0,68 g/m² gleichbleibend schwankend bleibt. 1995 wurden noch neben der epigäischen und säuretoleranten Art *Dendrobaena octaedra* einige Individuen von *Lumbricus rubellus* nachgewiesen, die 2000 und 2005 nicht gefunden wurden.

Tab. 1.5.2 Zoologische Kennwerte auf der Fläche Elberndorf

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschafts-typ	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1995	1,44	30	155.488	10	Achaeto-Cognettietum	2,4	5,0
2000	0,86	20	98.141	8		2,4	5,0
2005	1,48	18	205.042	8		2,3	5,0

Die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer schwankt zwischen 100.000 und 200.000 Ind./m² (**Tab. 1.5.2**). Der Rückgang der Besiedlungsdichte zum Probenahmezeitpunkt 2000 erfolgte proportional stark in der obersten Schichtung, was die Annahme stärkt, dass es sich bei der geringeren Besiedlungsdichte in 2000 um die Folge einer Trockenheitsperiode handelt (**Abb. 1.5.3**).

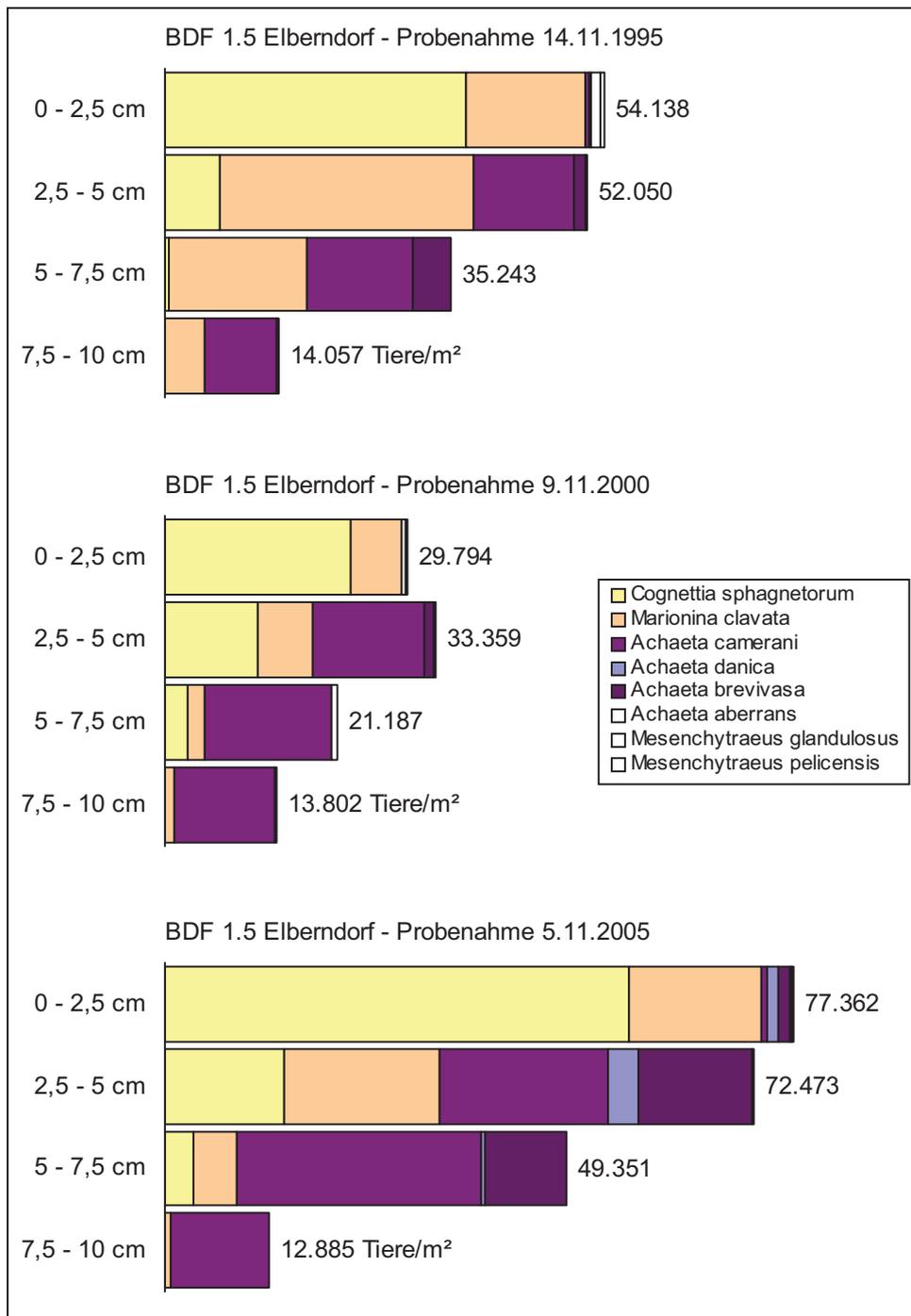


Abb. 1.5.3 Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Elberndorf.

Die Artenzusammensetzung hat sich von 1995 bis 2005 nicht relevant verändert. Die Bandbreite der Reaktionswerte reicht von R 1 (Starksäurezeiger) über R 5 (Mäßigsäurezeiger) mit einem Schwerpunkt bei den Starksäure- und Säurezeigern. Die mittlere Reaktionszahl beträgt 2,4.

Aus der Artenzusammensetzung mit den Kleinringelwürmern *C. sphagnetorum* und *Achaeta camerani* sowie *Marionina clavata* sowie dem Fehlen anecischer und endogäischer Regenwurmartens ergibt sich der Zersetzergesellschaftstyp Achaeto-Cognettietum.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die Fläche in Elberndorf wurde im Rahmen der biologischen Dauerbeobachtung seit 1995 bereits acht Mal untersucht. Bei allen untersuchten Parametern treten bei gleichbleibendem Niveau nur geringe Schwankungen auf, so dass auf dieser Fläche weder von einer positiven noch negativen Veränderung im Untersuchungszeitraum seit 1995 auszugehen ist. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die **SIR** variiert im Oh zwischen 2,15 und 2,89 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹, was insgesamt als mittel bis hoch zu bewerten ist. Im Ah-Horizont bewegen sich die Werte ebenfalls auf mittlerem und für lehmige Substrate sehr niedrige Niveau zwischen 0,52 und 0,76 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Die **BAT** zeigt mit Atmungsraten zwischen 1,40 und 2,09 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im Oh- und mit Werten zwischen 0,31 und 0,70 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im Ah-Horizont eine mittlere bis hohe mikrobielle Abbauaktivität an. Für Waldböden auf lehmigem Substrat liegen auf dieser Fläche bzgl. der beiden Atmungsmessungen die niedrigsten Werte im Vergleich der BDF vor. Der **respiratorische Aktivierungsquotient (Q_R)** liegt hier in einem ähnlichen Wertebereich wie bei den beiden anderen Nadelwaldstandorten (LAM Fi und VEL) mit rohhumusartiger Moder-Humusform. Die Quotienten im Oh variieren zwischen 0,63 und 0,84 und im Ah zwischen 0,60 und 0,83. In beiden Horizonten ist dieser Wertebereich als mittel bis hoch einzustufen und entspricht in etwa der Erwartung unter dem Einfluss der vorliegenden Standortfaktoren. Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** von Elberndorf erreicht im Oh Werte zwischen 2,2 und 2,7 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} und im Ah zwischen 1,9 und 3,3 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org}, was in beiden Horizonten als mittel zu bewerten ist und im Durchschnitt im Ah leicht über und im Oh etwas unter dem C_{mic}/C_{org}-Verhältnis von LAM Fi liegt. Die Ergebnisse entsprechen einem Standort unter Nadelwald mit niedrigen pH-Werten (pH 2,6 bzw. 2,8) und einer rohhumusartigen Moder-Humusform. Die schwer abbaubarere Streu des Fichtenbestands, die sich als Humusaufgabe akkumuliert hat, spiegelt sich auch in den hohen C_{org}-Gehalten des Oh-Horizonts zwischen 23,1 und 27,8 % wider (**Tab. 1.5.3**).

Auch auf der Fläche in Elberndorf wurden bei der bodenchemischen Erstbeprobung erhöhte **Schwermetallgehalte** gemessen, wie beispielsweise die Bleigehalte, die mit 336 mg Pb im L/Of-, 661 mg Pb im Oh- und 284 mg Pb kg⁻¹ in den obersten 2 cm des Ah-Horizonts über dem Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen nach WILKE et al. [8] und somit auch weit über dem Vorsorgewert für Blei liegen. Die Kupfergehalte des Oh-Horizonts überschreiten mit 49 mg Cu kg⁻¹ TS leicht den Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen sowie den Vorsorgewert (beide 40 mg Cu kg⁻¹ TS). In der Tiefe von 60 - 90 cm wird mit 57 mg Ni der Vorsorgewert für Nickel von 50 mg Ni kg⁻¹ TS in schluffigen und lehmigen Böden leicht überschritten. Da in dieser Tiefe aber keine bodenmikrobiologischen Untersuchungen durchgeführt wurden und auf der Fläche in Elberndorf bereits säurebedingt keine tiefgrabenden Lumbriciden festgestellt wurden, bleibt ein evtl. vorliegender Einfluss der Nickelgehalte auf die Bodenbiozönose nicht nachweisbar.

Tab. 1.5.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Elberndorf
(jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah
1995	4,43 ^b	1,92 ^b	2,09	0,70	-	-	-	-	2,8	2,9	-	-
1996	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
1997	2,23	0,76	1,40	0,53	0,63	0,70	2,7	2,8	2,8	2,9	23,1	7,7
1998	2,23	0,52	1,87	0,43	0,84	0,83	2,2	1,9	2,9	3,0	27,8	7,5
1999	2,48	0,55	1,67	0,34	0,67	0,62	2,6	2,7	2,9	3,0	26,9	5,7
2000	2,47	0,62	1,89	0,37	0,76	0,60	2,4	3,3	2,8	2,9	28,9	5,3
2003	2,15	0,58	1,51	0,39	0,70	0,67	2,3	2,3	2,7	2,8	26,5	7,2
2006	2,89	0,62	1,62	0,31	0,56	0,53	2,6	2,7	2,8	2,9	31,1	6,4
arith. Mittel	2,41	0,61	1,72	0,44	0,69	0,66	2,5	2,6	2,8	2,9	27,4	6,6
Standard- abweichung	0,27	0,08	0,24	0,13	0,10	0,10	0,2	0,5	0,1	0,1	2,7	1,0

^b Der Wert ist gemäß Ausreißertest nach Grubbs zu eliminieren. Er wurde für die Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt.

^c Auf Grund des Corg-Gehaltes (Oh < 15 % Corg bzw. Ah > 15 % Corg, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprobt wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

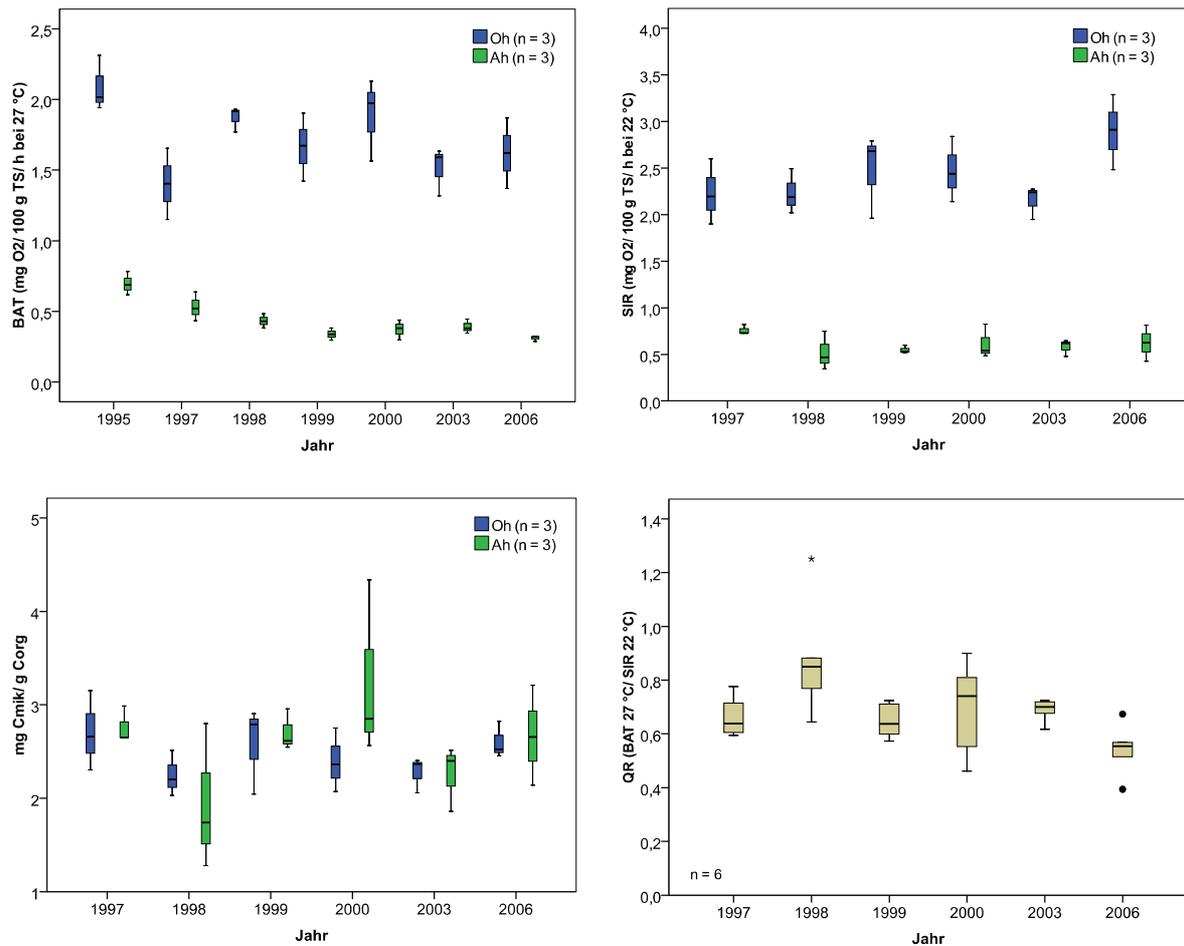


Abb. 1.5.4 – 7: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf ELB. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt. Einzelne Kreise markieren Ausreißer und Sterne Extremwerte.

Zusammenfassung

Der mikrobiologische Zustand des Nadelwaldstandorts in Elberndorf mit niedrigen pH-Werten und lehmigem Ausgangssubstrat weist eine mittlere Aktivität bei relativ niedriger Effizienz auf. Der respiratorische Aktivierungsquotient (Q_R) ist als hoch zu bewerten und kann Anzeichen für einen Stresszustand der Mikroorganismen sein. Bei der Bodenfauna zeigt sich die für saure Waldböden mit Moder-Humusaufgabe typische Zersetzer-gesellschaft Achaeto-Cognettietum. Diese ist mit einer relativ niedrigen Annelidenartenzahl bei sehr hoher Individuenzahl der Kleinringelwürmer pro Flächeneinheit vertreten. Deren niedrige gewichtete Reaktionszahl ist ein Anzeichen für die strukturelle Anpassung der Annelidengesellschaft an die sauren Bedingungen in diesem Waldboden.

Standortcharakterisierung

Lage:	Glindfeld, Sauerland-Siegerland (TK 25 Blatt 4718 Goddelsheim)
Höhe:	545 m über NN, Oberhang, stark geneigt (10 - 15°)
Klima:	6,4° C und 789,8 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Willingen-Upland)
Flächennutzung:	Laub-Mischwald (Forst), zum Zeitpunkt der Bodenkartierung 1995 war der Bestand 60-80 Jahre alt
Vegetation:	<i>Fagus sylvatica</i> (Rotbuche), vereinzelt <i>Quercus spec.</i> (Eiche), <i>Picea abies</i> (Fichte) und <i>Larix decidua</i> (Lärche)
Bodentyp/Bodenform:	typische Braunerde aus Solifluktuionsdecke (Pleistozän) über Tonstein (Oberdevon)
Bodenart:	schluffiger Lehm
Humusform:	mullartiger Moder, Mächtigkeit: 1,5-3,5 und im Mittel 2,4 cm, davon entfallen 2 cm auf die L/Of-Horizonte und 0,4 cm auf den Oh-Horizont, der aber nicht durchgängig ist.
Nährstoffversorgung:	mäßig basenhaltig, pH (KCl) bis 30 cm Tiefe 3,2 - 3,7
Hydromorphie:	ohne Grund- oder Stauwassereinfluss, nFK: 44 l/m ³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
Belastungssituation:	Fläche fernab von Punktemittenten; jedoch erhöhte geogene Gehalte an Schwermetallen (Tab. 1.6.1)

Tab. 1.6.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Dezember 1995 (mg/ kg TS).

GLI pH 3,5 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
L/Of-Horizont	72	74	0,56	24
Mineralboden (0 – 10 cm)	146	151	0,45	71

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstuntersuchung der BDF Glindfeld erfolgte 1996 und die Folgebeprobungen 2001 und 2006. Es wurden vor allem epigäisch lebende Regenwurmarten nachgewiesen. Bei den Untersuchungen dominieren *Lumbricus rubellus* und *Dendrobaena octaedra*. 1996 wurde eine endogäisch lebende Art *Aporrectodea caliginosa* und im Folgenden *Dendrodriilus rubidus* in geringer Anzahl nachgewiesen.

Die Aktivitätsparameter Siedlungsdichte und Biomasse der Regenwürmer sowie die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer waren 2001 etwas höher als zu den andren Beprobungsterminen (**siehe Tab. 1.6.2**). Dabei dürfte es sich um witterungsbedingte Schwankungen handeln, denn bei den Kleinringelwürmern unterschieden sich die Werte vor allem in der obersten Tiefenstufe, die den Witterungseinflüssen am stärksten ausgesetzt ist. Das Artenspektrum zeigt keine auffälligen Veränderungen. Lediglich einige in geringer Abundanz vorkommende Arten wurden nur an einzelnen Terminen nachgewiesen. Dominant waren die Arten *Oconnorella cambrensis* und *Cognettia sphagnetorum*, gefolgt von

Stercutus niveus, *Cognettia cognettii*, *Achaeta affinoides* sowie *Achaeta sp. (glin)*, eine neue Art, die wissenschaftlich noch beschrieben werden muss. Der biologische Bodenzustand befand sich zur Zeit der Beprobungen in einem Übergangsbereich, in dem nebeneinander Elemente des Stercuto-Lumbricetum und des Achaeto-Cognettietum auftreten. Bei den Reaktionsspektren von 1996 und 2001 bestätigt sich das in der starken Dominanz der Mäßigsäurezeiger mit den Reaktionszahlen 4-6, die als Arten des Übergangs in beiden Zersetzergesellschaftstypen vorkommen können. 2006 kann eine Zunahme von Starksäurezeigern der *Cognettia*-Arten beobachtet werden, wodurch die gewichtete Reaktionszahl von anfänglich 4,6 auf 3,9 sinkt.

Tab. 1.6.2 Zoologische Kennwerte der Fläche Glindfeld

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschaftstyp	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1996	4,76	26,0	47.874	18	Achaeto-Cognettietum Übergang aus Stercuto-Lumbricetum	4,60	5,1
2001	10,61	36,8	76.191	17		4,70	5,0
2006	3,25	14,4	59.757	17		3,90	5,0

Diese Entwicklung könnte eine Folge von Aluminiumtoxizität sein, da sich die pH-Werte dieses Bodens im Aluminium- und Aluminium-Eisenpufferbereich befinden. Offenbar bietet der hohe Humusgehalt im Oberboden den Kleinringelwürmern aber noch teilweise Schutz, während dieser für tiefgrabende Regenwürmer nicht gegeben ist. Falls sie hier früher vorhanden waren, ließe sich ihr Verschwinden mit toxischem Stress infolge der Bodenversauerung erklären. Dies könnte auch für die endogäischen Regenwurmartarten gelten, da 1996 noch eine, 2001 und 2006 aber keine endogäisch lebende Art mehr nachgewiesen wurde.

Die Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer zeigte eine hohe biologische Aktivität im Ah-Horizont an, was ein bezeichnendes Merkmal für einen mullartigen Moder bzw. „A-Moder“ im Sinne von GREAFE und BELOTTI (1999) ist. Charakteristische Arten dieser Humusform sind die Mineralbodenbewohner *Achaeta sp. (glin)* und der terrestrisch Polychaet (Vielborster) *Hrabeiella periglandulata* (Abb. 1.6.1).

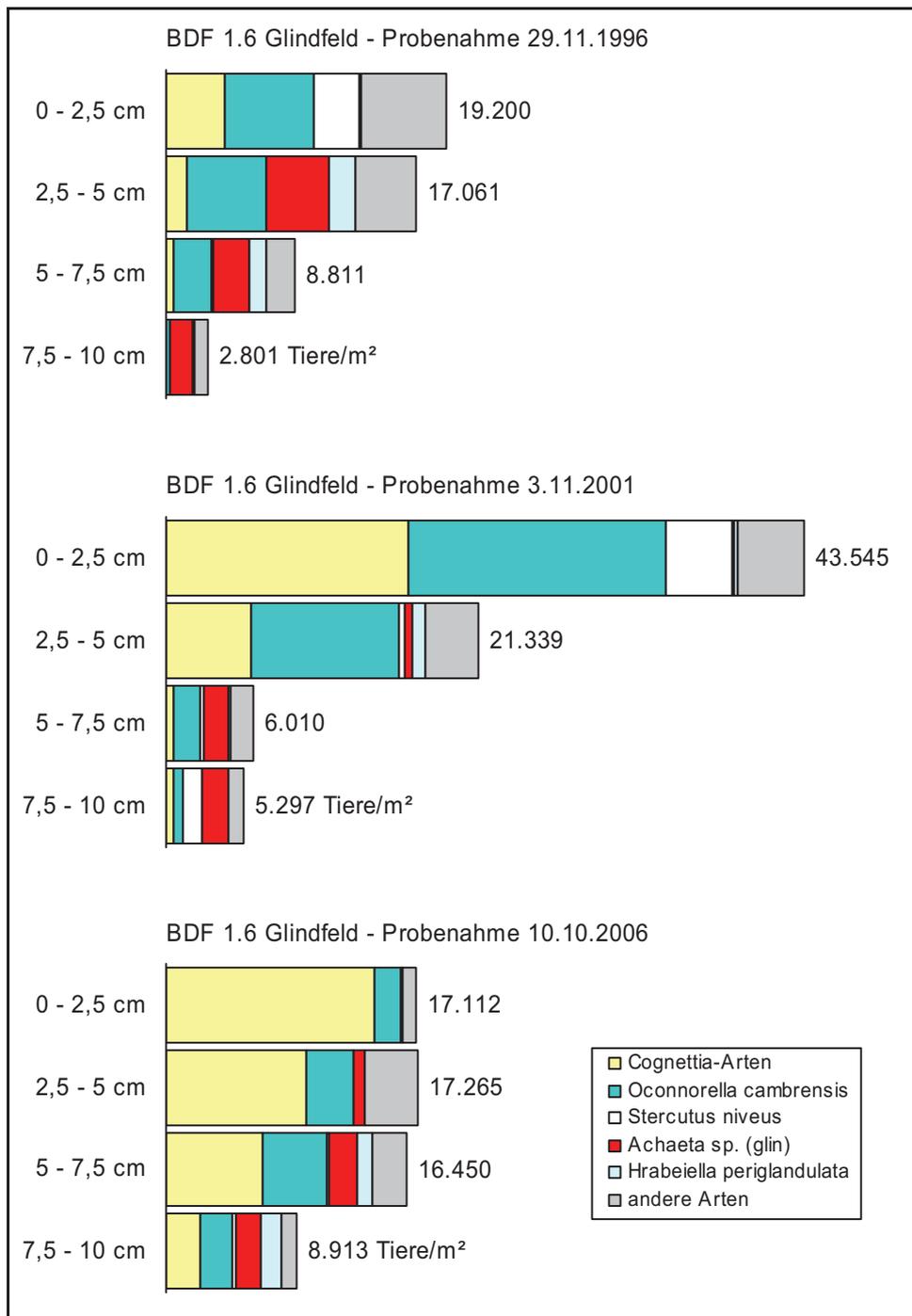


Abb. 1.6.1 Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Glindfeld.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

In Glindfeld wird für die mikrobiologischen Untersuchungen nur der Ah-Horizont beprobt, weil der Oh-Horizont zu geringmächtig und stellenweise gar nicht vorhanden ist. Die Fläche wird seit 1995 untersucht. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen. Im Ah-Horizont von Glindfeld wird die höchste **substratinduzierte Atmung (SIR)** aller Waldflächen des BDF-Programms gemessen. Die SIR variiert hier zwischen 1,52 und 3,44 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹, was nach bisheriger LANUV-Datenbasis als hoch bis sehr hoch (> 2 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹) zu bewerten ist. Die **Basalatmung (BAT)** des Standorts auf lehmigem und carbonathaltigem Ausgangssubstrat ist im Durchschnitt (Mediane aller bisherigen Untersuchungstermine) mit 1,22 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ mehr als doppelt so hoch als in den anderen A-Horizonten auf lehmigem Substrat. Insgesamt variiert die BAT (Mittelwerte) auf für Waldböden nach bisheriger LUA-Datenbasis ebenso auf hohem bis sehr hohem Niveau zwischen 0,57 und 2,06 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. SIR und BAT zeigen einen für einen Waldboden mikrobiologisch relativ aktiven Ah-Horizont an. Der **respiratorische Aktivierungsquotient (Q_R)** ist mit Werten zwischen 0,37 und 0,64 als niedrig bis mittel einzustufen. Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** zwischen 5,7 und 7,9 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} ist hoch und zeigt einen hohen Anteil an mikrobieller Biomasse bezogen auf die organische Substanz an (siehe **Tab. 1.6.3**). Des Weiteren liegt an diesem Standort gut zersetzbare Streu als leicht verfügbare Kohlenstoffquelle vor, da die Wurzeln der Bäume auch in tieferen Schichten gut mit Nährstoffen versorgt werden und deren Laub eine gut abbaubare Streu ausbilden. Diese leichte Abbaubarkeit auf Basis einer nährstoffreichen Braunerde führt zu einem mit 16 relativ engem C/N-Verhältnis.

Tab. 1.6.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Glindfeld (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	BAT 27 °C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)	C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]	pH (CaCl ₂)	C _{org} [%]
1995	2,12	1,13	0,53	-	3,4	-
1996	2,92	1,76	0,60	-	-	-
1997	2,06	1,33	0,64	6,3	3,4	9,2
1998	1,82	0,98	0,54	6,1	3,6	8,3
1999	2,28	1,25	0,55	5,6	3,5	11,5
2000	3,44	2,06	0,60	7,6	3,4	12,6
2003	1,52	0,69	0,46	5,9	3,5	7,3
2006	1,54	0,57	0,37	7,9	3,5	5,4
arith. Mittel	2,21	1,22	0,54	6,6	3,5	9,0
Standard- abweichung	0,67	0,50	0,09	1,0	0,1	2,7

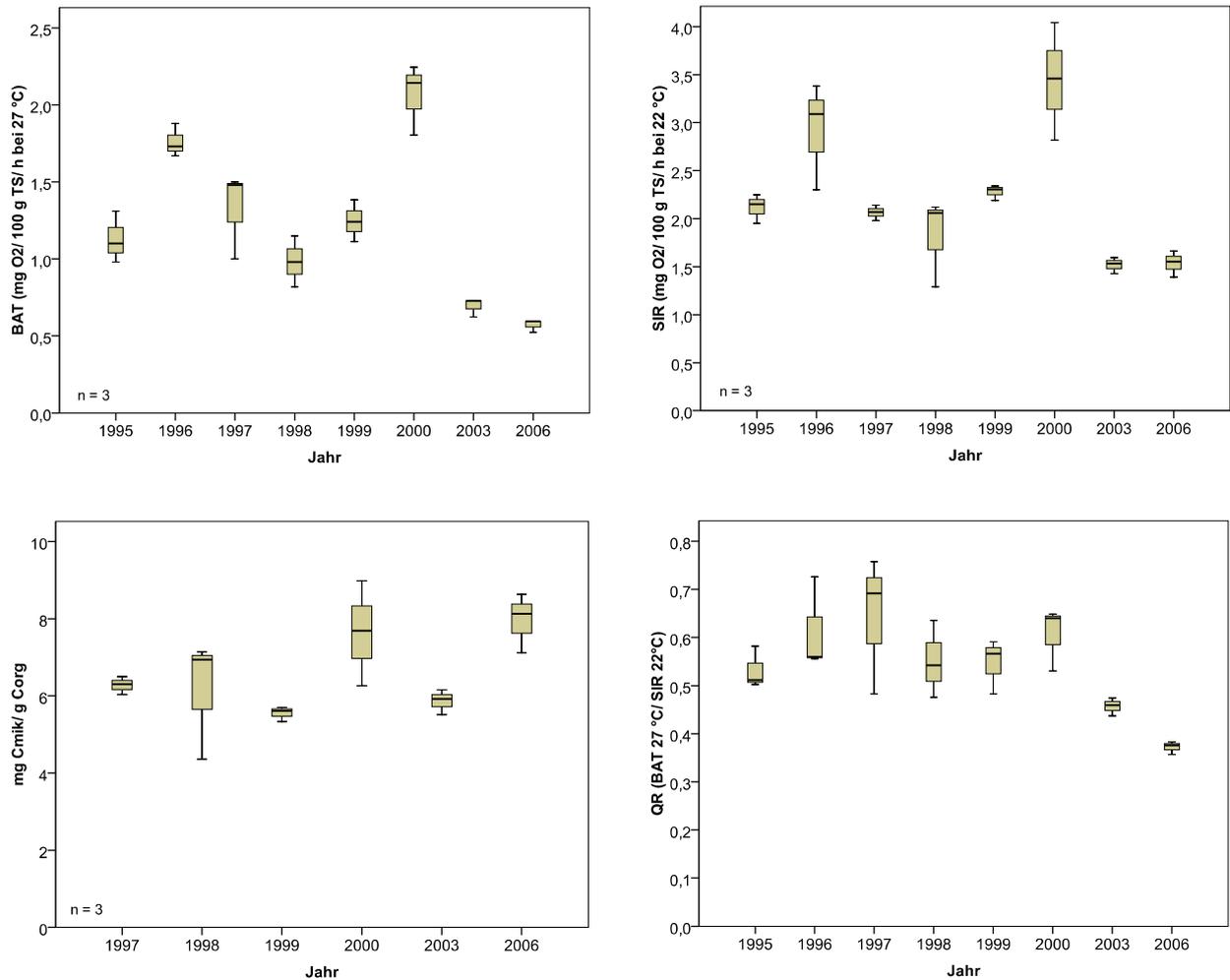


Abb. 1.6.2 – 5: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf GLI. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen an diesem Standort bisher keine Entwicklungstendenz und weisen teilweise zwischen den einzelnen Untersuchungsterminen vor allem bei der BAT und der SIR relativ hohe Schwankungen auf. Die pH-Werte und C_{org}-Gehalte haben sich seit Untersuchungsbeginn nur wenig verändert, so dass auch diesbezüglich kein Ausschlag für eine Veränderung in der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität gegeben wäre. Im Gegensatz zu der in Veränderung befindlichen Annelidengesellschaft, scheint sich die Biozönose der Mikroorganismen bereits an die versauerten Verhältnisse im Oberboden angepasst zu haben. Der mögliche Einfluss von **Schwermetallen** auf die Bodenbiozönose ist aufgrund der nicht untersuchten bioverfügbaren Gehalte auch hier nicht nachweisbar, die Gesamtgehalte werden dennoch im Folgenden zur Einschätzung dargestellt.

Auf Grund des Ausgangsgesteins liegen abweichend von den meisten anderen BDF tendenziell zu den tieferen Schichten hin ansteigende Schwermetallgehalte vor. Die Bleigehalte überschreiten bei der bodenphysikalisch-chemischen Erstuntersuchung der Fläche die Vorsorgwerte für Blei bis in eine Tiefe von 30 cm, unterschreiten aber den Prüfwertvorschlag nach WILKE et al. [8] von 250 mg Pb kg⁻¹ TS. Die Kupfergehalte überschreiten hingegen mit Ausnahme der Humusaufgabe den Prüfwertvorschlag

für Kupfer für den Pfad Boden/Bodenorganismen von $40 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ TS}$ schluffiger und lehmiger Böden bis in eine Tiefe von 60 cm. Im Tiefenverlauf steigen die Gehalte von $65 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ TS}$ in den obersten 2 cm des Ah-Horizonts auf $152 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ TS}$ im Bv-Horizont in der Tiefe von 30 - 60 cm. Nach der BDF im Duisburger Stadtwald wurden hier die höchsten Kupfergehalte aller Beobachtungsflächen Nordrhein-Westfalens gemessen. Auch die Nickelgehalte nahmen mit zunehmender Tiefe zu und überschreiten ab einer für die bodenmikrobiologischen Untersuchungen nicht mehr relevanten Tiefe von 60 cm die Vorsorgewerte für Nickel von $50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$.

Bodenbiologisch vergleichbar ist die Fläche in Glindfeld unter Laub-Mischwald mit der ebenfalls von lehmigem und carbonathaltigem Ausgangssubstrat geprägten Fläche in Schwaney.

Zusammenfassung

Auf dem Laubwaldstandort Glindfeld mit vorwiegend Mull-Humusformen weist die Zusammensetzung der Zersetzergesellschaft während der hier vorliegenden Untersuchungsphase Anzeichen eines Übergangsstadiums vom Typen Stercuto-Lumbricetum, typisch für Wälder mit Mull-Humusformen, zum Achaeto-Cognettietum, typisch für Wälder mit mullartigem Moder, auf. Anecische und endogäische Regenwürmer können bei den letzten Beprobungsterminen nicht mehr festgestellt werden. Die Untersuchungen der Bodenfauna weisen in Glindfeld auf eine mögliche Veränderung des Lebensraums Boden in Form einer zunehmenden Bodenversauerung hin. Dennoch liegt auf dem Standort aus Sicht der Mikrobiologie bei vergleichsweise hohen pH-Werten (3,5 in CaCl_2) eine sehr hohe Aktivität bei überdurchschnittlicher Effizienz vor.

Standortcharakterisierung

Lage: Haard, Ruhrgebiet (TK 25 Blatt 4309 Recklinghausen)
Höhe: 75 m über NN, Ebene, sehr schwach geneigt (1 - 2°)
Klima: 9,5° C und 813,7 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Münster)
Flächennutzung: Laub-Mischwald (Forst), zum Zeitpunkt der Bodenkartierung 1995 war der Bestand 140 Jahre alt
Vegetation: *Fagus sylvatica* (Rotbuche) und *Pinus silvestris* (Kiefer)
Bodentyp/Bodenform: Braunerde-Podsole aus Umlagerungsprodukten (Holozän) über Solifluktiionsdecke (Pleistozän)
Bodenart: schluffiger Sand
Humusform: feinhumusreicher Rohhumus mit sehr ungünstigen Zersetzungsbedingungen, Mächtigkeit: 12 - 14 cm
Nährstoffversorgung: sehr basenarm, pH (KCl) bis 28 cm Tiefe 3,0 - 3,3
Hydromorphie: sehr schwach staunass, nFK: 252 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
Belastungssituation: Fläche im Ballungsraum Ruhrgebiet nahe Punktemittelen; erhöhte Belastung durch atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Abb. 1.7.1**)

Tab. 1.7.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Mai 1996

HAA pH 3,2 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	149	357	0,62	55
Mineralboden (0 – 10 cm)	43	85	0,12	15



Abb 1.7.1 Bodendauerbeobachtungsfläche in der Haard **Abb 1.7.2** Ein Spatenaushub zeigt die oberen Bodenschichtungen

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstuntersuchung der BDF Haard erfolgte 1995 und die Folgeuntersuchungen im Jahr 2000 und 2005. 1995 konnten keine Regenwürmer gefangen werden. 2000 wurde neben *D. octaedra* die epigäische Art *Dendrodrilus rubidus* gefunden. Mit einer sehr geringen Siedlungsdichte von maximal 12 Tieren pro m² mit einer Biomasse von 1,02g/m² befinden sich sowohl die Siedlungsdichte als auch die Biomasse der Regenwürmer auf niedrigem Niveau (**Tab. 1.7.2**).

Tab. 1.7.2 Zoologische Kennwerte auf der Fläche Haard

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer- gesellschaftstyp	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1995	0,00	0	85.205	6	Achaeto-Cognettietum	2,6	5,0
2000	1,02	8	66.769	10		3,1	5,0
2005	0,56	12	69.264	11		2,8	5,0

Die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer beträgt durchschnittlich 73.746 Ind./m² und variiert im Bereich normaler, witterungsbedingter Schwankungen. Die Gesamtartenzahl der Enchytraen ist hier während des Untersuchungszeitraumes von 6 auf 10 säuretolerante Arten fünf verschiedener Gattungen angestiegen. 1995 und 2005 ist, wie in **Abb.1.7.3** erkennbar, die oberste Tiefenstufe (0-2,5 cm) aufgrund von Trockenheit weniger stark besiedelt als die zweite.

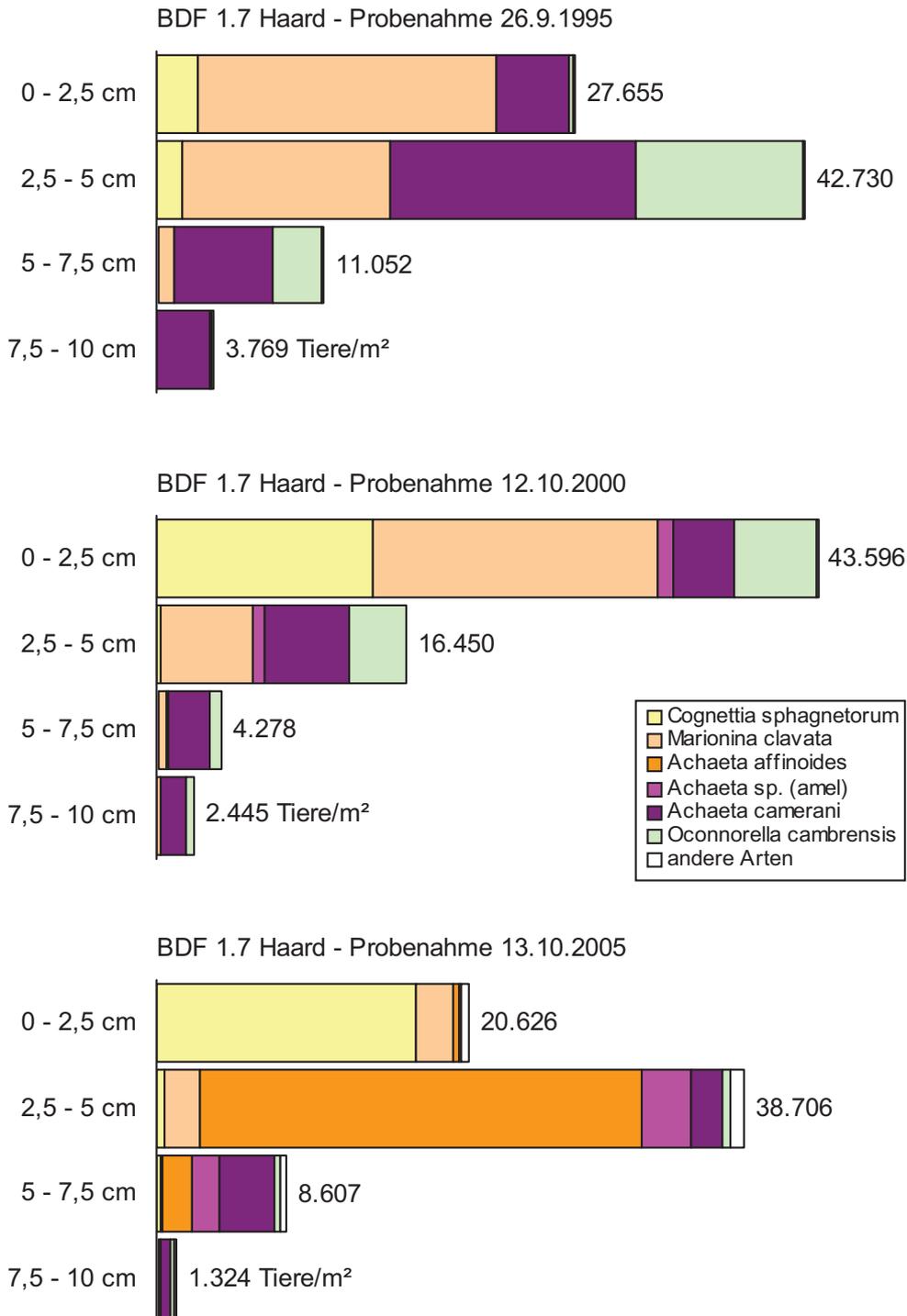


Abb. 1.7.3 Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Haard.

Das Feuchtezeigerspektrum enthält neben Arten, die sich indifferent verhalten, ausschließlich Frischezeiger mit der Feuchtezahl 5. Die Reaktionswerte variieren von R 1 (Starksäurezeiger) bis R 5 (Mäßigsäurezeiger) mit dem Schwerpunkt bei den Starksäure- und Säurezeigern.

Der Zersetzergesellschaftstyp entspricht auch hier der Assoziation Achaeto-Cognettietum.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die Fläche in der Haard wird seit 1995 untersucht. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Im sandigen Substrat der hier ausgeprägten Braunerde-Podssole finden sich im obersten Mineralbodenhorizont (Ap-Ahe) niedrige bis mittlere Gehalte an mikrobieller Biomasse. Dargestellt wird dies durch die **SIR**, die jedoch eine große Wertespannweite der einzelnen Untersuchungstermine zwischen 0,06 und 1,09 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ aufweist. Im Oh-Horizont wurden Werte zwischen 0,65 und 4,23 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ gemessen, die sich ebenfalls über einen weiten Wertebereich erstrecken, der von ganz niedrig bis hoch für Oh-Horizonte bewertet werden kann. Der Median der bisherigen Untersuchungen kann mit einem Wert von 2,5 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ für den Oh-Horizont und 0,6 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ für den Ah-Horizont als mittel bewertet werden. Die deutlich ausgeprägten Schwankungen zwischen den einzelnen Untersuchungsterminen sind auch hier vermutlich mit Schwierigkeiten der Horizontdifferenzierung bei den Probenahmen verbunden. Die **Basalatmung (BAT)** war in der Haard sowohl im A- als auch im Oh-Horizont höher als bei den anderen Böden mit sandigem Ausgangssubstrat. Die Werte variierten im Oh zwischen 0,54 und 3,01 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und im Ap-Ahe zwischen 0,08 und 0,76 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Die Einschätzung dieser Werte ist wegen der hohen Schwankung erschwert. Rechnerisch wird in jedem Fall ein als mittlere Aktivität einzustufender Wert ermittelt. Der **Q_R** variiert im Oh-Horizont zwischen 0,49 und 0,71 und im Ap-Ahe-Horizont mit Werten zwischen 0,32 und 0,70 im niedrigen bis mittleren Bereich. Beim **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** liegen die Quotienten im Oh seit 1997 zwischen 2,9 und 3,1 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} und 1,8 und 2,2 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} im Ap-Ahe, was als niedrig bis mittel bewertet werden kann. Für einen Standort mit Rohhumus als Humusform und sandigem Ausgangssubstrat wären durchaus niedrigere Aktivitätswerte zu erwarten. Hier muss jedoch berücksichtigt werden, dass das Endergebnis für diesen Standort auf Grund der probenahmebedingten Schwankungen nur sehr uneindeutig ist (**Tab. 1.7.3**).

Die **Schwermetallgehalte** (im Königswasserextrakt gemessen) liegen in der Auflage verglichen mit den Hintergrundwerten für Waldbodenauflagen in der oberen Hälfte. In den obersten 10 cm des Mineralbodens liegen sie unauffällig in der unteren Hälfte. Die folgende Beschreibung soll einen Überblick zu den vorliegenden Schwermetallgehalten geben.

In der Humusaufgabe und den obersten zwei Zentimetern des Ah-Horizonts werden mit 77 mg Zn kg⁻¹ TS, 161 mg im L/Of-, 148 mg und im Oh-Horizont die Prüfwertvorschläge für den Pfad Boden/Bodenorganismen nach WILKE et al. [8] bzw. die Vorsorgewerte für Zink von 60 mg kg⁻¹ TS in sandigen Böden überschritten. Auch die Bleigehalte im Oh-Horizont liegen mit 357 mg kg⁻¹ TS über dem Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von 250 mg Pb kg⁻¹ TS. Die Kupfergehalte überschritten ebenfalls mit 34 mg im L/Of-, 55 mg im Oh-Horizont den Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen.

Tab. 1.7.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Haard (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ap- Ahe	Oh	Ap- Ahe	Oh	Ap- Ahe	Oh	Ap- Ahe	Oh	Ap- Ahe	Oh	Ap- Ahe
1995	3,02	1,04	1,65	0,33	0,54	0,32	-	-	3,1	3,1	-	-
1996	4,23	1,09	3,01	0,76	0,71	0,70	-	-	-	-	-	-
1997	2,02	0,63	1,20	0,42	0,59	0,67	3,0	2,2	3,1	3,3	18,8	8,2
1998	2,09	0,61	1,37	0,40	0,65	0,66	2,9	2,1	3,2	3,3	20,5	8,1
1999	0,65	0,06	0,54	0,08	0,96 ^b	1,63 ^b	0,87 ^b	0,49 ^b	3,2	3,3	13,9	2,3
2000	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
2003	2,98	0,76	1,77	0,45	0,59	0,59	3,1	2,0	2,9	3,1	26,7	10,7
2006	2,52	0,30	1,23	0,18	0,49	0,63	3,1	1,8	3,0	3,2	22,7	4,6
arith. Mittel	2,50	0,64	1,54	0,37	0,60	0,59	3,0	2,0	3,1	3,2	20,5	6,8
Standard- abweichung	1,11	0,37	0,76	0,21	0,08	0,14	0,1	0,2	0,1	0,1	4,7	3,3

^b Der Wert ist gemäß Ausreißertest nach Grubbs zu eliminieren. Er wurde für die Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt.

^c Auf Grund des C_{org}-Gehaltes (Oh < 15 % C_{org} bzw. Ah > 15 % C_{org}, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprobt wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

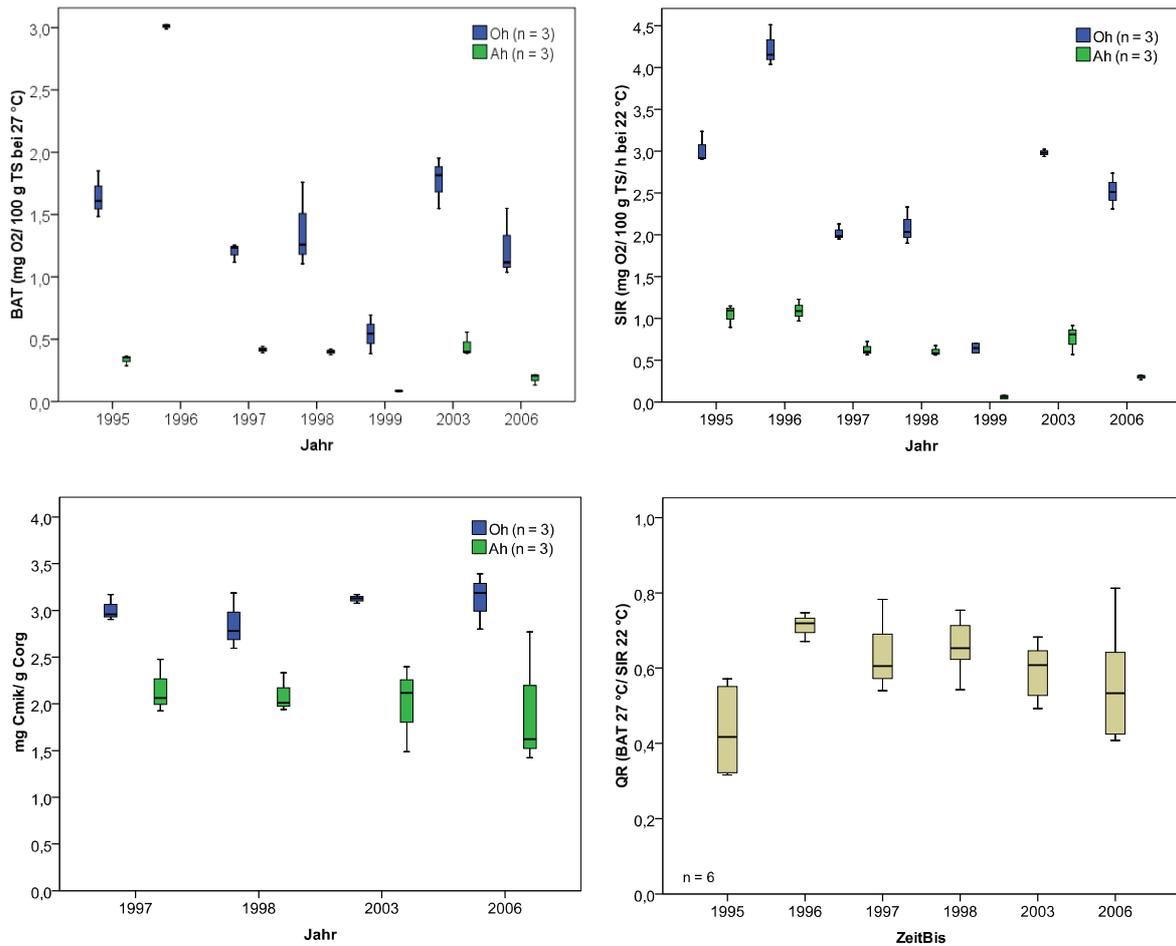


Abb. 1.7.4 – 7: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf HAA. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt.

Zusammenfassung

Bei der Bodendauerbeobachtungsfläche Haard handelt es sich um einen Standort im Ballungsraum Ruhrgebiet mit Laubwaldbestand und teils mächtiger Humusauflage aus feinhumusreichem Rohhumus. Hier hat sich eine dafür typische Zersetzer-gesellschaft, das Achaeto-Cognettietum, ausgebildet. Sowohl bodenfaunistisch als auch mikrobiologisch lässt sich ein mittelmäßig aktives und effizientes Bodenleben nachweisen. Ein negativer oder positiver Trend kann anhand der bisherigen Untersuchungsergebnisse nicht abgeleitet werden.

BDF- Nr.: 3.5 BDF Haard außerhalb Wald (HAA a)

Standortcharakterisierung

Lage: Haard, Ruhrgebiet (TK 25 Blatt 4309 Recklinghausen)
 Höhe: 75 m über NN, Ebene, sehr schwach geneigt (1 - 2°)
 Klima: 9,5° C und 813,7 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Münster)
 Flächennutzung: extensiv genutztes Grünland
 Vegetation: Poaceen und Gramineen (Gräser)
 Bodentyp/Bodenform: Braunerde-Podsole aus Umlagerungsprodukten (Holozän) über Solifluktsionsdecke (Pleistozän)
 Bodenart: schluffiger Sand
 Humusform: kein Auflagehumus
 Nährstoffversorgung: Kartierdaten stehen noch aus
 Hydromorphie: sehr schwach staunass
 Belastungssituation: Fläche im Ballungsraum Ruhrgebiet nahe Punktemittenten; erhöhte Belastung durch atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren. Referenzfläche außerhalb des Waldgebiets zur benachbarten Waldfläche Haard (**Tab. 3.5.1**)

Tab. 3.5.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Oktober 1999 (mg/ kg TS)

HAA a pH 4,9 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	-	-	-	-
Mineralboden (0 – 10 cm)	43	28	0,36	5

Bodenzoologische Charakterisierung

nicht untersucht

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Bodenmikrobiologische Untersuchungen waren hier im einjährigen Turnus geplant. Die Erstuntersuchung fand im Herbst 2005 statt.

Tab. 3.5.1 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen) der Fläche Haard

Probe- nahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)	C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]	DHA [µg TPF 100 g ⁻¹ TS]	ARG [µg NH ₄ -N g ⁻¹ TS h ⁻¹]	pH (CaCl ₂)	C _{org} [%]
2005	1,40	0,27	0,20	15,1	1194,7	3,2	4,9	2,6

Diese Fläche steht seit 2006 nicht mehr zur Verfügung.

Standortcharakterisierung

Lage: Schwaney, Eggegebirge, südlicher Teutoburger Wald (TK 25 Blatt 4219)
 Höhe: etwa 400 m über NN
 Klima: 7 - 8° C und 1000-1100 mm Niederschlag im langjährigen Mittel
 Flächennutzung: Laubwald, zum Zeitpunkt der Bodenkartierung 1995 war der Bestand 110 Jahre alt
 Vegetation: *Fagus sylvatica* (Rotbuche), eingestreut sind *Quercus robur* (Eiche), *Acer pseudoplatanus* (Bergahorn) und *Fraxinus excelsior* (Esche)
 Bodentyp/Bodenform: Pseudovergleyte Braunerden aus Solifluktuionsdecke (Pleistozän) über Carbonatgesteinen des Unteren und Mittleren Muschelkalks, Profil s.
 Bodenart: schluffiger Lehm im Oberboden bis lehmiger Ton im Unterboden
 Humusform: F-Mull (1-2 cm mächtig) mit Streu von *Acer pseudoplatanus*, aufgrund deren leichten Zersetzbarkeit bisher nicht die Veränderung zu Moder erfolgte.
 Nährstoffversorgung: mäßig basenhaltig, pH (KCl) bis 30 cm Tiefe 3,8 - 4,0
 Hydromorphie: sehr schwach hangnass, nFK: 113 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
 Belastungssituation: Fläche fernab von Punktemittenten; erhöhte geogene Belastung z. B. durch Schwermetalle (**Tab. 1.8.1**)

Tab. 1.8.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Juni 1996 (mg/ kg TS).

SCH pH 3,8 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	364	364	0,61	31
gew. Mittel in den obersten 10 cm des Mineralbodens	275	220	0,72	24



Abb. 1.8.1 Boden-dauerbeobachtungsfläche in Schwaney



Abb. 1.8.2 Bodenprofil einer mitteltief entwickelten basenreichen Braunerde aus gering mächtiger, löss-lehmhaltiger Lage über Basislage (lehmiger Ton) über Mergelkalksteinen des Unteren Muschelkalks (GD-Profil 10492) mit typischem Moder als Humusform auf der BDF in Schwaney.

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstuntersuchung der BDF Schwaney wurde 1996 durchgeführt, und die Wiederholungsuntersuchungen folgten 2001 und 2006. Zuvor wurden bereits 1989 und 1993 im Auftrag der LÖLF (ehemalige Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW, LÖBF) auf derselben Fläche durchgeführt.

Während bei der Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer nur geringe Veränderungen innerhalb dieser zwölf Jahre auftreten, gibt es bei den Regenwurmpopulationen nach einem Maximum im Jahr 1993 große Schwankungen bezüglich der Besiedlungsdichte (**Tab. 1.8.2**).

Tab. 1.8.2 Zoologische Kennwerte auf der Fläche Schwaney

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschaftstyp	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1989*	31,4	14	32.035	21	Stercuto-Lumbricetum in Entwicklung zu Achaeto-Cognettietum	4,9	5,3
1993*	76,2	74	56.023	32		5,2	5,4
1996	17,8	32	67.889	23		5,1	5,2
2001	0,2	2	64.273	22		5,0	5,2
2006	8,9	4	66.484	25		5,4	5,3

* Daten vor Einrichtung der BDF 1996 stammen aus einer Untersuchung der damaligen LÖLF.

Im Reaktionszeigerspektrum liegt das Schwergewicht aller Termine bei den Schwachsäure- bis Schwachbasenzeigern (R 7). Die Bandbreite reicht aber jeweils bis zu den Starksäurezeigern (R 1) und hinsichtlich Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer dominieren Säure- und Mäßigsäurezeiger. Das gleichzeitige Vorkommen so gegensätzlicher Zeigerarten erklärt sich aus dem Tiefenverlauf des pH-Werts, der einen nach unten steil ansteigenden Gradienten aufweist. Begründen lassen sich die vertikal zunehmenden pH-Werte durch den carbonathaltigen Kalkverwitterungslehm, der hier das Ausgangs-

substrat bildet. Da die am Luvhang des Eggegebirges gelegene BDF aufgrund ihrer Exposition höheren atmosphärischen Säureeinträgen ausgesetzt ist, reicht die Versauerungsfront bis in eine Tiefe von etwa 60 cm (siehe **Abb.1.8.3** links). Während die von Kleinringelwürmern besiedelte Zone im Aluminium- und Aluminium-Eisen-Pufferbereich liegt und einen sprunghaften Rückgang der Kleinringelwürmer ab der Tiefe von 2,5-5 cm verursacht (siehe **Abb.1.8.3** rechts), erreichen die tiefer grabenden Regenwürmer auch den Zugang zu den basenhaltigeren Bereichen ab 10 cm Tiefe. Neben der Aluminiumtoxizität spielt auch der **Schwermetallgehalt** eine Rolle, der bei den Elementen Blei und Zink die Vorsorgewerte teilweise deutlich überschreitet. Die Zinkgehalte liegen weit über der von BEYLICH [1] im Reproduktionstest mit Enchyträen ermittelten ökotoxikologischen EC₅₀-Wirkungsschwelle (Effektkonzentration mit 50 % Effekt auf die Reproduktion). Im Vergleich zu anderen carbonathaltigen Böden weist die Fläche einen geringen Regenwurmbesatz auf, was vermutlich durch den chemischen Stress aufgrund erhöhter Schwermetallgehalte im Oberboden begründet ist. Sollte dieser ungünstige Zustand weiter anhalten, ist auch mit einer Verschlechterung der Humusform zu rechnen. Die leicht zersetzbaren Streu durch den Bewuchs mit *Acer pseudoplatanus* hat bisher die Bildung der Humusform Mull gefördert. Bei der schwer zersetzbaren Streu des benachbarten Fichtenbestands hingegen liegt die Humusform Moder vor.

Ein Übergang von der Zersetzergesellschaft Stercuto-Lumbricetum zu Achaeto-Cognettietum tritt deutlich in Erscheinung. Parallel zu dieser Veränderung ergibt sich ein Rückzug der Zersetzerlebensgemeinschaft in die Humusaufgabe.

Beim **Vergleich** der beiden Flächen **Glindfeld und Schwaney** mit carbonathaltigem Ausgangssubstrat fällt auf, dass sich tendenziell auf beiden Flächen infolge der bereits vor dem Untersuchungszeitraum eingetretenen Versauerung die Zersetzergesellschaft vom Typ Stercuto-Lumbricetum zum Achaeto-Cognettietum entwickelt, wobei Arten aus beiden Gesellschaftstypen nebeneinander existieren. Schwaney ist dabei artenreicher bezüglich der Anneliden als Glindfeld.

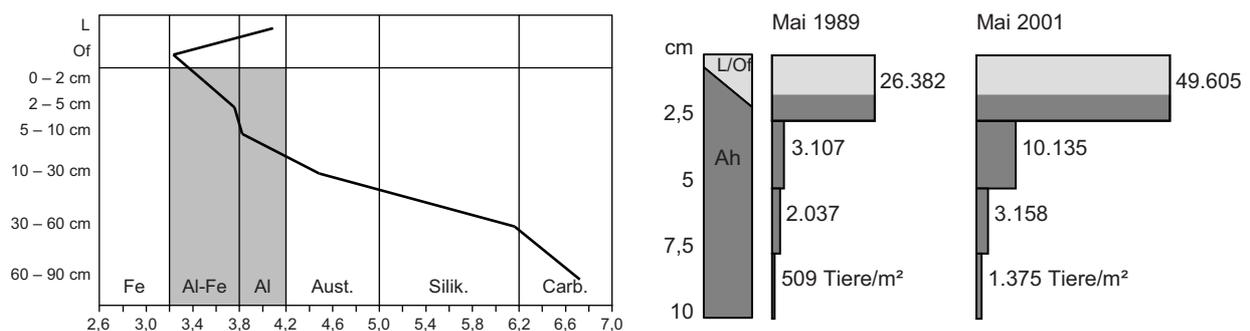


Abb. 1.8.3: Tiefenverlauf des pH-Werts (CaCl₂), (links und Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer in den Untersuchungsjahren 1989 und 2001 der Boden-Dauerbeobachtungsfläche Schwaney, nach Graefe [66].

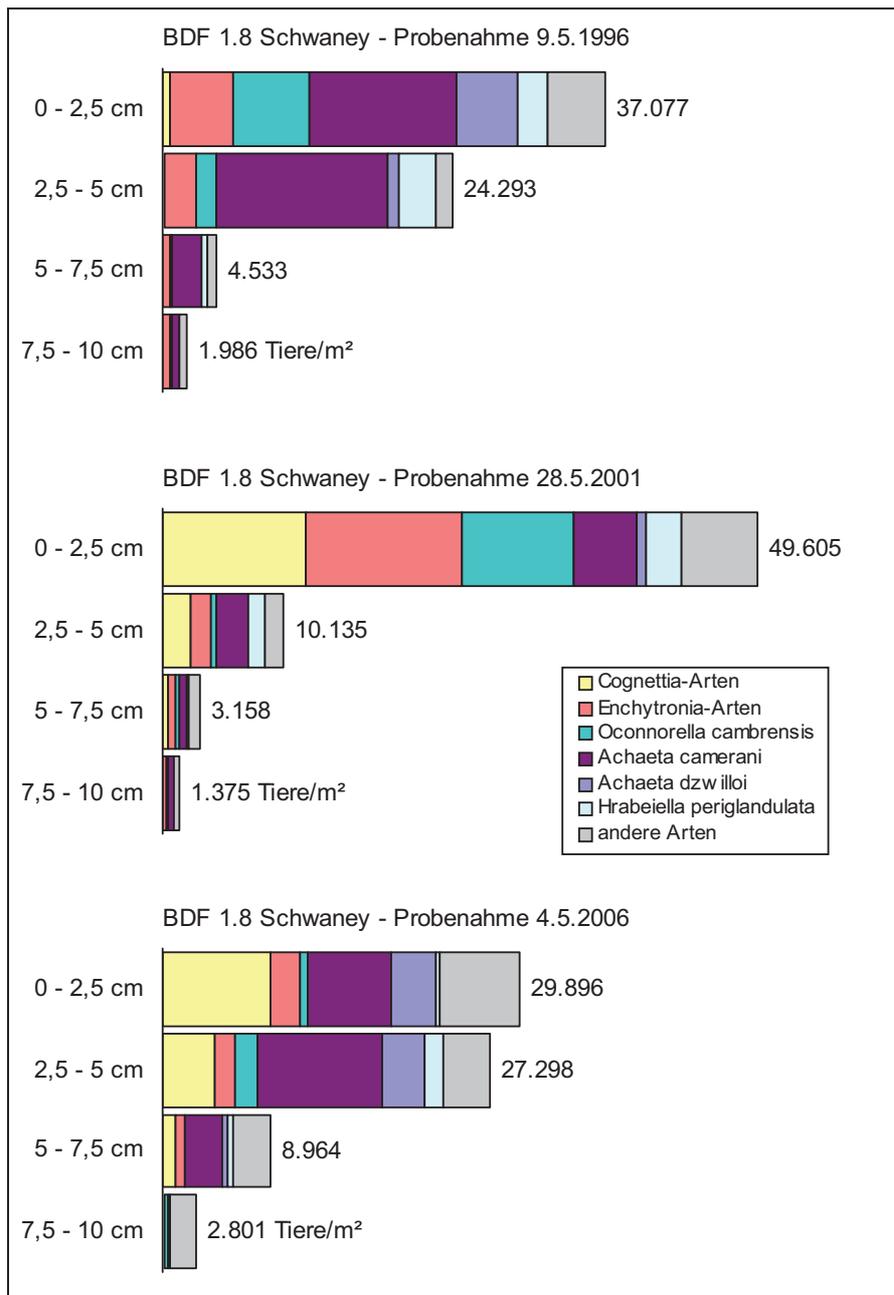


Abb. 1.8.4 Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Schwaney.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die BDF in Schwaney wird seit 1996 im Rahmen des Boden-Dauerbeobachtungsprogramms mikrobiologisch untersucht. Inzwischen liegen Ergebnisse aus 7 Untersuchungsjahren vor. Es wurde nur der Ah-Horizont beprobt, da an diesem Standort mit der Humusform F-Mull kein relevanter Oh-Horizont ausgeprägt ist. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die **SIR** variiert zwischen 1,28 und 1,64 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹, was als hoch für A-Horizonte von Waldböden einzustufen ist. Nach Glindfeld und der Grünlandfläche in Lütkenberg werden hier die höchsten substratinduzierten Atmungsraten gemessen. Die **Basalatmung (BAT)** erreicht mittel bis hoch zu beurteilende Werte zwischen 0,40 und 0,71 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Bei den Flächen unter Wald mit lehmigem Substrat nimmt die BAT von Schwaney die zweite Stelle nach Glindfeld ein. Die **respi-ratorischen Aktivierungsquotienten** variieren auf für Waldböden niedrigem Niveau zwischen 0,31 und 0,46. Trotz des hier vorliegenden carbonathaltigen Ausgangssubstrats und der leicht zersetzbaren Ahornstreu entsprechen diese Werte allerdings nicht ganz der Erwartung und sind vermutlich ungünstiger als auf ähnlichen, aber weniger versauerten, Flächen. Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** variiert zwischen 9,3 und 11,4 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org}. Diese hohen bis sehr hohen Quotienten spiegeln das relativ gute Mineralisierungspotenzial wieder, was zum einen in einem hohen Anteil an mikrobieller Biomasse, aber auch in der gut zersetzbaren Ahornstreu begründet ist (**Tab. 1.8.3**).

Tab. 1.8.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Schwaney (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	BDF	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)	C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]	pH (CaCl ₂)	C _{org} [%]
1996	SCH	1,59	0,68	0,43	-	3,7	-
1997		1,52	0,71	0,46	9,3	3,7	4,6
1998		1,38	0,62	0,45	9,9	3,9	3,9
1999		1,28	0,40	0,31	11,4	3,9	3,2
2000		1,64	0,69	0,42	11,4	3,9	4,0
2003		1,53	0,53	0,35	9,6	3,8	4,4
2006		1,33	0,42	0,32	10,2	3,8	3,7
arith. Mittel			1,47	0,58	0,39	10,3	3,8
Standard-abweichung		0,14	0,13	0,06	0,9	0,1	0,5

Eine Entwicklungstendenz lässt sich anhand der mikrobiologischen Daten nicht ableiten. Der pH-Wert und auch die C_{org}-Gehalte haben sich seit Untersuchungsbeginn kaum verändert, so dass aus dieser Hinsicht mikrobiologisch auch keine Veränderung zu erwarten ist. Die mikrobiologischen Ergebnisse von Schwaney spiegeln einen Standort mit hoher mikrobiologischer Aktivität wider, die Werte liegen auf einem höheren Niveau als die der Fläche in Glindfeld. Bodenmikrobiologisch ist weder in Glindfeld noch in Schwaney seit Beginn der Dauerbeobachtung eine gerichtete Veränderung zu erkennen.

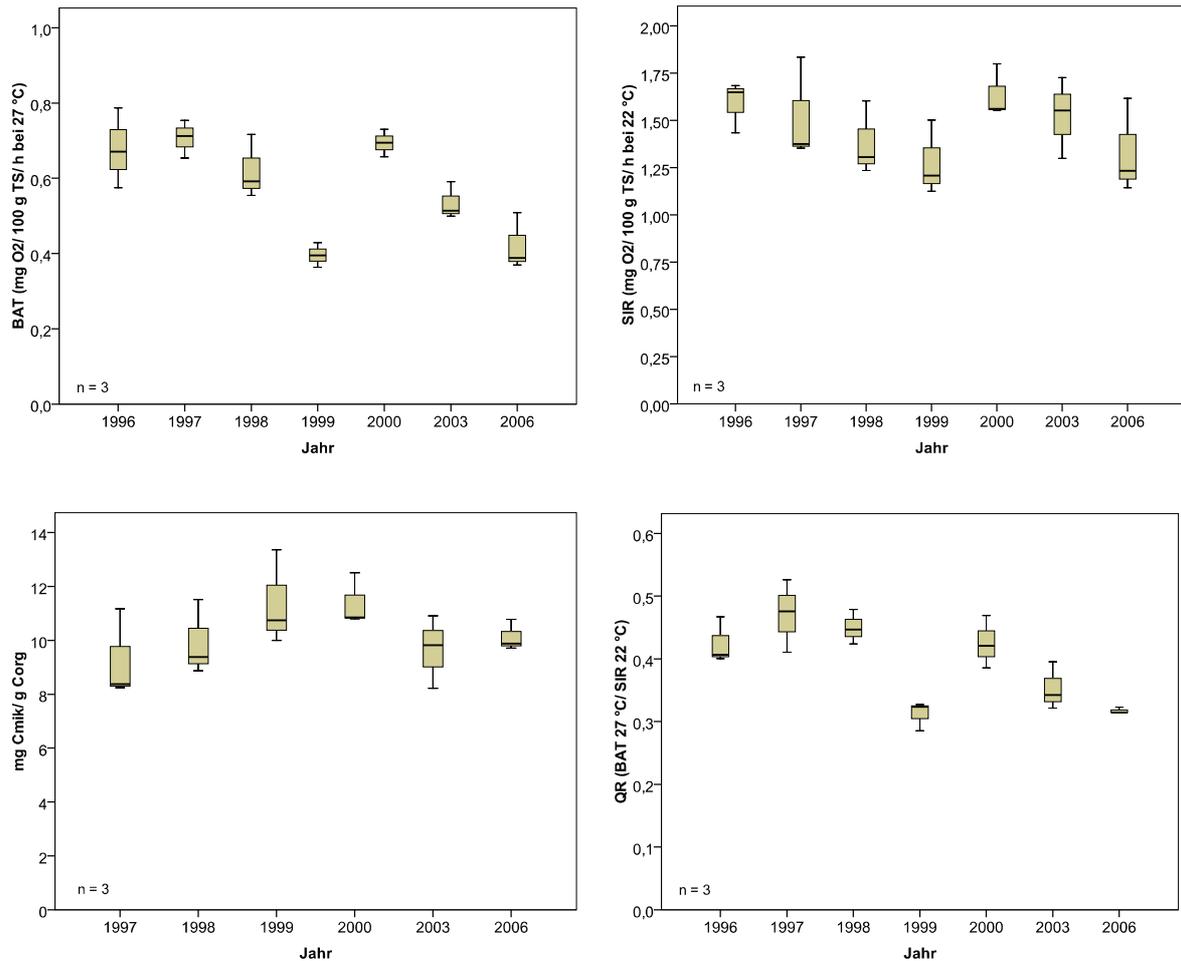


Abb. 1.8.5 – 8: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf SCH. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt.

Da die Angaben der **Schwermetallgehalte** nur als Gesamtgehalte (Königswasserextrakt) vorliegen, ist ein Einfluss auf die Bodenbiozönose nicht eindeutig belegbar.

Die Zinkgehalte überschreiten in allen Untersuchungstiefen den Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen sowie den Vorsorgewert von $150 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$. Dabei nahmen die Gehalte vom L/Of-Horizont mit 154 mg bis in die Tiefe von 30-60 cm auf $415 \text{ mg Zn kg}^{-1} \text{ TS}$ zu. Der Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen für Blei von $250 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ wird mit $364 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ nur im Oh-Horizont überschritten. Eine Überschreitung des Vorsorgewerts von $70 \text{ mg Pb kg}^{-1} \text{ TS}$ liegt in allen untersuchten Tiefen vor. Die Nickelgehalte in Schwaney sind die höchsten aller untersuchten BDF. Mit zunehmender Tiefe liegen letztlich ab einer Tiefe von 60 cm über $70 \text{ mg Ni kg}^{-1} \text{ TS}$ vor. Die mit zunehmender Tiefe ansteigenden SM-Gehalte auf dieser Fläche sind wahrscheinlich auf geogen bedingt erhöhten Gehalten zurückzuführen.

Zusammenfassung

Der Laubwaldstandort Schwaney mit verbreitet F-Mull als Humusform befindet sich zu allen Untersuchungsterminen im Übergangsstadium vom Typen Stercuto-Lumbricetum, typisch für Wälder mit Mull-Humusformen, hin zum Achaeto-Cognettietum mit Rückzug vom Lebensraum Mineralboden in die Humusaufgabe. Die Untersuchungen der Bodenfauna in Schwaney könnten auf eine Veränderung des Lebensraums Boden als Spätfolge der hier vorliegenden Bodenversauerung hinweisen. Trotz relativ hohen Schwermetallgehalten, aber bei vergleichbar hohen pH-Werten für die Waldflächen des BDF-Programms in NRW, zeigt der Standort eine hohe mikrobiologische Aktivität mit hoher Effizienz.

Standortcharakterisierung

Lage: Duisburg, Niederrheinische Bucht (TK 25 Blatt 4506 Duisburg)
 Höhe: 81 m über NN, Terrasse, sehr schwach geneigt (1 - 2°)
 Klima: 11° C und 748,4 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Duisburg-Laar)
 Flächennutzung: Laubwald (Forst), siehe **Abb. 1.9.1**, zum Zeitpunkt der Bodenkartierung war der Bestand etwa 50 Jahre alt
 Vegetation: *Fagus sylvatica* (Rotbuche)
 Bodentyp/Bodenform: Podsol-Braunerden aus Solifluktiionsdecke (Weichsel-Kaltzeit, Pleistozän) über Terrassenablagerung (Altpleistozän) über präquartärem Sand (Oligozän, Tertiär), Profil siehe **Abb. 1.9.2**
 Bodenart: schluffiger Sand
 Humusform: feinhumusreicher rothumusartiger Moder mit mäßig günstigen bis ungünstigen Zersetzungsbedingungen, Mächtigkeit: 3,5-8 cm und im Mittel 6 cm, davon entfielen 1,2 cm auf die L/Of-Horizonte und 4,8 cm auf den Oh-Horizont (2001), durch Kalkung in Auflösung begriffen: teilweise F-Mull, Ah-Horizont durch Rußpartikel schwarz überfärbt
 Nährstoffversorgung: mäßig basenhaltig, pH (KCl) bis 30 cm Tiefe 3,5 – 4,3
 Hydromorphie: sehr schwach staunass, nFK: 152 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
 Belastungssituation: Fläche im Ballungsraum Ruhrgebiet nahe Punktemittenten; erhöhte Belastung durch atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Tab. 1.9.1**)

Tab. 1.9.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom November 1996 (mg/ kg TS).

DUI Wa pH 3,9 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	455	992	1,49	163
Mineralboden (0 – 10 cm)	99	246	0,29	48



Abb. 1.9.1 Laubwaldbestand der BDF im Duisburger Stadtwald

Abb. 1.9.2 Bodenprofil einer pseudovergleyten Podsol-Braunerde aus Fließerde über Hauptterrasse (GD-Profil 10494) auf der BDF im Duisburger Stadtwald

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstuntersuchung der BDF Duisburg Stadtwald (DUI Wa) erfolgte 1996 und die Folgeuntersuchungen 2001 und 2006. Die Bodenbiozönose und das Humusprofil weisen deutliche Spuren der Kalkung auf, die 1990 (3 t Dolomitmalk/ ha) durchgeführt wurde. Eine erneute Kalkung wurde vier Wochen vor der Probenahme 2001 im angrenzenden Gebiet durchgeführt. Bei den Probenahmen waren zwar keine Kalkreste erkennbar, dennoch ist nicht eindeutig, ob die BDF bei der Aktion tatsächlich ausgespart werden konnte. Den Einfluss der Kalkung von 1990 auf den Tiefenverlauf des pH-Werts zeigt der Vergleich mit der vom Substrat her ähnlichen, aber ungekalkten BDF Haard. Im Oh-Horizont beträgt der Unterschied eine ganze pH-Einheit. Der pH-Wert im mineralischen Oberboden dagegen bleibt weiterhin im niedrigen Bereich, so dass es nicht zu einer Einwanderung von tiefgrabenden oder den Mineralboden besiedelnden Regenwürmern kommen konnte. Allerdings wird eine starke Vermehrung der epigäischen, in der Humusaufgabe lebenden Regenwurmart erreicht. In stadtnahen Wäldern kommt es so oftmals zu einem vermehrten Auftreten der als Kulturfolger einzuschätzenden Art *Dendrobaena attemsi*.

Tab. 1.9.2 Zoologische Kennwerte auf der Fläche Duisburg Stadtwald

Probe- nahme	Regenwürmer		Kleinringel- würmer	Artenzahl der Anneli- den	Zersetzer- gesellschafts- typ	gew. mitt- lere Reak- tionszahl	gew. mittlere Feuchte- zahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1996	12,6	285	53.272	18	Achaeto- Cognettietum	4,1	5,0
2001	12,2	520	50.420	16		3,9	5,0
2006	12,1	411	24.445	21		4,5	5,0

Auch auf der Fläche in Duisburg Stadtwald dominiert die Art *Dendrobaena attemsi* (67 % 1996/ 96 % 2001/ 90 % 2006). Dagegen fehlen zu allen Untersuchungsterminen endogäische und anecische Arten. Insgesamt liegt die durchschnittliche Siedlungsdichte der Regenwürmer bei 405 Tieren pro m² (**Tab. 1.9.2**). Die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer schwankt zwischen 25.000 und 50.000 Ind./m². Hierbei kann mit durchschnittlich 15 Kleinringelwurmart ein weites Artenspektrum festgestellt werden.

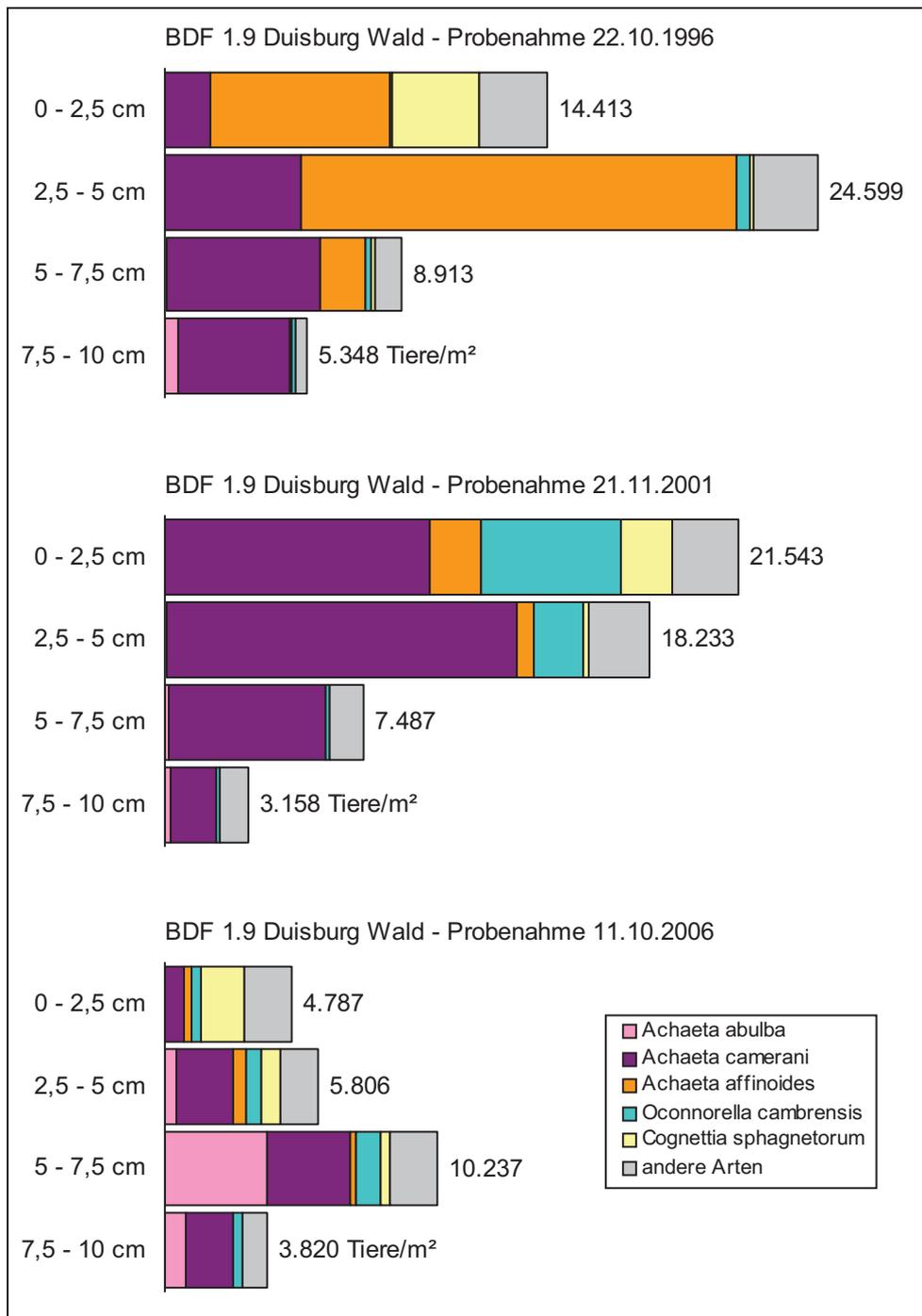


Abb. 1.9.3 Vertikalverteilungen der Kleinringelwürmer zu den Beprobungsterminen

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die BDF im Duisburger Stadtwald ist seit 1996 in das Programm eingebunden. Als Folge der Schwierigkeit bei der Differenzierung von Oh- und Ahe-Horizont, die hier zusätzlich durch hohe Anteile an schwarz überfärbendem pyrogenem Kohlenstoff verstärkt wird, können nur die Ergebnisse dreier Untersuchungstermine ausgewertet werden. In den 3 anderen Untersuchungsjahren lagen die C_{org}-Gehalte der als Oh-Material entnommenen Proben mehr als 10 % abweichend niedriger als 15 % C_{org}.

was für eine fehlerhafte Ansprache spricht. Die daraus resultierenden Ergebnisse wurden hier nicht berücksichtigt. Es fanden auf grund dieser Probenahmeproblematik zudem seit 2003 keine weiteren bodenbiologischen Untersuchungen mehr statt.

Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen. Bei der **substratinduzierten Respiration (SIR)** wurden im Oh-Horizont Werte zwischen 1,89 und 7,25 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ gemessen, was als mittel bis sehr hoch einzustufen ist. Im Ahe variierte die SIR zwischen 0,42 und 1,26 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Die **Basalatmung (BAT)** lag im Oh zwischen 0,93 und 3,32 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹, was im mittleren bis sehr hohen Bereich anzusiedeln ist. Im Ahe weisen die Basalatemungsraten einen Wertebereich von 0,25 bis 0,66 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ auf, was als mittel bis hoch für die A-Horizonte von Waldböden zu bewerten ist. Die **respiratorischen Aktivierungsquotienten (Q_R)** sind mit Werten zwischen 0,42 und 0,59 für bisher untersuchte Waldböden in NRW als niedrig bis mittel einzustufen. Die mikrobiologische Aktivität in beiden untersuchten Horizonten ist ähnlich der von Substrat und Nutzung her vergleichbaren Fläche in der Haard (HAA). Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** liegt im Oh auf hohem Niveau durchschnittlich bei 4,1 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org}, was mit dem Kalkungseinfluss und der leicht zersetzbaren Laubstreu begründet werden kann. Im Ahe-Horizont ist das C_{mic}/C_{org}-Verhältnis bei einem Mittelwert von 1,9 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} dagegen als niedrig zu bewerten. Diese Werte passen zu den Erkenntnissen der faunistischen Untersuchung, denn das Fehlen von endogäischen Regenwürmern, die durch die Aufnahme von mineralischem und organischem Bodenmaterial bessere Voraussetzungen für den weiteren Abbau durch die Bodenmikroorganismen schaffen, beeinflusst neben der möglichen negativen Auswirkung der Schadstoffbelastung auch Quantität und Qualität der Bodenmikroorganismen. Trotz der Kalkung ist weder im Oh noch im Ahe eine Veränderung zu erkennen (**Tab.1.9.3**).

Tab. 1.9.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Duisburg-Stadtwald (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe	Oh	Ahe
1996	7,25	1,26	3,32	0,66	0,46	0,53	-	-	4,4	3,9	-	-
1997	1,89	0,42	0,93	0,25	0,49	0,59	3,3	1,9	3,9	3,6	16,0	6,0
1998	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
1999	3,38	0,64	1,41	0,31	0,42	0,49	4,9	1,9	3,9	3,6	19,3	9,5
2000	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
2003	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
arith. Mittel	4,17	0,77	1,89	0,41	0,46	0,54	4,1	1,9	4,1	3,7	17,7	7,7
Standardabweichung	2,76	0,44	1,26	0,22	0,04	0,05	1,1	0,0	0,3	0,2	2,3	2,5

^c Auf Grund des Corg-Gehaltes (Oh < 15 % Corg bzw. Ah > 15 % Corg, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprobt wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

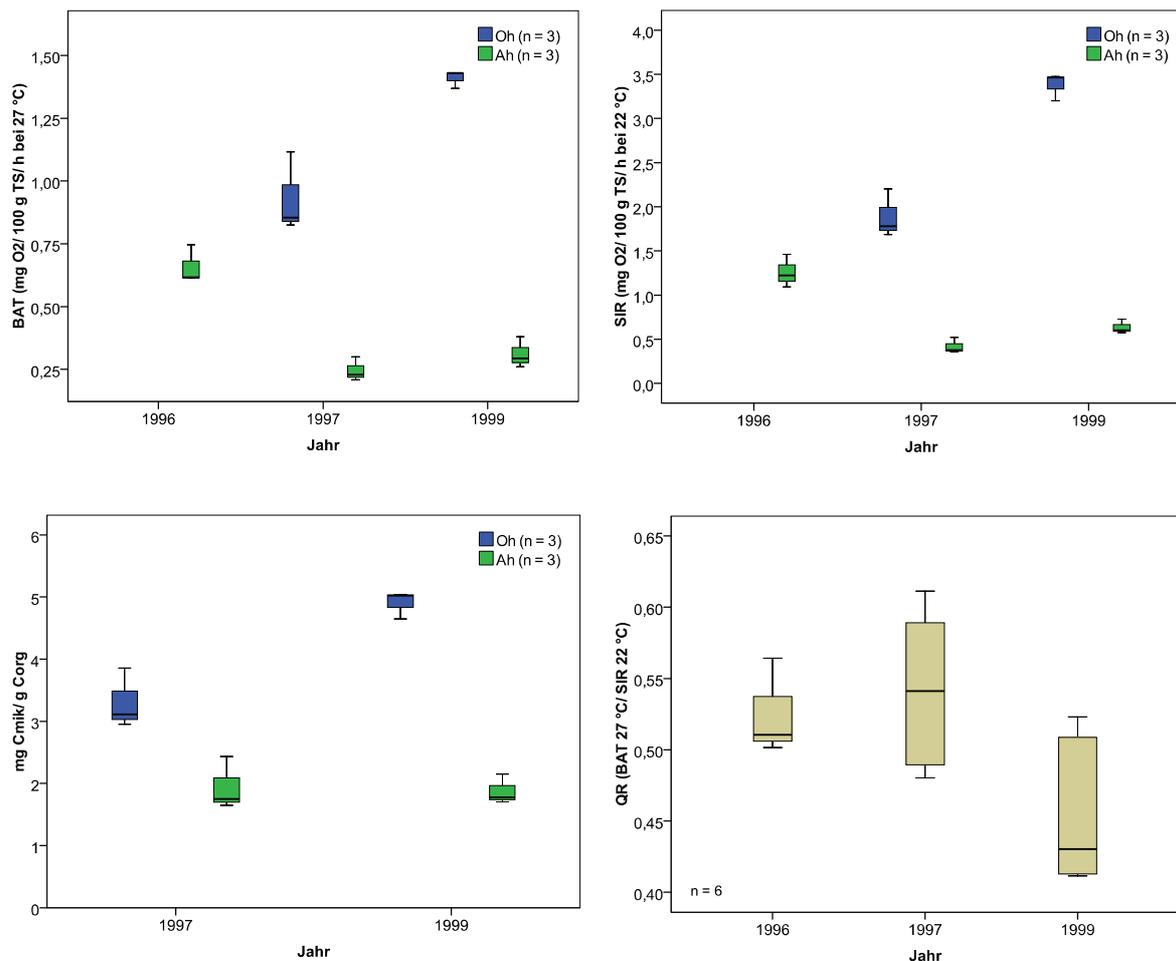


Abb. 1.9.4 – 8: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf DUI Wa. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt.

Vor allem auf den Flächen im Ruhrgebiet können infolge der intensiven industriellen Produktion erhöhte **Schwermetallgehalte** erfasst werden. Die Vorsorgewerte für Cadmium werden in der Humusaufgabe und im Oberboden bis in eine Tiefe von 2 cm überschritten, sie liegen mit 1,8 bis 0,5 mg kg⁻¹ TS aber deutlich unter dem Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von 5 mg Cd kg⁻¹ TS. Die Zinkgehalte überschreiten hingegen in der Humusaufgabe (418 mg im L/Of- und 455 mg im Oh-Horizont) und im Oberboden (210 mg bis 2 cm und 100 mg Zn kg⁻¹ TS bis 5 cm Tiefe) deutlich den Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von 60 mg Zn kg⁻¹ TS. Die höchsten Bleigehalte aller BDF werden mit 992 mg kg⁻¹ TS im Oh-Horizont der BDF im Duisburger Stadtwald gemessen und liegen damit deutlich über dem Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von 250 mg Pb kg⁻¹ TS und nur knapp unter dem Prüfwert von 1000 mg Pb kg⁻¹ TS für den Pfad Boden/Mensch in Park- und Freizeitanlagen. Auch in der Streu und den obersten 5 cm des an Sesquioxiden verarmten Ahe-Horizonts liegen die Pb-Gehalte über dem Prüfwertvorschlag. Die Kupfergehalte der Humusaufgabe und des Oberbodens bis in eine Tiefe von 10 cm überschreiten ebenfalls den Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von 20 mg Cu kg⁻¹ TS in sandigen Böden und erreichen mit 163 mg Cu kg⁻¹ TS im Oh-Horizont das Maximum der bei der Erstuntersuchung auf den BDF gemessenen Kupfergehalte. Die Chromgehalte des Oh-Horizonts überschreiten

mit $57 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ ebenfalls den Vorsorgewert nach BBodSchV von $30 \text{ mg Cr kg}^{-1} \text{ TS}$ für sandige Böden. Auch die Nickelgehalte überschreiten in der Humusauflage und den obersten 2 cm des Ahe-Horizonts mit 16 bis $25 \text{ mg Ni kg}^{-1} \text{ TS}$ den Vorsorgewert nach BBodSchV von $15 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ in sandigen Böden. Die Quecksilbergehalte auf der BDF im Duisburger Stadtwald sind sowohl in der Humusauflage ($0,56 \text{ mg Hg kg}^{-1} \text{ TS}$ im L/Of- und $0,91 \text{ mg Hg kg}^{-1} \text{ TS}$ im Oh-Horizont) als auch in den obersten fünf Zentimetern des Ahe-Horizonts ($0,78 \text{ mg Hg kg}^{-1} \text{ TS}$ von 0-2 cm und $0,51 \text{ mg Hg kg}^{-1} \text{ TS}$ von 2-5 cm Tiefe) höher als der Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von $0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1} \text{ TS}$. Mit zunehmender Tiefe sinkt der Quecksilbergehalt ab einer Tiefe von 30 cm unter den Vorsorgewert für sandige Böden nach BBodSchV von $0,1 \text{ mg Hg kg}^{-1} \text{ TS}$. Trotz der erhöhten Schwermetallgehalte lassen sich keine Aktivitätsminderungen der Bodenmikrobiologie wie auch der Bodenfauna belegen.

Am Laubwaldstandort Duisburger Stadtwald hat sich bodenfaunistisch die für Wälder mit Moder-Humusformen typische Zersetzergesellschaft Achaeto-Cognettietum gebildet. Eine Kalkungsmaßnahme 1990 reichte nicht aus, um den pH-Wert soweit anzuheben, um eine Besiedlung mit tiefgrabenden oder mineralbodenbewohnenden Regenwürmern zu ermöglichen. Es konnte lediglich eine starke Vermehrung der Regenwürmer in der Humusauflage beobachtet werden bei gleichzeitig vergleichsweise hoher Annelidenartenzahl von 16-18 Arten. Mikrobiologisch zeigt der Standort eine in der Humusauflage hohe Aktivität bei guter Effizienz. Anzeichen für Stress sind trotz niedrigem pH-Wert und erhöhten SM-Gehalten nicht zu erkennen.

BDF- Nr.: 2.1 BDF Duisburg Mattlerbusch (DUI Ma)

Standortcharakterisierung

Lage: Duisburg, Niederrheinische Bucht (TK 25 Blatt 4506 Duisburg)
Höhe: 30 m über NN
Klima: 11° C und 748 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Duisburg-Laar)
Flächennutzung: 9,5 ha großer Laubwald auf ehemaliger Ackerfläche (vor 100 bis 120 Jahren), s. **Abb. 2.1.1**
Vegetation: *Quercus robur* (Eiche)
Bodentyp/Bodenform: Braunerden, Pseudogley- und Gley-Braunerden aus Hochflutablagerungen (Pleistozän) über Terrassenablagerung (Pleistozän), Profil s. **Abb. 2.1.2**
Bodenart: sandig-lehmiger Schluff (bis 30 cm) und schluffig-lehmiger Sand (ab 30 cm Tiefe)
Humusform: Feinhumusartiger, vor allem mullartiger Moder bis F-Mull, Mächtigkeit variierte zwischen 0,5 und 7,5 cm und betrug im Mittel 2,8 cm, die sich auf 1,9 cm L/Of-Horizont und 0,9 cm nicht flächenhaft ausgebildeten Oh-Horizont verteilen
Nährstoffversorgung: mäßig basenhaltig, pH (CaCl₂) bis 10 cm Tiefe 3,6-3,8
Hydromorphie: schwach staunass, nFK: 247 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
Belastungssituation: Fläche im Ballungsraum Ruhrgebiet nahe Punktemittelen; erhöhte Belastung durch atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Tab. 2.1.1**)

Tab. 2.1.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Oktober 1996 (mg/ kg TS).

DUI Ma pH 3,6 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	267	445	0,77	59
Mineralboden (0 – 10 cm)	227	427	0,51	61



Abb. 2.1.1 (links): Laubwaldbestand auf der BDF in Duisburg Mattlerbusch



Abb. 2.1.2 (rechts): Bodenprofil einer pseudovergleyten Gley-Braunerde aus Hochflutablagerung

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstuntersuchung fand 1997 und die Wiederholungsuntersuchung 2002 statt. Die durchschnittliche Siedlungsdichte von 118 Tieren pro m² verteilt sich auf vier verschiedene epigäisch lebende Regenwurmart. Am häufigsten vertreten ist die Art *Dendrobaena octaedra*, gefolgt von *Dendrodrius rubidius*, *Lumbricus rubellus* und *Dendrobaena attemsi*.

Die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer beträgt im Mittel 129.030 Tiere pro m² (Tab. 2.1 2), wobei hauptsächlich Arten der Gattung *Achaeta* vorkommen.

Tab. 2.1.2 Zoologische Kennwerte auf der Fläche Duisburg Mattlerbusch

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer Abundanz [Ind./m ²]	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer- gesellschaftstyp	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]					
1997	9,8	95	127.120	15	Achaeto- Cognettietum	3,9	5,0
2002	8,14	118	130.940	21		4,2	5,0
2007	8,62	356	41.660	23		4,7	5,0

Der Besiedlungsschwerpunkt der Enchytraeiden zeigt sich in der Tiefenstufe von 2,5 – 5 cm. Darüber sowie darunter geht die Besiedlung gleichmäßig zurück. Die dominanten Arten *Achaeta affinoides* (> 50 %) und *Oconnorella cambrensis* verteilen sich proportional zur Gesamtzahl der Tiere gleichmäßig über alle Tiefenstufen (Abb. 2.1.3). Der überwiegende Teil der Kleinringelwürmer lebt in dem über 10 cm mächtigen Ah-Horizont. Auf grund der Standorteigenschaften hat sich Achaeto-Cognettietum als Zersetzergesellschaft gebildet.

Bei den Aktivitätsparametern Siedlungsdichte und Biomasse treten zwischen Erst- und Zweituntersuchung keine signifikanten Veränderungen auf. Die Artenzahl der Kleinringelwürmer ist bei der Wiederholungsbeprobung 1997 um 40 % erhöht. Neu hinzugekommen sind vor allem Mäßigsäurezeiger sowie ein Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger. Somit erhöht sich auch die gemittelte Reaktionszahl von 3,9 auf 4,2. Artenzusammensetzung und Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer sowie der Aufbau des Humusprofils deuten auf eine schnelle Streuzersetzung und einen biologisch aktiven Oberboden hin. Zwischen geringer Mächtigkeit der L/Of-Lage und der geringen Abundanz der darin lebenden Art *Cognettia sphagnetorum*, vor allem bei der Zweituntersuchung, besteht vermutlich ein direkter Zusammenhang. Obwohl die pH-Werte von 3,6 bis 3,8 im Bereich der Aluminium- und Aluminium-Eisen-Puffer liegen, wurden Anzeichen der Aluminiumtoxizität innerhalb dieser Beprobungstiefe nur an einer Stelle bei der Erstuntersuchung beobachtet.

Der hohe Humusgehalt im Oberboden gewährt den Kleinringelwürmern Schutz, während mineralbodenbewohnende Regenwürmer ihre Gänge auch in humusärmeren Horizonten anlegen und dort nicht geschützt sind. Potentieller toxischer Stress als Folge der Bodenversauerung ist vermutlich der Grund

für das Fehlen von anecischen und endogäischen Regenwurmart. Aus diesem Grund ist die Humusform trotz vereinzelt auftretender Mull-Qualität noch größten Teil als Moder anzusprechen.

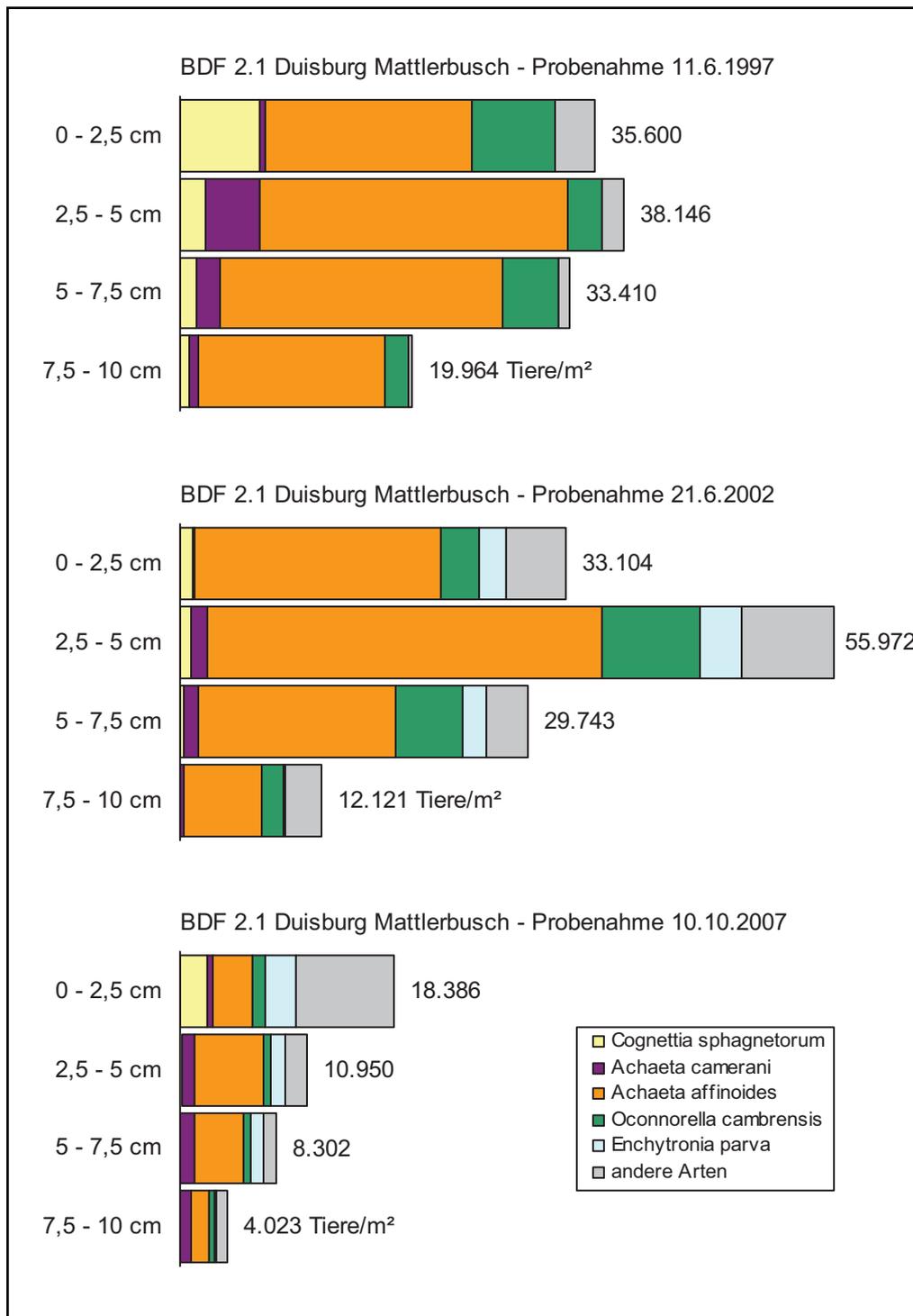


Abb. 2.1.3: Die Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer der Boden-Dauerbeobachtungsfläche Duisburg-Mattlerbusch, verändert nach GRAEFE,

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Mikrobiologische Untersuchungen wurden in Duisburg Mattlerbusch (DUI Ma) seit 1997 durchgeführt. Bis einschließlich 2000 wurde der Oh-Horizont mitbeprob, wovon seitdem abgesehen wurde, um den sehr gering ausgeprägten Humushorizont der biologischen Dauerbeobachtungsfläche nicht irreversibel zu stören. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen. Die **SIR** variiert im Oh- und Ah-Horizont im mittleren bis hohen Wertebereich. Im Oh-Horizont wurden Werte zwischen 2,41 und 2,64 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und im Ah-Horizont Werte zwischen 0,76 und 1,13 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ gemessen. Bei der **Basalatmung (BAT)** wurden mittlere Werte zwischen 1,15 und 1,27 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im Oh- und zwischen 0,43 und 0,63 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im Ah-Horizont gemessen. Es wurden niedrige bis mittlere **respiratorische Aktivierungsquotienten (Q_R)** von 0,48 im Oh- und mittlere Quotienten zwischen 0,48 und 0,57 im Ah-Horizont errechnet, was in etwa den Erwartungen an diesen Standort mit intensiver Streuzersetzung und mullartiger Moder-Humusform entspricht. Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** (C_{org} aus Elementaranalyse) variiert im Oh-Horizont im hohen Bereich zwischen 3,7 bis 4,5 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} und im Ah- im niedrigen bis mittleren Bereich zwischen 1,9 und 2,9 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org}. Der Anteil der mikrobiellen Biomasse an der gesamten organischen Substanz ist an diesem Standort höher als an den anderen Waldstandorten mit schluffigem Substrat. Es lässt sich keine gerichtete Entwicklung der mikrobiologischen Parameter erkennen und auch der Säuregrad des Bodens bleibt weitgehend unverändert und variiert zwischen pH 3,5 und 3,7.

Tab. 2.1.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Duisburg-Mattlerbusch (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah
1997	2,41	1,13	1,15	0,54	0,48	0,48	3,7	2,9	3,5	3,6	18,1	10,9
1998	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
1999	2,64	0,76	1,27	0,43	0,48	0,57	4,5	1,9	3,6	3,6	16,4	11,0
2000	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
2001	- ^d	0,87	- ^d	0,46	- ^d	0,53	- ^d	3,4 ^a	- ^d	3,7	- ^d	7,2 ^a
2004	- ^d	1,13	- ^d	0,63	- ^d	0,56	- ^d	2,6	- ^d	3,5	- ^d	12,0
2007	- ^d	1,07	- ^d	0,44	- ^d	0,41	- ^d	3,4	- ^d	3,5	- ^d	8,9
arith. Mittel	2,52	0,99	1,21	0,50	0,48	0,51	4,1	2,7	3,6	3,6	17,3	10,7
Standardabweichung	0,17	0,17	0,08	0,08	0,00	0,06	0,6	0,6	0,0	0,1	1,2	1,3

^a Der Wert wurde auf Grundlage der C_{org}-Bestimmung mittels Glühverlust generiert.

^b Der Wert ist gemäß Ausreißertest nach Grubbs zu eliminieren. Er wurde für die Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt.

^c Auf Grund des C_{org}-Gehaltes (Oh < 15 % C_{org} bzw. Ah > 15 % C_{org}, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprob wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

^d Wegen der geringen Mächtigkeit des Oh-Horizonts wurde auf eine Probenahme verzichtet.

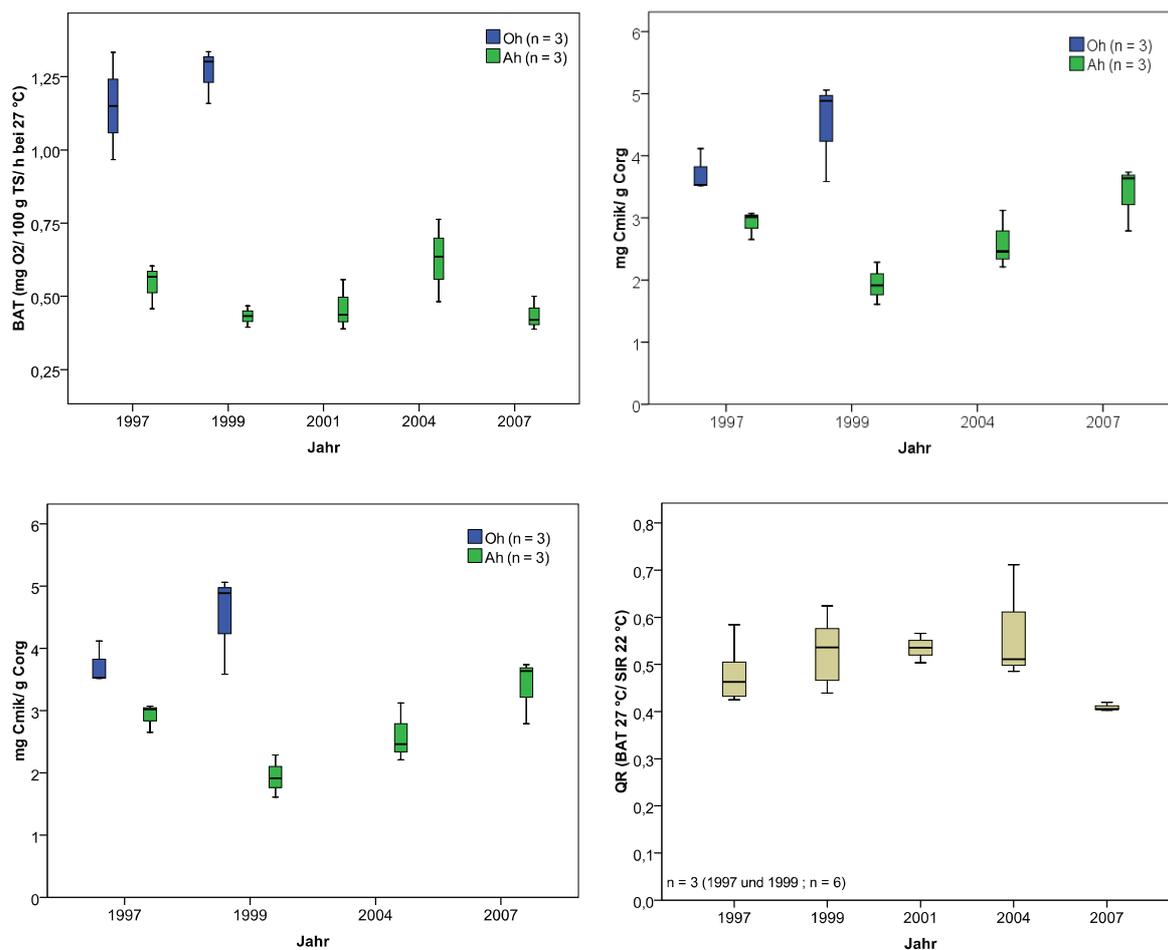


Abb. 2.1.4 - 7: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf DUI Ma. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt.

Wie im Duisburger Stadtwald sind auch in Mattlerbusch die **Schwermetallgehalte** im Boden erhöht. Die Cadmiumgehalte liegen im L/Of-Horizont mit $1,1 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ TS}$ leicht über dem Vorsorgewert für schluffige Böden nach BBodSchV. Der Prüfwertvorschlag von $5 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ TS}$ wird jedoch deutlich unterschritten. Die Zinkgehalte liegen hingegen in der Humusaufgabe mit 263 bzw. $267 \text{ mg Zn kg}^{-1} \text{ TS}$ sowie im Ah-Horizont mit $256 \text{ mg Zn kg}^{-1} \text{ TS}$ von 0-5 cm bzw. $199 \text{ mg Zn kg}^{-1} \text{ TS}$ von 5-10 cm Tiefe über dem Prüfwertvorschlag von $150 \text{ mg Zn kg}^{-1} \text{ TS}$ für den Pfad/Bodenorganismen, der dem Vorsorgewert für schluffige Böden nach BBodSchV entspricht. Die Bleigehalte sind bis in eine Tiefe von 10 cm erhöht und überschreiten den Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von $250 \text{ mg Pb kg}^{-1} \text{ TS}$. Dabei wurde im L/Of-Horizont mit $250 \text{ mg Pb kg}^{-1} \text{ TS}$ ein deutlich niedrigerer Gehalt gemessen als im Oh-Horizont mit $445 \text{ mg Pb kg}^{-1} \text{ TS}$ und im Ah-Horizont mit 483 mg von 0-5 und $371 \text{ mg Pb kg}^{-1} \text{ TS}$ von 5-10 cm Tiefe. Auch die Kupfergehalte liegen mit Ausnahme des L/Of-Horizonts bis in eine Tiefe von 10 cm über dem Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen bzw. dem Vorsorgewert nach BBodSchV von $40 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ TS}$ für schluffige Böden. Die höchsten Gehalte ($67 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ TS}$) wurden in den obersten 5 cm des Ah-Horizonts gemessen. Eine negative Auswirkung der Schadstoffbelastung auf die Bodenorganismen kann nicht ausgeschlossen werden, lässt sich aber an Hand der vorliegenden Daten nicht nachweisen.

Zusammenfassung

In dem parkähnlichen kleinflächigen Laubwald in Duisburg Mattlerbusch hat sich bodenfaunistisch die für Wälder mit Moder-Humusformen typische Zersetzergesellschaft Achaeto-Cognettietum gebildet. Die Aktivität der Anneliden hat sich seit Untersuchungsbeginn nicht verändert, allerdings hat die Artenzahl der mäßigsäureanzeigenden Kleinringelwürmer etwas zugenommen, so dass sich die Annelidenartenzahl auf 21 erhöht hat. Die mikrobielle Aktivität ist wie auch die Effizienz ihres Energiehaushalts als mittel bis hoch zu bewerten, was den Erwartungen an den Standort mit mullartiger Moder-Humusform entspricht. Eine Beeinträchtigung durch erhöhte Schwermetallgehalte an Zink, Kupfer und Blei, die vor allem in der Humusaufgabe festgestellt wurden, kann bisher nicht festgestellt werden. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass diese, sofern sie in bioverfügbarer Form vorliegen, zur Beeinträchtigung der bodenbiologischen Aktivität führen können.

BDF- Nr.: 2.2 BDF Duisburg Biegerhof (DUI Bi)

Standortcharakterisierung

- Lage: Duisburg, Niederrheinische Bucht (TK 25 Blatt 4506 Duisburg)
Höhe: 39 m über NN, Terrasse, sehr schwach geneigt (1 - 2°)
Klima: 11° C und 748,4 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Duisburg-Laar)
- Flächennutzung: grasbewachsene Parkfläche, randlich begrenzt durch kleine Gehölzgruppen mit *Fagus sylvatica*, *Acer campestre* (Feldahorn), *Fraxinus excelsior*, *Abies spec.* (Tanne) und *Castanea sativa* (Esskastanie), s. **Abb. 2.2.1**
- Vegetation: Gramineen und Poaceen (Gräser)
- Bodentyp/Bodenform: Typische Braunerden aus Hochflutablagerung (Holozän), siehe **Abb. 2.2.2**
- Bodenart: sandig-lehmiger Schluff
- Humusform: F-Mull mit günstigen Zersetzungsbedingungen, Mächtigkeit: etwa 3 cm
- Nährstoffversorgung: basenreich, pH (KCl) bis 10 cm Tiefe 4,2 – 5
- Hydromorphie: schwach staunass, nFK: 124 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
- Belastungssituation: Fläche nahe Punktemittelen im Ballungsraum Ruhrgebiet; erhöhte Belastung durch atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Tab. 2.2.1**)

Tab. 2.2.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom November 1996 (mg/ kg TS).

DUI Bi pH 4,4 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	921	552	6,61	44
Mineralboden (0 – 10 cm)	478	374	3,75	37



Abb. 2.2.1 Parkfläche als BDF in Duisburg Biegerhof

Abb. 2.2.2 Bodenprofil einer Braunerde aus Hochflutablagerung (GD-Profil 10461) in Duisburg Biegerhof

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstuntersuchung der BDF Duisburg Biegerhof wurde 1996 und die Wiederholungsuntersuchungen 2001 und 2006 durchgeführt. Bei der Erstbeprobung 1996 wurden die vier Regenwurmarten *Dendrobaena octaedra*, *Lumbricus castaneus* und *Lumbricus rubellus* des epigäischen Lebensformentyps und *Lumbricus terrestris* als tiefgrabende anecische Lebensform nachgewiesen. Mit Ausnahme von *D. octaedra* wurden diese Arten auch bei den Folgeuntersuchungen wiedergefunden. Vertreter des endogäischen Typs können nicht nachgewiesen werden. Nachdem *L. terrestris* 1996 mit einem Anteil von 58 % noch dominierte, ging dessen Anteil bis 2006 auf 17 % zurück. Die gesamte Biomasse der Regenwürmer hat sich dagegen zwischen Erst- und Folgeuntersuchung kaum verändert (Tab. 2.2.2).

Tab. 2.2.2 Zoologische Kennwerte auf der Fläche Duisburg Biegerhof

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschaftstyp	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1996	70	76	8.200	7	Fridericio-Lumbricetum	6,7	5,0
2001	74	106	2.037	6		6,3	5,0
2006	76	222	4.125	7		6,2	5,0

Die Gesamtabundanz der Kleinringelwürmer schwankt zwischen 8.200 und 2.037 Individuen pro m². Die Zönose besteht aus nur 3 Arten, die alle zu den Enchyträen gehören. Wobei die Art *Cognettia sphagnetorum* 1996 noch nicht angetroffen wurde, und deren Anteil erst im Laufe des Untersuchungszeitraums bis hin zur Dominanz zunimmt. Die Tiere konzentrieren sich weitgehend in der obersten Tiefenstufe. Unterhalb von 2,5 cm Tiefe ist der Boden kaum belebt.

Die meisten Arten zeigen keine bestimmte Feuchte an und auch die mittlere Feuchtezahl 5,0 hat deshalb wenig Aussagekraft. Hinsichtlich der Reaktionszahl gehören alle Arten mit einem Zeigerwert zu den Schwachsäure- bis Schwachbasenzeigern, weshalb die durchschnittliche mittlere Reaktionszahl den Wert 6,4 erhält.

Aufgrund der Artenzusammensetzung lässt sich die Zersetzergesellschaft als Fridericio-Lumbricetum ökologisch einordnen. Auffällig ist allerdings, dass eine Artenzahl der Anneliden von 7 bzw. 6 für diesen Gesellschaftstyp extrem niedrig ist. Bemerkenswert ist auch das Fehlen endogäischer Regenwurmarten wie etwa *Aporrectodea caliginosa*. Die schwache Besiedlung der unteren Tiefenstufen (Abb. 2.2.3) kann eine Folge von Verdichtung und fehlender Lockerung durch endogäische Regenwürmer sein. Die Gesamtabundanz der Kleinringelwürmer entspricht nicht dem Erwartungswert für Grünlandflächen. Die zusätzliche Anwesenheit von Opportunisten (Gattung *Enchytraeus*) spricht insgesamt für einen relativ belasteten gestörten Standort.

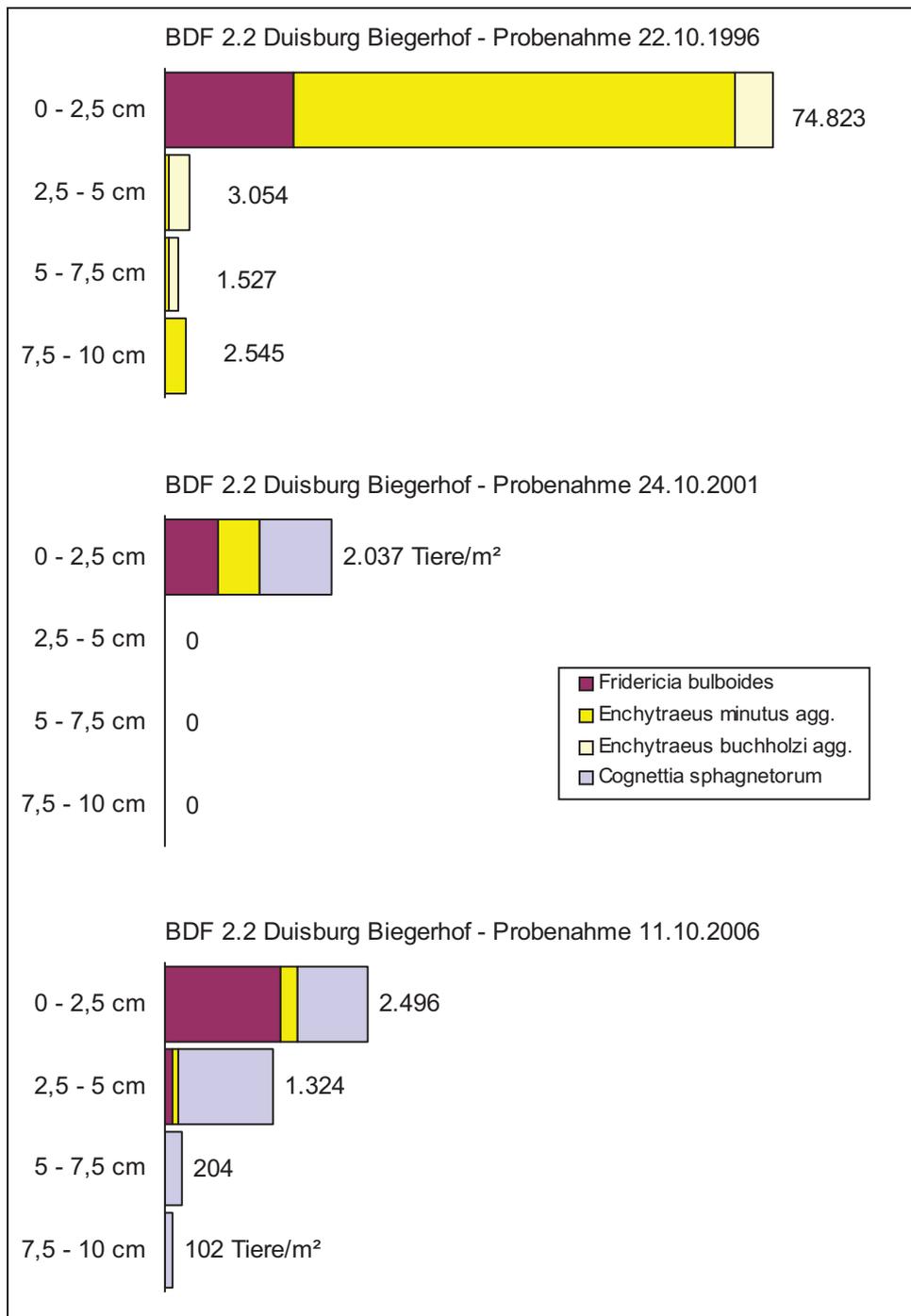


Abb. 2.2.3: Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer im Boden von Duisburg-Biegerhof

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die Rasenfläche in der Parkanlage von Duisburg Biegerhof ist seit 1996 in das Dauerbeobachtungsprogramm eingebunden. Die bodenmikrobiologische Probenahme erfolgte bis 2006 jährlich, so dass Ergebnisse aus insgesamt 11 Untersuchungsterminen vorliegen. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die **substratinduzierte Atmung (SIR)** variiert zwischen 0,77 und 1,44 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und erstreckt sich damit über einen vor allem als niedrig bis mittel für Grünlandflächen zu bewertenden Bereich. Der Mittelwert aller bisherigen Untersuchungen der SIR liegt mit 1,07 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ deutlich unter dem von der relativ unbelasteten Grünlandfläche in Lütkenberg mit 1,64 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Die recht niedrigen Werte können zum einen auf Verdichtung infolge einer intensiven Nutzung der Fläche für Freizeitaktivitäten zurückzuführen sein, zum anderen aber auch auf die hohe Schwermetallbelastung, die später genauer erläutert wird. Die **Basalatemung (BAT)** erreicht für Grünland mittlere bis sehr hohe Atmungsraten zwischen 0,28 und 0,57 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Der zur Bewertung der mikrobiologischen Leistungsfähigkeit geeignete **respiratorische Aktivierungsquotient (Q_R)** ist in DUI Bi erwartungsgemäß mit einem Mittelwert aller Untersuchungen von 0,33 deutlich höher als der Quotient von 0,23 in Lütkenberg. Insgesamt liegt die Q_R in DUI Bi mit Werten zwischen 0,28 und 0,43 auf einem hohen Niveau. Diese Stress anzeigenden Werte sind, wie schon bei der SIR erwähnt, vermutlich auf Verdichtung der Fläche und auf die Auswirkung der hohen Schwermetallbelastung zurückzuführen. Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** liegt zwischen 8,6 und 14,8 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org}, was als niedrig bis mittel zu bewerten ist. Der Mittelwert aller bisherigen Untersuchungen ist mit 11,7 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} deutlich niedriger als in Lütkenberg mit 17,7 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org}. Die nur auf den Grünlandflächen gemessene **Dehydrogenaseaktivität (DHA)** variiert zwischen 270 und 938 µg TPF 100 g⁻¹ TS, was als niedrig bis mittel zu bewerten ist. Mit dem Mittelwert aller Untersuchungen von 553 µg TPF 100 g⁻¹ TS ist auch die Dehydrogenaseaktivität an diesem Standort deutlich niedriger als in Lütkenberg. Nachdem die DHA zwischen 1998 und 2002 auf teilweise niedrige Werte < 300 µg TPF 100 g⁻¹ TS gesunken war, stieg sie bis 2006 wieder auf 938 µg TPF 100 g⁻¹ TS an. Die **Argininammonifikation (ARG)** variiert zwischen 1,6 und 2,4 µg NH₄-N g⁻¹ TS h⁻¹ auf einem vergleichsweise niedrigem Niveau. Die autochthone Mikroorganismengesellschaft scheint nicht an die Zufuhr von Stickstoff gewöhnt zu sein und kann das Arginin nur relativ schlecht verwerten. Möglicherweise spiegeln die Werte aber auch nur eine allgemein belastungsbedingt niedrige mikrobielle Aktivität wider (**Tab. 2.2.3**)

Ein Entwicklungstrend lässt sich nicht ableiten, zumal die meisten mikrobiologischen Parameter, aber auch der zwischen 4,3 und 4,5 schwankende pH-Wert und die relativ ausgeglichenen C_{org}-Gehalte zwischen 2,6 und 3,5 % keine Tendenz in ihrem bisherigen Verlauf anzeigten.

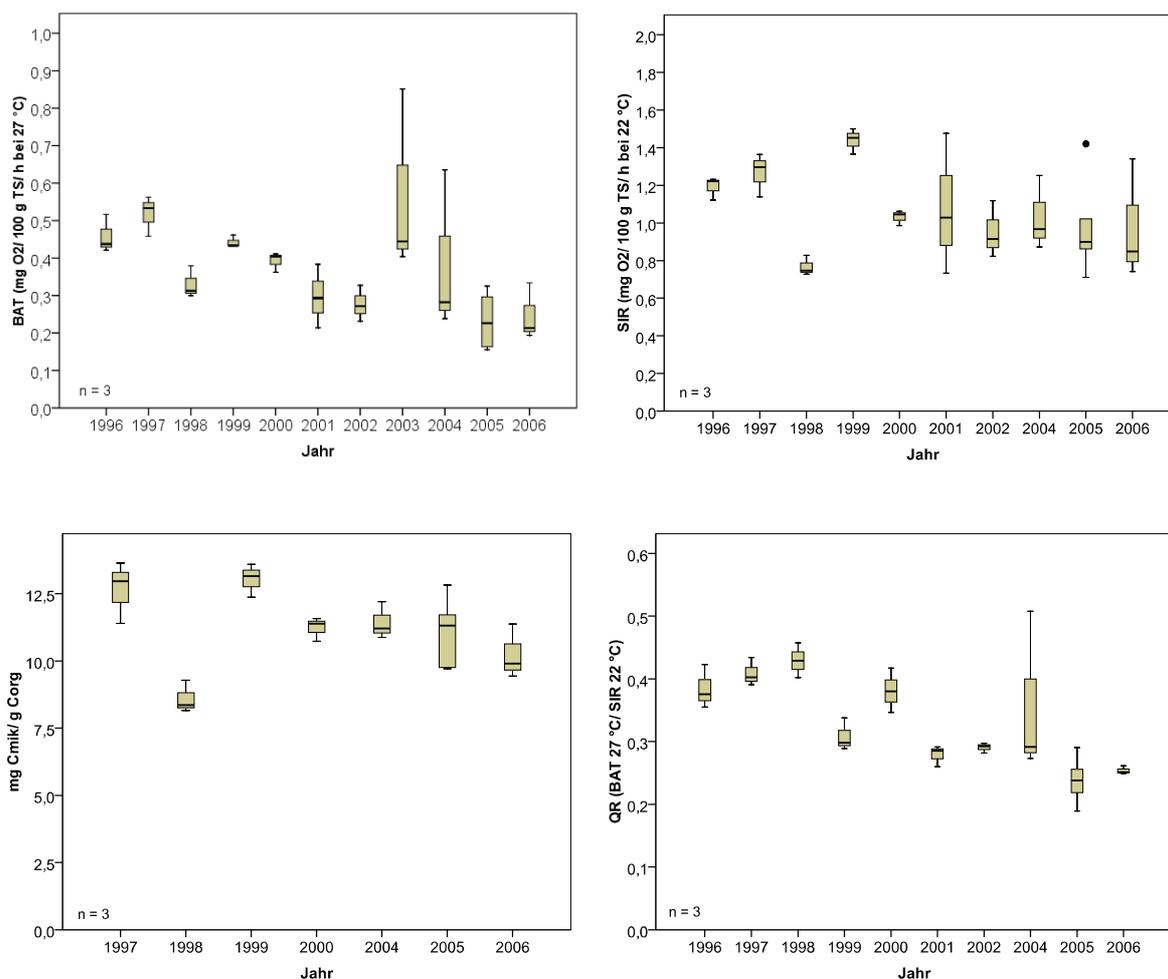


Abb. 2.2.3 – 6: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf DUI Bi. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt. Einzelne Kreise markieren Ausreißer.

Auf der BDF in Duisburg Biegerhof ist die Belastung mit **Schwermetallen** wie bei den anderen Flächen in Duisburg hoch. Hier werden bis in eine Tiefe von 30 cm die höchsten Cadmiumgehalte aller im Rahmen des BDF-Programms untersuchten Flächen gemessen. Dabei überschreiten die Gehalte aller Tiefen den Vorsorgewert für Cadmium nach BBodSchV von $1 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ in schluffigen Böden, aber nur der Gehalt in der Streu von $6,6 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ TS}$ den Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von $5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$. Die höchsten Zinkgehalte aller BDF werden ebenfalls in Duisburg Biegerhof gemessen. Dabei wird der Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen bzw. der Vorsorgewert von $150 \text{ mg Zn kg}^{-1} \text{ TS}$ bis in eine Tiefe von 30 cm überschritten. Das Maximum von $921 \text{ mg Zn kg}^{-1} \text{ TS}$ wurde in der Streu gemessen. Die Bleigehalte überschreiten bis in eine Tiefe von 10 cm den Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von $250 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$. Die höchsten Werte wurden dabei in der Streu mit 552 mg und in den obersten 5 cm des Ah-Horizonts mit $493 \text{ mg Pb kg}^{-1} \text{ TS}$ gemessen. Der Kupfergehalt liegt nur in der Streu mit $44 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ über dem Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen bzw. dem Prüfwert nach BBodSchV von $40 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ TS}$.

Tab. 2.2.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)	C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]	DHA [µg TPF 100 g ⁻¹ TS]	ARG [µg NH ₄ -N g ⁻¹ TS h ⁻¹]	pH (CaCl ₂)	C _{org} [%]
1996	1,19	0,46	0,38	-	935,3	-	4,5	—
1997	1,27	0,52	0,41	12,7	578,7	-	4,5	2,8
1998	0,77	0,33	0,43	8,6	263,3	-	4,4	2,5
1999	1,44	0,44	0,31	13,0	427,0	-	4,3	3,1
2000	1,03	0,39	0,38	11,2	431,7	-	4,4	2,6
2001	1,08	0,30	0,28	11,7 ^a	270,0	2,4	4,5	2,6 ^a
2002	0,95	0,28	0,29	9,9 ^a	288,3	1,7	4,5	2,7 ^a
2003	1,839 ^b	0,57	0,31	14,8	499,7	1,6	4,3	3,5
2004	1,03	0,32	0,31	11,5	667,0	1,9	4,4	2,5
2005	0,97	0,23	0,24	11,2	781,5	2,0	4,4	2,4
2006	0,98	0,25	0,25	10,4	938,2	1,6	4,2	2,6
arith. Mittel	1,07	0,37	0,33	11,7	552,8	1,9	4,4	2,8
Standard- abweichung	0,19	0,11	0,06	1,8	250,6	0,3	0,1	0,4

^a Der Werte wurde auf Grundlage der C_{org}-Bestimmung mittels Glühverlust generiert.

^b Der Wert ist gemäß Ausreißertest nach Grubbs zu eliminieren. Er wurde für die Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt.

Sowohl die Regenwurmbiomasse und die Annelidenartenzahl, die deutlich niedriger sind als bei anderen Parkflächen, als auch die untypisch niedrige SIR bzw. hohe BAT, die sich in hohen stressanzeigenden Q_R-Werten (> 0,3) und relativ niedrigen C_{mic}/C_{org}-Verhältnissen widerspiegelt sowie auch die niedrige Dehydrogenaseaktivität, könnten eine Folge des durch erhöhte Schwermetallgehalte belasteten Standortes sein. Eine gerichtete Entwicklungstendenz ist bisher nicht eindeutig zu erkennen.

Zusammenfassung

Auf der Parkfläche in Duisburg Biegerhof kann die für Grünlandflächen typische Zersetzergesellschaft Fridericio-Lumbricetum nachgewiesen werden. Auffällig war dennoch die sehr niedrige Artenzahl der Anneliden von 6-7 und vergleichsweise niedrige Aktivitäten, was vermutlich auf mögliche Verdichtung der intensiv frequentierten Fläche und die hohe Schwermetallbelastung zurückzuführen ist. Die mikrobielle Aktivität war als mittel für Grünlandflächen zu bewerten. Die Belastung des biologischen Bodenzustands zeigte sich auch an der hohen Basalatmung (Stressatmung) und den hohen Q_R-Werten, die ein Indikator für Stress und niedrige Effizienz darstellen. Auch die niedrigen Enzymaktivitäten bei der Dehydrogenase und der Arginin-Ammonifikation sprechen für einen ungünstigen Zustand der Mikroorganismengesellschaft. Die hier vorliegenden höchsten Cadmium- und Zinkgehalte (nach Königswasseraufschluss) des BDF-Programms, aber auch möglicherweise andere Schwermetalle, die hier mit erhöhten Gehalten vorliegen, sind auf dieser Fläche vermutlich bioverfügbar und begründen so den verhältnismäßig schlechten bodenbiologischen Zustand. Ein eindeutiger Trend zur Verbesserung oder Verschlechterung des biologischen Zustands kann dabei seit Untersuchungsbeginn nicht festgestellt werden.

BDF- Nr.: 1.10 BDF Essen Süd (ESS Sü)

Standortcharakterisierung

Lage: Essen-Stadtwald, Ruhrgebiet (TK 25 Blatt 4508 Essen)
Höhe: 137 m über NN, Oberhang, sehr schwach geneigt (1 - 2°)
Klima: 9,6° C und 882,5 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Essen-Bredeneu, Wetteramt)
Flächennutzung: Laub-Mischwald (Forst), zum Zeitpunkt der Bodenkartierung (1997) war der Bestand etwa 60 Jahre alt.
Vegetation: *Fagus sylvatica* (Rotbuche), eingestreut sind *Quercus robur* (Stieleiche), *Picea abies* (Fichte), *Larix decidua* (Lärche) und *Acer pseudoplatanus* (Bergahorn) sowie vereinzelt weitere Baumarten
Bodentyp/Bodenform: Pseudogley-Braunerden aus technogenem Material (Holozän) über Solifluktuonsdecke (Pleistozän) über Tonstein (Bochum-Schichten, Oberkarbon), Profil siehe **Abb. 1.10.1**
Bodenart: toniger Schluff
Humusform: Typischer Moder mit relativ hoher biologischer Aktivität im Oh-Horizont („H-Moder“)
Mächtigkeit: 4,5 - 10 cm, im Mittel 6,5 cm (davon 2,9 L/Of und 3,6 Oh), bei Erstkartierung durch den Geologischen Dienst NRW (GD NRW) als feinhumusarmer rohumusartiger Moder mit mäßig günstigen bis ungünstigen Zersetzungsbedingungen, Mächtigkeit: 8 - 12 cm
Nährstoffversorgung: sehr basenarm, pH (CaCl₂) bis 10 cm Tiefe 2,8-3,2 (Eisen-Pufferbereich)
Hydromorphie: sehr schwach bis schwach staunass, nFK: 212 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
Belastungssituation: Fläche im Ballungsraum Ruhrgebiet nahe Punktemittenten; erhöhte Belastung durch atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Tab. 1.10.1**)

Tab.1.10.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom September 1997 (mg/ kg TS).

ESS Sü pH 3,5 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	265	652	0,81	93
Mineralboden (0 – 10 cm)	99	283	0,32	48

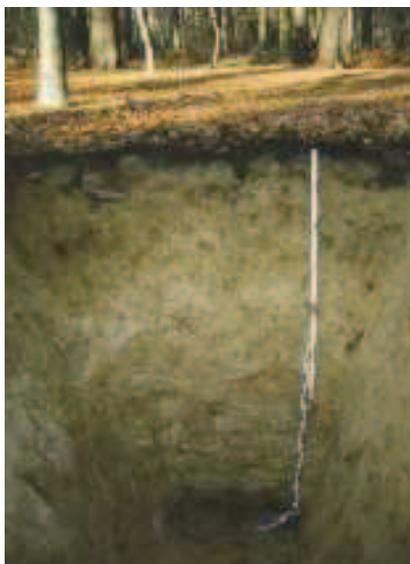


Abb. 1.10.1 Bodenprofil einer basenarmen Pseudogley-Braunerde aus pleistozäner Fließerde über Tonstein des Oberkarbons (GD-Profil 11214) auf der BDF in Essen Süd

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenfaunistische Erstbeprobung wurde 1997 durchgeführt. Bei der ersten Beprobung wurden pro m² 82 Regenwürmer vier verschiedener Arten des epigäischen Lebensformtyps und bei ersten Wiederholungsbeprobung im Jahr 2002 170 Tiere zwei verschiedener Arten nachgewiesen. Die häufigsten Arten sind *Dendrobaena attemsi* und *Dendrodrilus rubidus* sowie zusätzlich noch *Dendrobaena octaedra* bei der Erstbeprobung. In 2007 konnten keine Regenwürmer registriert werden.

Tab. 1.10.2 Zoologische Kennerte auf der Fläche Essen Süd

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschafts-typ	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1997	4,2	82	97.683	14	Achaeto-Cognettietum	3,3	5,0
2002	4	170	74.408	16		3,5	5,0
2007	0	0	107.665	12		3,0	5,0

Die höchste biologische Aktivität der Kleinringelwürmer herrschte zum Zeitpunkt der Probenahmen in der zweiten, mit dem Oh-Horizont übereinstimmenden Tiefenstufe von 2,5- 5 cm (s. **Abb. 1.10.2**).

Die Besiedlungsdichte der Kleinringelwürmer unterscheidet sich zwischen den einzelnen Untersuchungsterminen nicht signifikant. Zu allen drei Terminen wird das Artzenspektrum von der Gattung *Achaeta* dominiert.

Die Dominanzverhältnisse zwischen den einzelnen Arten haben sich hingegen teilweise deutlich verschoben. Bei den Kleinringelwürmern tritt *Achaeta sp. (amel)* in 2002 als dominante Art neben 5 weiteren Arten neu auf. 4 Arten aus der Erstbeprobung wurden in 2002 nicht wiedergefunden, traten aber zum Teil in 2007 wieder auf. In 2007 konnte außerdem eine Verschiebung der Dominanzstruktur zu Gunsten des Starksäurezeigers *Marionina clavata* mit nun 31 % der Gesamtindividuen festgestellt werden. Der relativ dynamische Artenwechsel kann durch den urbanen Einfluss und die Kalkungsmaßnahmen im umliegenden Stadtwald begünstigt worden sein, obwohl der BDF-Bestand selbst nicht gekalkt wurde und eine Anhebung des pH-Wertes auf der Fläche selber nicht nachweisbar war.

In der Tiefe zwischen 10 und 140 cm liegen die pH-Werte im Al-Fe-Pufferbereich (pH 3,2 - 3,8) und führen dort zu potentiell Stress der mineralbodenbewohnenden Anneliden durch toxische Wirkung des Aluminiums und entsprechend geringer Siedlungsdichte (s. **Abb. 1.10.3**). Die Biozönose der Anneliden lässt sich als Achaeto-Cognettietum, der typischen Zersetzer-gesellschaft in Wäldern mit Moder-Humusformen, einordnen.

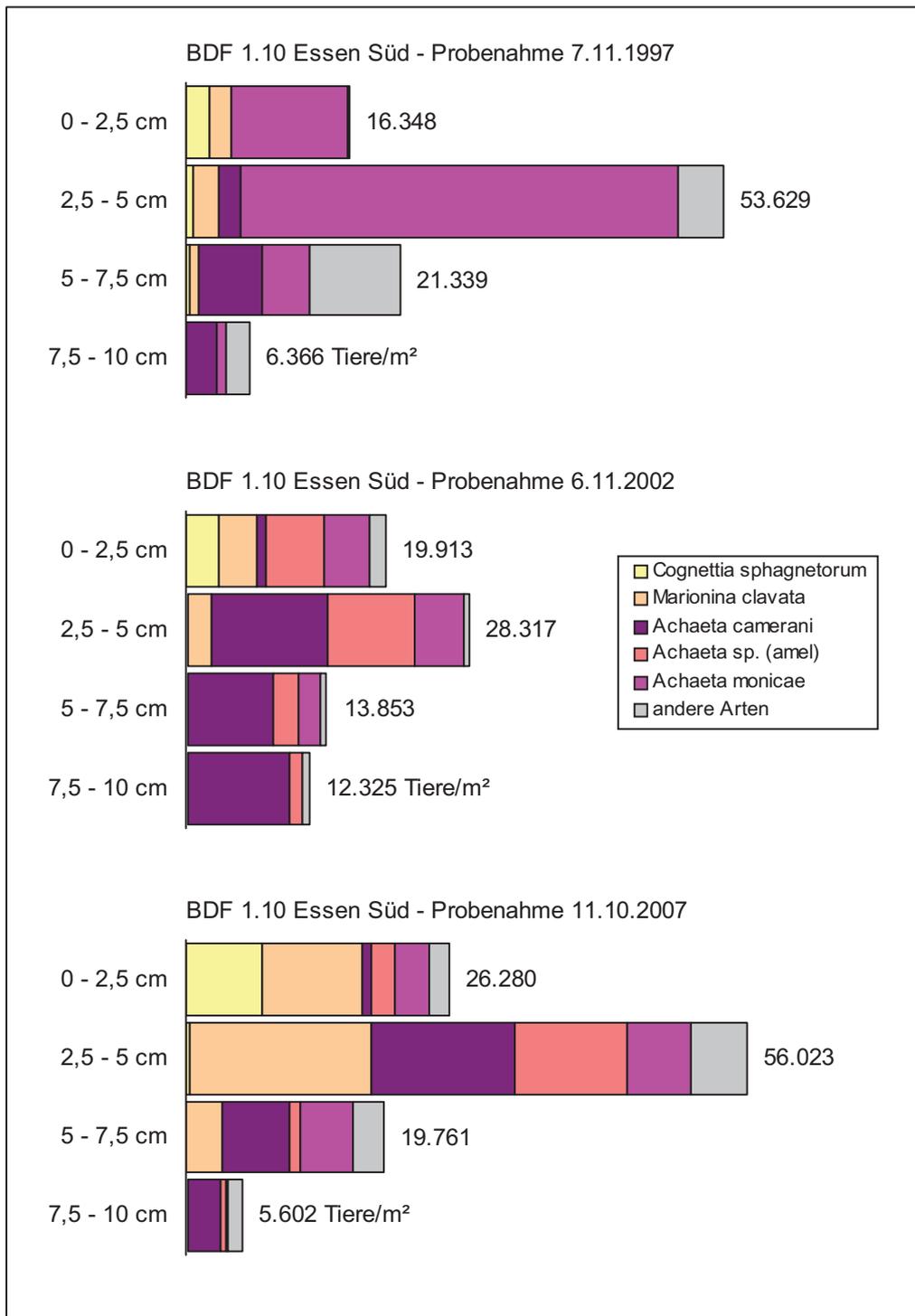


Abb. 1.10.2 Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Essen Süd.

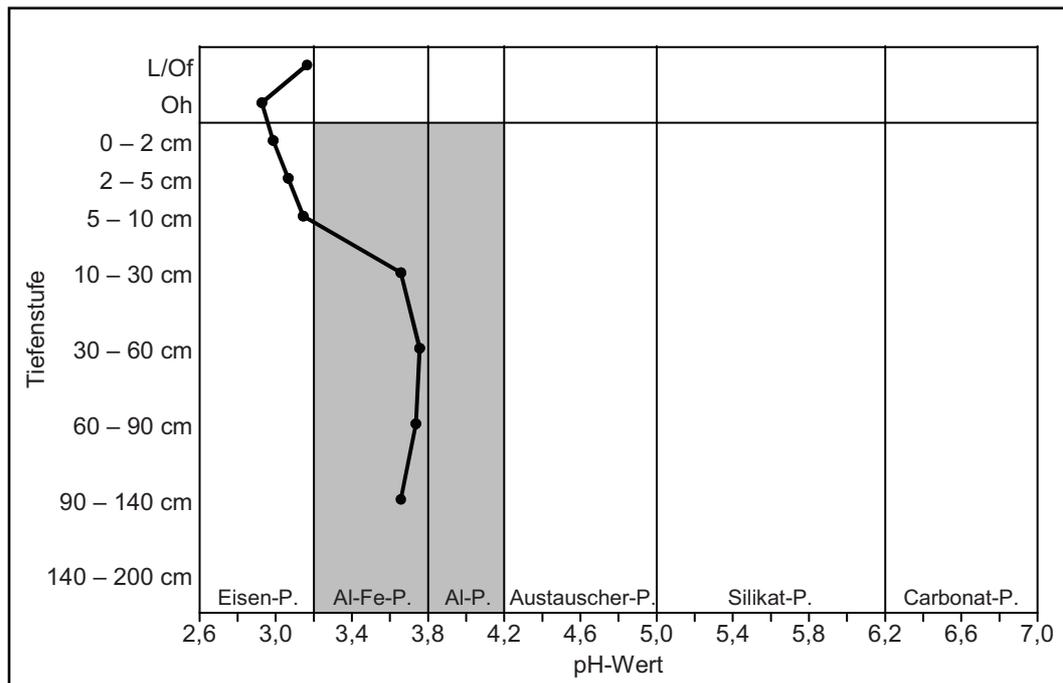


Abb. 1.10.3: Tiefengradient des pH-Werts (CaCl₂) auf der BDF Essen-Süd
Schattierter Bereich (Al- und Al-Fe-Pufferbereich) bedeutet potentieller Stress durch Aluminium-Toxizität für mineralbodenbewohnende Anneliden

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die Boden-Dauerbeobachtungsfläche in Essen wurde 1998 in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die **substratinduzierte Respiration (SIR)** variiert im Oh-Horizont zwischen 1,12 und 2,01 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und im Ahe-Horizont zwischen 0,25 und 0,74 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im niedrigen bis mittleren Bereich. Nach Kleve Rehsol wurden im Oh in Essen Süd die niedrigsten SIR-Werte (Median aller für Waldböden mit schluffigem Substrat) gemessen. Die **BAT** variiert im Oh-Horizont zwischen 0,52 und 0,93 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und im Ahe-Horizont zwischen 0,17 und 0,40 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. In beiden Horizonten kann die Basalatmung aus bisheriger Erfahrung als niedrig bis mittel für Waldböden bewertet werden. Auch bei der Basalatmung wies der Oh in Essen Süd die niedrigste aktuelle Aktivität aller im BDF-Programm untersuchten Auflagehorizont auf schluffigem Ausgangssubstrat auf. Im A-Horizont wurden nach der Fläche in Velmerstot mit einem Median aller Untersuchungsjahre von 0,2 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ die zweitniedrigsten Basalatemungsraten von 0,26 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im obersten Mineralbodenhorizont mit schluffiger Bodenart gefunden. Insgesamt scheint die BAT in beiden untersuchten Horizonten abgenommen zu haben, was aber auch eine probenahmebedingte Ursache haben kann. Gegen eine stressbedingte Abnahme der Atmung spricht, dass kein gleichzeitiger Anstieg des **respiratorischen Aktivierungsquotientens (Q_R)** zu erkennen ist. Die Q_R variiert im Oh zwischen 0,46 und 0,64 und im Ahe zwischen 0,45 und 0,71 und ist somit im Oh als niedrig bis mittel und im Ahe als mittel zu bewerten. Die Q_R-Werte im Oh-Horizont der Fläche ESS Sü sind die nied-

rigsten unter den schluffigen Waldböden. Dementsprechend kann hier trotz unterdurchschnittlicher mikrobiologischer Aktivität von einem relativ ausgeglichenen Zustand des mikrobiellen Stoffwechsels ausgegangen werden. Das C_{mic}/C_{org} -Verhältnis liegt im Ahe durchschnittlich bei $1,0 \text{ mg } C_{mic} \text{ g}^{-1} C_{org}$. Dies ist als niedrig zu bewerten. Allerdings gilt zu berücksichtigen, dass die Bestimmung des Corg aufgrund des pyrogen entstandenen elementaren Kohlenstoffs, der einen hohen Anteil am Gesamtkohlenstoff in Essen bildete, problematisch ist. Bei der C_{org} -Bestimmung wird der elementare Kohlenstoff fälschlicherweise als Anteil des organischen Kohlenstoffs interpretiert. So dass das C_{mic}/C_{org} -Verhältnis des Ah-Horizonts vermutlich niedriger ausfällt als sie in Wirklichkeit sind. Auf die Auswertung der Corg-Gehalte im Oh-Horizont wurde deshalb ganz verzichtet.

Tab. 1.10.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen) der Fläche Essen-Süd

Probenahme	SIR [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah
1998	2,01	0,74	0,93	0,40	0,46	0,55	-	-	3,4	3,4	-	-
1999	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
2000	1,29	0,25	0,82	0,17	0,64	0,71	- ^e	1,1	3,3	3,5	- ^e	6,40
2001	1,61	0,52	0,85	0,24	0,53	0,47	- ^e	1,4 ^a	3,3	3,4	- ^e	10,4 ^a
2002	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
2005	1,12	0,44	0,52	0,19	0,47	0,45	- ^e	1,0	3,4	3,5	- ^e	12,3
arith. Mittel	1,51	0,49	0,78	0,25	0,53	0,54	-	1,0	3,4	3,5	-	9,4
Standard- abweichung	0,39	0,20	0,18	0,10	0,08	0,12	-	0,1	0,1	0,1	-	4,2

^a Der Wert wurde auf Grundlage der Corg-Bestimmung mittels Glühverlust generiert.

^c Auf Grund des Corg-Gehaltes (Ah > 15 % Corg, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprobt wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

^e Corg auf Grund hohem Anteils an elementarem Kohlenstoff nicht bekannt.

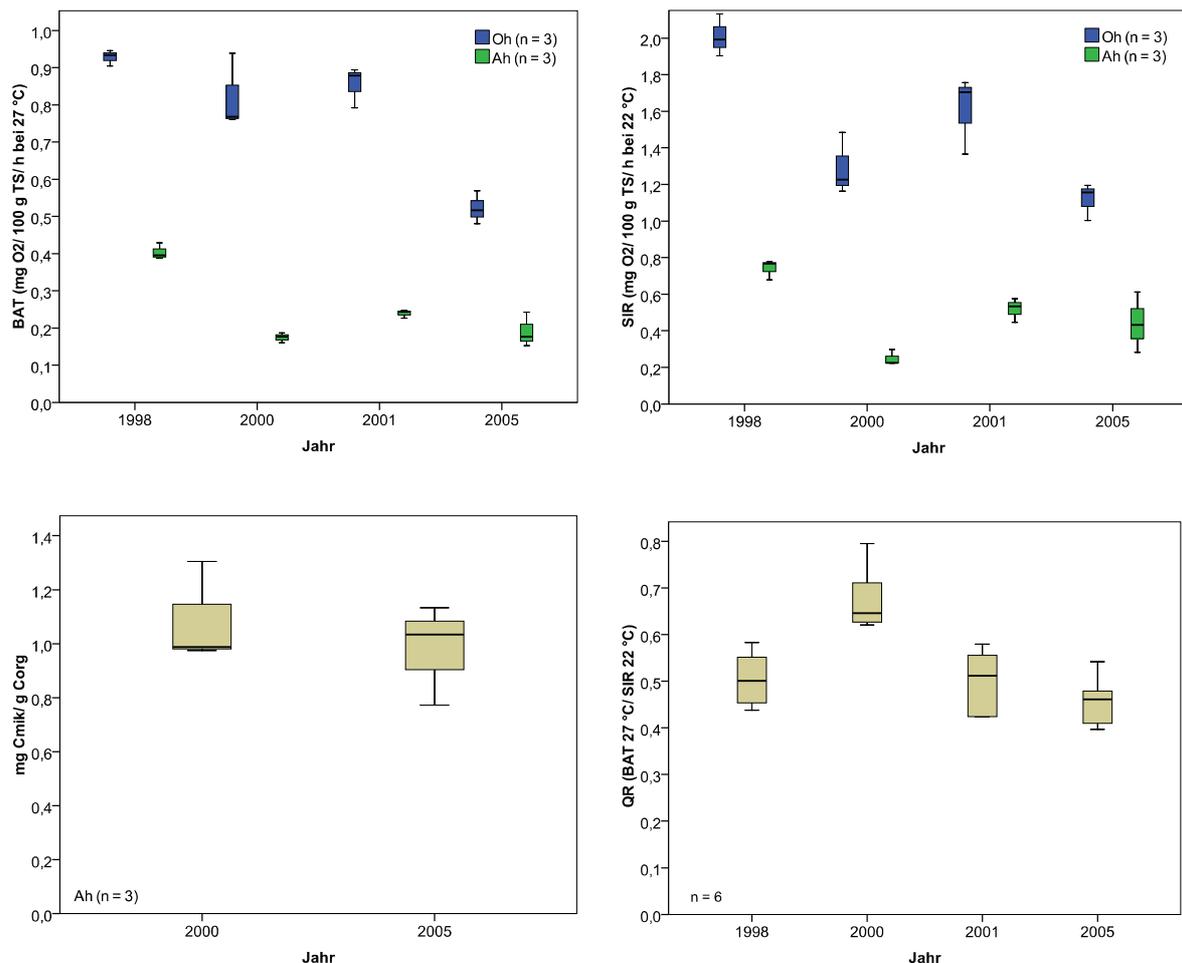


Abb. 1.10.4 – 7: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf ESS Sü. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt.

Auf der Ruhrgebietsfläche in Essen wurden erhöhte **Schwermetallgehalte** gemessen. Die Gehalte für Cadmium blieben dabei weit unterhalb des Prüfwertvorschlags für den Pfad Boden/Bodenorganismen mit $5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$, so dass nicht von einer negativen Wirkung durch Cadmium auf die Bodeflora und -fauna auszugehen war. Die Zinkgehalte überschritten in der Humusauflage (202 bzw. $265 \text{ mg Zn kg}^{-1} \text{ TS}$) und im Ah-Horizont bis in eine Tiefe von 2 cm mit $172 \text{ mg Zn kg}^{-1} \text{ TS}$ den Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen, der zugleich Vorsorgewert nach BBodSchV ist. Auch bei den Bleigehalten gab es in der Humusauflage und im mineralischen Oberboden bis in eine Tiefe von 5 cm Überschreitungen des Prüfwertvorschlags für den Pfad Boden/Bodenorganismen von $250 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$. Die Kupfergehalte überschritten im gleichen Tiefenbereich wie die Bleigehalte den Prüfwertvorschlag von $40 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ TS}$ in schluffigen Böden für den Pfad Boden/Bodenorganismen bzw. den Vorsorgewert nach BBodSchV. Der höchste Kupfergehalt wurde im Oh-Horizont mit $93 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ gemessen. Insgesamt waren die Kupfergehalte im Oberboden in Essen Süd nach Duisburg Wald und Glindfeld die höchsten aller BDF in NRW. Die Quecksilbergehalte lagen mit $0,75 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ im Oh-Horizont und $0,62 \text{ mg}$ von 0-2 cm bzw. $0,6 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ von 2-5 cm Tiefe über dem Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen bzw. dem Vorsorgewert nach BBodSchV von $0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1} \text{ TS}$ in schluffigen Böden. Ob die Schadstoffbelastung eine negative Auswirkung auf die Bodenmikroorganismen ausübt, kann erst nach Bestimmung bioverfügbaren Schwermetallgehalte (im NH_4NO_3 -

Extrakt) sicher gesagt werden. Veränderungen bezüglich der Bioverfügbarkeit seit Beginn der Untersuchung sind nicht zu erwarten, da die pH-Werte sowohl im Oh zwischen 3,2 und 3,4; als auch im Ahe mit Werten zwischen pH 3,4 und 3,5 nur geringfügige Schwankungen aufwiesen und auch eine möglicherweise probenahmebedingte, leichte Zunahme der C_{org} -Gehalte (Glühverlust) von 21,5 % auf 24 % im Oh und von 4,6 % auf 11,2 % im Ahe zwischen 2000 und 2002 nicht für eine Zunahme der bioverfügbaren Schwermetallgehalte spricht, da mit zunehmenden Gehalten an organischer Substanz die Möglichkeit der metall-organischen Komplexbildung, also Bindung von Schwermetallen steigt.

Zusammenfassung

In dem im Ballungsraum Ruhrgebiet liegenden Laubwaldstandort in Essen Süd hat sich bodenfaunistisch ebenfalls die für Wälder mit Moder-Humusformen typische Zersetzergesellschaft Achaetocognettietum gebildet. Innerhalb dieser Vergesellschaftung kam es im Untersuchungszeitraum zu deutlichen Artenverschiebungen, vermutlich infolge des urbanen Einflusses und durch Kalkungsmaßnahmen im umliegenden Stadtwald. Die mikrobiologischen Untersuchungsergebnisse spiegeln eine für die schluffige Bodenart nur mäßige Quantität an mikrobieller Biomasse und Aktivität mit in Anbetracht der Q_R -Werte dennoch mittlerer bis hoher Qualität wider.

Eine Besonderheit stellen die hohen Gehalte an elementarem Kohlenstoff (bis 40 % des Gesamtkohlenstoffs) aus Rußablagerungen dar. Diese führen hier zu Schwierigkeiten bei der Horizontdifferenzierung/ Beprobung und der Analyse des organischen Kohlenstoffs.

Standortcharakterisierung

Lage: Bottrop/Gladbeck, Ruhrgebiet (TK 25 Blatt 4407 Bottrop)
 Höhe: 63 m über NN, Ebene, sehr schwach geneigt (1 - 2°)
 Klima: 9,6° C und 882,5 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Essen-Bredeney, Wetteramt)
 Flächennutzung: Laubwald (Forst) s. **Abb. 1.11.2**, zum Zeitpunkt der Bodenkartierung 1997 war der Bestand etwa 60 Jahre alt
 Vegetation: *Fagus sylvatica* (Rotbuche), untergeordnet *Quercus robur* (Eiche), *Larix decidua* (Lärche), *Betula pendula* (Birke) und *Alnus glutinosa* (Erle)
 Bodentyp/Bodenform: Pseudogleye aus Geschiebedecksand (Weichsel-Kaltzeit, Pleistozän über Grundmoräne (Saale-Kaltzeit, Pleistozän), Profil s. Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.
 Bodenart: schwach lehmiger Sand
 Humusform: feinhumusreicher rothumusartiger Moder mit mäßig günstigen bis ungünstigen Zersetzungsbedingungen, Mächtigkeit: 10 - 15 cm, früher (vor Kalkung) Rohhumus
 Nährstoffversorgung: basenarm, pH (KCl) bis 20 cm Tiefe 3,5 - 3,8
 Hydromorphie: staunass, nFK: 163 l/m³
 Belastungssituation: Fläche im Ballungsraum Ruhrgebiet nahe Punktemittenten; erhöhte Belastung durch atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Tab. 1.11.1**)

Tab. 1.11.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom November 1997 (mg/ kg TS).

BOT pH 3,6 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	249	565	0,76	68
Mineralboden (0 – 10 cm)	77	175	0,26	26



Abb. 1.11.2 Bodenprofil eines Pseudogleys aus Geschiebedecksand über Grundmoräne (GD-Profil 11213) auf der BDF in Bottrop



Abb. 1.11.1 Laubwaldbestand auf der BDF (BOT)

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstuntersuchung erfolgte 1998 und die weiteren Untersuchungen 2003 und 2008. Die mittlere Siedlungsdichte der Regenwürmer betrug in 1998 70 Tiere pro m². Bei den Folgeuntersuchungen konnten lediglich 12 bzw. 18 Tiere pro m² registriert werden. Von den 1998 vorkommenden 4 Regenwurmartensorten, wurden im Folgenden nur noch die dominierenden Arten *Dendrodrius rubidus* und *Dendrobaena octaedra* nachgewiesen.

Die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer variierte in einem Bereich um die 50.000 Individuen (Tab. 1.11.1).

Tab. 1.11.1 Zoologische Kennwerte der Fläche Bottrop

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschafts-typ	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1998	5,9	70	66.616	16	Achaeto-Cognettietum	3,4	5,0
2003	1,5	12	34.887	16		3,8	5,1
2008	1,2	18	50.229	17		3,7	5,1

Die häufigste Art ist *Achaeta camerani*. Mit der Aktivitätsabnahme (Siedlungsdichte und Biomasse) zwischen 1998 und den Folgeuntersuchungen steigt der Anteil des Starksäurezeigers *M. clavata* etwas an. Andererseits treten verstärkt Mäßigsäurezeiger und auch einige Schwachsäurezeiger auf. Die beobachteten Veränderungen stehen im Zusammenhang mit Kalkungsmaßnahmen. Der Tiefengradient des pH-Werts zeigte einen kalkungsbedingten Anstieg in der Auflage über einem unverändert sauren Mineralboden (s. Abb. 1.11.3).

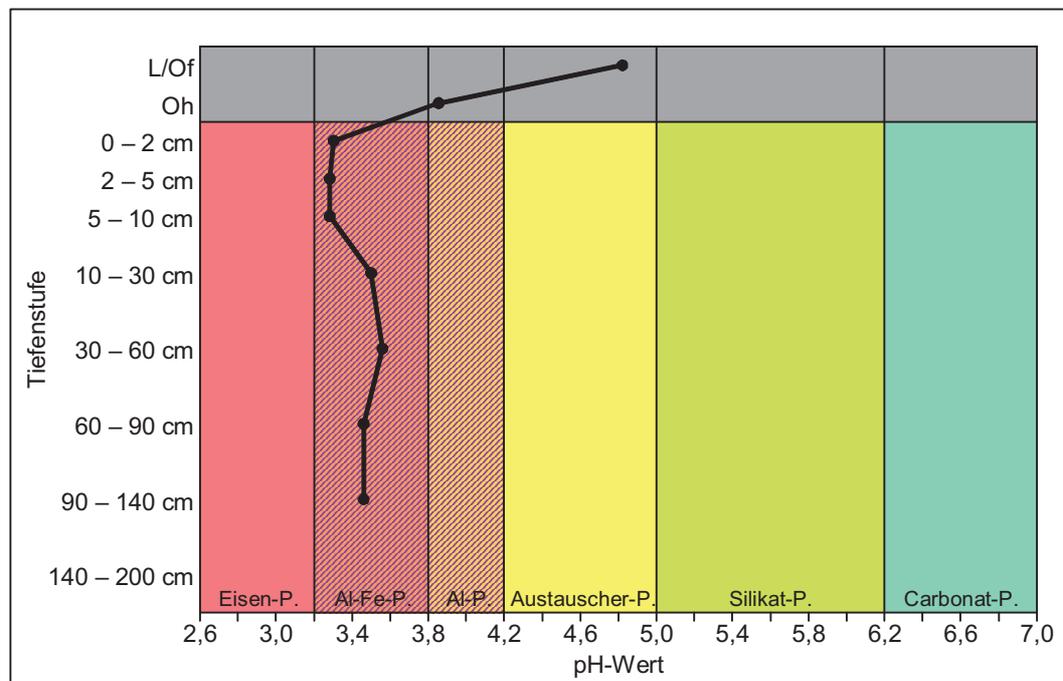


Abb. 1.11.3: Tiefengradient des pH-Werts (CaCl₂) auf der BDF Bottrop. Schraffierter Bereich (Al- und Al-Fe-Pufferbereich) bedeutet potentieller Stress durch Aluminium-Toxizität für mineralbodenbewohnende Anneliden

Es ist anzunehmen, dass infolge der biologischen Aktivierung und der beschleunigten Streuzersetzung die Mächtigkeit des L- und Of-Horizonts ab- und die des Oh-Horizonts zugenommen haben. Diese Entwicklung, welche bei der Erstuntersuchung offenbar weitgehend abgeschlossen ist, spiegelt sich im Vertikalmuster der Kleinringelwurmzönose wider (s. **Abb. 1.11.4**). Bei der Erstaufnahme zeigt sich ein auffällig geringer Anteil der typischen Streubewohner *C. sphagnetorum* und *M. clavata* sowie ein übermäßig hoher Anteil der Art *Achaeta camerani*, die im Oh- und Ah-Horizont lebt.

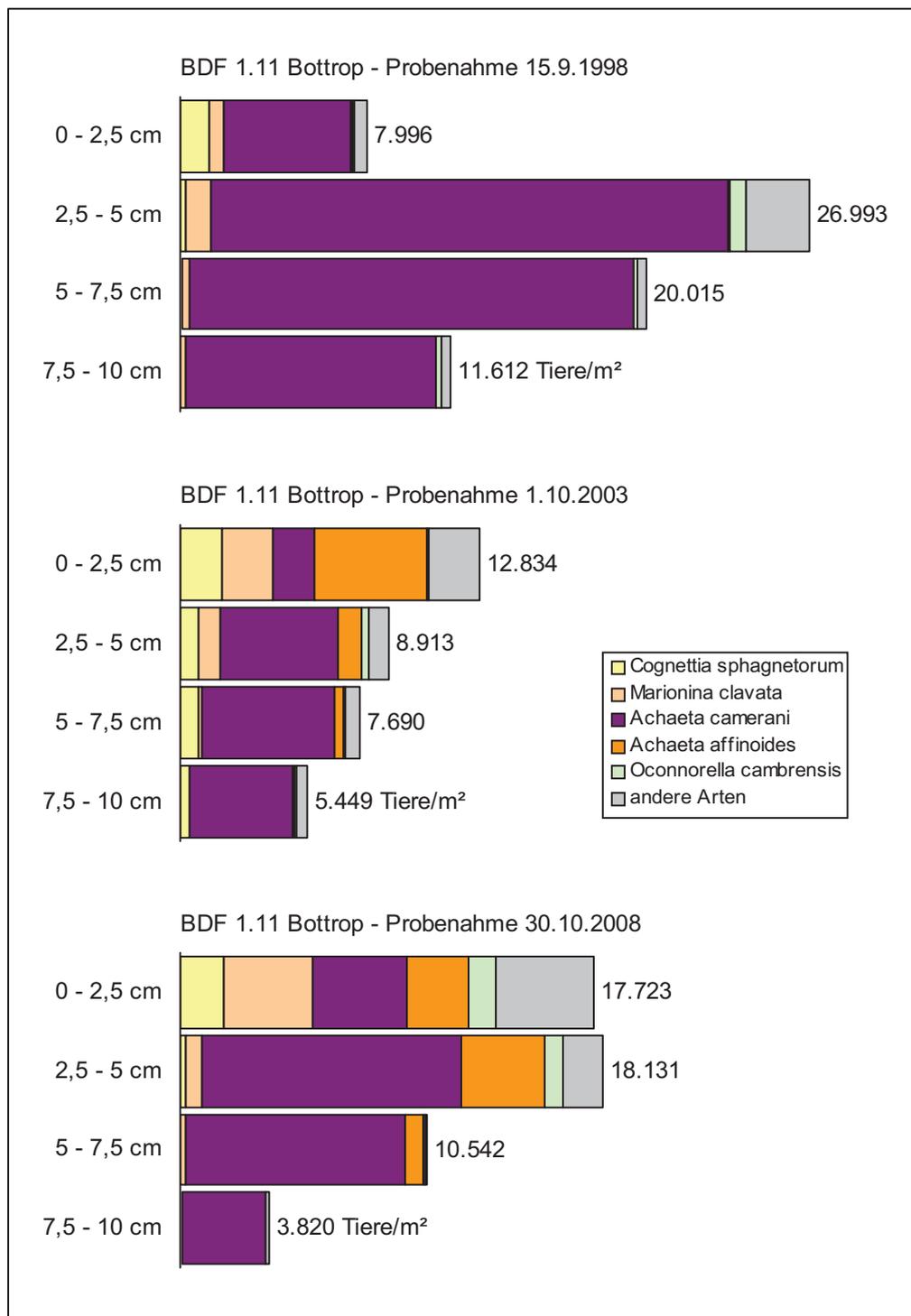


Abb. 1.11.4: die Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Bottrop.

Die starke Belebung der tieferen Horizonte, insbesondere durch *A. camerani*, bewirkt eine allmähliche Feinvermischung des Oh-Horizonts mit dem Ah-Horizont. Der nach unten wandernde Kalkungseinfluss sorgt für günstigere Lebensbedingungen der weniger säuretoleranten Arten, was bei der Zweitaufnahme am höheren Anteil der Mäßig- und Schwachsäurezeiger deutlich wird. Insgesamt zeigt die Kleinringelwurmzönose nach 1998 eine leicht erhöhte Diversität. Der mit zunehmender Tiefe nachlassende Kalkungseinfluss führt vermutlich zu dem starken Rückgang der Regenwurmbesiedlung und dem fehlenden Nachweis der endogäischen Art *A. caliginosa*.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die Dauerbeobachtungsfläche in Bottrop wird seit 1998 untersucht. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die **substratinduzierte Respiration (SIR)** erreicht Werte zwischen 0,89 und 1,67 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im Oh-Horizont und zwischen 0,10 und 0,31 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im Ah-Horizont. Die SIR ist im Schnitt als niedrig zu bewerten und weist den niedrigsten Median aller Untersuchungstermine für Auflagehorizonte auf sandigem Substrat auf. Die **Basalatmung (BAT)** variiert im Oh- zwischen 0,53 und 0,88 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und im Ah-Horizont zwischen 0,08 und 0,16 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und ist in beiden Horizonten als niedrig einzustufen. Im Oh-Horizont und Ah-Horizont wurden die niedrigsten BAT-Werte aller untersuchten Humufizierungslagen (Oh) auf sandigem Substrat und damit die niedrigsten Basalatemungsraten aller im BDF-Programm untersuchten Bodendauerbeobachtungs-Flächen gemessen. Die **respiratorischen Aktivierungsquotienten (Q_R)** sind im Oh- und Ah-Horizont als mittel zu bezeichnen. Dieses deutet auf einen auf einen relativ ausgeglichenen mikrobiologischen Energiehaushalt. Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** variiert im Ah zwischen 0,9 und 2,5 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org}. Der Anteil der mikrobiellen Biomasse an der gesamten organischen Substanz ist damit als niedrig zu bewerten. Diese geringe biologische Aktivität entspricht nicht der Erwartung an einen gekalkten Laubwaldboden. Trotz der sandigen Bodenart und der relativ niedrigen pH-Werte zwischen 3,4 und 3,7 im Oh und gleich gebliebenem pH-Wert von 3,5 im Ah-Horizont, wurden auf empfindlicheren Standorten höhere mikrobielle Biomassen und Aktivitäten vorgefunden. Möglicherweise war die Kalkungsmenge nicht ausreichend oder konnte zeitlich bedingt vor allem im Ah-Horizont noch keine eindeutig positive Auswirkung auf die mikrobielle Biomasse und ihre Aktivität ausüben. Eventuell kommt auf dieser Ruhrgebietsfläche auch der Schadstoffeinfluss zur Geltung, da relativ niedrige Gehalte an organischer Substanz im Ah sowie geringe Gehalte an Sesquioxiden und Tonmineralen nur in geringer Menge Schwermetalle sorbieren können, so dass ein Großteil der Schwermetallgehalte bioverfügbar sein könnte. Des Weiteren ist potentieller Stress durch Trockenheit im sandigen Substrat ein zusätzlich dezimierender Faktor für die mikrobielle Biomasse. Die Werte des Q_R weisen dabei jedoch nicht auf eine Stresssituation hin, so dass es sich bei Bottrop möglicherweise um einen bereits über viele Jahre mikrobiologisch relativ mäßig aktiven Standort handelt, wobei der mikrobiologische Zustand noch dem der früheren Humusform Rohhumus ähnelt.

Tab. 1.11.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Bottrop (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probe- nahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah
1998	1,16	0,18	0,76	0,16	0,65	0,88	- ^e	0,9	3,4	3,5	- ^e	5,3
1999	0,89	0,10	0,53	0,08	0,59	0,77	- ^e	1,0	3,7	3,5	- ^e	3,0
2000	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
2001	1,67	0,31	0,88	0,11	0,52	0,35	- ^e	2,5 ^a	3,6	3,5	- ^e	4,0 ^a
2002	1,58	0,25	0,66	0,15	0,41	0,60	- ^e	1,0	3,6	3,5	- ^e	7,0
2005	1,06	0,27	0,66	0,14	0,63	0,51	- ^e	1,9	3,5	3,5	- ^e	4,1
arith. Mittel	1,27	0,22	0,70	0,13	0,56	0,62	-	1,2	3,6	3,5	-	4,9
Standard- abweichung	0,34	0,08	0,13	0,03	0,10	0,21	-	0,46	0,10	0,03	-	1,72

^a Der Wert wurde auf Grundlage der C_{org}-Bestimmung mittels Glühverlust generiert.

^c Auf Grund des C_{org}-Gehaltes (Oh < 15 % C_{org} bzw. Ah > 15 % C_{org}, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprobt wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

^e C_{org} auf Grund hohem Anteils an elementarem Kohlenstoff nicht bekannt.

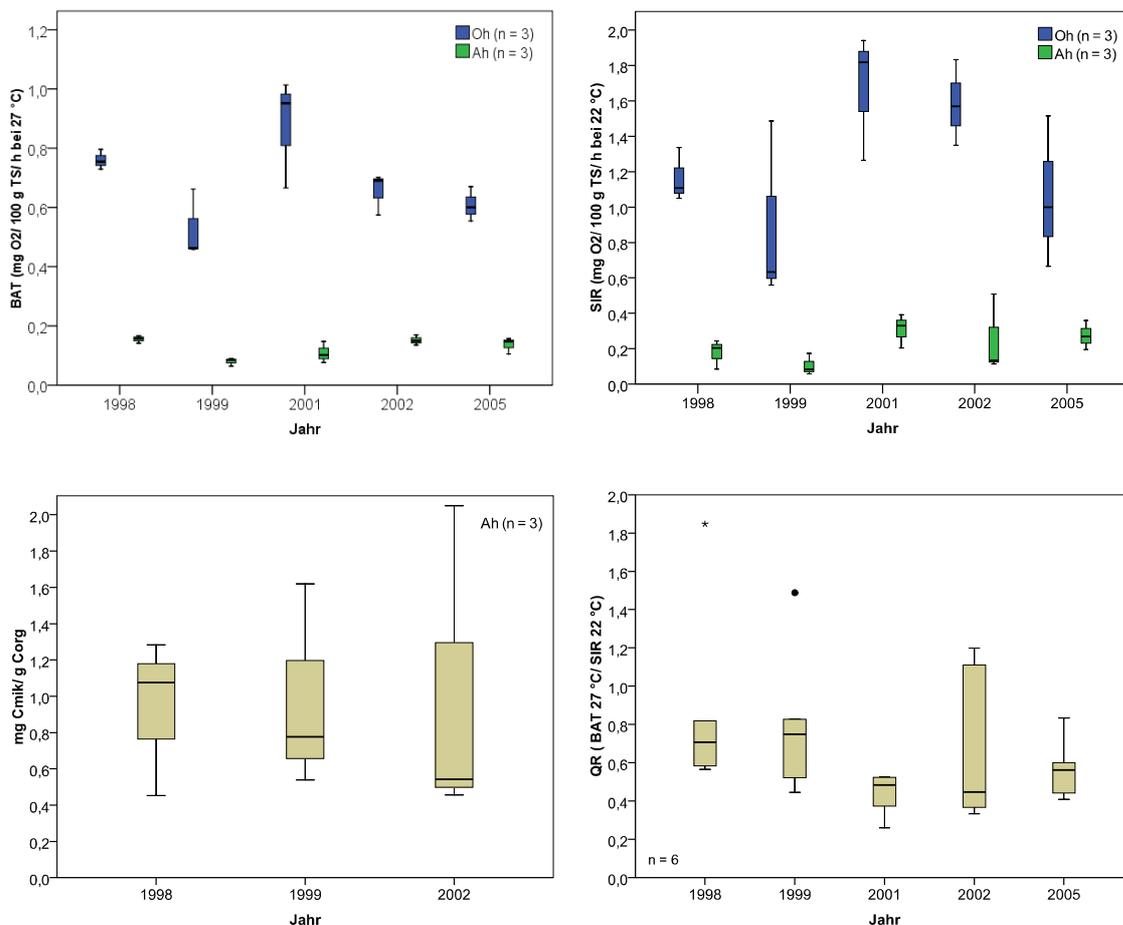


Abb. 1.11.4 – 7: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf BOT. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt. Einzelne Kreise markieren Ausreißer und Sternchen Extremwerte.

Im Folgenden werden Auffälligkeiten bei den **Schwermetallgehalten** der Fläche in Bottrop kurz erläutert. Die Cadmiumgehalte der Humusauflage und der obersten 2 cm des Ah-Horizonts liegen zwischen 0,43 und 1 mg kg⁻¹ TS und überschreiten damit den Vorsorgewert von 0,4 mg kg⁻¹ TS in sandigen Böden. Da diese Werte aber weit unter dem Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von 5 mg Cd kg⁻¹ TS liegen, ist nicht mit einer negativen Beeinflussung der Bodenbiozönose zu rechnen. Die Zinkgehalte liegen in der Humusauflage und im Ah-Horizont bis in eine Tiefe von 5 cm über dem Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von 60 mg kg⁻¹ TS für sandige Böden, der dem Vorsorgewert entspricht. Dabei wurden die höchsten Gehalte in der Auflage mit 228 mg Zn kg⁻¹ TS im L/Of-Horizont und 249 mg kg⁻¹ TS im Oh-Horizont gemessen. Auch die Bleiergehalte liegen sowohl in der Humusauflage mit 374 mg kg⁻¹ TS im L/Of- und 565 mg kg⁻¹ TS im Oh-Horizont, als auch in den obersten 2 cm des Ah-Horizonts mit 336 mg kg⁻¹ TS über dem Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von 250 mg Pb kg⁻¹ TS. Bei den Kupfergehalten wird der entsprechende Prüfwertvorschlag bzw. Vorsorgewert von 20 mg Cu kg⁻¹ TS für sandige Böden in der Humusauflage und im Mineralboden bis in eine Tiefe von 5 cm überschritten. Die höchsten Werte wurden dabei mit 68 mg kg⁻¹ TS im Oh-Horizont der Humusauflage gemessen. Der Vorsorgewert von 30 mg kg⁻¹ TS für Chrom in sandigen Böden im Oh-Horizont der Humusauflage mit 44 mg kg⁻¹ TS überschritten. Ab einer Tiefe von 60 cm steigt der Chromgehalt ebenfalls über den Vorsorgewert und erreicht in der Tiefe von 90-140 cm Gehalte von 73 mg kg⁻¹ TS und damit den höchsten auf BDF gemessenen Chromgehalt. Der Vorsorgewert für Nickel von 15 mg kg⁻¹ TS in sandigen Böden ist in der Humusauflage und den obersten 2 cm des Ah-Horizonts mit Werten zwischen 17 und 27 mg kg⁻¹ TS ebenfalls leicht überschritten. Im Oh-Horizont kann mit 0,6 mg Hg kg⁻¹ TS eine Überschreitung des Prüfwertvorschlags für Quecksilber für den Pfad Boden/Bodenorganismen in sandigen Böden von 0,5 mg kg⁻¹ TS festgestellt werden. Bis in eine Tiefe von 10 cm liegt eine Überschreitung des Vorsorgewerts von 0,1 mg kg⁻¹ TS für Quecksilber nach BBodSchV vor.

Zusammenfassung

Am Laubwaldstandort in Bottrop hat mit Abnahme der faunistischen Aktivität in der für Wälder mit Moder-Humusformen typischen Zersetzergesellschaft Achaeto-Cognettietum die Anzahl der Starksäurezeiger in der Humusauflage infolge nachlassender Kalkungseinwirkung zugenommen. Die mikrobiologischen Untersuchungsergebnisse zeigen insgesamt eine niedrige Aktivität mit niedriger mikrobieller Biomasse und einer mittleren Effizienz. Anteile elementaren Kohlenstoffs erschweren hier die Probenahme sowie die Analyse des organischen Kohlenstoffs.

Standortcharakterisierung

Lage: Castrop-Bladenhorst, Ruhrgebiet (TK 25 Blatt 4407 Bottrop)
 Höhe: 71 m über NN, Hangmulde, schwach geneigt (2 - 5°)
 Klima: 9,8° C und 784,8 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Dortmund Hauptfriedhof)
 Flächennutzung: Laubwald (Forst), zum Zeitpunkt der Erstbeprobung war der Bestand 50 - 55 Jahre alt, s. **Abb. 1.12.2**
 Vegetation: *Fagus sylvatica* (Rotbuche), *Alnus glutinosa* (Erle), *Populus spec.* (Pappel)
 Bodentyp/Bodenform: Pseudogley aus Geschiebedecksand (Weichsel-Kaltzeit, Pleistozän) über Grundmoräne (Saale-Kaltzeit, Pleistozän) über Mergeltonstein (Emscher-Mergel, Oberkreide), Profil s. **Abb. 1.12.1**
 Bodenart: lehmiger Sand
 Humusform: feinhumusreicher rohhumusartiger Moder bis Rohhumus mit ungünstigen Zersetzungsbedingungen, Mächtigkeit: 12 - 17 cm
 Nährstoffversorgung: basenarm, pH (KCl) bis 30 cm Tiefe 3,2 - 3,3
 Hydromorphie: staunass, nFK: 135 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
 Belastungssituation: Fläche im Ballungsraum Ruhrgebiet nahe Punktemittenten; erhöhte Belastung durch atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Tab. 1.12.1**)

Tab. 1.12.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Oktober 1997 (mg/ kg TS).

CAR pH 3,6 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	263	558	0,87	88
Mineralboden (0 – 10 cm)	136	260	0,40	47



Abb. 1.12.1 (links):
 Bodenprofil eines Pseudogleys aus weichselzeitlichem Geschiebedecksand über saalezeitlicher Grundmoräne (GD-Profil 11253) auf der BDF in Castrop-Rauxel

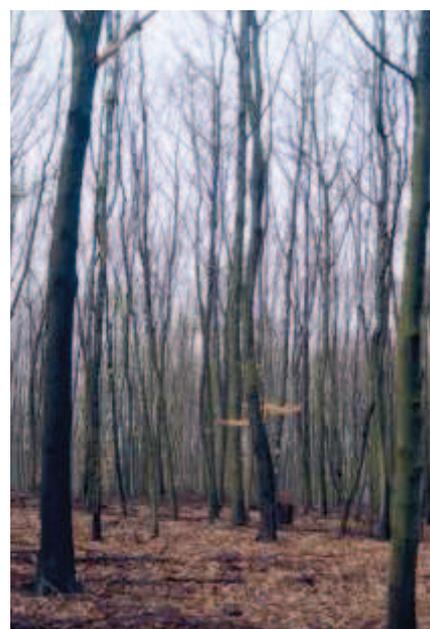


Abb. 1.12.2 (rechts):
 Laubwaldbestands der BDF in Castrop-Rauxel im Herbst

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologischen Untersuchungen wurden 1998, 2003 und 2008 durchgeführt. Die Siedlungsdichte der Regenwürmer und Kleinringelwürmer veränderte sich zwischen Erst- und Zweituntersuchung nicht auffallend (s. **Tab. 1.12.2**). Die Biomasse der Regenwürmer war im Jahr 2008 etwas höher als in den Vorjahren

Tab.1.12.2 Zoologische Kennwerte der Fläche Castrop

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschafts-typ	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1998	3,5	212	50.369	15	Achaeto-Cognettietum	3,4	5,0
2003	2,7	140	58.875	16		4,1	5,0
2008	12,9	274	54.240	23		5,1	5,0

Der aus **Abb. 1.12.3** erkennbar nach unten zunehmende Kleinringelwurmbesatz spiegelt die Trockenheit des Bodens im Zeitraum der Probenahme wider. Bei leichten Verschiebungen des Artenspektrums bewegt sich die Gesamtartenzahl in gleicher Größenordnung. Der Anteil der Starksäurezeiger (*Mariolina clavata*, *Cognettia sphagnetorum*) im L- und Of-Horizont geht zurück und es treten vermehrt Mäßigsäurezeiger und einige Schwachsäurezeiger auf. Vor allem *Achaeta affinoides* fällt bei den Wiederholungsbeprobungen 2003 und 2008 durch eine hohe Dominanz auf. Die gewichtete mittlere Reaktionszahl stieg im Zeitraum von 1998 bis 2008 von 3,4 auf 5,1.

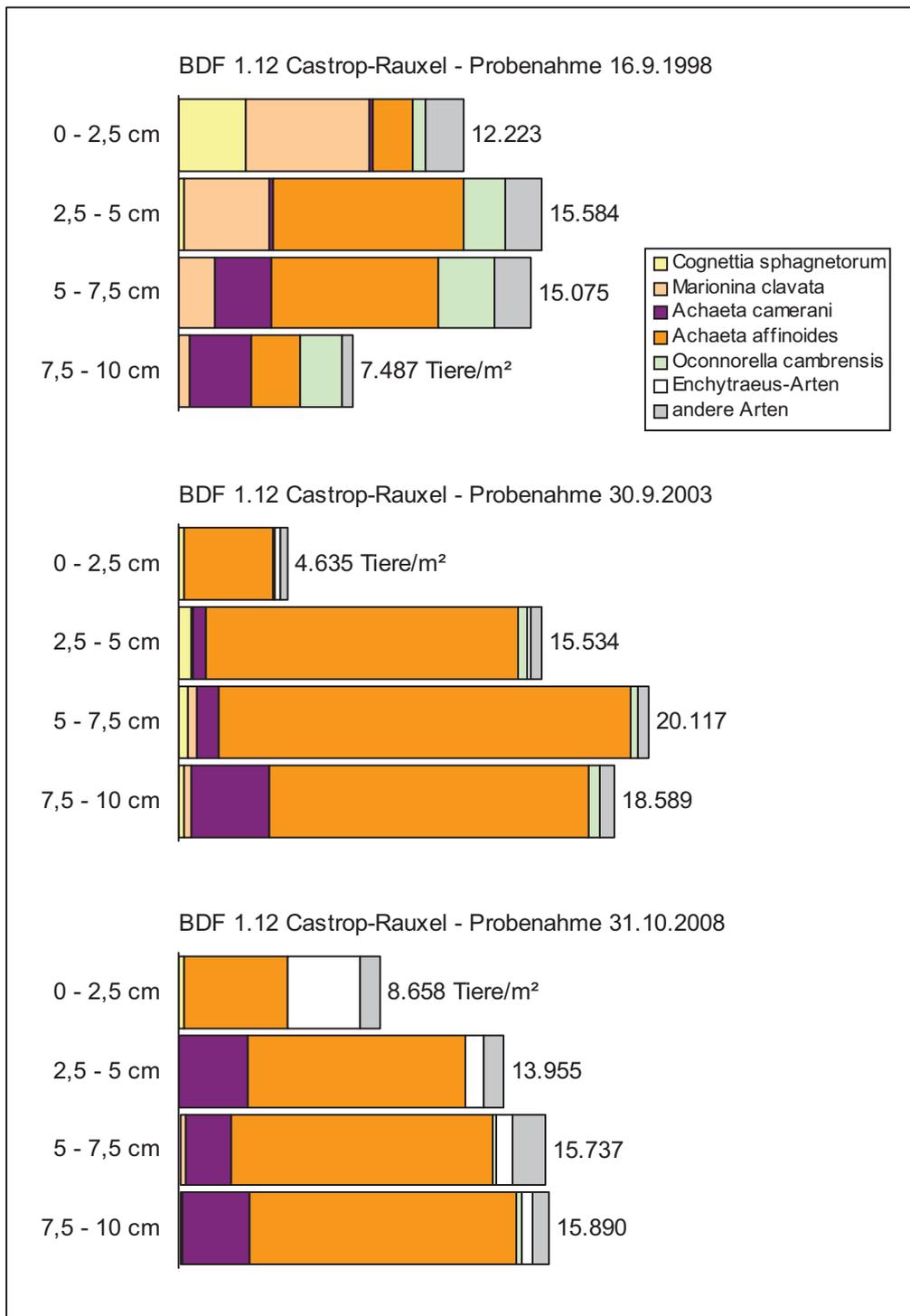


Abb. 1.12.3 Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Castrop-Rauxel.

Aufgrund der veränderten Kleinringelwurmzönose und von Veränderungen im Humusprofil ist zu vermuten, dass die Fläche mindestens einmal gekalkt wurde. Die starke Besiedlung der tieferen Horizonte führt zu einer allmählichen Feinvermischung des Oh-Horizonts mit dem Ah-Horizont. Zusätzlich wird die Feldansprache dieser Horizonte wegen der Überfärbung durch Ruß und Kohlestäube erschwert.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die Fläche in Castrop-Rauxel ist seit 1998 in das mikrobiologische Untersuchungsprogramm der Boden-Dauerbeobachtung eingebunden. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die **substratinduzierte Respiration (SIR)** erreichte in diesem Zeitraum Werte zwischen 1,15 und 2,03 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im Oh- und zwischen 0,03 und 0,77 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im Ah-Horizont. Im Oh konnte die mikrobielle Biomasse somit als mittel bewertet werden. Insgesamt weist die Fläche in Castrop-Rauxel (CAR) nach Bottrop den niedrigsten Median aller Untersuchungstermine bei der SIR in Auflagehorizonten über sandigem Substrat auf. Die mikrobielle Biomasse im Ah-Horizont ist als niedrig zu bezeichnen. Die **Basalatmung (BAT)** variierte im gleichen Zeitraum im Oh- zwischen 0,87 und 0,92 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ und im Ah-Horizont zwischen 0,06 und 0,15 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Die sauerstoffzehrenden Aktivitäten der Mikroorganismen sind hier durchschnittlich als mittel zu bewerten. Der **respiratorische Aktivierungsquotient (Q_R)** ist mit Werten zwischen 0,41 und 0,93 als mittel einzustufen. Insgesamt nehmen die Q_R in Castrop-Rauxel eine Zwischenstellung aller Auflagehorizonte auf sandigem Substrat im BDF-Programm ein. Die **C_{mic}/C_{org}-Quotienten** variierten im Ah-Horizont zwischen 0,7 und 1,9 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} und sind als niedrig einzustufen. Auch hier ist zu berücksichtigen, dass ohne den Einbezug des elementaren Kohlenstoffs bei der C_{org}-Messung die C_{mic}/C_{org}-Quotienten vermutlich höher wären.

Die **Schwermetallgehalte** im sandigen Substrat der BDF in Castrop-Rauxel entsprechen etwa den Gehalten der BDF in Bottrop. Eine Ausnahme davon bilden die Elemente Kupfer und Chrom. Die Kupfergehalte sind in der Humusaufgabe und den obersten 10 cm des mineralischen Oberbodens höher und variieren zwischen 26 und 88 mg Cu kg⁻¹ TS. Die Chromgehalte hingegen sind vor allem im Unterboden deutlich niedriger und überschreiten nur im Oh-Horizont mit 37 mg kg⁻¹ TS den Vorsorgewert von 30 mg Cr kg⁻¹ TS. Genaue Aussagen über mögliche Wirkungen der Schwermetalle können erst gemacht werden, wenn die bioverfügbaren Gehalte bekannt sind. In Anbetracht des leicht ansteigenden pH-Wertes ist zumindest nicht von einer Zunahme einer eventuellen schädlichen Wirkung von Schwermetallen auf Bodenorganismen auszugehen.

Tab. 1.12.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Castrop (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

robe- nahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah
1998	1,17	-	0,90	0,12	0,78	-	- ^e	-	3,4	3,5	- ^e	5,3
1999	1,49	0,14	0,90	0,15	0,60	0,93	- ^e	0,7	3,5	3,5	- ^e	5,2
2000	1,15	0,03	0,92	0,06	0,80	0,42	- ^e	1,0	3,5	3,5	- ^e	2,1
2001	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
2002	2,03	0,77	0,87	0,34 ^a	0,43	0,44	- ^e	-	3,9	3,7	- ^e	16,1 ^b
2005	1,71	0,27	0,63 ^a	0,13	0,41	0,49	- ^e	1,9	3,9	3,9	- ^e	4,0
arith. Mittel	1,51	0,30	0,90	0,11	0,60	0,57	-	1,2	3,6	3,6	-	4,1
Standard- abweichung	0,37	0,33	0,02	0,04	0,19	0,24	-	0,6	0,2	0,2	-	1,5

^a Der Wert wurden auf Grundlage der Corg-Bestimmung mittels Glühverlust generiert.

^b Der Wert ist gemäß Ausreißertest nach Grubbs zu eliminieren. Er wurde für die Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt.

^c Auf Grund des Corg-Gehaltes (Oh < 15 % Corg bzw. Ah > 15 % Corg, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprobt wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

^d Wegen der geringen Mächtigkeit des Oh-Horizonts wurde auf eine Probenahme verzichtet.

^e Corg auf Grund hohem Anteils an elementarem Kohlenstoff nicht bekannt.

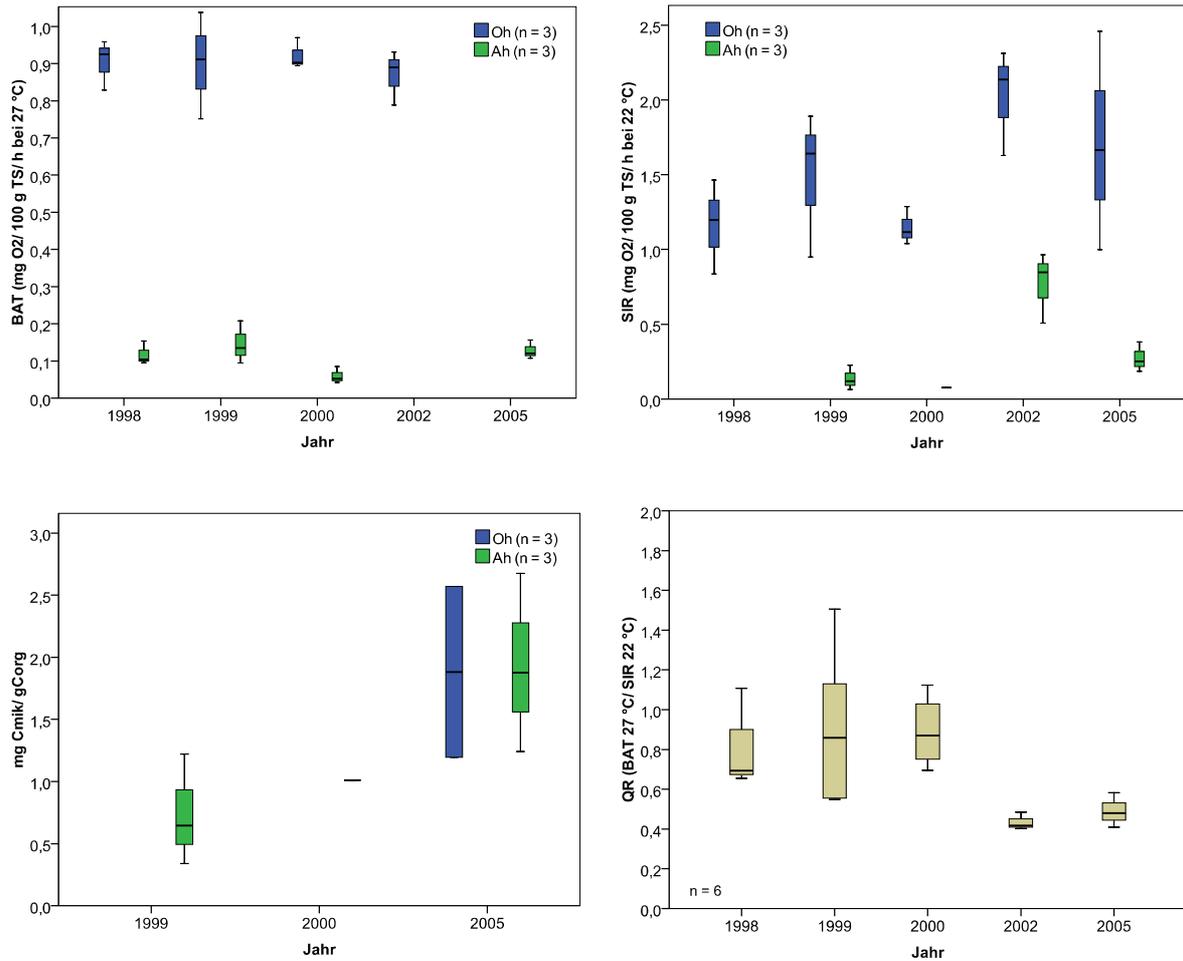


Abb. 1.12.4 – 7: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf CAR. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt.

Zusammenfassung

In Castrop-Rauxel können zwischen den Untersuchungsergebnissen Unterschiede in der Zusammensetzung in der für Wälder mit Moder-Humusformen typischen Zersetzergesellschaft Achaetocognettietum festgestellt werden. Trotz einer Artenverschiebung mit abnehmendem Anteil der Starksäurezeiger bleibt die Artenzahl und die Besiedlungsdichte in etwa gleich. Mikrobiologische Aktivität und Biomasse können als durchschnittlich bis niedrig bezeichnet werden. Die Qualität der mikrobiellen Biomasse, bewertet nach ihrer Effizienz, ist als mittel einzustufen. Seit Untersuchungsbeginn ansteigende pH-Werte mildern eine Bioverfügbarkeit der vorliegenden Schwermetalle ab. Elementarer Kohlenstoff erschwert auf diesem Standort durch Überfärbung die Probenahme sowie die Analyse des organischen Kohlenstoffs.

BDF- Nr.: 1.14 BDF Everswinkel (EWI)

Standortcharakterisierung

Lage: Everswinkel, Kreis Warendorf, Münsterland (TK 25 Blatt 4013, Warendorf)
Höhe: 64 m über NN, schwach nach Norden geneigt (< 1°)
Klima: 9 - 9,5° C und 750 mm Niederschlag im langjährigen Mittel
Flächennutzung: Laubwald (Forst), Bestand etwa 110-120 Jahre alt
Vegetation: mit *Quercus robur* (Stieleiche), *Carpinus betulus* (Hainbuche) und *Fagus sylvatica* (Rotbuche)
Bodentyp/Bodenform: Pseudogleye aus Grundmoränenablagerungen (Saalezeit, Pleistozän) über Campan (Oberkreide)
Bodenart: lehmiger Sand im Ober- und toniger Lehm im Unterboden
Humusform: mullartiger Moder (A-Moder) mit Übergang zum typischen Moder (H-Moder), Mächtigkeit variiert zwischen 2,0 und 5,5 cm, im Mittel 3,9 cm, davon 2,2 cm L/Of und 1,7 cm Oh, Ah-Horizont stark belebt
Nährstoffversorgung: sehr basenarm, pH (KCl) bis 30 cm Tiefe 2,7 - 3,3
Hydromorphie: staunass, nFK: 158 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
Belastungssituation: Fläche fernab von Punktemittenten; jedoch erhöhte Belastung durch diffuse atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Tab. 1.14.1**)

Tab. 1.14.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Oktober 1999 (mg/ kg TS).

EWI pH 3,1 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	89	259	0,53	29
Mineralboden (0 – 10 cm)	28	74	0,06	8



Abb. 1.14.1 ein Bodenprofil der obersten 35 cm auf der Bodendauerbeobachtungsfläche in Everswinkel

Bodenzoologische Charakterisierung

Die erste bodenzoologische Untersuchung wurde an diesem Standort 1999 und die zweite 2004 durchgeführt. Die durchschnittliche Siedlungsdichte war mit 10,4 Tieren 1999 niedriger als 2004 mit 20 Regenwürmern pro Quadratmeter. Die Biomasse war mit 1999 0,65 g und 2004 1,98 g pro Quadratmeter ebenfalls niedrig (**Tab. 1.14.2**). 1999 wurde als einzige die epigäisch lebende Art *Dendrobaena octaedra* nachgewiesen, die an vier der 10 Probenahmestellen auftrat. 2004 waren es fünf Probenahmestellen, wobei einmal zusätzlich *Lumbricus rubellus* gefunden wurde.

Tab. 1.14.2 Zoologische Kennwerte der Fläche Everswinkel

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschafts-typ	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
1999	0,65	10,4	26.585	8	Achaeto-Cognettietum	2,8	5,0
2004	1,98	20	79.246	11		2,8	5,3

Die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer beträgt 1999 im Mittel 26.585 Tiere/ m² und hat bis 2004 vermutlich witterungsbedingt zugenommen. Die sieben verschiedenen Arten verteilen sich 1999 auf fünf Gattungen. 2004 kamen noch 3 neue Arten hinzu, darunter der Nässezeiger *Marionina filiformis*. Am häufigsten traten die Arten *Marionina clavata*, *Achaeta camerani* und *Cognettia sphagnetorum* auf. Vereinzelt trat bei beiden Untersuchungsterminen im L-Horizont die relativ große Art *Mesenchytraeus glandulosus* auf. **Abb. 1.14.2** zeigt die Verteilung der Kleinringelwürmer in unterschiedlichen Tiefen zu den beiden Untersuchungsterminen. Die Kleinringelwürmer verteilen sich gleichmäßig über alle untersuchten Tiefenstufen, wobei *Achaeta camerani* eindeutig an die Oh- und Ah-Horizonte gebunden ist. *C. sphagnetorum* und *M. clavata* bevorzugen hingegen höher gelegene Humushorizonte, ohne streng an diese gebunden zu sein. Mehr als die Hälfte der Kleinringelwürmer halten sich im mehr als 10 cm mächtigen Ah-Horizont auf. Die Witterung im Jahr 2004 war vorherrschend kühl gemäßigt und die Wasserversorgung ganzjährig ausreichend, im Vergleich zu der warm-trockenen Phase vor der Probenahme 1999. Bei der Zweituntersuchung hielten sich deshalb wohl auch die meisten Tiere in der obersten Tiefenstufe auf und die Besiedlung nahm mit zunehmender Tiefe kontinuierlich ab.

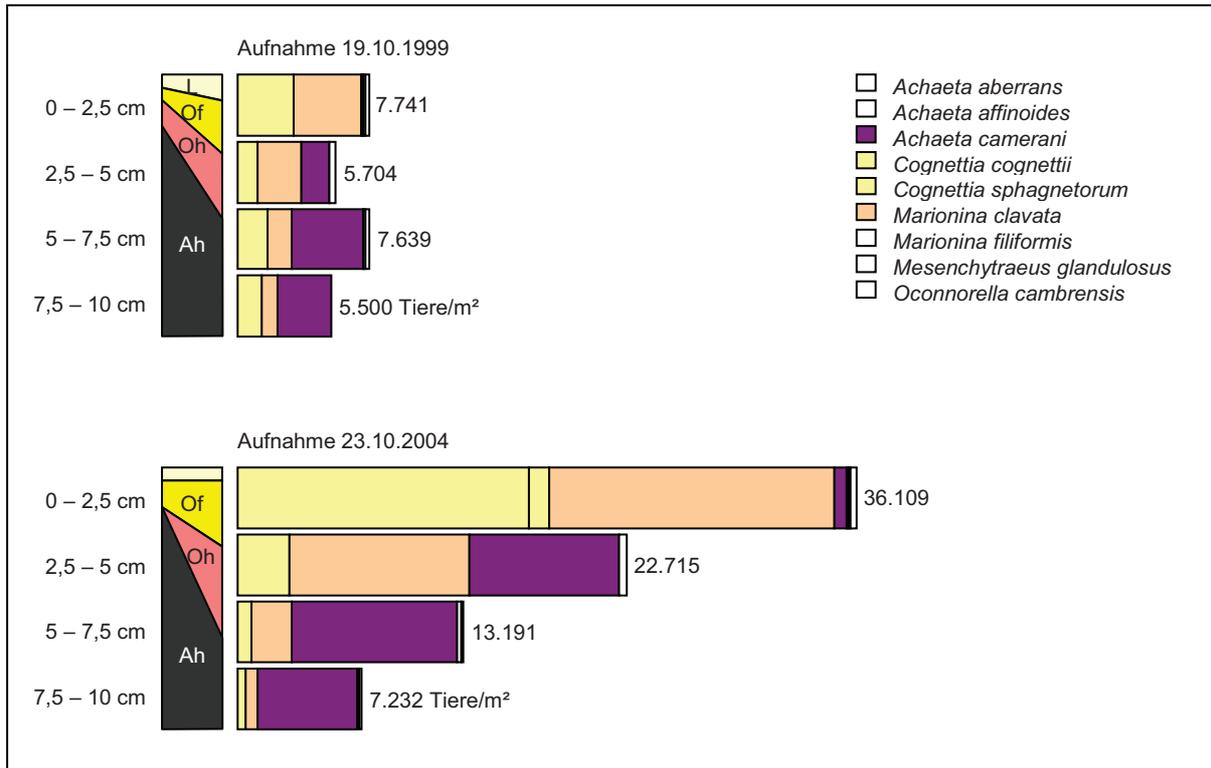


Abb. 1.14.2 Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Everswinkel

Abb. 1.14.3 zeigt die Verteilung der Auflagehorizonte der 10 Probenahmepunkte in Everswinkel. Der Oh-Horizont war 2004 im Durchschnitt etwas mächtiger als 1999, daraus lässt sich insgesamt eine tendenzielle Verschlechterung der Humusform ableiten. An Probenahmestelle 2 war er 2004 hingegen nicht ausgebildet, allerdings war an dieser Stelle eine vertikale Röhre erkennbar, die von der tiefgrabenden Art *Lumbricus terrestris* stammen könnte. Bei der Erstuntersuchung konnten mittels Formalin-austreibung keine anecischen Regenwürmer nachgewiesen werden. Dennoch ist es möglich, dass diese hier punktuell doch vorkommen, weil sie den kalkhaltigen Unterboden, der hier in durchschnittlich 30 cm Tiefe ansteht, erreichen könnten.

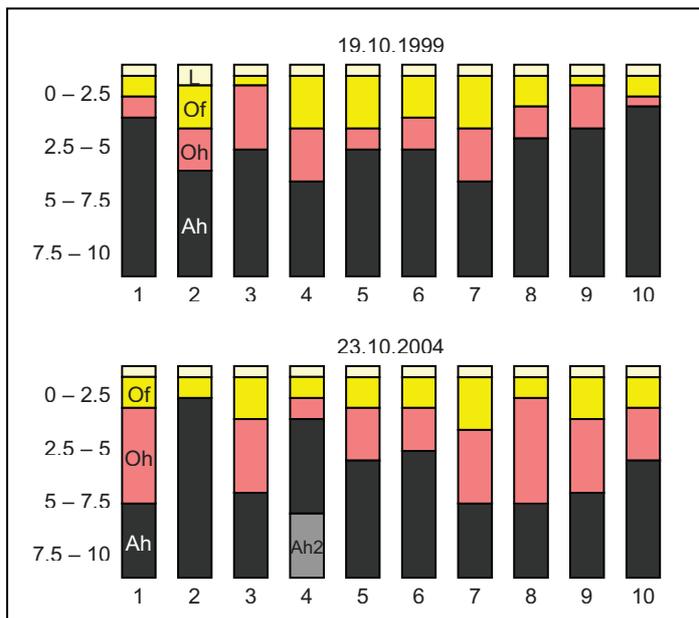


Abb. 1.14.3 Humusprofile der Bodenproben für die Aufnahme der kleinringelwurmabundanzen auf der Fläche Everswinkel

Das Feuchtezeigerspektrum enthält neben indifferenten Arten ausschließlich Frischezeiger mit der Feuchtezahl 5,0. Feuchte- und Nässezeiger, mit der Ausnahme von *Marionina filiformis* in 2004, fehlen, was auf das sandige Substrat mit stärkerer Austrocknungsgefährdung zurückzuführen ist. Das Spektrum der Reaktionswerte umfasst Starksäure- (R 1) bis Mäßigsäurezeiger (R 5) mit einer mittleren Reaktionszahl von 2,8. Ausschließlich epigäisch lebende Regenwurmarten und säuretolerante Kleinringelwürmer kennzeichnen den Zersetzergesellschaftstypen Achaeto-Cognettietum. Die Bodenbiozönose entspricht zu beiden Terminen den Erwartungswerten, die sich aus den pH-Werten im Oberboden ableiten lassen (s. **Abb. 1.14.4**).

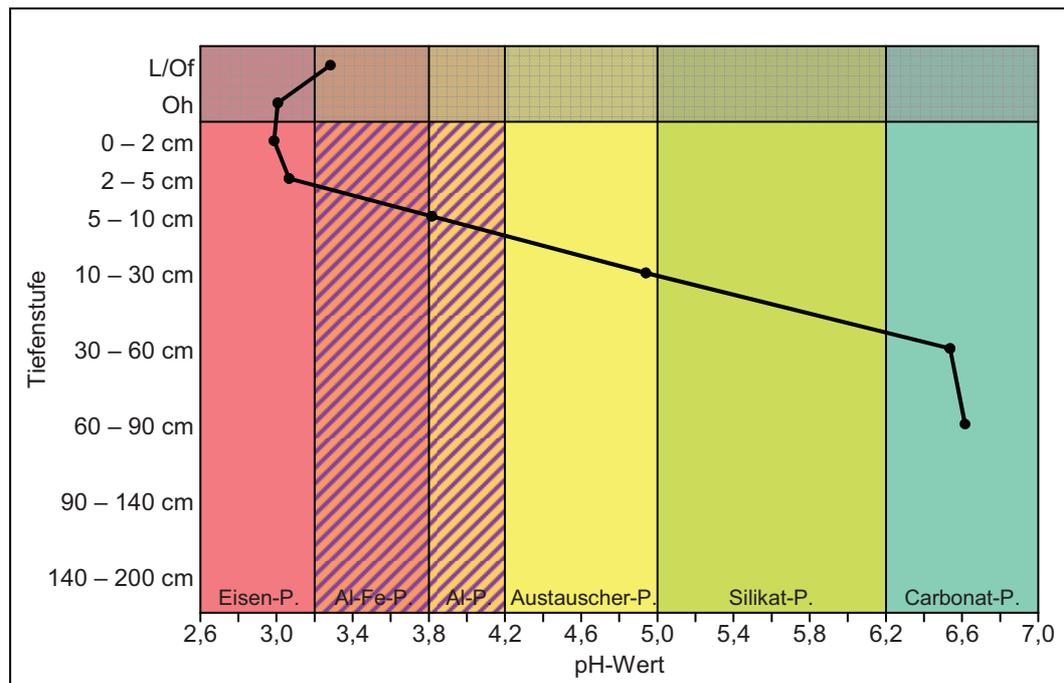


Abb. 1.14.4 Tiefengradient des pH-Werts (CaCl_2) auf der BDF Everswinkel. Der schraffierte Bereich (Al- und Al-Fe-Pufferbereich) bedeutet potentieller Stress durch Aluminium-Toxizität für mineralbodenbewohnende Anneliden

Die Fläche ordnet sich bodenzoologisch in eine Gruppe von Flächen ein, die in der Westfälischen Bucht und im Niederrheinischen Tiefland in einer landwirtschaftlich geprägten Umgebung liegen.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die Fläche in Everswinkel ist seit 1999 in das biologische Boden-Dauerbeobachtungsprogramm einbezogen. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die **SIR** liegt dabei zwischen 1,75 und 4,25 $\text{mg O}_2 \text{ 100g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ im Oh-Horizont und 0,55 und 1,08 $\text{mg O}_2 \text{ 100g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ im stauwasserbeeinflussten Sw-Ah-Horizont. Die durch leichtverfügbaren Kohlenstoff (Glucose) angeregte Atmung ist im Oh-Horizont als hoch und im Sw-Ah-Horizont als mittel zu klassifizieren. Auch im Sw-Ah sind deutliche Schwankungen zwischen den Jahren zu erkennen. Die **Basalatmung (BAT)** erreicht auf dieser Fläche mittlere Werte im Oh zwischen 0,94 und 2,23 $\text{mg O}_2 \text{ 100g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ und im Sw-Ah zwischen 0,19 und 0,66 $\text{mg O}_2 \text{ 100g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$. Eine Verschlechterung

des mikrobiologischen Energiehaushalts kann nicht festgestellt werden, denn die **respiratorischen Aktivierungsquotienten (Q_R)** weisen keinen Anstieg auf und liegen im Oh und Ah in einem mittleren Bereich. Auch das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** befindet sich durchschnittlich mit 4,4 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} im Oh und 3,6 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} im Ah in einem mikrobiologisch betrachtet noch relativ effizienten mittleren bis hohen Bereich (**Tab. 1.14.3**). Insgesamt handelt es sich um einen biologisch mäßig, in Anbetracht des austrocknungsgefährdeten sandigen Substrats aber relativ aktiven Standort, was die verhältnismäßig hohen C_{mic}/C_{org}-Verhältnisse, niedrigeren Q_R aber auch die Artenzahl der Anneliden und das eventuelle Vorkommen von *Lumbricus terrestris* bestätigen. Von einem schädigenden Einfluss durch **Schwermetalle** ist an diesem Standort nicht auszugehen. Überschreitungen von Vorsorgewerten oder Prüfwertvorschlägen für den Pfad Boden/Bodenorganismen können nicht festgestellt werden.

Tab. 1.14.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Everswinkel (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R (BAT 27°C/ SIR 22°C)		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Sw-Ah	Oh	Sw-Ah	Oh	Sw-Ah	Oh	Sw-Ah	Oh	Sw-Ah	Oh	Sw-Ah
1999	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
2000	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c	- ^c
2001	1,75	0,55	0,94	0,19	0,54	0,34	3,6 ^a	3,4 ^a	3,1	3,2	13,7 ^a	4,5 ^a
2002	2,50	1,08	1,20	0,47	0,48	0,44	3,6	4,3	3,1	3,1	19,5	7,1
2003	4,25	0,95	2,23	0,66	0,52	0,69	5,1	2,9	3,0	3,0	23,5	9,1
arith. Mittel	2,83	0,86	1,46	0,44	0,51	0,49	4,4	3,6	3,1	3,1	21,5	8,1
Standardabweichung	1,28	0,28	0,68	0,24	0,03	0,18	1,1	1,0	0,1	0,1	2,8	1,4

^a Der Wert wurde auf Grundlage der C_{org}-Bestimmung mittels Glühverlust generiert.

^c Auf Grund des C_{org}-Gehaltes (Oh < 15 % C_{org} bzw. Ah > 15 % C_{org}, wobei ein Fehlerbereich von 10 % um den Grenzwert von 15% ist zulässig) bei einem der beiden Horizontproben, wurde davon ausgegangen dass nicht horizontgemäß beprobt wurde. Alle daraus resultierenden Ergebnisse beider Horizontproben (Oh und Ah) wurden daher mit Ausfallkennungen versehen.

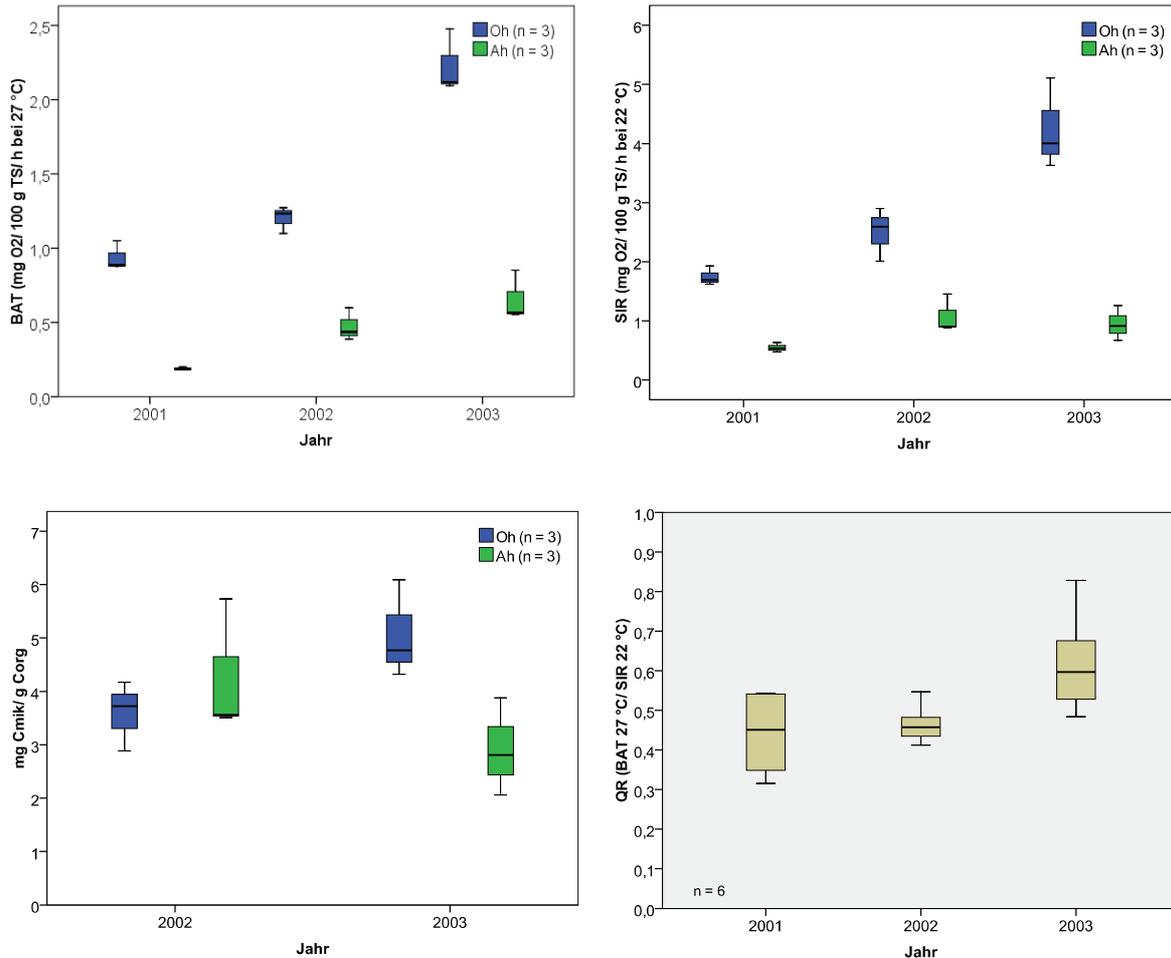


Abb. 1.14.5 – 8: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf EWI. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt

Zusammenfassung

Auf der Laubwaldfläche Everswinkel hat sich die Zersetzergesellschaft Achaeto-Cognettietum ausgeprägt, wobei die Artenzahl von acht auf elf Arten gestiegen ist. Insgesamt zeigt sich eine tendenzielle Verschlechterung der Humusform. Die Zunahme der bodenfaunistischen Aktivitäten in Everswinkel ist vermutlich witterungsbedingt. Die mikrobiologische Aktivität ist sowohl in der Humusauflage (Oh-Horizont) als auch im Mineralboden (Ah-Horizont) als mittel zu bewerten und die Biomasse in der Humusauflage sogar als hoch. Die Qualität der mikrobiellen Biomasse, bewertet nach ihrer Effizienz, ist als mittel zu bewerten. Die Bodenbiozönose entspricht insgesamt sowohl bodenmikrobiologisch, als auch faunistisch den Erwartungswerten für diesen Standort.

Standortcharakterisierung

Lage: Goch, Niederrheinisches Tiefland (TK 25 Blatt 4303 Uedem)
 Höhe: 16 m über NN, Ebene, nicht geneigt (< 1°)
 Klima: 9,6° C und 696,2 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station)
 Flächennutzung: Laub-Mischwald (Forst), s. **Abb. 1.15.1**
 Vegetation: mit *Alnus glutinosa* (Erle) und wenig *Betula pendula* (Birke) und *Fagus sylvatica* (Buche) sowie *Larix decidua* (Lärche), Krautschicht sehr dicht mit *Rubus fruticosus* (Brombeere) und *Pteridium aquilinum* (Adlerfarn)
 Bodentyp/Bodenform: Pseudogley-Gley aus fluviatiler Ablagerung (Holozän) über Hochflutablagerung (Weichsel-Spätglazial bis Holozän), Profil s. **Abb. 1.15.2**
 Bodenart: lehmig-sandiger Schluff bis schluffig-sandiger Lehm
 Humusform: rohhumusartiger Moder bis Rohhumus mit mäßig günstigen Zersetzungsbedingungen, Mächtigkeit: 3,5 - 10 cm, durchschnittlich 8 cm, davon entfallen 0,6 cm auf den L-Horizont, 2,8 cm auf den Of-Horizont und 4,6 cm auf den Oh-Horizont.
 Nährstoffversorgung: basenarm, pH (KCl) bis 13 cm Tiefe 3,0 – 3,3
 Hydromorphie: grundwasserbeeinflusst, nFK: 247 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
 Belastungssituation: Fläche fernab von Punktemittenten; jedoch erhöhte Belastung durch diffuse atmosphärische Einträge, z. B. Schwermetalle und Säuren (**Tab. 1.15.1**)

Tab. 1.15.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom Juni 2002 (mg/ kg TS)

GOC pH 2,9 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	67	131	0,43	29
gew. Mittel in den obersten 10 cm des Mineralbodens	75	95	0,45	27



Abb. 1.15.1 (rechts): Farnreicher Mischwald der BDF in Goch

Abb. 1.15.2 (links): Bodenprofil eines Pseudogley-Gleys aus fluviatiler Ablagerung (Holozän) über Hochflutablagerung (GD-Profil 12871) auf der BDF in Goch

Bodenzoologische Charakterisierung

Die bodenzoologische Erstuntersuchung der BDF Goch erfolgte 2003 und die erste Wiederholungsuntersuchung im Jahr 2008. Die mittlere Siedlungsdichte der Regenwürmer beträgt 2003 16 Tiere pro m² mit einem Gesamtgewicht von 0,5 g/m² und in 2008 56 Tiere pro m² mit einer Biomasse von 1,8 g/m² (**Tab. 1.15.2**). Es wurden jeweils drei Arten nachgewiesen. Bei der Erstbeprobung konnte neben 2 epigäisch lebenden Arten (*Dendrobaena octaedra* und *Dendrodrilus rubidus*) auch eine endogäische Art der Gattung *Octolasion* nachgewiesen werden. Diese war jedoch nur mit einem juvenilen Exemplar vertreten und konnte bei der Wiederholungsbeprobung nicht mehr gefunden werden. In 2008 waren nur epigäisch lebende Arten nachweisbar.

Tab. 1.15.2 Zoologische Kennwerte des ersten Untersuchungsjahr auf der Fläche Goch

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschaftstyp	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
2003	0,5	16	29.896	9	Achaeto-Cognettietum	2,6	5,0
2008	1,8	56	77.107	12		3,1	5,0

Die mittlere Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer betrug zunächst 29.896 Tiere pro m² und in 2008 77.107 Tiere pro m². Unter den 6 bis 9 nachgewiesenen Arten tritt die säuretolerante Art *Marionina clavata* mit einer Dominanz von über 80 % des Gesamtbesatzes auf. Neben *Achaeta affinoides* konnten vereinzelt bei der Zweituntersuchung einzelne Tiere von 2 weiteren Arten, die auf stark sauren Standorten allgemein nicht anzutreffen sind, gefunden werden. Dadurch erhöhte sich die gewichtete Reaktionszahl von 2,6 auf 3,1.

Das Vertikalverteilungsmuster der Kleinringelwurmzönose stellt sich, wie aus **Abb. 1.15.3** ersichtlich, zu beiden Terminen recht unterschiedlich dar. In Abhängigkeit von den zum Zeitpunkt der Probenahme wirksamen klimatischen Verhältnissen konnte insbesondere bis in 5 cm Tiefe starke Populationszunahmen registriert werden.

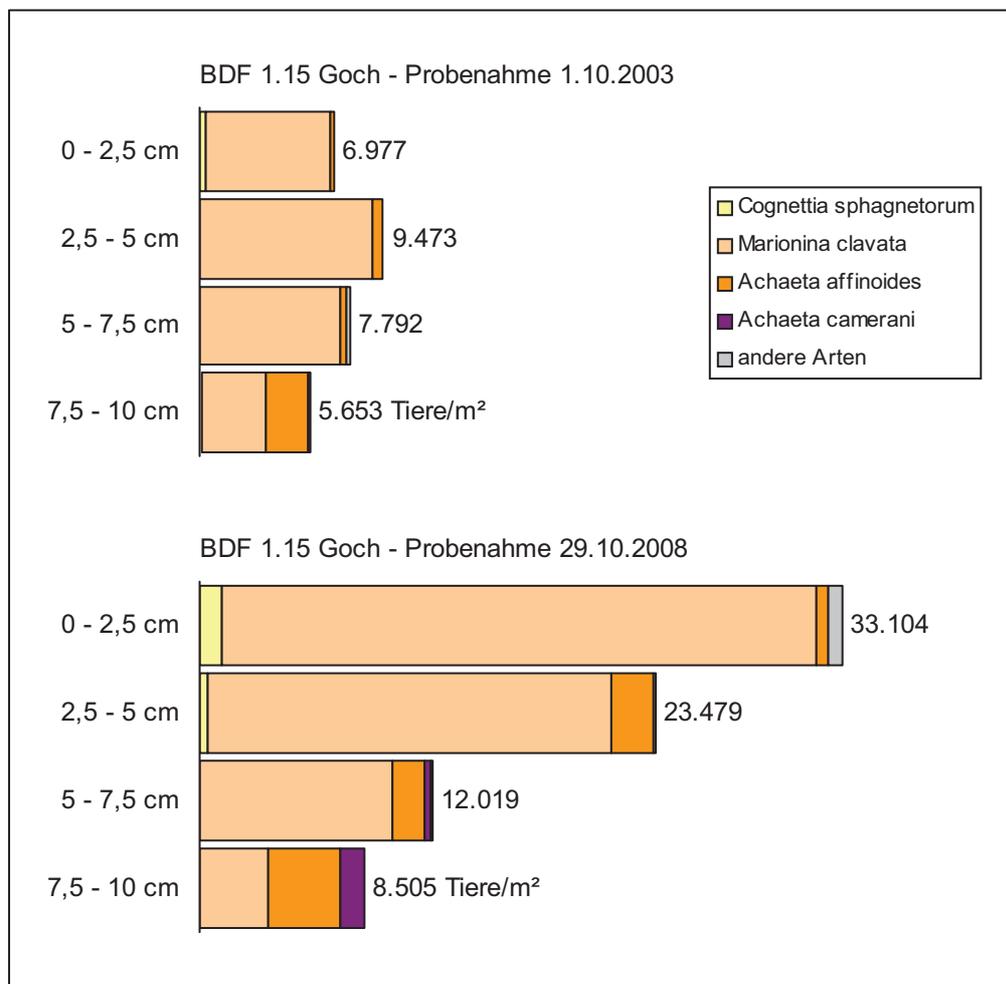


Abb. 1.15.3 Vertikalverteilungsmuster der Kleinringelwürmer auf der BDF Goch.

Sowohl die Aktivitätsparameter als auch die Diversität liegen im mittleren Wertebereich. Trotz der hydromorphen Merkmale weist die Artengemeinschaft keinen erhöhten Feuchtezeigerwert auf. Die gewichtete mittlere Reaktionszahl zeigt auf Grund der ausgeprägten Dominanz einer sehr säuretoleranten Art ein stark saures Bodenmilieu an. Das Vorkommen vereinzelter Mäßigsäurezeiger und eines endogäischen Regenwurms hat möglicherweise reliktschen Charakter und kann ein Hinweis auf weniger saure Verhältnisse in der Vergangenheit sein. Die Annelidenzönose kann als Zersetzergesellschaftstyp Achaeto-Cognettietum eingeordnet werden.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Mikrobiologisch wurde Goch erstmalig im Frühjahr 2004 untersucht. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die **substratinduzierte Respiration (SIR)** ist mit $3,06 \text{ mg O}_2 \text{ 100g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ im Oh-Horizont und $1,28 \text{ mg O}_2 \text{ 100g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ im Ah-Horizont als hoch für Waldböden zu bewerten. Die SIR ist hier höher als in allen anderen Böden im Wald mit schluffiger Bodenart und sogar leicht höher als auf der Rasenfläche in Duisburg Biegerhof ($1,07 \text{ mg O}_2 \text{ 100g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$). Die **Basalatmung (BAT)** ist mit $1,96 \text{ mg O}_2 \text{ 100g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ im Oh-Horizont und mit $0,75 \text{ mg O}_2 \text{ 100g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$ im Ah-Horizont ebenfalls als hoch für Wald-

böden einzustufen. Die BAT fällt deutlich höher aus als bei allen anderen schluffigen Böden. Die nächst niedrigeren Atmungsraten wurden in Duisburg Mattlerbusch mit 1,21 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im Oh und 0,52 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ im Ah gemessen. Der **respiratorische Aktivierungsquotient (Q_R)** entspricht mit einem mittleren Wert von 0,66 im Oh und 0,59 im Ah in etwa den Erwartungen an die entsprechenden Horizonte eines Waldbodens mit rohhumusartigem Moder als Humusform. Allerdings ist der Q_R von Goch mit Ausnahme von Essen Süd (Q_R von 0,49) niedriger als bei allen anderen A-Horizonten mit Schluff als Hauptbodenart. Dies spricht für einen vergleichsweise ausgeglichenen energetischen Zustand der mikrobiellen Biomasse. Möglicherweise spiegeln aber auch die SIR-Messungen bei Laborbedingungen mit guter Sauerstoffverfügbarkeit und gleich bleibender Feuchte auch bessere Bedingungen wider, als im Feld vorliegen, wo die aerob lebenden Mikroorganismen durch Überstauung mit Wasser dezimiert sein könnten. Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** beträgt im Oh-Horizont 2,4 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} und im Ah 2,9 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} und ist in beiden Horizonten als mittel zu bewerten (**Tab. 1.15.3**).

Tab. 1.15.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Goch (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probe- nahme	SIR (20°C) [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		BAT [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]		Q _R		C _{mic} /C _{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]		pH (CaCl ₂)		C _{org} [%]	
	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah	Oh	Ah
2004	2,54	1,17	1,74	0,71	0,69	0,61	2,3	2,6	3,0	2,9	31,9	12,4
2005	3,18	1,63	2,08	0,96	0,66	0,60	2,8	3,3	2,9	3,0	32,0	13,8
2006	3,68	1,13	2,19	0,64	0,61	0,56	2,6	2,8	2,8	2,9	39,2	11,4
2007	2,82	1,19	1,83	0,68	0,67	0,57	2,0	2,7	2,8	2,9	38,6	12,4
arith. Mit- tel	3,06	1,28	1,96	0,75	0,66	0,59	2,4	2,9	2,9	2,9	35,7	12,5
Standard- abweichung	0,49	0,24	0,21	0,14	0,03	0,02	0,4	0,3	0,1	0,1	4,3	1,0

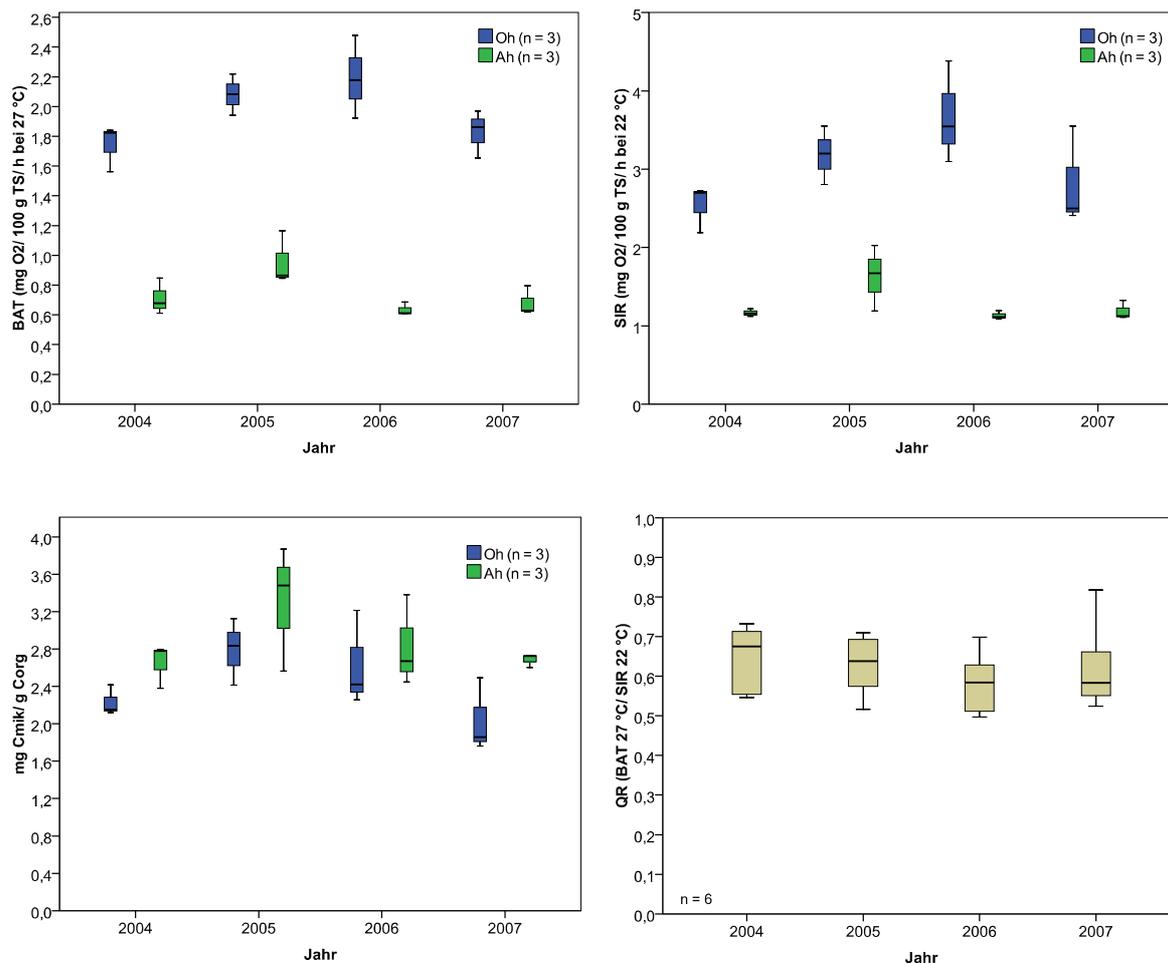


Abb. 1.15.4 – 7: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf GOC. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt.

Einige **Schwermetallgehalte** sind mäßig erhöht. Der Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von 250 mg Pb kg⁻¹ TS wird weit unterschritten, so dass vermutlich keine negative Einwirkung des Bleis auf die Bodenbiozönose vorliegt. Der Prüfwertvorschlag für den Pfad Boden/Bodenorganismen von 40 mg kg⁻¹ TS für Kupfer wird nur im Oh-Horizont mit 97 mg Cu kg⁻¹ TS überschritten. Die niedrigen pH-Werte (CaCl₂) von 3,0 im Oh- und 2,9 im Ah-Horizont können einen hohen bioverfügbaren Anteil an Kupfer bewirken. Eine Auswirkung auf Bodenorganismen ist aber auf Grund der hohen Humusgehalte im Oh von 31,4 % C_{org} nicht zu erwarten. Auch im Ah-Horizont wurden mit 12,4 % recht hohe C_{org}-Gehalte gemessen, die einer hohen Humufizierungsrate an einem grundwasserbeeinflussten Gley-Standort entsprechen.

Ahliche Vergleichsflächen mit Gley als Bodentyp gibt es im Boden-Dauerbeobachtungsprogramm nicht.

Zusammenfassung

Die erstmals untersuchte grundwasserbeeinflusste BDF in Goch weist bodenfaunistisch eine mittlere Aktivität und eine durchschnittliche Artenzahl der Anneliden auf. Die gewichtete mittlere Reaktionszahl zeigt saure Verhältnisse an. Die mikrobiologische Aktivität dagegen ist als hoch zu bewerten, und die Biomasse sowie deren Effizienz liegen im mittleren Bereich. Insgesamt zeigen die mikrobiologischen Parameter einen für den hydromorphen Einfluss und die entsprechende Humusform (rohhumusartiger Moder) verhältnismäßig aktiven Standort an. Das Ergebnis aus den bodenzoologischen Untersuchungen entspricht eher den Erwartungen unter Grundwassereinfluss bei gleichzeitig sehr niedrigen pH-Werten.

Standortcharakterisierung

Lage: Lütkenberg, Ostwestfalen (TK 25 Blatt 3920 Extertal)
 Höhe: 239 m über NN, Hangrücken, mittel geneigt (6 - 10°)
 Klima: 9,3° C und 845,9 mm Niederschlag im langjährigen Mittel (Station Bad Salz-
 uflen)
 Flächennutzung: extensiv genutztes Grünland, wird ein- bis zweimal pro Jahr gemäht,
 s. **Abb. 3.2.1**
 Vegetation: Poaceen, Gramineen und Asteraceen (Gräser und Korbblütler wie Löwen-
 zahn)
 Bodentyp/Bodenform: Pseudogley-Parabraunerden und Parabraunerden aus Solifluktsdecke
 (Pleistozän) – Hauptlage über Mittellage über Basislage, Profil s. **Abb. 3.2.2**
 Bodenart: toniger Schluff
 Humusform: L-Mull
 Nährstoffversorgung: basenreich, pH (KCl) bis 15 cm Tiefe 4,6 – 4,8
 Hydromorphie: schwach staunass, nFK: 146 l/m³ (bezogen auf eine Tiefe von 100 cm)
 Belastungssituation: Referenzfläche fernab von Punktemittenten; keine relevante Belastung be-
 kannt (**Tab. 3.2.1**)

Tab. 3.2.1 Schwermetallgesamtgehalte der Erstuntersuchung vom November 2000 (mg/ kg TS).

LÜK pH 5,3 (CaCl ₂)	Zn	Pb	Cd	Cu
Oh-Horizont	-	-	-	-
Mineralboden (0 – 10 cm)	55	22	0,35	10



Abb. 3.2.1 (rechts): BDF in Lütkenberg

Abb. 3.2.2 (links): Bodenprofil einer Braunerde aus Hauptlage über Basislage über Steinmergelkeuper (GD-Profil 11250; Bodeneinheit B32) auf der BDF in Lütkenberg

Bodenzoologische Charakterisierung

Im Jahr 2000 wurde die BDF Lütkenberg zum ersten Mal bodenzoologisch untersucht. 2005 folgte eine Wiederholungsuntersuchung. Die durchschnittliche Siedlungsdichte und die Biomasse der Regenwürmer waren im Wiederholungsjahr um mehr als das Doppelte erhöht. Gleichzeitig hat sich die Abundanz der Kleinringelwürmer verringert, so dass sich in der Bilanz die Aktivität der Anneliden kaum verändert hat. Nachdem im Jahr 2000 noch die anecische Art *Lumbricus terrestris* dominierte ergibt sich nach der Folgeuntersuchung eine Dominanzverschiebung innerhalb der Lumbriciden zu Gunsten der endogäisch lebenden Art *Aporrectodea caliginosa*. Eine epigäisch lebende Art, *Lumbricus castaneus*, konnte nur 2005 gefunden werden.

Die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer betrug im Jahr 2000 62.542 Tiere pro m² und im Jahr 2005 35.905 Tiere pro m² (**Tab. 3.2.2**). Deren insgesamt 26 Arten verteilen sich auf sieben Gattungen. Die meisten Arten gehören zur Gattung *Fridericia*. Jedoch dominiert die Art *Buchholzia appendiculata*.

Tab. 3.2.2 Zoologische Kennwerte der Fläche Lütkenberg

Probenahme	Regenwürmer		Kleinringelwürmer	Artenzahl der Anneliden	Zersetzer-gesellschaftstyp	gew. mittlere Reaktionszahl	gew. mittlere Feuchtezahl
	Biomasse [g/m ²]	Abundanz [Ind./m ²]	Abundanz [Ind./m ²]				
2000	50	185	62.542	25	Fridericio-Lumbricetum	6,9	5,3
2005	124	582	35.905	32		7,0	5,4

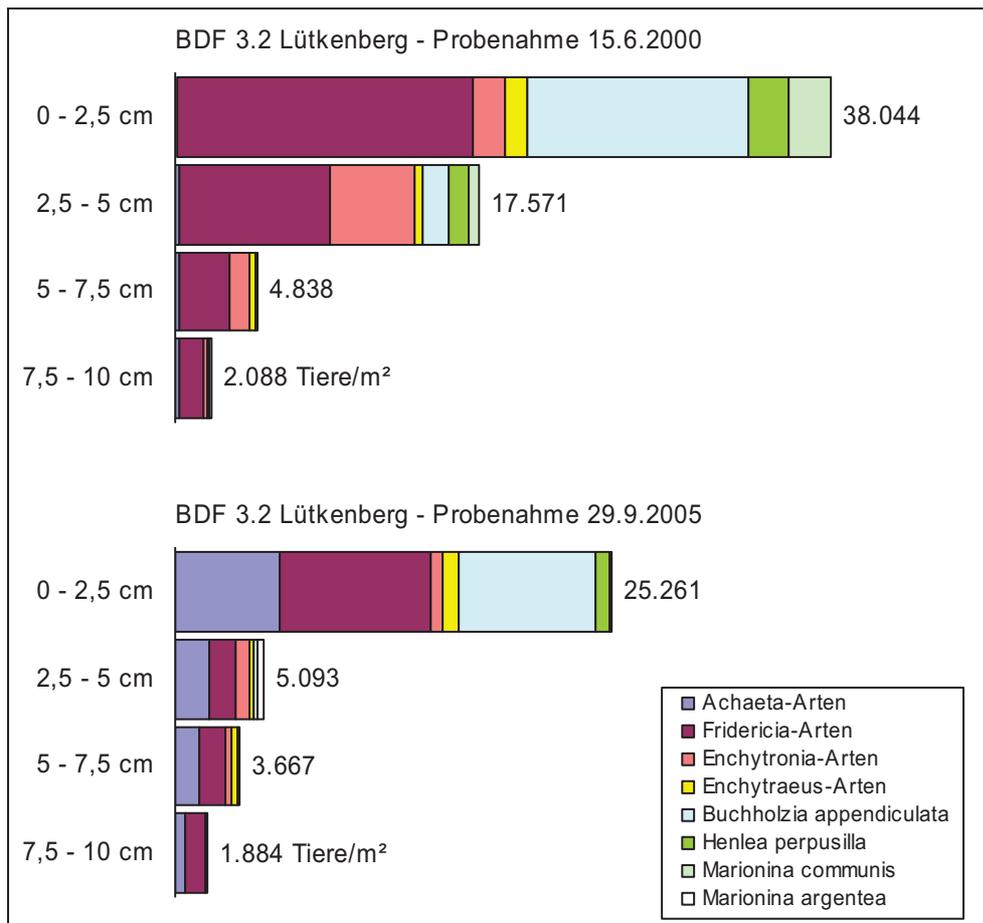


Abb. 3.2.3 Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf der BDF Lütkenberg

Mehr als die Hälfte der Ringelwürmer hielt sich in den obersten 2,5 cm des Profils auf. Die Besiedlung nahm mit zunehmender Tiefe erst stark und dann kontinuierlich weiter ab (s. **Abb. 3.2.3**).

Insgesamt zeigt die Bodenbiozönose die charakteristischen Merkmale von Grünlandböden. Unter den Regenwürmern dominieren anecische und endogäische Arten. Auch bei den Kleinringelwürmern dominieren mineralbodenbewohnende schwachsäure- bis basenzeigende Arten. Während bei der Erstbeobachtung die Siedlungsdichte und Biomasse der Regenwürmer noch im unteren Bereich der für Grünland zu erwartenden Werte (GRAEFE 1997 [3]) lagen, und gleichzeitig die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer im Vergleich zu den Regenwürmern eher im oberen Bereich der für Grünland zu erwartenden Werte lag (vgl. GRAEFE 1997 [3]), hat sich diese Verschiebung bei der Wiederholungsuntersuchung ausgeglichen.

Der Zersetzergesellschaftstyp ergibt sich aus der Artenzusammensetzung: *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea* und dabei sind die meisten hier vorkommenden *Fridericia*-Arten Ordnungscharakterarten der Lumbricetalia. Das Vorkommen der anecischen Regenwurmart *Lumbricus terrestris* kennzeichnet die Zersetzergesellschaft auf der Ebene des Verbands Lumbricion. Das dominante Vorkommen von Kleinringelwürmern aus der Gattung *Fridericia* kennzeichnet den Zersetzergesellschaftstyp auf Assoziationsebene als Fridericio-Lumbricetum.

Bodenmikrobiologische Charakterisierung

Die Grünlandfläche in Lütkenberg ist seit 1998 Bestandteil der biologischen Boden-Dauerbeobachtung. Die Beprobung erfolgt hier im jährlichen Turnus. Für die folgenden Bewertungen gilt zu berücksichtigen, dass kein allgemein gültiges Bewertungsschema existiert. Zur Einschätzung und Bewertung wurde hier auf die im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms NRW ermittelten bodenmikrobiologischen Daten zurückgegriffen.

Die **SIR** variiert in diesem Zeitraum zwischen 1,25 und 1,84 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹, was für Grünland nach bisheriger Erfahrung in Nordrhein-Westfalen als mittel bis hoch zu bewerten ist. Der Mittelwert aller für diese Fläche vorliegenden Daten ist mit 1,58 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹ höher als auf der Rasenfläche in Duisburg Biegerhof mit 1,07 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Die **BAT** zeigt nur geringe Veränderungen zwischen 0,33 und 0,51 mg O₂ 100g⁻¹ TS h⁻¹. Insgesamt befindet sich die Klassifikation der Basalatumung in Lütkenberg auf der Grenze zwischen mittel und hoch. Um die Atmungsraten leichter bewerten zu können, wurde der **respiratorische Aktivierungsquotient (Q_R)** berechnet, der für Grünland auf positiv zu bewertenden niedrigem bis mittlerem Niveau zwischen 0,21 und 0,30 variiert. Der Mittelwert aller Untersuchungstermine liegt in Lütkenberg mit 0,23 unter dem der belasteten Rasenfläche in Duisburg Biegerhof mit 0,33. Das **C_{mic}/C_{org}-Verhältnis** erstreckt sich über Werte zwischen 17,5 und 28,3 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org} und ist als mittel bis hoch für Grünlandböden zu bewerten. Der Mittelwert aller Untersuchungen (mit C_{org} nach Elementaranalyse) liegt mit 25,7 deutlich über dem in Duisburg Biegerhof mit 11,7 mg C_{mic} g⁻¹ C_{org}. Allgemein ist der Anteil der mikrobiellen Biomasse an der organischen Substanz in Grünlandböden tendenziell höher als in Waldböden, da hier regelmäßig leicht verfügbare organische Substanz anfällt, die den Bodenmikroorganismen als Energiequelle zur Verfügung steht. Die **Dehydrogenaseaktivität (DHA)** variiert zwischen mittleren 955 und hohen 1649 µg TPF 100g⁻¹ TS. Die stetige Zunahme seit 2002, zeigt möglicherweise eine positive Entwicklung an, die aber durch eine fehlende parallele Entwicklung der restlichen Parameter nicht untermauert werden kann. Der Mittelwert aller Messungen ist in Lütkenberg mit 1420 µg TPF 100g⁻¹ TS um mehr als doppelt so hoch im Vergleich zu Duisburg Biegerhof mit 553 µg TPF 100g⁻¹ TS. Das kann auf die niedrigeren pH-Werte in Duisburg-Biegerhof (4,4) im Vergleich zu Lütkenberg (5,4) zurückzuführen sein. Die **Argininammonifikation (ARG)** ist mit Werten zwischen 3,3 und 4,8 µg NH₄-N g⁻¹ TS h⁻¹ etwa doppelt so hoch wie auf der Rasenfläche im Park von Duisburg Biegerhof. Der mikrobielle Stoffumsatz bezüglich des Stickstoffhaushaltes kann dementsprechend auf der Fläche Lütkenberg als effektiver gewertet werden (**Tab. 3.2.3**).

Die Schwermetallgehalte der BDF in Lütkenberg unterschreiten die Prüfwertvorschläge für den Pfad Boden/Bodenorganismen nach WILKE et al. [8] und die Vorsorgewerte nach BBodSchV.

Tab. 3.2.3 Mikrobiologische Kennwerte und bodenkundliche Begleitparameter der Fläche Lütkenberg (jeweils Mittelwerte aus 3 Feldwiederholungen)

Probenahme	SIR 22°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	BAT 27°C [mg O ₂ 100g ⁻¹ TS h ⁻¹]	Q_R (BAT 27°C/ SIR 22°C)	C_{mic}/C_{org} [mg C _{mic} /g C _{org}]	DHA [µg TPF 100 g ⁻¹ TS]	ARG [µg NH ₄ - N g ⁻¹ TS h ⁻¹]	pH (CaCl ₂)	C_{org} [%]
1998	1,84	0,51	0,28	28,3	-	-	5,6	1,8
1999	2,38 ^b	0,51	0,22	37,0 ^b	1394	-	5,1	1,8
2000	1,25	0,38	0,30	22,0	979	-	5,7	1,6
2001	1,50	0,34	0,22	17,7 ^a	955	4,4	5,5	2,4 ^a
2002	1,46	0,33	0,22	17,5 ^a	1522	4,1	5,5	2,3 ^a
2003	1,63	0,34	0,21	26,9	1570	3,3	5,2	1,7
2004	1,64	0,41	0,25	25,5	1647	4,4	5,3	1,8
2005	1,68	0,35	0,20	25,9	1649	4,3	5,1	1,8
2006	1,60	0,30	0,19	25,8	1641	4,8	5,0	1,7
arith. Mittel	1,58	0,38	0,23	25,7	1420	4,2	5,3	1,8
Standard- abweichung	0,17	0,08	0,04	2,1	292	0,5	0,3	0,1

^a Der Wert wurde auf Grundlage der C_{org}-Bestimmung mittels Glühverlust generiert.

^b Der Wert ist gemäß Ausreißertest nach Grubbs zu eliminieren. Er wurde für die Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt.

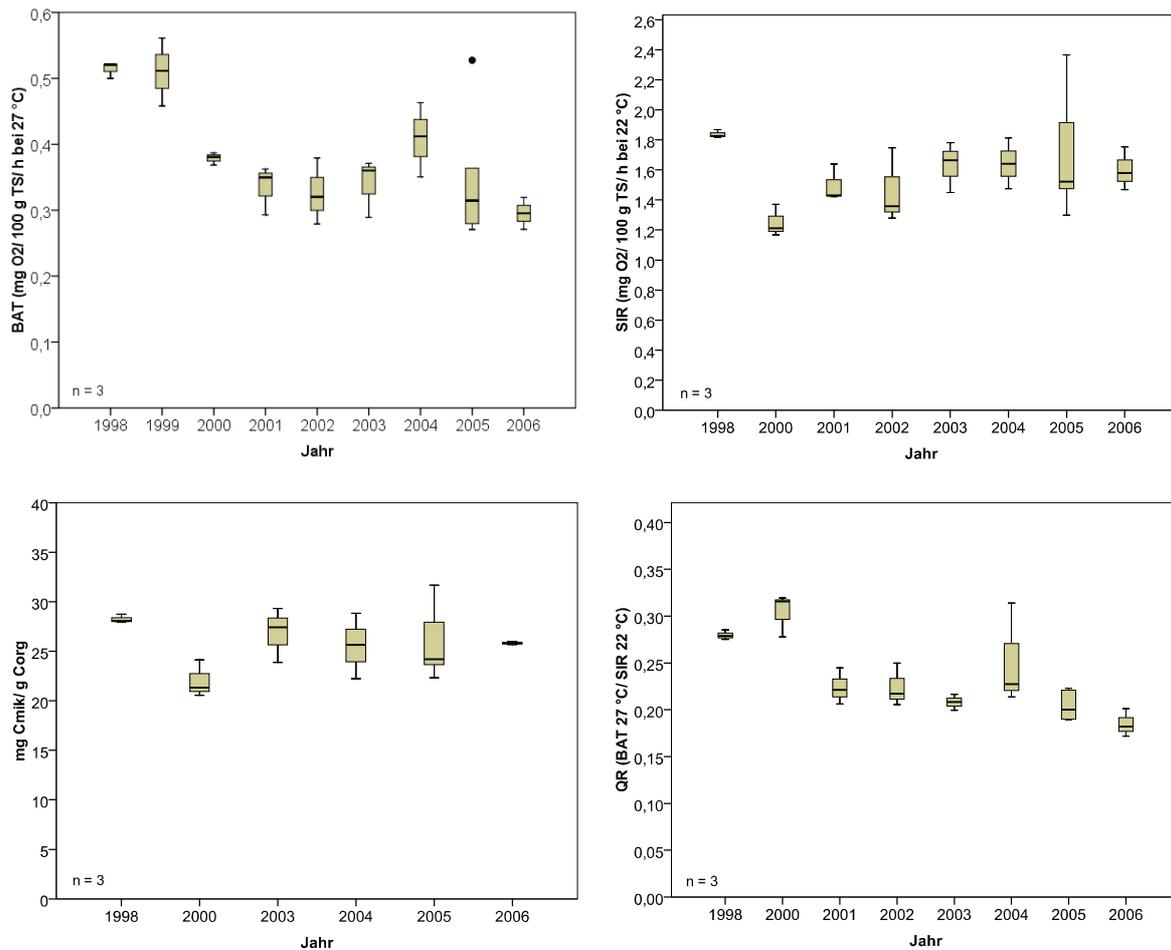


Abb. 3.2.4 – 7: Entwicklung der mikrobiologischen Parameter auf LÜK. Die Streuungen zwischen den Feldparallelen sind durch Boxplots (Minimum, Maximum, Median, 25. Perzentil und 75. Perzentil) dargestellt. Einzelne Kreise markieren Ausreißer.

Zusammenfassung

Die extensiv bewirtschaftete und emittentenferne Grünlandfläche in Lütkenberg weist die für Grünlandböden typische Zersetzergesellschaft Fridericio-Lumbricetum auf. Kennzeichnend für diese relativ belastungsfreie Referenzfläche ist die im Vergleich zu Duisburg Biegerhof sehr hohe und insgesamt höchste Diversität der Anneliden aller BDF mit einer Artenzahl bis zu 32. Auch die Aktivitätsparameter vor allem bei den Regenwürmern sind erwartungsgemäß sehr hoch. Die mikrobielle Aktivität ist unter Auswertung der Parameter Basalatmung, Dehydrogenaseaktivität und Argininammonifikation für Grünlandflächen als hoch zu bewerten. Die als mittel einzustufende mikrobielle Biomasse machte einen hohen Anteil an der organischen Substanz aus (hohes C_{mic}/C_{org} -Verhältnis). Dies, bei gleichzeitig niedrigen Q_R -Werten, lässt auf eine hohe Effizienz und damit hohe Qualität der mikrobiellen Biomasse schließen. Insgesamt handelt es sich bei der Fläche in Lütkenberg um einen Standort, an dem die biologische Aktivität sowohl aus mikrobiologischer als auch faunistischer Sicht als sehr hoch zu bewerten ist.

Literatur:

- [1] BEYLICH, A. (2001): Untersuchungen an Enchytraeiden (Oligochaeta) zum Einfluss von Bodenfeuchte und pH-Wert auf die Toxizität von Schwermetallen im Freiland und in Laborversuchen. Dissertation, Freie Universität Berlin.
- [2] ELLENBERG, H.; WEBER, H.E; DÜLL, R. et al. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 18.
- [3] GRAEFE, U. (1997): Auswirkungen unterschiedlicher Bodennutzungen auf das Bodenleben. Bodenschutz heute – Materialien zum Bodenschutz der Arbeitsgruppe „Böden in Schleswig-Holstein der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 2: 40-53.
- [4] GRAEFE, U. & E. BELOTTI (1999): Strukturmerkmale der Bodenbiozönose als Grundlage für ein natürliches System der Humusformen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 88: 109-112.
- [5] GRAEFE, U. & R. M. SCHMELZ (1999): Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. Newsletter on Enchytraeidae 6, S. 59-67.
- [6] GRAEFE, U.; ELSNER, D.-C. und I. STEMPELMANN (2002): Schwellenwerte der Bodenversauerung für die Bodenbiozönose; Mitteilungen der Deutschen Bodenkundliche Gesellschaft 98: S. 39-40.
- [7] SOMMER, M.; EHRMANN, O.; FRIEDEL J. K.; MARTIN, K.; VOLLMER, T. und G. TURIAN (2002): Böden als Lebensraum für Organismen – Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 63, Universität Hohenheim, Stuttgart.
- [8] WILKE, B.-M.; PIEPER, S. und J. RÖMBKE (2001): Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Bodenorganismen. Bodenschutz 3: 93-100.

Anhang:

A 1: Übersicht der Zersetzergesellschaften mit Standortbeispielen (nach Graefe, Institut für angewandte Bodenbiologie)

Ordnung	Verband	Assoziation
1. Lumbricetalia mäßig saure bis kalkreiche Standorte <i>Mull-Humusformen</i>	1.1 Lumbricion gut durchlüftete, ungestörte Böden	1.11 Stercuto-Lumbricetum Wälder mit Mull-Humusformen
		1.12 Fridericio-Lumbricetum Grünländer und Äcker auf Lehmböden
	1.2 Enchytraeion gestörte und eutrophierte Böden	1.21 Fridericio-Enchytraeetum Äcker auf Sandböden
		1.22 Buchholzio-Enchytraeetum eutrophierte, verdichtete Böden im urbanen Raum
		1.23 Eisenietum Kompostplätze
	1.3 Eiseniellion durchnässte und luftarme Böden	1.31 Octolasietum tyraei basenreiche Niedermoore, Schwarzerlen-Bruchwälder
		1.32 Eisenielletum Fließgewässerufer
2. Cognettietalia saure Standorte mit Auflagehumus <i>Moder- bis Rohhumusformen oder Torf</i>	2.1 Achaeto-Cognettion durchlüftete, basenarme Böden	2.11 Achaeto-Cognettietum Wälder und Heiden mit Moder-Humusformen
		2.2 Cognettion sphagnetorum nasse basenarme Böden
3. Henleetalia mäßig saure bis kalkreiche Standorte mit Auflagehumus	3.1 Mesenchytraeo-Henleion kältebedingte Zusammensetzung	3.11 Mesenchytraeo-Henleetum Permafrost-Böden in der Tundra
	3.2 Fridericio-Henleion regenwurmarme Böden mit geringer Bioturbation	3.21 Fridericio-Henleetum Sukzessionsstadium der Marsch-Entwicklung
4. Salzbeeinflusste Zersetzergesellschaften (noch nicht untergliedert)		

A 2: Lebensformen der Anneliden

Typ: Ökologische Typisierungen der Regenwurmarten (nach BOUCHÉ **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**)

Epigäisch:	Bewohner des Auflagehumus
Endogäisch:	Mineralbodenbewohner
Anözisch/anecisch:	Tiefgräber

C/N: Vorkommen der Regenwurmarten in Beziehung zum C/N-Verhältnis (nach BOUCHÉ **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**)

Eubiotisch:	hauptsächlich in Böden mit C/N-Verhältnis < 13
Mesobiotisch:	hauptsächlich in Böden mit C/N-Verhältnis > 13

S-Typ: Strategietypen der Kleinringelwurmarten (nach GRAEFE & SCHMELZ [5])

r-Strategie	r-selektierter <i>Opportunist</i> mit rascher Entwicklung und hoher Fortpflanzungsrate (geschlechtlich und ungeschlechtlich)
K-Strategie	K-selektierte <i>persistente Art</i> und einer der Umweltkapazität angenäherten Fortpflanzungsrate
s-Strategie	an Säurestress angepasste <i>stresstolerante Art</i>
f-Strategie	Art mit ungeschlechtlicher Vermehrung durch <i>Fragmentation</i>
j-Strategie	Art mit <i>jahreszeitlich</i> festgelegtem Entwicklungszyklus

H-Typ: Vorkommen der Kleinringelwurmarten im Kontinuum der Humushorizonte und Humusformen (nach GRAEFE und BELOTTI [4])

1	im L-Horizont, Streubewohner
2	im Of-Horizont (Vermoderungshorizont)
3	im Oh-Horizont (Humusstoff-Horizont)
4	im Ah-Horizont, Mineralbodenbewohner
a	im A-Mull, L-Mull und F-Mull (MU)
b	im A-Moder (Mullartiger Moder: MOM)
c	im H-Moder (Typischer Moder: MO)
d	im F-Moder (Rohhumusartiger Moder oder Rohhumus: Ro)

A 3: Ökologisches Verhalten

(nach GRAEFE und SCHMELZ [5], in Anlehnung an ELLENBERG et al.[2])

F	Feuchtezahl – Vorkommen im Gefälle der Bodenfeuchtigkeit
5	<i>Frischezeiger</i> , Schwergewicht in mittelfeuchten Böden, in nassen Böden fehlend
7	<i>Feuchtezeiger</i> , Schwergewicht in gut durchfeuchteten, aber nicht nassen Böden
9	<i>Nässezeiger</i> , Schwergewicht in oft durchnässten (luftarmen) Böden
11	<i>aquatische Arten</i>
R	Reaktionszahl – Vorkommen im Gefälle der Bodenreaktion und des Kalkgehaltes
1	<i>Starksäurezeiger</i> , niemals in schwach sauren bis alkalischen Böden vorkommend
3	<i>Säurezeiger</i> , Schwergewicht in sauren Böden, ausnahmsweise bis in den neutralen Bereich
5	<i>Mäßigsäurezeiger</i> , in stark sauren wie in neutralen bis alkalischen Böden selten
7	<i>Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger</i> , niemals in stark sauren Böden
9	<i>Basen- und Kalkzeiger</i> , stets in kalkreichen Böden