

**Auswirkungen des Fungizids Carbendazim
auf Enchytraeidae (Annelida, Oligochaeta)
in terrestrischen Modellökosystemen und im Freiland**

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften

vorgelegt beim Fachbereich Biologie und Informatik
der Johann Wolfgang Goethe-Universität
in Frankfurt am Main

von
Thomas Moser
aus Frankfurt am Main

Frankfurt am Main 2004

vom Fachbereich Biologie und Informatik
der Johann Wolfgang Goethe-Universität als Dissertation angenommen.

Dekan : Prof. Dr. Heinz D. Osiewacz

Gutachter : Prof. Dr. Bruno Streit
Prof. Dr. Hans-Toni Ratte

Datum der Disputation: 22. Oktober 2004

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Material und Methode	8
2.1	Terrestrische Modellökosysteme (TME)	8
2.2	TME-Extraktor	9
2.3	Extraktion der TMEs	9
2.4	Installation der TMEs und Versuchsbedingungen im Labor bzw. im Gewächshaus	12
2.4.1	TME-Klimacontainer	12
2.4.2	Randomisierung und Einsetzen der TMEs in die Klimacontainer	13
2.4.2.1	Randomisierung der TMEs	13
2.4.2.2	Einsetzen und Auswahl der TMEs	14
2.4.3	Versuchsbedingungen	15
2.4.3.1	Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Beleuchtung	15
2.4.3.2	Bewässerung der TMEs	15
2.5	Auswahl, Eigenschaften und Applikation der Modellchemikalie	18
2.6	Versuchsdesign	20
2.7	Freiland-Validierungsstudie	22
2.8	Charakterisierung der Standorte	23
2.8.1	Amsterdam, Niederlande	24
2.8.2	Bangor, Großbritannien	25
2.8.3	Coimbra, Portugal	26
2.8.4	Flörsheim, Deutschland	26
2.9	Entnahme und Bearbeitung der Bodenproben aus den TMEs und der Freiland-Validierungsstudie zur Untersuchung der Enchytraeenzönose	27
2.10	Datenerhebung und Auswertung	29
2.11	Statistik	30
2.11.1	NOEC	30
2.11.2	EC ₅₀	34
3	Ergebnisse	36
3.1	Kontrollen	36
3.1.1	Gesamtabundanz der Enchytraeidae	36
3.1.2	Artenanzahl der Enchytraeidae	39
3.1.3	Shannon-Wiener Diversitätsindex der Enchytraeide	42
3.1.4	Dominanzspektrum der Gattungen der Enchytraeide	44
3.1.5	Abundanz ausgewählter Gattungen der Enchytraeidae: <i>Fridericia</i>	48
3.1.6	Abundanz ausgewählter Gattungen der Enchytraeidae: <i>Enchytraeus</i>	50
3.1.7	Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz der Enchytraeidae	53
3.1.8	Vertikalverteilung der Enchytraeidae in 0 – 2.5 und 2.5 – 5 cm Bodentiefe	55
3.2	Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim	57
3.2.1	Gesamtabundanz	57
3.2.2	Artenanzahl	62
3.2.3	Shannon-Wiener Diversitätsindex der Enchytraeidae	67
3.2.4	Dominanzspektrum der Gattungen der Enchytraeide	71
3.2.5	Abundanz ausgewählter Gattungen der Enchytraeidae: <i>Fridericia</i>	77
3.2.6	Abundanz ausgewählter Gattungen der Enchytraeidae: <i>Enchytraeus</i>	81
3.2.7	Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz der Enchytraeidae	86
3.2.8	Vertikalverteilung der Enchytraeidae in 0 – 2.5 und 2.5 – 5 cm Bodentiefe	91
3.2.9	Enchytraeidae-Artengemeinschaft	95
3.3	NOEC- und EC50-Werte für die Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim auf die untersuchten Parameter	114
4	Diskussion	119
4.1	Methode	120
4.2	Kontrollen	125
4.2.1	Gesamtabundanz	125

1 Einleitung

Die Erhaltung und der Schutz terrestrischer Ökosysteme, insbesondere der Fertilität der Böden und der Diversität der Bodenfauna, ist von essentieller Bedeutung für die Qualität menschlichen Lebens. Daher ist eine unbeabsichtigte Freisetzung von Chemikalien in die Umwelt unbedingt zu vermeiden, da diese schwerwiegende und möglicherweise irreparable Schädigungen in Böden verursachen können. Um diesbezüglich das Risiko einer Chemikalie bewerten und spezifizieren zu können, wurden wissenschaftlich basierte Schemata für das *Environmental Risk Assessment* (ERA, Risikobeurteilung) entwickelt. Gegenwärtig werden für die Risikobeurteilung eines Stoffes experimentelle Daten verwendet, die vor allem mittels im Labor durchgeführter, standardisierter Einzelspezies-Tests erhoben wurden (VAN LEEUWEN & HERMENS 1995). Allerdings wird schon seit langem diskutiert, dass Ergebnisse aus solchen Untersuchungen nicht ausreichend sind, um mögliche schädliche Wirkungen von Umweltstressoren auf die Struktur und Funktion von Ökosystemen vorherzusagen (CAIRNS JR. 1984). Nach ODUM (1971) zeichnen sich Ökosysteme sowohl durch bestimmte Strukturen (z.B. eine definierte Artenzusammensetzung, die Menge und Verteilung abiotischer Materialien) als auch durch funktionelle Eigenschaften wie Energieflussraten und Stoffkreisläufe aus. Strukturelle und funktionelle Aspekte eines Ökosystems müssen folglich bei der Bestimmung eventueller schädlicher Einflüsse von Substanzen auf den Naturhaushalt berücksichtigt werden. In der Vergangenheit wurde dieser Aspekt in Freilandstudien untersucht. Für solche Studien ist jedoch der zeitliche und finanzielle Aufwand erheblich und die Ergebnisse, insbesondere bei terrestrischen Ökosystemen, sind auf Grund der jeweils spezifischen klimatischen und bodenkundlichen Bedingungen schwierig zu bewerten und nur bedingt repräsentativ. Außerdem besteht das Risiko einer unerwünschten Kontamination von Freilandflächen.

Ein geeignetes Instrument, um die bestehende Lücke zwischen Labor- und Freilandstudien zu schließen und den Einfluss eines Stressors auf ökosystemarer Ebene zu untersuchen, stellen Mikrokosmen dar. Diese wurden von GIESY JR. & ODUM (1980) definiert als 'replizierbare, künstlich begrenzte Untereinheiten von natürlich vorkommenden Umwelten mit mehreren verschiedenen trophischen Stufen'. Mikrokosmen können von einfacher oder komplexer Struktur, groß oder klein, synthetisch oder natürlich sein. Sie sind begrenzt in Größe, Zeit und Masse biotischer und abiotischer Komponenten. Die Größe und Komplexität eines Mikrokosmos hängt von der zu beantwortenden Frage oder der zu testenden Hypothese ab.

Da der Begriff Mikrokosmos eine sehr weite, unspezifische Anwendung in der Literatur gefunden hat, wurde für das terrestrische Medium der Terminus „*Terrestrial Model Ecosystem*“ (TME) vorgeschlagen (GILLET & WITT 1980, MORGAN & KNACKER 1994). Terrestrische Modellökosysteme sind definiert als ‘kontrollierte, reproduzierbare Systeme, mit Hilfe derer Prozesse und Interaktionen der Bestandteile eines Ausschnittes der terrestrischen Umwelt simuliert werden’ (GILLET & WITT 1980, SHEPPARD 1997). Sie bieten die Möglichkeit, die Nachteile von Freilandstudien zu vermeiden, aber gleichzeitig ökosystemare Parameter zu untersuchen. Auch TMEs besitzen Begrenzungen, können aber für die umgebende Atmosphäre offen sein. TMEs unterliegen der Kontrolle des Experimentators in Bezug auf Faktoren wie Temperatur, Licht, Feuchtigkeit, Luft- und Wasserversorgung. Die Biozönose eines TMEs kann entweder der im Boden natürlicherweise vorkommenden Zönose entsprechen oder aber eine vom Experimentator gezielt eingesetzte sein. Unter Freilandbedingungen untersuchte terrestrische Mikrokosmen (z.B. SEASTEDT & CROSSLEY, JR. 1983, KELLY *et al.* 1984, DONNELLY *et al.* 1990, GREVILLE & MORGAN 1991), die den natürlichen Schwankungen der Umweltbedingungen ausgesetzt sind, können demnach nicht als TMEs bezeichnet werden. Auch das Ausmaß solcher Systeme entspricht eher Lysimetern wie sie zur Untersuchung der Mobilität von Chemikalien eingesetzt werden (FÜHR & HANCE 1992, FÜHR *et al.* 1996).

Terrestrische Modellökosysteme können eingesetzt werden, um das Verhalten von Chemikalien in der Umwelt und ihre Wirkungen auf strukturelle und funktionelle Aspekte des Ökosystems zu untersuchen. Des weiteren ermöglichen sie die Entwicklung konzeptioneller Modelle zum Transport, Verbleib und Effekt eines Stoffes (GILLET & WITT 1979). TMEs können diagnostisch eingesetzt werden, z.B. um Altlasten zu identifizieren und den Erfolg von Remediationsprozessen zu überprüfen (CHECKAI *et al.* 1993). Weiterhin können sie für die Risikobeurteilung von einzelnen Chemikalien, Chemikalienmischungen und Bioprodukten angewendet werden, d.h. sie können als Testmethode im Rahmen der Risikobeurteilung von z.B. Pflanzenschutzmitteln, Bioziden und genetisch veränderten Mikroorganismen benutzt werden (siehe z.B. GIESY JR. & ODUM 1980, FREDRICKSON *et al.* 1991, EDWARDS *et al.* 1996a, EC 2002b). Im Rahmen der Risikobeurteilung werden TMEs am besten auf einer höheren Stufe der Testung, wenn Ergebnisse aus ökotoxikologischen Einzelspezies-Tests eine Risiko für die Umwelt nahelegen, eingesetzt (WEYERS *et al.* 2004).

Zur Überprüfung der Relevanz und Aussagekraft von TMEs wurde von der Europäischen Union ein TME-Projekt (ENV4-CT97-0470) initiiert. Ziel dieses Projektes, in dessen Kontext wie unten aufgeführt Teile dieser Arbeit erstellt wurden, war die Weiterentwicklung der TME-Methodik sowie die Ring-Testung und die Freiland-Validierung dieser terrestrischen Modellökosysteme. Die dabei verwendeten TMEs wurden erstmals von VAN VORIS *et al.* (1985) beschrieben und von KNACKER *et al.* (1989), FREDRICKSON *et al.* (1991) und CHECKAI *et al.* (1993) in Experimenten eingesetzt. Es handelt sich um ein gegenüber der Atmosphäre offenes System aus einer intakten Bodensäule mit ungestörter Schichtung und kompletter Biota. Diese TMEs wurden mit der Modellchemikalie Carbendazim besprüht und 16 Wochen unter kontrollierten Bedingungen exponiert.

Zum Zwecke der Ring-Testung wurden die TME-Tests an vier unterschiedlichen europäischen Standorten mit unterschiedlichen Böden und entsprechend unterschiedlicher, indigener Bodenfauna und -flora durchgeführt. Um die Extraktion, die Installation und die Exposition der TMEs an allen Instituten gleichermaßen durchzuführen, wurden von allen Projektpartnern die gleichen Methoden und Materialien verwendet. Bei allen teilnehmenden Instituten wurden bezüglich Boden- und Lufttemperatur, Beleuchtung und Bodenfeuchte vergleichbare Expositionsbedingungen eingehalten. Um die ökologische Relevanz der im Labor installierten TMEs zu überprüfen, wurde an jedem Standort zeitgleich mit dem entsprechenden TME-Test eine Freiland-Validierungsstudie realisiert.

Da die TME-Methode bei ihrem zukünftigem Einsatz als Testsystem mit in Europa vorkommenden Böden angewendet werden soll, war ein weiteres Ziel dieses Projektes, den Einfluss von für Europa repräsentativen, unterschiedlichen Bodentypen auf die Durchführung und die Ergebnisse von TME-Tests einzuschätzen. Deswegen wurde bei der Auswahl der Freilandstandorte darauf geachtet, dass entsprechend dem 'Euro-soil Konzept' nach KUHNT & MUNTAU (1994) jeweils ein anderer 'Euro-soil Typ' pro Teilnehmer ausgewählt wurde.

Das TME-Projekt begann im November 1997 und dauerte insgesamt 36 Monate. Teilnehmende Projektpartner waren die Vrije Universiteit Amsterdam (Institute of Ecological Science, Niederlande), die University of Wales in Bangor (School of Agriculture and Forestry Sciences, U.K.), die Universidade de Coimbra (Instituto Ambiente e Vida, Portugal) und als koordinierendes Institut die ECT Oekotoxikologie GmbH (Flörsheim/M.). Das Projekt war in drei zeitliche Abschnitte aufgeteilt.

Im ersten Jahr des Projektes wurden die Freilandstandorte für die Entnahme der TMEs und für die Durchführung der Freiland-Validierungsstudie bei den jeweiligen Institutionen bestimmt. Gemeinsam mit dem *European Chemicals Bureau* (ECB) in Ispra (*European Commission – Joint Research Centre, Institute for Human Health and Consumer Protection, Italy*) und dem Umweltbundesamt (Berlin), wurde Carbendazim (als Wirkstoff des Fungizids Derosal[®]) als Modellchemikalie für das TME-Projekt ausgewählt. Des Weiteren wurde im ersten Jahr die notwendige Ausrüstung nach Entwürfen und Plänen des koordinierenden Institutes (ECT) gefertigt und in den entsprechenden Laboratorien bzw. im Gewächshaus der teilnehmenden Institute installiert. Um Erfahrung mit dem Material und den Methoden sowie den zu bestimmenden Messpunkten zu sammeln, wurde während des ersten Jahres der TME-Vortest durchgeführt. Im zweiten Jahr wurden basierend auf den Erfahrungen des ersten Jahres, das Versuchsdesign für den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie festgelegt. TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie wurden an jedem Institut zeitgleich durchgeführt. Im dritten Jahr lag der Schwerpunkt der Arbeiten auf der statistischen Auswertung der erhobenen Daten.

Tab. 1.1: Ausgewählte Parameter die im Rahmen des TME-Projektes untersucht wurden und das für diesen Parameter verantwortliche Institut.

Parameter	Institut
Rückstandsanalytik Boden	Bangor
Rückstandsanalytik Sickerwasser	Bangor
Nährstoffe im Sickerwasser	Amsterdam
Nährstoffe im Boden	Amsterdam
Enzymaktivität	Coimbra
Mikrobielle Aktivität	Coimbra
Bakterien Wachstum	Bangor
Fraßaktivität der Bodenbiozönose	Flörsheim, Amsterdam, Bangor, Coimbra
Streuabbau	Coimbra, Flörsheim
Enchytraeiden	Flörsheim
Nematoden	Amsterdam, Bangor, Flörsheim
Microarthropoden	Amsterdam
Lumbriciden	Flörsheim

Die im Rahmen des TME-Projektes zu untersuchenden Parameter bildeten eine Matrix, die es erlaubte, sowohl die Mobilität der Modellchemikalie als auch deren Auswirkungen im Boden zu untersuchen (Tab. 1.1). Darüber hinaus schlossen die Effektpunkte strukturelle sowie funktionelle Aspekte der Bodenbiozönose (Edaphon) ein. Die Applikationsraten des Carbendazims, die Zeitpunkte der Probenahmen und die Anzahl der TME-Replikate pro Applikationsrate waren derart festgelegt, dass sowohl Kurzzeiteffekte (nach ungefähr einer Woche) als auch Langzeiteffekte beziehungsweise die Erholung von Effekten (am Ende der 16-wöchigen Expositionsperiode) erfasst werden konnten. Des Weiteren wurde das Design für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie so gewählt, dass für bestimmte Effektpunkte sowohl NOEC- (*No Observed Effect Concentration*) als auch EC_x -Werte (*Effect Concentration* mit einem Effekt von x Prozent) für jedes teilnehmende Institut separat berechnet werden konnten. Um die Variabilität der Ergebnisse zu minimieren, wurde jeder Parameter nur von einem Labor mit den Proben aller anderen Institute untersucht. Dies bedeutete, dass die Proben für einen bestimmten Endpunkt von jedem Projektteilnehmer entnommen und an das für diesen Endpunkt verantwortliche Institut gesendet wurden.

In vorliegender Arbeit, die partiell als Bestandteil des TME-Projektes angefertigt wurde, wird die Wirkung von Carbendazim im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie speziell auf die Familie der Enchytraeidae (Topfwürmer) untersucht. Bei diesen Organismen handelt es sich um weltweit verbreitete kleine, relativ unauffällige, terrestrische und aquatische Würmer des Stammes Annelida, Klasse Oligochaeta. Über 600 Arten sind bislang weltweit beschrieben (DIDDEN *et al.* 1997). Da ihre Taxonomie teilweise revisionsbedürftig ist und sie insbesondere in tropischen Gebieten nur unzureichend erforscht sind und laufend neue Arten beschrieben werden (RÖMBKE pers. Mittl.), dürfte die tatsächliche Anzahl wesentlich höher liegen. Die meisten Arten sind zwischen 2 und 20 mm lang (einige können bis 50 mm groß werden) und besitzen einen Körperdurchmesser von 0.05 bis 1.5 mm (DIDDEN *et al.* 1997). Damit gehören sie zur Bodenmesofauna. Wie alle Oligochaeten sind auch die Enchytraeen hermaphroditisch. Die meisten Arten vermehren sich sexuell, jedoch können sich einige Arten auch parthenogenetisch oder asexuell (z.B. durch Fragmentierung) vermehren. Terrestrische Enchytraeen kommen nahezu in allen Bodentypen und fast allen Ökosystemen vor. Dabei können sie Abundanzen von wenigen Tausend bis 150.000 Individuen/m² erreichen (DIDDEN *et al.* 1997). Die durchschnittliche Anzahl liegt zwischen 20.000 und 60.000 Individuen/m² (RÖMBKE *et al.* 1997). Insbesondere an Standorten, an denen wenige Regenwürmer vorkommen, stellen die Enchytraeen einen wichtigen Bestandteil

der Bodenbiozönose dar. Nach DIDDEN (1993) sind 80% der in der Streuauflage und dem Mineralboden lebenden Enchytraeen Mikrobenfresser, der Rest ist als saprophag einzustufen. Im Ökosystem Boden spielt die Familie der Enchytraeidae eine wichtige Rolle bei der Dekomposition abgestorbenen organischen Materials und beim Nährstoffkreislauf im Boden. Außerdem tragen die Enchytraeidae durch ihre Aktivität zu einer erhöhten Stabilität der Bodenstruktur und einer verbesserten Permeabilität des Bodens bei. Enchytraeen reagieren auf anthropogene Belastungsfaktoren sehr empfindlich (DIDDEN & RÖMBKE 2001). Sie werden durch viele Pflanzenschutzmittel direkt (Insektizide und Fungizide) und indirekt (Herbizide) geschädigt. Auch durch andere Stressfaktoren wie z.B. Umweltchemikalien oder Bodenbearbeitungsmaßnahmen können negative Auswirkungen hervorgerufen werden. Auf Grund der beschriebenen Eigenschaften sind maßgebliche Kriterien erfüllt (siehe z.B. EDWARDS *et al.* 1996B), um Enchytraeen als geeignete Indikatororganismen für Umweltbelastungen einzustufen.

Daten aus Multispezies-Testsystemen wie die TMEs, können auf verschiedenen Ebenen evaluiert werden. Zum einen können stark vereinfachende und zusammenfassende Parameter wie z.B. die Gesamtabundanz mittels univariater statistischer Verfahren, zum anderen eher strukturelle Parameter wie z.B. die Artengemeinschaft mittels multivariater Verfahren ausgewertet werden. Nach Ansicht einiger Autoren (LANDIS *et al.* 1997, MATTHEWS *et al.* 1996) sind Mikro- bzw. Mesokosmos-Studien zu komplex und können statistisch nicht wie Einzelpezies-Test behandelt werden. Die Auswertung sollte stattdessen auf Ebene der Zönose mit Hilfe multivariater Statistik erfolgen. Im *Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology* (EC 2002a) wird für Meso- und Mikrokosmos-Studien die Bestimmung eines NOEC_{community} (NOEC für die Artengemeinschaft) unter Einsatz multivariater Statistik vorgeschlagen.

Eines der weitergehenden, speziellen Ziele dieser Arbeit, über die Ring-Testung und Freiland-Validierung im Rahmen des TME-Projektes hinaus, ist es herauszuarbeiten, welcher der für die Enchytraeen ausgewerteten Endpunkte (siehe Kap. 2.11) am sensitivsten auf die Chemikalienexposition reagiert und bei der zukünftigen Auswertung von Effekten auf die Enchytraenzönose in TMEs eingesetzt werden sollte.

Bislang werden im Rahmen der Risikobeurteilung von neuen/existierenden Chemikalien, Bioziden und Pflanzenschutzmitteln für die Angabe der Toxizität meist NOEC-Werte eingesetzt (EPPO 2001, EC 2002a, EC 2002b), obwohl es seit ca. 20 Jahren eine kontroverse Diskussion

über die Tauglichkeit von NOEC- Werten gibt (PACK 1993, BBA 1996, CHAPMAN *et al.* 1996, NOPPERT *et al.* 1994, OECD 1998, OECD 2003).

Da aus TME-Studien letztlich entweder ein NOEC- oder ein EC₅₀-Wert für die Risikobeurteilung von neuen bzw. existierenden Chemikalien, Bioziden und Pflanzenschutzmitteln verwendet wird, sollen als weitere besondere Aufgabenstellung die in dieser Arbeit ermittelten NOEC- und EC₅₀-Werte miteinander verglichen werden, um hinsichtlich dieser beiden ökotoxikologischen Kenngrößen zu einer Empfehlung für die weitere Verwendung von Ergebnissen aus TME-Studien zu kommen.

Im Rahmen dieser beiden Fragestellungen sollen die folgenden Punkte beantwortet werden:

- i. Ist die verwendete Methodik unabhängig von den jeweiligen Bodeneigenschaften an allen Standorten gleichermaßen einsetzbar und können an allen Standorten mit den angewandten Methoden und dem verwendeten Equipment intakte Bodensäulen im Freiland entnommen und über eine dreimonatige Versuchsdauer als TMEs im Labor oder im Gewächshaus installiert werden?
- ii. Können durch die TMEs bedingte systematische Fehler bei der Erfassung von Chemikalienwirkungen auf die Enchytraeenzönosen unterschiedlicher Standorte ausgeschlossen werden?
- iii. Welcher der untersuchten Parameter zeigt gegenüber der Carbendazimexposition die deutlichsten Wirkungen und lässt sich diesbezüglich eine Empfehlung für die zukünftige Auswertung von TME-Studien geben?
- iv. Sind die mittels TME generierten Ergebnisse replizierbar und reproduzierbar, kann mittels der Freiland-Validierungsstudie die ökologische Relevanz der TME-Resultate belegt werden und sind damit wichtige Bedingungen für eine Verwendung von TMEs als Testsystem in der Ökotoxikologie erfüllt?
- v. Welche ökotoxikologische Kenngröße, NOEC- oder EC₅₀-Wert, ist für die Auswertung von TME-Studien (und anderen Mikro- bzw. Mesokosmos-Experimenten) besser geeignet und sollte für die Risikobeurteilung von Chemikalien verwendet werden?
- vi. Inwieweit können TMEs als sinnvolles Instrument in der Ökotoxikologie betrachtet werden?

2 Material und Methode

2.1 Terrestrische Modellökosysteme (TME)

Bei den im Rahmen dieser Arbeit verwendeten terrestrischen Modellökosystemen handelte es sich um gegenüber der Atmosphäre *offene* und *ungestörte* Systeme (nach MORGAN & KNACKER 1994). Diese TMEs bestanden aus einer ummantelten, intakten Bodensäule ($\text{Ø} = 17.5 \text{ cm}$, Länge = 40 cm) mit ungestörter Bodenschichtung, indigener Bodenbiozönose und natürlichem Pflanzenbewuchs (Abb. 2.1). Die Bodenbiozönose bestand, mit Ausnahme der mobilen Bodenoberflächenbewohner (z.B. adulte Laufkäfer), die bei der Extraktion der TMEs ge-

flüchtet waren, aus Angehörigen aller normalerweise im Boden vorkommenden Organismengruppen (Edaphon). Damit wurde gewährleistet, dass alle trophischen Ebenen des Ökosystems Boden vertreten waren und somit ein komplettes Nahrungsnetz mit realistischen intra- und interspezifischen Interaktionen (z.B. Räuber-Beute Beziehungen) etabliert werden konnte. Die Ummantelung der TMEs bestand aus HDPE-Kunststoffrohren (High Density Polyethylene, Materialstärke: 5.6 mm; Außendurchmesser: 180 mm; Höhe: 400 mm) sowie einer HDPE – Bodenplatte (Innendurchmesser: 180 mm). Jede Bodenplatte war mit einem zentralen Loch sowie darin mündenden, radial angeordneten Drainagerillen versehen.

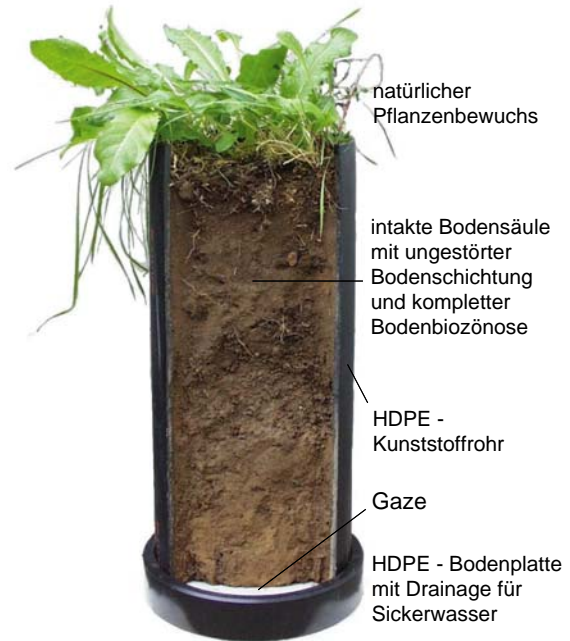


Abb. 2.1: Querschnitt durch ein terrestrisches Modellökosystem (TME).

2.2 TME-Extraktor

Die Entnahme der intakten TMEs erfolgte mittels eines speziell dafür entwickelten Extraktors (Abb. 2.2). Der Extraktor setzt sich aus folgenden Teilen zusammen: einem Metallrohr (Material: Präzisionsstahlrohr ST37; Materialstärke: 3 mm; Länge: 500 mm; Innendurchmesser: 182 mm), einer gehärteten Schneide, die an das untere Ende des Metallrohres angeschweißt ist (Material: Baustahl ST 5011; Länge: 40 mm; Innendurchmesser an der Schneide und an der Kontaktstelle zum Metallrohr: 170 mm) und einem in das Metallrohr einsetzbaren Deckel (Material: Edelstahl 1.4301; Höhe: 110 mm; Innendurchmesser: 165 mm; Außendurchmesser: 197 mm). Am oberen Ende des Metallrohres waren zwei Haken zum Befestigen eines Stahlseiles (Stärke: 10 mm) angeschweißt.

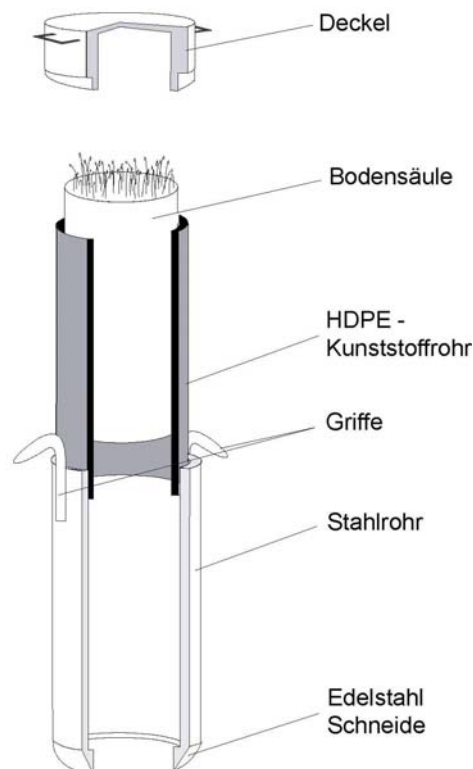


Abb. 2.2: Extraktor zur Entnahme intakter Bodensäulen (TMEs, verändert nach (KNACKER *et al.* 2004).

2.3 Extraktion der TMEs

Für die Extraktion der TMEs wurde am Rand der für die Freiland-Validierungsstudie vorgesehen Fläche ein Streifen von 1 – 2 m freigehalten. Die Extraktion der TMEs erfolgte an

allen Standorten, sowohl für den TME-Vortest als auch für den TME-Ringtest, im Frühjahr. Um eine Anhäufung anfallender Proben zu verhindern, wurde die Entnahme an den verschiedenen Standorten zeitlich gestaffelt. Für den TME-Vortest (1998) wurde die Extraktion in Amsterdam am 15. Mai, in Bangor am 4. Juni, in Coimbra am 25. Mai und in Flörsheim am 13. Mai vorgenommen.

Basierend auf den Erfahrungen des TME-Vortests wurden die TMEs im TME-Ringtest (1999) jahreszeitlich etwas früher extrahiert, am 7. April (Amsterdam), 27. April (Bangor), 10. Mai (Coimbra) und 22. März (Flörsheim). Auf allen Grünlandflächen (Amsterdam, Bangor und Flörsheim) wurde vor der Extraktion der TMEs die dort befindliche Pflanzendecke auf etwa 2 cm Höhe geschnitten. Auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (Coimbra) wurden etwa einen Monat vor der Extraktion die Ackerwildkräuter gemäht. Anschließend wurde der Boden zweimal gepflügt, zuerst mit einem Pflanzenschredder und dann mit einem normalen Pflug bis zu einer Tiefe von 20 cm. Diese obere 20 cm tiefe Bodenschicht wurde unmittelbar vor der Extraktion entfernt um dann nach Installation der TMEs im Labor, homogenisiert und ohne pflanzliches Material (Wurzeln, Samen, Unkraut) wieder aufgefüllt zu werden.

Vor jeder Extraktion eines einzelnen Bodenkerns wurden die oben genannten HDPE-Kunststoffrohre in das Innere des Extraktors eingesetzt (Abb. 2.2). Dabei diente der innere Sockel an der Berührungsstelle von Schneide und Metallrohr als Auflage für das HDPE-Kunststoffrohr. Nach oben reichten die HDPE-Kunststoffrohre bis auf 2 cm an das obere Ende des Extraktors und schlossen mit dem Deckel ab. Der Deckel war seinerseits 2 cm in den Extraktor eingesenkt, wodurch ein Verschieben des eingesetzten HDPE-Kunststoffrohres verhindert wurde. Nach Einsetzen des Kunststoffrohres wurde der Deckel auf den Extraktor aufgesetzt und dann wurde dieser senkrecht auf die Bodenoberfläche gestellt (Abb. 2.3 a). Der Deckel fungierte als Auflagefläche für einen 8 bis 10 t schweren Bagger, mit dessen Hilfe der Extraktor möglichst gerade und gleichmäßig, ohne den Boden lokal zu verdichten, senkrecht in den Boden gedrückt wurde (Abb. 2.3 b). Nach dem Eindringen des Extraktors in den Boden wurde der Deckel entfernt, um die Höhe der Bodenoberfläche innerhalb des Extraktors mit der umgebenden zu vergleichen (Abb. 2.3 c). Damit wurde sichergestellt, dass der Boden im Extraktor nicht komprimiert war. Wenn die Höhe der Bodenoberfläche im Extraktor unter jener der umgebenden war, wurde dies als Anzeichen für eine Verdichtung gewertet und die entsprechende Bodensäule verworfen. Dann wurde der Extraktor zusammen mit der von dem HDPE-Kunststoffrohr ummantelten Bodensäule mittels des am Metallrohr befestigten Drahtseils wieder aus dem Boden herausgezogen



Abb. 2.3: Extraktion der TMEs: Aufsetzen des Extraktors (a), Eindrücken des Extraktors (b), Verdichtungsüberprüfung (c), Herausziehen des Extraktors (d), Entnahme der ummantelten Bodensäule (e) und Abschneiden überstehenden Bodens (f).

(Abb. 2.3 d). Dabei wurde darauf geachtet, die natürliche Schichtung des Bodens sowie dessen Besiedelung mit pflanzlichen und tierischen Organismen möglichst ungestört zu erhalten. Anschließend wurde der Deckel vom Extraktor entfernt und der Bodenkern mit dem umgebenden HDPE-Kunststoffrohr vorsichtig aus dem Extraktor entnommen

(Abb. 2.3 e). Nach unten überstehender Boden wurde abgeschnitten, um eine gerade Standfläche der Bodensäule zu erhalten (Abb. 2.3 f). Dann wurde zuvor ausgestanzte Gaze mit dem gleichen Durchmesser wie die TMEs auf eine der oben beschriebenen Bodenplatten gelegt, der Bodenkern aufrecht in die Bodenplatte gestellt und mit einer fortlaufenden Nummer versehen. Um Ersatz für eventuell ungeeignete TMEs (gestörtes Sickerwasserhalten, Störung der Bodenschichtung usw.) zur Verfügung zu haben, wurden an allen Standorten mindestens 20 % zusätzliche TMEs (pro Standort insgesamt 90 TMEs) entnommen als nach dem Versuchsdesign (siehe Kap. 2.6) eigentlich notwendig war.

Nach der Extraktion wurden die TMEs in aufrecht stehender Position mit möglichst wenig seitlichem Bewegungsspielraum auf einem Transporter verstaut. Zur Abdämpfung von Erschütterungen während des Transportes wurden Schaumgummimatten unter die TMEs gelegt. Um den seitlichen Bewegungsspielraum der TMEs zu verringern wurden die Zwischenräume zwischen diesen ebenfalls mit Schaumgummi ausgefüllt.

2.4 Installation der TMEs und Versuchsbedingungen im Labor bzw. im Gewächshaus

2.4.1 TME-Klimacontainer

In jedem Labor bzw. Gewächshaus (Bangor) wurden fünf temperaturregulierte, fahrbare Container aufgestellt (UMS Umweltanalytische Mess-Systeme GmbH, München; Maße: 2000 x 700 x 1100 mm). Der Rahmen war aus galvanisiertem Stahlrohr gefertigt, während die Verkleidung aus Siebdruckplatten (imprägniertes Schichtholz, 12 mm) bestand, welche zur Kälteisolierung auf der Innenseite mit Styrodur (Stärke: 40 mm) beschichtet wurden. Die beiden Längsseiten sowie die Oberseite waren abnehmbar, die Oberseite war mit 18 Löchern in zwei Längsreihen zu 9 versehen. Um eine von der Außentemperatur unabhängige Bodentemperatur der TMEs zu gewährleisten, war in jedem Wagen ein eigenes Kühlsystem installiert. Dieses Wasserkühlsystem bestand aus einem U-förmigen Kupferrohr (DN 12) mit Wärmeleitlammellen, welches über einen stirnseitigen Wasseranschluss mit Automatikkupplungen mit einem separaten Durchflussskühlsystem verbunden war. Für eine gleichmäßige Verteilung der gekühlten Luft innerhalb der Container sorgten jeweils drei Querstromlüfter. Die Temperaturregelung erfolgte über thermostatgesteuerte Magnetventile. Damit jederzeit die Positionen der Container im Labor bzw. im Gewächshaus verän-

dert werden konnten, waren an jedem Container drehbare Schwerlastrollen mit Feststellbremse montiert.

2.4.2 Randomisierung und Einsetzen der TMEs in die Klimacontainer

2.4.2.1 Randomisierung der TMEs

Vor dem Einsetzen der TMEs wurden diesen mittels eines Randomisierungsverfahrens eine bestimmte Stelle in einem der fünf Klimacontainer zugeordnet. Hierzu erhielten die TMEs schon bei der Extraktion fortlaufende Nummern von 1 – 90. Die Klimacontainer wurden mit A, B, C, D und E bezeichnet (Abb. 2.4). Jedes Loch in den Deckplatten der Klimacontainer wurde ebenfalls nummeriert, angefangen mit 1 bei Container A links unten bis zur 90 bei Container E rechts oben. Dann wurde in einer Tabelle mit zufallsverteilten Zahlen (SACHS, 1999) die erste Zahl zwischen 1 und 90 ermittelt. Der TME mit dieser Zahl wurde der Position Nummer 1 im Klimacontainer A zugeordnet (Nummer 28, Abb. 2.4). In dieser Art und Weise wurde verfahren, bis alle 90 entnommenen TMEs auf die vorhandenen Positionen verteilt waren.

73	31	64	48	50	59	35	37	77	75
89	62	07	21	20	61	63	87	24	23
84	81	41	38	55	52	16	34	72	70
04	39	44	82	90	68	15	76	42	17
05	56	40	83	43	06	58	57	88	79
10	19	14	02	33	12	53	08	49	36
01	71	11	54	85	25	18	86	51	47
30	13	45	27	74	66	46	67	69	22
28	03	32	80	29	60	65	87	09	26
A		B		C		D		E	

Abb. 2.4: Randomisierte Verteilung der TMEs in den Klimacontainern.

2.4.2.2 Einsetzen und Auswahl der TMEs

Nach dem Transport ins Labor bzw. ins Gewächshaus wurden jeweils 18 TMEs randomisiert (siehe Kap. 2.4.2.1) in aufrechter Stellung von oben in einen Container eingesetzt. TMEs mit offensichtlichen Störungen der Bodenschichtung, Löchern oder Rissen im Boden wurden verworfen und durch einen der zusätzlich extrahierten TMEs ersetzt. Anschließend wurde jeder Container wieder mit der Deckplatte verschlossen (Abb. 2.5). Zur Gewährleistung einer konstanten Temperatur in den Klimacontainern, wurden die Lücken zwischen der Deckplatte und den eingesetzten TMEs mit Moosgummi abgedichtet. Damit während des Versuches Sickerwasser gesammelt werden konnte, wurde jeder TME mittels eines Polyvinyl-Schlauches mit einer unter jedem TME auf der Bodenplatte des Containers stehenden Polyethylen-Weithalsflasche (1000 mL) verbunden (Abb. 2.5). Um zu verhindern, dass Bodenpartikel sowie tierische Organismen mit in das Sickerwasser gelangten, wurde zwischen die Bodenplatten und den TMEs eine Gaze (Maschenweite 250 μm) gelegt.



Abb. 2.5: Seitlicher Einblick in einen Klimacontainer mit Polyethylen-Weithalsflaschen zur Sickerwassergewinnung sowie Aufsicht auf einen geschlossenen Klimacontainer mit randomisiert verteilten TMEs.

In den beiden ersten Wochen nach der Installation der TMEs und vor Beginn der Versuche wurde geprüft, welche der Bodensäulen tatsächlich für die Studie verwendet werden sollten. Dazu wurde jeder TME mit Hilfe der Regenköpfe (siehe Kap. 2.4.3.2) mit 1000 mL künstlichem Regenwasser beregnet und anschließend das Versickerungsverhalten aufge-

zeichnet. Hatte sich bei diesem Volumen künstlichen Regenwassers nach einem Tag noch kein Sickerwasser gebildet, wurde nochmals mit der gleichen Menge beregnet. Für den weiteren Versuchsverlauf wurden die TMEs mit dem geringsten und dem größten Sickerwasservolumen bzw. solche, die Staunässe auf der Bodenoberfläche bildeten, aussortiert und durch eine der zusätzlich extrahierten Bodensäulen ersetzt.

2.4.3 Versuchsbedingungen

2.4.3.1 Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Beleuchtung

Die Versuche wurden entweder in Labor-Klimakammern (Amsterdam, Coimbra und Flörsheim) oder in einem temperaturkontrollierten Gewächshaus (Bangor) durchgeführt. Die Temperatur innerhalb der Klimacontainer wurde während der gesamten Versuchsdauer konstant auf 12 ± 2 °C gehalten. Die Umgebungstemperatur in den Klimakammern betrug 22 ± 4 °C. Mit Hilfe eines oder mehrerer Ultraschall-Luftbefeuchter wurde eine relative Luftfeuchtigkeit von 40 – 90 % erreicht. Im Gewächshaus betrug die Umgebungstemperatur 25 – 28 °C (an wenigen extrem warmen Tagen 30 °C) bei einer relativen Luftfeuchtigkeit von 70 – 100 %. Sowohl im Labor als auch im Gewächshaus wurde ein Hell/Dunkel-Rhythmus von 16/8 Stunden mit einer Beleuchtungsstärke von 8000 – 12000 Lux eingestellt.

2.4.3.2 Bewässerung der TMEs

Regenköpfe

Die Beregnung der TMEs erfolgte mit Hilfe speziell angefertigter Regenköpfe (Vrije Universiteit Amsterdam / ECT Oekotoxikologie GmbH Flörsheim/Main, Abb. 2.6), bestehend aus zylindrischen Plexiglasgefäßen (Materialstärke: 8 mm; Durchmesser: 150 mm; Höhe: 165 mm) mit je 12 gleichmäßig verteilten Bohrungen (Durchmesser: 16 mm) am Gefäßboden. Jede der Bohrungen war mit einem 15 mm langen Stutzen versehen, auf den eine abgeschnittene, 18 mm lange Einweg-Spritze (Material: Polypropylen; Durchmesser: 16 mm) aufgesetzt wurde. In die Tüllen der Spritzen waren Mikropipetten (10 µl Einweg-

Mikropipetten) eingeschweißt, die mittels einer Glasschneidemaschine zuvor auf 20 mm Länge gekürzt wurden. Durch diese Installation wurde sichergestellt, dass die Beregnung gleichmäßig und langsam erfolgte. Der Abstand eines Regenkopfes zum TME konnte durch ein Stativ aus drei Messingstäben (Länge: 510 mm; Durchmesser: 10 mm) mittels Flügelschrauben stufenlos eingestellt werden. Die Regenköpfe wurden mit Plexiglasdeckeln, die mit einer Öffnung zum Zwecke des Gasaustauschs versehen waren, verschlossen.

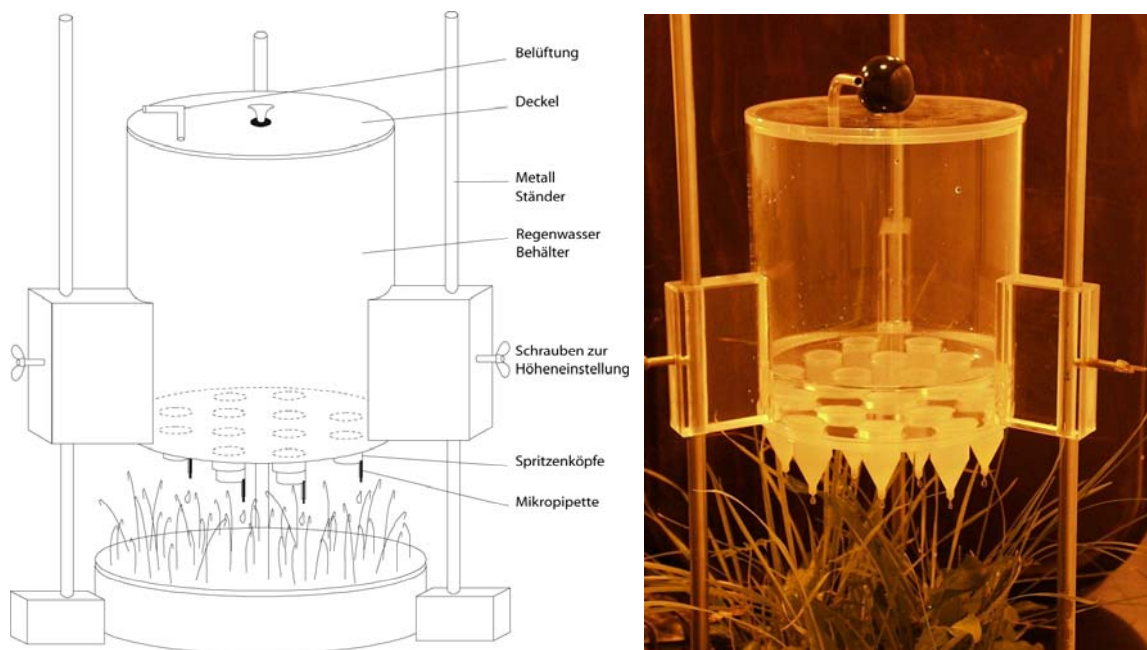


Abb. 2.6: Schematische (verändert nach KNACKER *et al.* 2004) und fotografische Darstellung eines Regenkopfes zur Bewässerung der TMEs.

Artifizielles Regenwasser

Zur Beregnung der TMEs wurde ein künstlich hergestelltes Regenwasser verwendet. Die Zusammensetzung basiert auf einer leicht modifizierten Rezeptur von VELTHORST (1993). Folgende Bestandteile wurden in einem Liter demineralisiertem Wasser gelöst, um eine Regenwasserstammlösung zu präparieren:

$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	925 mg	NaCl	386 mg
CaCO_3	200 mg	MgSO_4	180 mg
KCl	37 mg	KH_2PO_4	14 mg
NaNO_3	40 mg	HNO_3 (3.5 M)	2.0 ml
HCl (1.0 M)	1.0 ml		

Diese Stammlösung wurde im Kühlschrank bei 4 °C aufbewahrt. Um das zur Beregnung zu verwendende künstliche Regenwasser zu erhalten, wurden 10 mL der Stammlösung auf 1 L mit demineralisiertem Wasser aufgefüllt.

Beregnung

Die Beregnung der TMEs wurde vorgenommen, um eine Austrocknung der Bodensäulen zu verhindern und damit einhergehende Einflüsse der Bodenfeuchte auf die mikrobiellen Prozesse, das Pflanzenwachstum und die Fauna auszuschließen sowie um eine ausreichende Menge an Sickerwasser für eine Rückstandsanalytik zu erhalten.

Zur Festlegung des wöchentlich zur Beregnung eines TME zu verwendenden Volumens wurde der durchschnittliche jährliche Niederschlag des jeweiligen Standortes, gemeinsam mit den Daten des Vorversuchs zum Sickerwasserverhalten aller TMEs zugrunde gelegt. Es wurde jedoch festgestellt, dass in Abhängigkeit des Bodentyps, der darauf befindlichen Vegetation sowie der Temperatur das tatsächlich benötigte wöchentliche Volumen zur Gewährleistung optimaler Bodenfeuchte und zum Erhalt von Sickerwasser erheblich von diesem berechneten Wert abwich. Bei einer Heraufsetzung des wöchentlich zu beregnenden Volumens musste darauf geachtet werden, dass die auf einmal gegebene Menge nicht zu Staunässe auf der Oberfläche des entsprechenden TMEs führte. In solchen Fällen mussten die Beregnungsintervalle verkürzt werden, um das auf einmal zu gebende Volumen den Erfordernissen anzupassen.

Im Durchschnitt wurde ein Volumen von 500 – 700 mL künstliches Regenwasser pro Woche zur Beregnung eines TMEs verwendet. Dieses Volumen wurde auf bis zu drei Beregnungen pro Woche verteilt. Die Regenköpfe wurden so über den TMEs aufgestellt, dass das gesamte Volumen des künstlichen Regenwassers, welches zuvor in deren Behälter eingefüllt wurde, den entsprechenden TME bewässerte. Unmittelbar vor einer Sickerwasserprobennahme wurde, wenn nötig, solange zusätzlich beregnet (immer in Schritten von 500 mL), bis eine ausreichende Menge an Sickerwasser (ca. 100 mL) gewonnen werden konnte.

2.5 Auswahl, Eigenschaften und Applikation der Modellchemikalie

Für die Auswahl der Modellchemikalie waren verschiedene Kriterien wichtig:

- Anmeldung oder Registrierung des Stoffes in der EU
- Aus der Literatur bekannte Effekte auf einige der zu untersuchenden Endpunkte bei realistischer Expositionsrate
- Kein Auftreten von Metaboliten die zusätzlich Effekte bewirken
- In der Literatur ausführlich beschriebene analytische Methoden für die im TME-Projekt verwendeten Konzentrationen in komplexen Matrices
- Aufgrund der Abbaurate zu erwartende Erholung des Systems während der Exposition
- Kein Gefährdungspotential für den Menschen

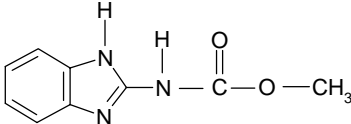
Carbendazim (Methyl-Benzimidazole-2-ylcarbamate) wurde als Modellchemikalie ausgewählt, da es zum einen die oben genannten Bedingungen erfüllt, zum anderen aufgrund von Daten aus Labor- und Freilandstudien (VAN GESTEL 1992, WORLD HEALTH ORGANISATION 1993) erwartet werden konnte, dass diese Chemikalie im Bereich der PEC (*Predicted Environmental Concentration*) von 0.5 mg/kg Boden Wirkungen auf Bodenorganismen und andere TME-Endpunkte (siehe Kap. 1) haben würde.

Bei Carbendazim (Tab. 2.1) handelt es sich um ein systemisches Fungizid (Wirkstoff verschiedener Pflanzenschutzmittel) aus der Gruppe der Benzimidazole, welches über Wurzeln und assimilierendes Gewebe aufgenommen wird. Der Wirkungsmechanismus liegt primär in der Bindung des Wirkstoffes an Tubulin und der damit verbundenen Hemmung der Polymerisation zu Untereinheiten der Mikrotubuli. Damit wird der Vorgang der mitotischen Spindelbildung und letztlich die Mitose gestört (DOMSCH 1992). Carbendazim kommt häufig im Ackerbau (Winterweizen) aber auch im Obst- und Gemüseanbau zum Einsatz. Die maximale Aufwandmenge beträgt 360 g/ha pro Jahr.

Carbendazim adsorbiert sehr stark an Bodenpartikel, insbesondere bei Böden mit einem hohen organischen Gehalt, was zur Folge hat, dass der jährliche vertikale Transport dieser Chemikalie weniger als 10 cm beträgt (BAUDE *et al.* 1974). Die Halbwertszeit von Carbendazim in verschiedenen Böden liegt zwischen 6 und 12 Monaten (WORLD HEALTH ORGANISATION 1993). Bei sinkendem pH-Wert im Boden liegt Carbendazim in erhöhtem Maße als Kation vor, welches zu einer stärkeren Adsorption dieses Stoffes im Boden führt

(FRAHM 1973). In sandigen Böden wird Carbendazim bei einem pH-Wert von 5.5 erst nach 26 Monaten zu 50 % abgebaut, bei einem pH-Wert von 7.2 bereits nach 3 Monaten (AUSTIN & BRIGGS 1976). Das wichtigste Abbauprodukt von Carbendazim stellt 2-Aminobenzimidazol dar. Carbendazim seinerseits ist der Metabolit des Fungizids Benomyl, welches in der Umwelt innerhalb weniger Stunden zu Carbendazim umgewandelt wird (WORLD HEALTH ORGANISATION 1993).

Tab. 2.1: Chemischer Name, Summenformel, Strukturformel sowie physikalisch-chemische Eigenschaften der Modellchemikalie Carbendazim (nach KIDD & JAMES 1976). ¹International Union of Pure and Applied Chemistry, ²Nummer unter der eine Chemikalie bei der American Chemical Society registriert wurde (CAS = Chemical Abstract Service), ³Säuredissoziationskonstante, ⁴Logarithmus des n-Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten, ⁵Verteilungskoeffizient organischer Kohlenstoff / Wasser.

Chemischer Name (IUPAC) ¹	Methyl-Benzimidazole-2-ylcarbamate
Summenformel	C ₉ H ₉ N ₃ O ₂
Strukturformel	
Molekulargewicht	191.19
CAS Registrier-Nummer ²	10605-21-7
Schmelzpunkt	302 – 307 °C
pKa ³	4.48
Wasserlöslichkeit	28 mg/L bei pH 4 und 24 °C; 8 mg/L bei pH 7 und 24 °C
Log K _{ow} ⁴	1.5
Dampfdruck	65 nPa bei 20 °C
Henry'sche Konstante	0.53 nPa m ³ mol ⁻¹
K _{oc} ⁵	0.2 - 200 dm ³ kg ⁻¹

Zur Applikation der Modellchemikalie Carbendazim wurde im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie die landwirtschaftlich genutzte Formulierung Derosal[®] (360 g Carbendazim/Liter Formulierung) verwendet. Die entsprechenden Mengen des Stoffes wurden in demineralisiertem Wasser suspendiert und dann ein Volumen von 50 mL mittels einer Pipette gleichmäßig auf der Oberfläche eines TME verteilt. Direkt nach der Applikation wurde jeder TME mit 150 mL künstlichem Regenwasser besprüht. Bei den von den Grünlandflächen (Amsterdam, Bangor und Flörsheim) extrahierten

TMEs mit natürlicher Vegetation wurde vor der Applikation die Pflanzendecke auf eine Länge von 1 cm zurückgeschnitten. Die TMEs, die von der landwirtschaftlichen Nutzfläche (Coimbra) stammten, wurden eine Woche vor der Applikation mit *Brassica rapa* bepflanzt. In jeden TME wurden jeweils drei Keimlinge, die gerade einen Wurzelansatz zeigten (die Keimung wurde mittels angefeuchtetem Filterpapier einen Tag vorher induziert), in eine Tiefe von etwa 2 – 3 cm eingesetzt.

2.6 Versuchsdesign

Das Versuchsdesign für TME-Vortest, TME-Ringtest sowie die Freiland-Validierungsstudie wurde so gewählt, dass die zu erhebenden Daten sowohl für eine NOEC-Bestimmung als auch für eine EC_x -Berechnung zu verwenden waren. Dabei musste der Tatsache Rechnung getragen werden, dass die Probennahme destruktiv sein würde, d.h. jeder TME nur für eine Probennahme verwendet werden konnte, und dass aufgrund der räumlichen sowie zeitlichen Kapazitäten nicht mehr als 90 TMEs pro Labor bzw. Gewächshaus zu installieren waren. Für die Festlegung der Applikationsraten wurde von der maximalen jährlichen Aufwandmenge der Modellchemikalie Carbendazim von 0.36 kg/ha (entspricht 1 L Derosal[®]/ha) als niedrigste Applikationsrate ausgegangen.

Für den TME-Vortest wurden vier Applikationsraten (A1 – A4) plus eine unbehandelte Kontrolle (A0) festgelegt (Tab. 2.2). Der Abstufungsfaktor zwischen den einzelnen Applikationsraten wurde auf sechs festgelegt. Die Beprobung der TMEs erfolgte eine Woche vor (w-1) sowie eine (w+1), vier (w+4), acht (w+8) und sechzehn Wochen (w+16) nach Applikation der Modellchemikalie. Zu jedem Zeitpunkt wurden je vier TMEs pro Applikationsrate sowie sechs unbehandelte Kontroll-TMEs zur destruktiven Probennahme aus den Klimacontainern entnommen. Basierend auf den Ergebnissen des TME-Vortests wurde das Versuchsdesign für den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie leicht modifiziert. Anstatt vier wurden sechs Applikationsraten (A1 - A6) bestimmt, die mit einem Faktor von drei abgestuft waren. Die Probennahme nach Applikation der Modellchemikalie wurde eine (w+1), acht (w+8) und sechzehn (w+16) Wochen danach durchgeführt.

Tab. 2.2: Applikationsraten, Aufwandmengen in kg Carbendazim/ha und Abstufungsfaktor (x-mal maximale jährliche Aufwandmenge) im TME-Vortest, TME-Ringtest sowie in der Freiland-Validierungsstudie.

TME-Vortest			TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie		
Applikationsrate	kg Carbendazim/ha	Faktor	Applikationsrate	kg Carbendazim/ha	Faktor
A0	0	0	A0	0	0
A1	0.36	1	A1	0.36	1
A2	2.16	6	A2	1.08	3
A3	12.96	36	A3	3.24	9
A4	77.76	216	A4	9.72	27
			A5	29.16	81
			A6	87.48	243

Die Zuordnung einer definierten Applikationsrate und eines bestimmten Probennahmezeitpunktes zu den in den Klimacontainern befindlichen TMEs erfolgte ebenfalls randomisiert. Dazu wurden die Applikationsraten den Probennahmezeitpunkten entsprechend durchnummeriert (Tab. 2.3) und diese Ziffern dann mittels des in Kapitel 2.4.2.1 beschriebenen Randomisierungsverfahrens den entsprechenden TMEs zugeordnet.

Tab. 2.3: Nummerierung der Applikationsraten zu den jeweiligen Probennahmezeitpunkten im TME-Ringtest. A = Applikationsrate, W = Woche nach Applikation der Modellchemikalie.

Zeitpunkt	Applikationsrate						
	A0	A1	A2	A3	A4	A5	A6
w 0	1	2	3	4	5	6	7
w +1	8-12	13-16	-	-	-	-	17-20
w+8	21-26	27-30	31-34	35-38	39-42	43-46	47-50
w+16	51-56	57-60	61-64	65-68	69-72	73-76	77-80

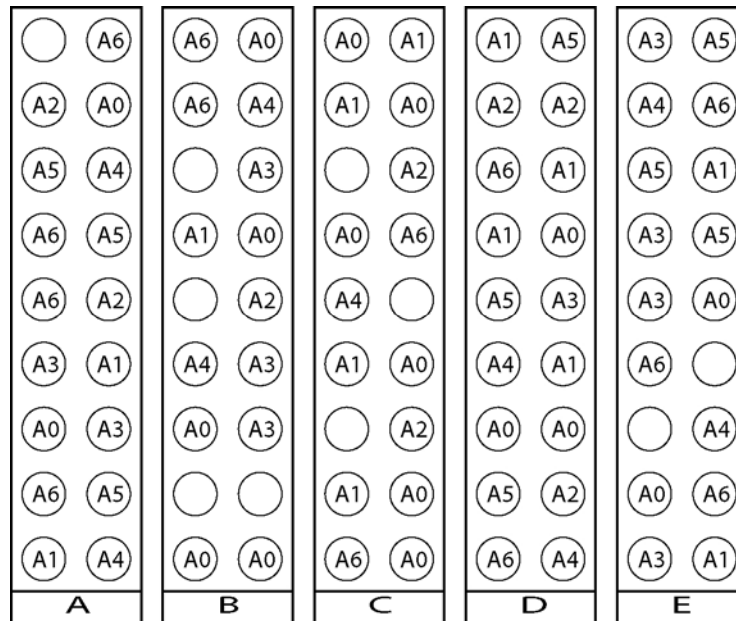


Abb. 2.7: Verteilung der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A6) auf die TMEs in den Klimacontainern im TME-Ringtest (freigebliebene Öffnungen wurden mit Ersatz-TMEs bestückt).

2.7 Freiland-Validierungsstudie

Zeitgleich zu den TME-Ringtests wurde an jedem Standort eine Freiland-Validierungsstudie durchgeführt. Das Versuchsdesign entsprach hierbei genau dem des TME-Ringtests. Die Freilandfläche, an deren Rand auch die TMEs extrahiert wurden, wurde in 30 gleich große Versuchsflächen (Plots) zu je 5 mal 5 m eingeteilt. Zwischen jedem dieser Plots wurde ein Abstand von 2 m eingehalten. Für jede der sechs Applikationsraten (A1 – A6) wurden jeweils 4 Plots mit der entsprechenden Aufwandmenge der Modellchemikalie behandelt. Sechs Plots wurden nicht mit Carbendazim behandelt und dienten als Kontrollflächen. An jedem Standort erfolgte die Applikation im Freiland eine Woche nach der auf den entsprechenden TMEs. Vor der Applikation wurde die Vegetationsdecke auf den Grünlandflächen auf eine Höhe von etwa 2 cm gemäht, während auf der gepflügten landwirtschaftlichen Nutzfläche Samen von *Brassica rapa* in definierten Reihen gesät wurden. Die Applikation der Modellchemikalie erfolgte auf den Freilandflächen mittels eines Parzellenspritzgerätes mit Flach-Sprüh-Düsen (Abb. 2.8), mit dem das Ausbringen von Pflanzenschutzmitteln landwirtschaftlicher Praxis getreu simuliert werden kann.



Abb. 2.8: Applikation der Modellchemikalie mittels eines Parzellenspritzgerätes. Freiland-Validierungsstudie Flörsheim.

Jeder Plot wurde mit 3 L Sprühlösung (entspricht 1200 L/ha) behandelt, in welcher die der jeweiligen Applikationsrate entsprechende Menge der Modellchemikalie suspendiert war. Die höchste Applikationsrate wurde mit 6 L Sprühlösung/Plot appliziert. Um die Modellchemikalie von der Vegetation zu spülen, wurde jeder Plot unmittelbar nach der Applikation mit 20 – 30 L Wasser besprüht.

2.8 Charakterisierung der Standorte

Bei der Wahl der Freilandstandorte wurde Wert darauf gelegt, dass für jedes teilnehmende Institut ein anderer 'Euro-soil Typ' (KUHNT & MUNTAU 1994) ausgewählt wurde. Außerdem wurde darauf geachtet, dass die Bodeneigenschaften eine Extraktion von TMEs erlaubten. So würden beispielsweise zu steinige oder zu sandige Böden die Entnahme von intakten Bodensäulen unmöglich machen.

Die Größe der Freilandflächen zur Entnahme der Bodensäulen für den TME-Vortest, den TME-Ringtest sowie für die Durchführung der Freiland-Validierungsstudie betrug etwa 50 x 50 Meter. Um unerwünschte Einflüsse auf die Flächen und damit auf die Versuchsergebnisse zu vermeiden, wurden diese für die gesamte Laufzeit des Projektes eingezäunt.

Die standortspezifischen Umgebungstemperaturen sowie der Niederschlag wurden an nahegelegenen meteorologischen Stationen erfasst. Der Standort, die geographische Lage und die klimatischen Eigenschaften aller vier Freilandflächen der am Projekt teilnehmenden Institute sind in Tab. 2.4 zusammengefasst.

Tab. 2.4: Standort, Region und geographische bzw. klimatische Eigenschaften der für den TME-Vortest sowie den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie ausgewählten Freilandflächen.

	Amsterdam	Bangor	Coimbra	Flörsheim
Standort	De Bovenbuurtse Weilanden	Aber	Bencanta	Herrngewann
Region	Wageningen, Niederlande	Arfon, Gwanedd, Großbritannien	Coimbra, Beira Litoral, Portugal	Frankfurt/Main, Deutschland
Höhe über Meeresspiegel [m]	11	24	27	105
Geographische Koordinaten	51°59' N 5°40' O	53°14' N 4°02' W	40°13' N 8°27' W	50°10' N 8°45' O
Mittlerer jährlicher Niederschlag [mm]	790	1092	985	650
Mittlere Lufttemperatur [°C]	10.1	10.7	16.0	9.5

Die pedologischen Eigenschaften der jeweiligen Standorte wurden von der Universität Wales (Bangor, Großbritannien) nach den Methoden der *International Organisation for Standardisation* (ISO 1994, 1995, 1998a, 1998b) bestimmt (Tab. 2.5).

2.8.1 Amsterdam, Niederlande

Bei dem ausgewählten Freilandstandort handelt es sich um eine Grünlandfläche. Diese ist Teil des Versuchsgeländes der Universität Wageningen, welches in einer tiefliegenden, landwirtschaftlich geprägten Region liegt. Der Boden ist ein sandiger Lehm und kann aufgrund seiner Eigenschaften als *Euro-soil* Typ 5 betrachtet werden (Tab. 2.5). Das Klima ist atlantisch, mit typisch moderaten Temperaturen und wechselnden Regenfällen, die über das ganze Jahr verteilt sind (Tab. 2.4). Die Fläche ist an zwei Seiten von Bäumen und Gräben, an den beiden anderen Seiten von einer Acker- beziehungsweise einer Grünlandfläche begrenzt. Vor Beginn des TME-Projektes wurde der Standort als Weideland (1990 – 1992, 1995 – 1997) und Anbaufläche (Kartoffeln, 1993; Hafer, 1994) genutzt. Während dieser

Zeiten wurde die Fläche einmal jährlich gedüngt. In den letzten fünf Jahren wurden keine Pflanzenschutzmittel ausgebracht (KNACKER *et al.* 2004).

Tab. 2.5: Pedologische Eigenschaften, Landnutzung und Vergleichbarkeit mit *Euro-soil* Typen der für den TME-Vortest sowie den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie ausgewählten Freilandstandorte. Alle Angaben von der Universität Wales (Bangor, Großbritannien) bestimmt nach Methoden der International Organisation for Standardisation (ISO 1994, 1995, 1998a, 1998b). ¹Gesamtkohlenstoffgehalt, ²Gesamtstickstoffgehalt, ³Kationenaustauschkapazität, ⁴Organische Substanz (= Gesamtkohlenstoffgehalt * 1.724), ⁵Maximale Wasserhaltekapazität.

	Amsterdam	Bangor	Coimbra	Flörsheim
Bodentyp	Podsol	Alluvisol Braunerde	Alluvisol Braunerde	Fluvisol Braunerde
Korngrößenklassen	sandiger Lehm	Lehm	schluffiger Lehm	schluffig toniger Lehm
pH (KCl)	4.8-5.1	5.8-6.6	6.4-7.1	5.3-5.9
Total C [%]¹	2.6	3.5	2.0	3.0
Total N [%]²	0.21	0.32	0.19	0.28
CaCO₃ [%]	1.7	1.6	0.2	1.5
KAK [cmol/kg]³	8.5	17.6	24.3	24.3
Org. Substanz [%]⁴	4.5	6.1	3.4	5.2
Sand [%]	80.8	47.5	13.2	13.5
Schluff [%]	6.1	23.5	55.0	41.8
Ton [%]	7.9	20.5	24.7	36.5
Dichte [g·cm⁻³] (0-5 cm)	1.3	1.3	1.1	1.0
MWK [%]⁵	37.3	70.0	75.0	93.9
Porosität [%]	52.8	49.4	60.4	63.3
Nutzung	Grünland	Grünland	Ackerland	Grünland
<i>Euro-soil</i> Typ (KUHN & MUNTAU 1994)	~ 5	~ 3	~ 2	~ 2

2.8.2 Bangor, Großbritannien

Die ausgesuchte Grünlandfläche gehört seit fünfzig Jahren zur Feldstation der University of Wales, Bangor (Berw Man field, Henfaes Research Farm). Die Fläche ist Teil einer engen, leicht in Bewegung befindlichen Moräne. Die Bodeneigenschaften entsprechen dem *Euro-soil* Typ 3 (Tab. 2.5). Der Standort ist geprägt von einem hyperozeanischen Klima

mit hohen mittleren jährlichen Niederschlägen und mit im Vergleich zu Süd- und Ost-Britannien wärmeren Wintern und kälteren Sommern (Tab. 2.4). Die Fläche wurde als Weideland (Schafe und Rinder) sowie zum Anbau von Silagefutter genutzt. Das Areal wird an drei Seiten von Steinmauern begrenzt und an der vierten Seite befindet sich eine Gebüschhecke. Die Fläche wurde alljährlich im Frühjahr (Stickstoff) und im Herbst (Stickstoff/Phosphat/Kalium) gedüngt. Eine einmalige Klärschlammausbringung und Kalkung erfolgte im Jahr 1995 (KNACKER *et al.* 2004).

2.8.3 Coimbra, Portugal

Die Freilandfläche ist Teil der Versuchsstation der Hochschule für Landwirtschaft, Coimbra. Sie liegt im Tal des Mondegoflusses. Der Boden ist ein schluffiger Lehm, der charakteristisch ist für die landwirtschaftlichen Böden der Region. Er kann dem *Euro-soil* Typ 1 zugeordnet werden (Tab. 2.5.). Das Klima ist atlantisch mit hohen mittleren jährlichen Niederschlägen sowie mit warmen Sommern und milden Wintern (Tab. 2.4). Bei der Fläche handelt es sich um Ackerland, welches vor allem zum Maisanbau genutzt wird und seit 1996 nicht mehr mit Pflanzenschutzmitteln behandelt wurde. Die Fläche ist von zahlreichen Drainagekanälen umgeben, die in den nahegelegenen Mondego entwässern. Zu Zeiten starken Niederschlags (z.B. im Frühjahr) kann es zu Überflutungen kommen. Dies war auch im Mai 1998 vor Beginn des TME-Vortests der Fall. Während der Durchführung des TME-Projektes wurde zu den angrenzenden Maisfeldern ein Abstand von 20 - 30 m eingehalten (KNACKER *et al.* 2004).

2.8.4 Flörsheim, Deutschland

Die Freilandfläche befindet sich unweit von Frankfurt/M. in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet in cirka 100 m Entfernung des Flusses Nidda und wird seit mehr als 10 Jahren als wissenschaftliche Versuchsfläche des Institutes ECT verwendet. Seit mindestens fünfzig Jahren wird sie als Grünland mit zweimaliger Mahd pro Jahr bewirtschaftet. Bei dem Boden handelt es sich um schluffig, tonigen Lehm, der als *Euro-soil* Typ 2 angesehen werden kann (Tab. 2.5). Das Klima ist subatlantisch, geprägt durch wärmere Sommer und kältere Winter. Die Fläche wurde einmal jährlich im Frühjahr mit einem Stick-

stoff/Phosphat/Kalium – Dünger behandelt, letztmalig 1998. An den angrenzenden Seiten liegt in etwa 20 m Entfernung Acker- bzw. Weideland (KNACKER *et al.* 2004).

2.9 Entnahme und Bearbeitung der Bodenproben aus den TMEs und der Freiland-Validierungsstudie zur Untersuchung der Enchytraeenzönose

Die Entnahme der Bodenproben zur Untersuchung der Enchytraeenzönose erfolgte im TME-Vortest eine Woche vor (w-1), eine (w+1), vier (w+4), acht (w+8) und sechzehn (w+16) Wochen nach Applikation der Modellchemikalie (Tab. 2.6).

Tab. 2.6: Schema für die Enchytraeenprobennahme. Angegeben sind die Applikationsraten (A), die Aufwandmengen (kg Carbendazim/ha) und die Anzahl der Proben für die Probennahmezeitpunkte w-1, w+1, w+4, w+8 und w+16 im TME-Vortest (VT), im TME-Ringtest (RT) und in der Freilandvalidierungsstudie (FVS). * zum Probennahmezeitpunkt w+8 wurde im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie nur die Anzahl der Enchytraeen ermittelt.

Applikationsrate [kg Carbendazim/ha]		Probennahmezeitpunkt									
		w-1		w+1		w+4		w+8		w+16	
VT	RT FVS	VT	RT FVS	VT	RT FVS	VT	RT FVS	VT	RT FVS	VT	RT FVS
A0 [0]	A0 [0]	8	-	6	5	6	-	6	6*	6	6
A1 [0.36]	A1 [0.36]	-	-	3	3	3	-	3	3*	3	3
A2 [2.16]	A2 [1.08]	-	-	3	-	3	-	3	3*	3	3
A3 [12.96]	A3 [3.24]	-	-	3	-	3	-	3	3*	3	3
A4 [77.76]	A4 [9.72]	-	-	3	-	3	-	3	3*	3	3
-	A5 [29.16]	-	-	-	-	-	-	-	3*	-	3
-	A6 [87.48]	-	-	-	3	-	-	-	3*	-	3

Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie wurden die Proben eine (w+1), acht (w+8) und sechzehn (w+16) Wochen nach der Applikation entnommen. Im TME-Vortest wurden zum Zeitpunkt w-1 acht unbehandelte TMEs, an allen anderen Probennahmezeitpunkten sechs unbehandelte und je Applikationsrate drei behandelte TMEs beprobt. Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie wurde zum Zeitpunkt w+1 die Enchytraeenzönose nur in der Kontrolle (A0, fünf TMEs bzw. Freiland-Plots), der niedrigsten (A1, drei TMEs bzw. Freilandplots) und der höchsten Applikationsrate (A6, drei TMEs bzw. Freiland-Plots) untersucht. Für die Probennahmezeitpunkte w+8 und

w+16 wurden jeweils sechs unbehandelte TMEs bzw. Freiland-Plots (Kontrollen) sowie pro Applikationsrate drei behandelte TMEs bzw. Freiland-Plots beprobt.

Die Bodenproben wurden sowohl in den TMEs als auch im Freiland mit einem Stechzylinder ($\varnothing = 5.6$ cm) entnommen (Abb. 2.9). Die Schichttiefe der Proben betrug 5 cm, wobei die Proben nach der Entnahme in eine obere und eine untere Hälfte zu je 2.5 cm durchgeschnitten wurden.



Abb. 2.9: Stechzylinder ($\varnothing = 5.6$ cm) zur Entnahme von Bodenproben für die Untersuchung der Enchytraeenzönose einschließlich einer entnommenen Probe mit einer Schichttiefe von 5 cm.

Bis zur Verschickung bzw. zur Bearbeitung der Proben wurden diese in Plastiktüten verpackt und im Kühlschrank bei 4 °C aufbewahrt. Die Lagerungszeit bis zur Bearbeitung wurde so kurz wie möglich gehalten und betrug maximal eine Woche. Die Verschickung der gekühlten Proben an das für die Bearbeitung der Enchytraeen verantwortliche Institut (ECT) wurde von einem Express-Paketversand vorgenommen.

Zur weiteren Bearbeitung der Enchytraeen wurden diese per Nassextraktion (modifiziert nach GRAEFE 1984, O'CONNOR 1962, RÖMBKE 1997) aus den Bodenproben separiert. Dazu wurde jede Probe in ein Haushaltssieb gelegt, vorsichtig aufgebröselnd und dieses dann in eine passende Schüssel gehängt. Anschließend wurde jede Schüssel mit Wasser aufgefüllt und zur Extraktion der Enchytraeen in einem gekühlten Raum mit nicht mehr als 12 ± 2 °C aufbewahrt. Dies gewährleistete, dass die Enchytraeen ausreichend mit Sauerstoff versorgt waren. Nach zwei Tagen wurde der Extraktionsvorgang beendet. Während dieser Zeit bewegten sich die Tiere aktiv aus der Bodenprobe und gelangten so auf den Boden der Schüssel. Bei der Art der verwendeten Böden (Tab. 2.5) wurde davon ausgegangen, dass nach zwei Tagen mehr als 90 % der Enchytraeen extrahiert waren (GRAEFE 1984, RÖMBKE

1997). Nach Beendigung der Extraktion wurde das Sieb mitsamt der aufgeweichten Bodenprobe vorsichtig aus der Schüssel entfernt. Das überstehende Wasser wurde bis auf einen kleinen Rest, in dem sich auch die Enchytraeen befanden, behutsam dekantiert. Abschließend wurde dieser Rest inklusive der Enchytraeen aufgeschüttelt und auf mehrere Petrischalen verteilt. Für die hier verwendete Methode der Probennahme und Extraktion der Enchytraeen befindet sich ein Richtlinienentwurf im Standardisierungsprozess der ISO (ISO 2004)

2.10 Datenerhebung und Auswertung

Nachdem sich das Sediment abgesetzt hatte wurden die Enchytraeen mit Hilfe eines Binokulars (Zeiss) und einer Federstahlpinzette in kleine Kristallisierschalen überführt und dabei die Anzahl der Enchytraeen je Probe ermittelt. Anschließend wurde jedes einzelne Tier lebend unter einem Mikroskop soweit möglich bis auf Artebene bzw. bei juvenilen Tieren bis auf Gattungsebene bestimmt. Die Bestimmung der Tiere erfolgte nach ABRAHAMSEN (1969), DÓZSA-FARKAS (1992a), GRAEFE (1989a), HECK & RÖMBKE (1991), NIELSEN & CHRISTENSEN (1959 1961, 1963), ROTA (1994, 1995) ROTA & HEALY (1999) und SCHMELZ (2003). Einzelne Individuen der artenreichen Gattung *Fridericia* wurden von SCHMELZ (Universität Osnabrück) nachbestimmt. Im TME-Vortest wurden die Enchytraeen für alle Probennahmezeitpunkte bestimmt, während im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie nur die Tiere der Probennahmezeitpunkte w+1 und w+16 identifiziert wurden und für den Zeitpunkt w+8 nur die Anzahl der Individuen festgestellt wurde. Auf der Grundlage der erhobenen Daten wurden folgende Parameter ausgewertet:

- Gesamtabundanz (Individuenanzahl pro Art (oder Gattung), umgerechnet auf den Quadratmeter (Individuen*10³/m²))
- Artenanzahl (juvenile Tiere einer Gattung wurden hierbei als eine zusätzliche Art gewertet)

- Shannon-Wiener Diversitätsindex (juvenile Tiere einer Gattung wurden hierbei als eine zusätzliche Art gewertet)

$$H_S = - \sum_i^s p_i \ln p_i; \quad \text{mit } p_i = n_i/N$$

H_S = Diversität

S = Gesamtzahl der Arten

p_i = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i , d.i. die relative Häufigkeit der i -ten Art von der Gesamtindividuenzahl, gemessen von 0.0 bis 1.0

N = Gesamtindividuenzahl

n_i = Individuenzahl der Art i

- Dominanzspektrum der Gattungen (in % der Gesamtabundanz)
- Abundanz der Gattung *Fridericia* (Individuenanzahl pro Art, umgerechnet auf den Quadratmeter (Ind.*10³/m²))
- Abundanz der Gattungen *Enchytraeus* (Individuenanzahl pro Art, umgerechnet auf den Quadratmeter (Ind.*10³/m²))
- Anteil der Juvenilen (in % der Gesamtabundanz)
- Vertikalverteilung in 0 – 2.5 cm bzw. 2.5 – 5 cm Bodentiefe (in % der Gesamtabundanz).

2.11 Statistik

Die für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie ermittelten NOEC- bzw. EC₅₀-Werte wurden separat für jeden einzelnen Probennahmezeitpunkt eines Standortes bestimmt.

2.11.1 NOEC

Für die Parameter Gesamtabundanz, Artenanzahl, Shannon-Wiener Diversitätsindex, Abundanz ausgewählter Gattungen (*Enchytraeus*, *Fridericia*), Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und Vertikalverteilung wurden zur Ermittlung statistisch signifikanter Unterschiede zwischen den getesteten Applikationsraten und den Kontrollen die Werte der einzelnen Replikate herangezogen. Zuerst wurde die Homogenität der Daten mittels des

Cochran's-Tests (COCHRAN 1941, SACHS 1999) geprüft. Im Falle von Varianz-Homogenität wurden die Daten mit Hilfe einer Varianzanalyse (ANOVA) gefolgt von einem Dunnett's t-Test (DUNNETT 1955, 1964; 1-seitig; $p \leq 0.05$) auf statistisch signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Applikationsraten und der Kontrolle geprüft. Im Falle von Inhomogenität der Varianzen wurde ein Bonferroni t-Test nach Holm (HOLM 1979; 1-seitig; $p \leq 0.05$) verwendet. Die Parameter Abundanz der Gattung *Enchytraeus*, Anteil der Juvenilen bzw. Vertikalverteilung wurden 2-seitig getestet. Für den separaten Vergleich der Kontrollen mit den beiden Applikationsraten A1 bzw. A6 im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie zum Probennahmezeitpunkt w+1 wurde ein Mann-Whitney U-Test (MANN & WHITNEY 1947, SACHS 1999; 2-seitig, $p \leq 0.05$) angewandt.

Für den Datenvergleich der Kontrollen des TME-Ringtests mit jenen der entsprechenden Freiland-Validierungsstudie sowie für den Vergleich der verschiedenen Probennahmezeitpunkte innerhalb einer Studie wurde ein Mann-Whitney U-Test verwendet.

Für den Vergleich des Dominanzspektrums der Gattungen der getesteten Applikationsraten mit dem der Kontrolle wurde der χ^2 -Mehrfeldertest ($p \leq 0.05$) zum Vergleich zweier relativer Häufigkeiten (SIEGEL 1987) angewandt. Hierbei wurden das mittlere Dominanzspektrum jeder Applikationsrate separat mit jenem der Kontrolle auf statistisch signifikante Unterschiede verglichen. Das gleiche statistische Verfahren wurde für den Vergleich des Dominanzspektrums in den Kontroll-TMEs im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie sowie für den Vergleich der verschiedenen Probennahmezeitpunkte innerhalb einer Studie herangezogen.

Effekte auf der Ebene der Enchytraeidae-Artengemeinschaft wurden mittels eines multivariaten Verfahrens, der *Principal Response Curve* (PRC), ausgewertet. Das Prinzip dieser Methode wird hier ausführlicher beschrieben, da deren Verwendung, insbesondere für die Auswertung von TME-Experimenten, im Vergleich zu den oben genannten, gängigen univariaten Verfahren bislang noch kein Standard ist. Bei der PRC handelt es sich um eine spezielle Ordinations-Methode, der *partial Redundancy Analysis* (pRDA). Die pRDA stellt eine eingeschränkte, kanonische Form der *Principal Component Analysis* (PCA) (VAN DEN BRINK & TER BRAAK 1999) dar. Die RDA - und damit auch die PRC - ist eine direkte Gradientenanalyse, welcher ein lineares Verteilungsmodell zu Grunde liegt. Die PRC wurde von VAN DEN BRINK & TER BRAAK (1997, 1998, 1999) entwickelt und beschrieben und wird speziell zur Auswertung von Modellökosystem-Experimenten (z.B. aquatische Mesokosmen) herangezogen (CUPPEN *et al.* 2000). Sie ist ein multivariates Verfahren zur Bewertung der Struktur von Artengemeinschaften, welches geeignet ist, Auswirkungen von

Chemikalien und anderen Umweltstressoren sowie deren Änderungen über die Zeit zu untersuchen und anzuzeigen. Diese Methode erlaubt es, Effekte auf die Gemeinschaft aller Arten (hier: Enchytraeidae-Artengemeinschaft) zusammenzufassen und in einem Diagramm darzustellen. Im Gegensatz zur PCA Die PRC extrahiert Informationen nur aus dem durch einen bestimmten Umweltfaktor (hier: Modellchemikalie) erklärten Teil der Varianz. Die Zeit (hier: Probennahmezeitpunkte) wird dabei als Kovariable eingesetzt. Der Fokus liegt auf einer Abweichung der Artengemeinschaften in den mit einem Stressor behandelten Modellökosystemen (hier: TME) zu jenen in den unbehandelten Modellökosystemen (Kontrollen). Berechnet wird für jeden Probennahmezeitpunkt und jede Applikationsrate eine *Principal Response* („Prinzipielle Wirkung“) aller Arten (c_{dt} = kanonischer Koeffizient) sowie ein Maß für die Übereinstimmung jedes einzelnen Taxons mit dieser generellen Antwort (b_k):

$$y_{d(j)tk} = y_{0tk} + b_k c_{dt} + \varepsilon_{d(j)tk}$$

$y_{d(j)tk}$ = \ln -transformierte Abundanz von Taxon k zur Zeit t in Dosis d und Replikate j

y_{0tk} = mittlere Abundanz von k zur Zeit t in der Kontrolle ($0tk$)

c_{dt} = „Prinzipielle Wirkung“ der Dosis d zur Zeit t (kanonischer Koeffizient)

b_k = Taxongewicht (Übereinstimmung von k mit der ‘Prinzipiellen Wirkung’)

$\varepsilon_{d(j)tk}$ = Fehlerterm

Das Ergebnis der Analyse ist eine Grafik (PRC), in der die Zeit auf der x -Achse und der kanonische Koeffizient (oder die ‘Prinzipielle Wirkung’ aller Arten) auf der y -Achse relativ zur Kontrolle aufgetragen sind. Die kanonischen Koeffizienten der unterschiedlichen Applikationsraten werden als Abweichung von der Kontrolle zu den gegebenen Zeitpunkten dargestellt. Je größer diese Abweichung ist, desto stärker sind die Unterschiede hinsichtlich der Artengemeinschaften. Zusammen mit jeder PRC wird in einem zweiten Diagramm das Gewicht für jedes einzelne Taxon aufgetragen. Das Taxongewicht ist ein Maß für die Quantität des Beitrags jedes einzelnen in die Berechnung einfließenden Taxons zu der zugehörigen PRC. Je größer der Wert desto größer ist der Anteil des jeweiligen Taxons am Zustandekommen der PRC. Taxa mit einem hohen negativen Wert zeigen eine zur PRC spiegelbildliche Antwort (z.B. spiegelt bei einem negativen kanonischen Koeffizienten der Applikationsraten ein negativer Wert des Taxongewichts eine chemikalienbedingte Zunahme der betreffenden Art wider), während Taxa mit Werten nahe Null entweder keine

oder keine mit der PRC in Beziehung stehende Antwort zeigen. PRC und Taxongewichte sind über die Beziehung $\exp(c_{dt} * b_k)$ miteinander verknüpft. Zusätzlich zur grafischen Darstellung wird eine PRC-Statistik angegeben. Darin sind als Maß für die Güte der Anpassung und der Aussagekraft der PRC der *Eigenvalue* und der Erklärungsgehalt (in %) der ersten kanonischen Achse der PRC sowie die *F-Ratio* und der *p*-Wert für die Signifikanz der ersten kanonischen Achse der PRC enthalten. Der *Eigenvalue* der ersten kanonischen Achse gibt an, welcher Anteil der Datenvarianz von dieser Ordinationsachse abgebildet wird. Der Erklärungsgehalt der ersten kanonischen Achse beschreibt die prozentuale Beteiligung dieser Achse an der Summe aller Achsen. Der *p*-Wert und die *F-ratio* werden mittels Monte Carlo Permutationstests und F-Test bestimmt. Der Monte Carlo Permutationstests Test vergleicht das Ergebnis der realen Datenreihe mit den Ergebnissen von zufällig erzeugten, durchmischten Datenreihen desselben Merkmals. Mit dem Vielfachen solcher Datenreihen wird die Analyse dann neu berechnet. Mit dem F-Test wird dann geprüft, ob das Ergebnis des realen Datensatzes von den zufällig erzielten Ergebnissen signifikant abweicht. Außerdem werden in der PRC-Statistik die prozentualen Anteile der Gesamtvarianz des gesamten Datensatzes, welche zum einen durch die Zeit ($100 * (1 - \text{Summe aller uneingeschränkten } Eigenvalues)$) und zum anderen durch den Chemikalieneinfluss ($100 * \text{Summe aller kanonischen } Eigenvalues$) erklärt werden, aufgelistet. Des Weiteren wird der prozentuale Anteil der durch den Chemikalieneinfluss erklärten Varianz, welcher von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird (und in der Grafik dargestellt ist) angegeben ($100 * (Eigenvalue \text{ der ersten kanonischen Achse} / \text{Summe aller kanonischen } Eigenvalues)$)).

Weil hohe Abundanzwerte das Ergebnis der PRC stärker beeinflussen als niedrige, wurden, um unterschiedliche Abundanzbereiche der Taxa aneinander anzugleichen, die Abundanzen vor der Analyse logarithmiert. Da in den Abundanzen, die in die Berechnung der PRC einfließen, viele Nullwerte vorhanden waren, und der Logarithmus von 0 nicht definiert ist, wurde vor der Transformation zu jedem Abundanzwert der Wert 1 addiert. Zusätzlich wurde zur Vermeidung von Diskrepanzen zwischen Null- und niedrigen Abundanzwerten ein Faktor Ax ($x = \text{Abundanz}$) eingesetzt, der, wenn der niedrigste Abundanzwert > 0 eingesetzt wird, mindestens 2 ergibt (VAN DEN BRINK *et al.* 1995). Demzufolge wurde jeder Abundanzwert vor der Analyse mit $\ln(2x+1)$ transformiert.

Zur Bestimmung des NOEC-Wertes für die Enchytraeidae-Artengemeinschaften ($NOEC_{Community}$) für jeden einzelnen Probennahmezeitpunkt wurde zuerst mittels eines Monte Carlo Permutationstests geprüft, ob die Beziehung zwischen Art und Umwelt (hier:

Chemikalienbehandlung) stärker ist als nach Zufall zu erwarten wäre und ob es einen statistisch signifikanten ($p \leq 0.05$) Unterschied zwischen den Enchytraeidae-Artengemeinschaften der unterschiedlichen Applikationsraten (inklusive Kontrollen) gab. Wenn Unterschiede festgestellt wurden, wurde mittels eines paarweisen Williams t-Test (WILLIAMS 1971, 1972; 2-seitig; $p \leq 0.05$) getestet, welche Applikationsrate sich signifikant von der Kontrolle unterscheidet. Hierzu wurden die *Sample Scores* verwendet, die vorher mit Hilfe einer PCA für jeden einzelnen Probennahmezeitpunkt berechnet wurden (die *Sample Scores* aus der PRC dürfen hierzu nicht verwendet werden, da diese a priori mit den Applikationsraten verknüpft und davon beeinflusst sind). Die Berechnung der PCA erfolgt mittels einer Form der multiplen Regression (TER BRAAK & SMILAUER 1998).

2.11.2 EC₅₀

Die EC₅₀-Werte wurden unter Anwendung einer nichtlinearen, 2-, 3-parametrischen logistischen Regression (nach dem Modell von HAANSTRA *et al.* (1985)) ermittelt:

$$y = c / (1 + \exp(b * (\ln(\text{conc}) - a)))$$

a = Wendepunkt (EC₅₀)

b = Steigung

c = oberes Limit

conc = Applikationsrate

Für diese Berechnung wurden die Mittelwerte aller Replikate einer Applikationsrate eingesetzt. Die EC₅₀-Werte wurden bestimmt für die Parameter Gesamtabundanz, Artenanzahl, für die Abundanz der Gattung *Fridericia* und für die Abundanz der 3 Arten, die bei Berechnung der PRC das höchste positive Artgewicht (PRC-Taxon 1 - 3) und damit die stärkste chemikalienbedingte Abnahme der Abundanz aufwiesen.

Die Verwendung der beschriebenen univariaten statistischen Verfahren basiert auf Angaben von SIEGEL (1987), NORUŠIS (1998), SACHS (1999) und SPARKS (2000). Diese Berechnungen erfolgten mit den Statistikprogrammen SPSS Version 7.5 und ToxRat Version 2.07. Die multivariaten Analysen wurden nach VAN DEN BRINK & TER BRAAK (1997,

1998, 1999) unter Verwendung des Programms CANOCO Version 4.0 (TER BRAAK & SMILAUER 1998) durchgeführt.

3 Ergebnisse

Die Darstellung der Ergebnisse gliedert sich wie folgt:

Im ersten Abschnitt wird Standort für Standort der Vergleich zwischen den Kontroll-TMEs bzw. Kontroll-Plots der verschiedenen Probennahmezeitpunkte im TME-Vortest, TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie sowie der Vergleich TME-Ringtest versus Freiland-Validierungsstudie vorgenommen. Dabei werden die Parameter Gesamtabundanz, Artenanzahl der Enchytraeidae, Shannon-Wiener Index, Dominanzspektrum, Abundanz der Gattungen *Fridericia* und *Enchytraeus*, Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz sowie die Vertikalverteilung der Enchytraeidae betrachtet.

Im zweiten Abschnitt werden chronologisch, d.h. für jeden Probennahmezeitpunkt, Standort für Standort die Auswirkungen der Modellchemikalie auf die oben genannten Parameter im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie besprochen. In einem weiteren Kapitel folgt getrennt für jeden Standort die Besprechung der mittels *Principal Response Curve* (PRC) untersuchten Auswirkungen der Modellchemikalie auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft im TME-Vortest, TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie, die untersucht wurden.

Abschließend werden alle vorher gezeigten Ergebnisse bezüglich der Auswirkungen der Modellchemikalie in einem eigenen Kapitel als NOEC- und EC₅₀-Werte zusammenfassend dargestellt.

3.1 Kontrollen

3.1.1 Gesamtabundanz der Enchytraeidae

Im TME-Vortest von Amsterdam wurde ein kontinuierlicher Anstieg der mittleren Enchytraeenanzahl vom Probennahmezeitpunkt w-1 mit $25.8 \pm 14.1 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ bis zum Ende der Exposition sechzehn Wochen nach der Applikation (w+16) mit $75.4 \pm 31.7 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ festgestellt (Abb. 3.1). Die Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten w-1 und w+8/w+16 sowie w+1 und w+16 waren signifikant (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurde an allen Instituten zu den Probennahmezeitpunkten w-1 und w+4 auf die Untersu-

chung der Enchytraeenzönose verzichtet (siehe Kapitel 2.5). Im TME-Ringtest von Amsterdam wurde wie im TME-Vortest ein stetiger Anstieg der Enchytraeenanzahl in den Kontroll-TMEs von 27.5 ± 13.3 (w+1) auf 59.7 ± 31.2 Ind. $\cdot 10^3/m^2$ (w+16) beobachtet. Ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den den Probenahmezeitpunkten wurde nicht festgestellt.

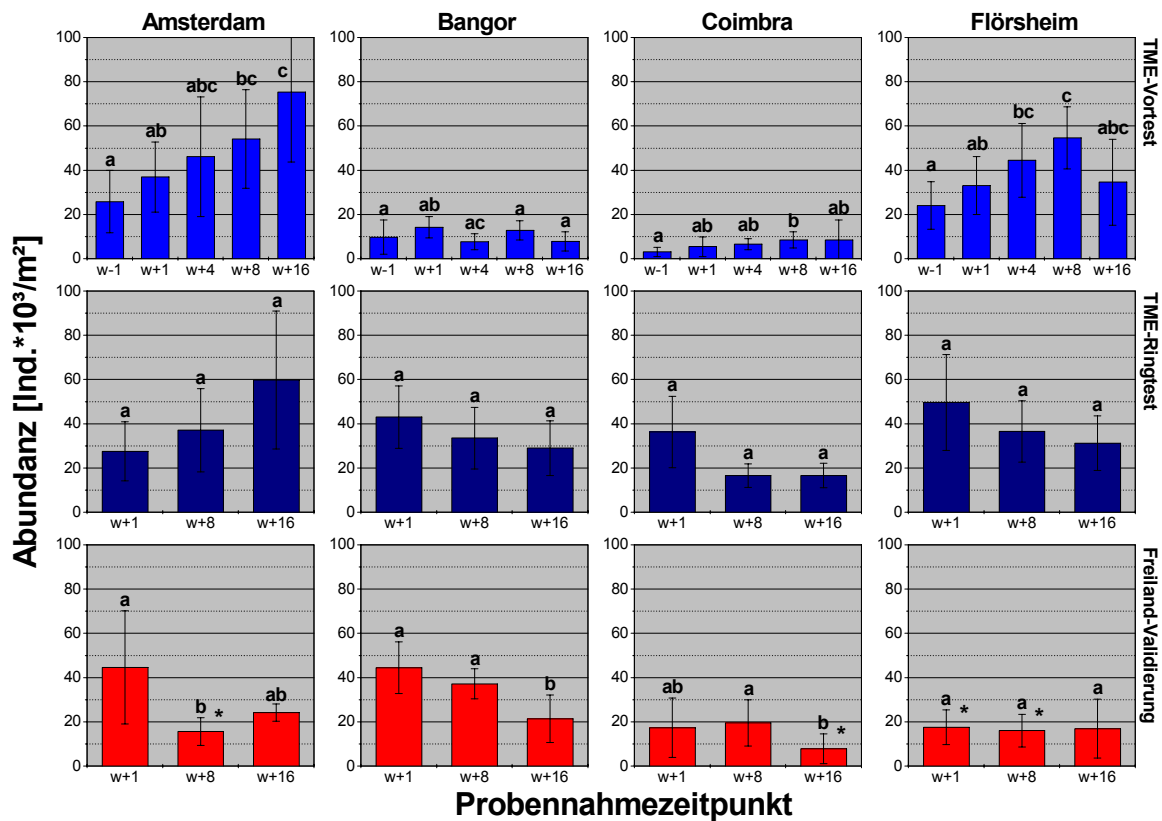


Abb. 3.1: Gesamtabundanz der Enchytraeen (Individuen $\cdot 10^3/m^2$) in den Kontrollen. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zu den Probenahmezeitpunkten w-1 (Woche 1 vor Applikation), w+1 (Woche 1 nach Applikation), w+4 (Woche 4 nach Applikation), w+8 (Woche 8 nach Applikation) und w+16 (Woche 16 nach Applikation). Das Fehlen von übereinstimmenden Buchstaben (a, b und c) kennzeichnet signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen den Probenahmezeitpunkten. * = signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie zu einem bestimmten Probenahmezeitpunkt.

In der Freiland-Validierungsstudie sank die Abundanz von 44.6 ± 25.6 (w+1) auf 15.6 ± 6.3 (w+8) bzw. auf 24.2 ± 3.9 Ind. $\cdot 10^3/m^2$ (w+16). Der Unterschied zwischen w+1 und w+8 war signifikant. Im Vergleich Freiland-Validierungsstudie versus TME-Ringtest lag die mittlere Individuenzahl zum Beginn (w+1) im Freiland über jener in den TMEs. Im weiteren zeitlichen Verlauf unterschied sich die Entwicklung der Enchytraeenabundanz in der Freiland-Validierungsstudie deutlich von der in den TMEs, denn es kam nicht zu dem

im TME-Ringtest beobachteten Anstieg. Zum Zeitpunkt w+8 war der Unterschied signifikant.

In Bangor schwankte die mittlere Individuenzahl im TME-Vortest zwischen den verschiedenen Probennahmezeitpunkten von 7.6 ± 3.6 (w+4) bis 14.2 ± 4.8 Ind.* $10^3/m^2$ (w+1) (Abb. 3.1). Ein stetiger An- oder Abstieg über die gesamte Expositionsdauer wurde nicht festgestellt. Der Unterschied zwischen w+1 und w+4 war signifikant. Im TME-Ringtest wurde eine statistisch nicht signifikante Abnahme der Abundanz von 43.0 ± 14.1 auf 29.0 ± 12.4 Ind.* $10^3/m^2$ beobachtet. Im Verlauf der Freiland-Validierungsstudie sank die mittlere Enchytraeenanzahl von 44.5 ± 11.7 (w+1) auf 21.4 ± 10.8 Ind.* $10^3/m^2$ (w+16). Die Abundanz zum Probennahmezeitpunkt w+16 lag signifikant unter jener der beiden früheren Probennahmezeitpunkte. Die für die Freiland-Validierungsstudie ermittelten Werte lagen zu allen Probennahmezeitpunkten in der gleichen Größenordnung wie im TME-Ringtest.

Im TME-Vortest in Coimbra nahm die mittlere Enchytraeenanzahl von 3.1 ± 2.1 (w-1) auf 8.5 ± 3.7 (w+8) bzw. 8.4 ± 9.1 Ind.* $10^3/m^2$ (w+16) zu (Abb. 3.1). Ein statistisch signifikanter Unterschied konnte nur zwischen w-1 und w+8 verifiziert werden. Im TME-Ringtest sank die Abundanz von 36.3 ± 16.1 Ind.* $10^3/m^2$ zum Probennahmezeitpunkt w+1 um mehr als die Hälfte zu den Zeitpunkten w+8 (16.6 ± 5.3 Ind.* $10^3/m^2$) und w+16 (16.8 ± 5.6 Ind.* $10^3/m^2$). Die beobachteten Differenzen zwischen den Probennahmezeitpunkten waren statistisch nicht signifikant. In der Freiland-Validierungsstudie nahm die mittlere Enchytraeenanzahl zunächst geringfügig zu, um dann zum Probennahmezeitpunkt w+16 deutlich abzunehmen. Der Unterschied zwischen w+8 (19.4 ± 10.4 Ind.* $10^3/m^2$) und w+16 (7.8 ± 6.7 Ind.* $10^3/m^2$) war signifikant. Die zum Zeitpunkt w+16 für die Freiland-Validierungsstudie ermittelte Enchytraeenabundanz lag signifikant unter der des entsprechenden Probennahmezeitpunktes des TME-Ringtests. Des Weiteren konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen Freiland-Validierungsstudie und TME-Ringtest festgestellt werden, wenngleich die mittlere Individuenanzahl in den TMEs zum Zeitpunkt w+1 etwa doppelt so hoch war wie im Freiland.

Im TME-Vortest von Flörsheim stieg die Abundanz der Enchytraeen im Vergleich zu w-1 (24.0 ± 10.8 Ind.* $10^3/m^2$) und w+1 (33.0 ± 13.1 Ind.* $10^3/m^2$) zu den Probennahmezeitpunkten w+4 (44.5 ± 16.7 Ind.* $10^3/m^2$) und w+8 (54.6 ± 14.0 Ind.* $10^3/m^2$) an (Abb. 3.1). Zum Ende der Expositionsperiode (w+16) sank die mittlere Abundanz wieder (34.6 ± 19.4 Ind.* $10^3/m^2$). Der Probennahmezeitpunkt w-1 unterschied sich signifikant von w+4 und w+8, der Zeitpunkt w+1 signifikant von w+8. Im TME-Ringtest wurde ein statis-

tisch nicht signifikanter Rückgang von 49.6 ± 21.7 (w+1) auf 31.2 ± 12.4 Ind.* $10^3/\text{m}^2$ (w+16) verzeichnet. In der Freiland-Validierungsstudie war zu allen drei Probennahmezeitpunkten die Abundanz der Enchytraeen nahezu identisch. Die mittlere Individuenanzahl lag deutlich unter der im TME-Ringtest festgestellten Abundanz. Die Werte von w+1 (17.5 ± 7.9 Ind.* $10^3/\text{m}^2$) und w+8 (16.0 ± 7.4 Ind.* $10^3/\text{m}^2$) unterschieden sich signifikant von den entsprechenden Werten des TME-Ringtests.

Sowohl im TME-Vortest und im TME-Ringtest als auch in der Freiland-Validierungsstudie wurde bei allen Instituten eine große Variabilität zwischen den Werten der einzelnen Kontrollreplikate eines Probennahmezeitpunktes ermittelt. Signifikante Unterschiede in der Abundanz der Enchytraeen zwischen dem TME-Ringtest und der parallel durchgeführten Freiland-Validierungsstudie wurden nur in 4 von 12 möglichen Vergleichen festgestellt. Bezüglich der Enchytraeenabundanz der Kontrollen bzw. deren Entwicklung über die Zeit in den beiden TME-Tests und der Freiland-Validierungsstudie konnten keine allgemeingültigen Trends festgestellt werden.

3.1.2 Artenanzahl der Enchytraeidae

Insgesamt wurden im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam 22, in Bangor 24, in Coimbra 14 und in Flörsheim 26 Arten bestimmt (Tab. 3.1). Die Gattung *Fridericia* ist zur Zeit einer Revision unterzogen, welche hier noch nicht berücksichtigt wurde (SCHMELZ, 2003).

Im Folgenden wird die Artenanzahl als Bereich der in allen Replikaten einer Kontrolle bzw. einer Applikationsrate gezählten Arten angegeben.

Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie wurden die Enchytraeenarten nur eine (w+1) und sechzehn Wochen (w+16) nach Applikation der Modellchemikalie bestimmt.

Im TME-Vortest Amsterdam lag die Anzahl der in den Kontroll-TMEs bestimmten Arten zwischen 5 – 8 (w-1) und 11 – 15 (w+4) (Abb. 3.2). Die Anzahl der Arten zum Zeitpunkt w+4 bzw. w+16 lag signifikant über der von w-1 (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Im TME-Ringtest wurden zwischen 6 - 14 (w+1) bzw. 10 - 13 (w+16) Arten bestimmt. In der Freiland-Validierungsstudie nahm die Anzahl der für die Kontrollplots bestimmten Enchytraeenarten im Verlauf der Versuchsdauer ab. Eine Woche nach Beginn des Versuches (w+1) wurden 13 – 17 Arten bestimmt. Nach sechzehn Wochen (w+16)

wurden signifikant weniger Arten (10 – 12) gefunden. Im Vergleich mit dem TME-Ringtest lag die Artenanzahl zum Zeitpunkt w+1 in der Freiland-Validierungsstudie etwas höher, zum Zeitpunkt w+16 war die Anzahl der determinierten Arten nahezu identisch.

Tab. 3.1: Determinierte Arten im TME-Vortest (VT), TME-Ringtest (RT) und der Freiland-Validierungsstudie (FVS) in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim. ¹Bangor, ²dunkel, ³ohne Flaschendrüsen, ⁴ohne Spermatheka, ⁵Wageningen, ⁶Borstenformel, ⁷6 Borsten ventral, ohne Samenblase und reguläre Chloragogzellen-Anordnung, ⁸Bodenpartikel, ⁹eine Spermatheka, ¹⁰Penialbulbus.

Arten	Amsterdam			Bangor			Coimbra			Flörsheim		
	VT	RT	FVS	VT	RT	FVS	VT	RT	FVS	VT	RT	FVS
<i>Achaeta bibulba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>A. bohemica</i>	-	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>A. microcosmi</i>	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>A. BAN</i> ¹	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>A. DKL</i> ²	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. OHFL</i> ³	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. OHSP</i> ⁴	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>A. WAG</i> ⁵	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Buchholzia appendiculata</i>	-	x	x	-	-	-	x	x	x	x	x	x
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>E. bulbosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-
<i>E. christenseni</i>	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x
<i>E. lacteus</i>	x	x	x	-	-	x	-	-	-	x	x	x
<i>E. norvegicus</i>	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	x	x
<i>Fridericia alata</i>	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>F. bisetosa</i>	x	x	x	x	x	x	-	-	-	x	x	x
<i>F. bulboides</i>	-	-	x	x	-	-	-	-	x	x	x	x
<i>F. bulbosa</i>	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>F. christeri</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>F. connata</i>	-	-	-	x	x	x	-	-	-	x	x	x
<i>F. galba</i>	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>F. isseli</i>	-	-	-	-	x	x	-	-	-	x	x	-
<i>F. leidigy</i>	-	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>F. maculata</i>	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>F. paroniana</i>	-	-	-	x	-	-	-	x	x	-	-	-
<i>F. perrieri</i>	-	-	-	x	x	x	-	x	-	x	x	x
<i>F. ratzeli</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x
<i>F. regularis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
<i>F. sylvatica</i>	x	x	x	-	-	-	-	-	-	x	x	x
<i>F. 4:2</i> ⁶	x	x	x	x	-	-	x	x	-	x	x	x
<i>F. 4:4 braun</i> ⁶	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-
<i>F. 6/-SV/reg</i> ⁷	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>F. BOP</i> ⁸	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-
<i>F. DKL</i> ²	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x
<i>F. ESP</i> ⁹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>F. OHSP</i> ⁴	-	x	x	x	-	-	x	x	-	x	x	x
<i>F. PB</i> ¹⁰	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	x	x
<i>Henlea nasuta</i>	x	x	x	-	x	x	-	-	-	x	x	x
<i>H. perpusilla</i>	x	x	x	-	-	x	-	x	-	x	x	x
<i>H. ventriculosus</i>	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	x	x
<i>Marionina sp.</i>	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-
<i>M. vesiculata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x
Artenanzahl Σ	22			24			14			26		

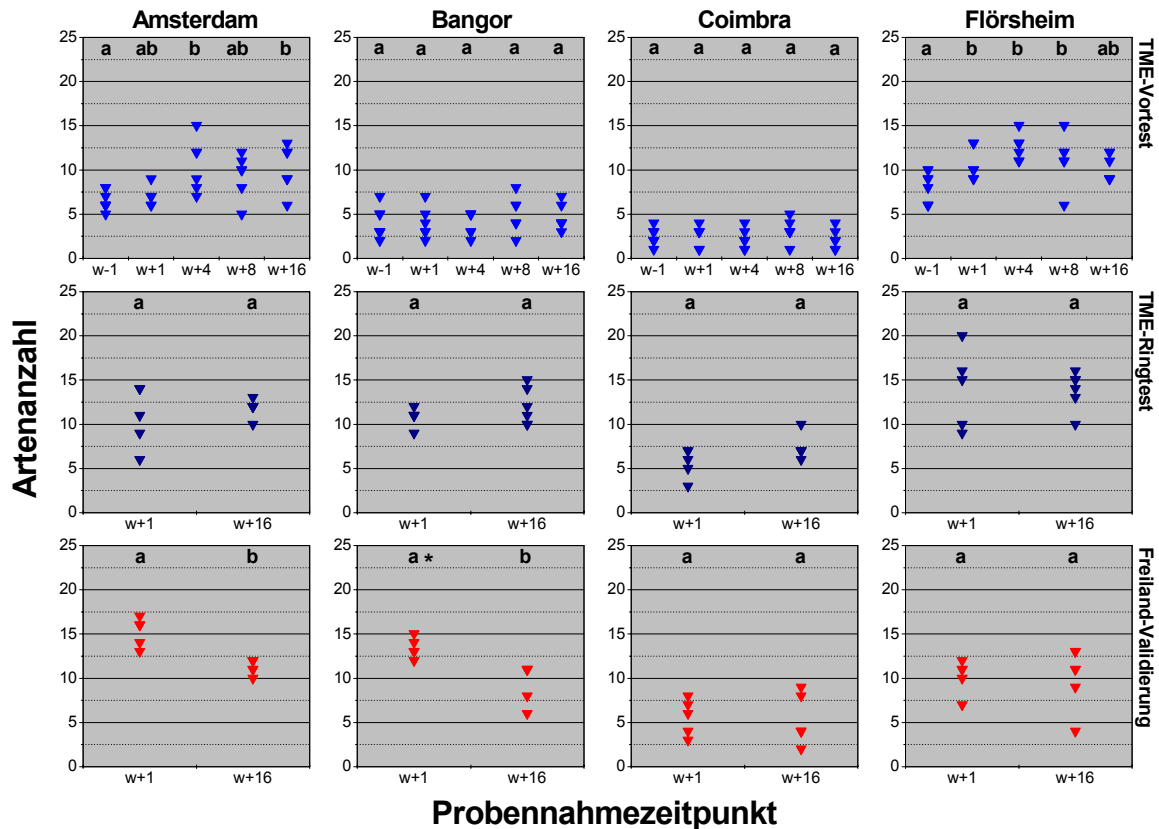


Abb. 3.2: Artenanzahl der Enchytraeidae in den Kontrollen. Dargestellt sind die Werte für jedes Kontrollreplikat eines Probenahmezeitpunktes für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zu den Probenahmezeitpunkten w-1 (Woche 1 vor Applikation), w+1 (Woche 1 nach Applikation), w+4 (Woche 4 nach Applikation), w+8 (Woche 8 nach Applikation) und w+16 (Woche 16 nach Applikation). Das Fehlen von übereinstimmenden Buchstaben (a und b) kennzeichnet signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen den Probenahmezeitpunkten. * = signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie zu einem bestimmten Probenahmezeitpunkt.

Im TME-Vortest in Bangor wurde zu allen Probenahmezeitpunkten mit 2 – 7 (w-1, w+1), 2 – 5 (w+4), 2 – 8 (w+8) und 3 – 7 (w+16) etwa die gleiche Artenanzahl bestimmt (Abb. 3.2). Im TME-Ringtest wurden eine Woche nach der Applikation (w+1) 9 – 12 und sechzehn Wochen nach der Applikation (w+16) 10 – 14 Arten in den Kontroll-TMEs gefunden. In der Freiland-Validierungsstudie sank die Artenanzahl über die Versuchsperiode von 12 – 15 (w+1) auf 6 – 11 zum Probenahmezeitpunkt w+16. Der Unterschied zwischen den Probenahmezeitpunkten war signifikant. Verglichen mit dem TME-Ringtest war die Artenanzahl zum Zeitpunkt w+1 in der Freiland-Validierungsstudie signifikant höher, während zum Zeitpunkt w+16 kein statistisch signifikanter Unterschied beobachtet wurde.

Im TME-Vortest von Coimbra konnten keine Unterschiede hinsichtlich der Artenanzahl zwischen den Kontroll-TMEs der verschiedenen Probenahmezeitpunkte festgestellt wer-

den (Abb. 3.2). Es wurden 1 – 4 (w-1, w+1, w+4, w+16) bzw. 1 – 5 Arten (w+8) gefunden. Im TME-Ringtest konnten 3 – 7 (w+1) und 6 – 10 (w+16) Arten bestimmt werden. In der Freiland-Validierungsstudie blieb die Artenanzahl von 3 – 8 (w+1) bzw. von 2 – 9 (w+16) über die Versuchsdauer konstant. Auch im Vergleich zum TME-Ringtest wurden keine Unterschiede bezüglich der Artenanzahl festgestellt.

In Flörsheim wurden im TME-Vortest vor Applikation der Modellchemikalie (w-1) 6 – 10 Arten in den Kontroll-TMEs bestimmt (Abb. 3.2). Die Anzahl der zu den Probennahmezeitpunkten w+1 (9 – 13), w+4 (11 – 15) und w+8 (6 – 15) bestimmten Arten lag statistisch signifikant darüber. Im TME-Ringtest wurden zum Zeitpunkt w+1 9 – 20 und zum Zeitpunkt w+16 10 – 16 Enchytraeenarten gefunden. In der Freiland-Validierungsstudie wurden 7 – 12 (w+1) bzw. 4 – 12 Arten (w+16) in den Kontrollplots und damit keine Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten gefunden. Die in der Freiland-Validierungsstudie ermittelten Artenanzahlen lagen im unteren Bereich der Werte des TME-Ringtests und unterschieden sich von diesen nicht signifikant.

Ebenso wie für die Gesamtabundanz konnte auch für die Anzahl der in den Kontrollen bestimmten Arten kein allgemeingültiger Trend weder im Vergleich der Probennahmezeitpunkte noch im Vergleich TME-Ringtest versus Freiland-Validierungsstudie beobachtet werden. Bei letzterem traten nur bei einem von 8 möglichen Vergleichen signifikante Unterschiede hinsichtlich der Artenanzahl auf.

3.1.3 Shannon-Wiener Diversitätsindex der Enchytraeide

Im TME-Vortest von Amsterdam schwankte der für die Kontrollen berechnete Shannon-Wiener Index zwischen 0.99 ± 0.27 (w+1) und 1.87 ± 0.28 (w+16) (Abb. 3.3). Zum Zeitpunkt w+1 lag er signifikant unter dem der anderen Zeitpunkte (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Außerdem zeigten sich signifikante Unterschiede zwischen w-1 und w+16. Im TME-Ringtest wurde ein Index von 1.96 ± 0.47 (w+1) und 1.94 ± 0.11 (w+16) berechnet. In der Freiland-Validierungsstudie sank der Shannon-Wiener Index signifikant von 2.37 ± 0.09 zum Zeitpunkt w+1 auf 1.87 ± 0.20 zum Zeitpunkt w+16. Im Vergleich mit dem TME-Ringtest konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

Der für den TME-Vortest in Bangor berechnete Shannon-Wiener Index lag zwischen 1.1 ± 0.37 bzw. 1.1 ± 0.41 (w-1 bzw. w+1) und 1.3 ± 0.4 (w+8) (Abb. 3.3). Im TME-Ringtest lag der Index zum Probennahmezeitpunkt w+1 (1.89 ± 0.11) signifikant unter dem von

w+16 (2.26 ± 0.13). In der Freiland-Validierungsstudie wurden zwischen w+1 (2.25 ± 0.11) und w+16 (2.08 ± 0.15) keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich des Shannon-Wiener Index beobachtet. Der für die Freiland-Validierungsstudie für den Probenahmezeitpunkt w+1 berechnete Wert lag signifikant über dem des entsprechenden Probenahmezeitpunktes des TME-Ringtests.

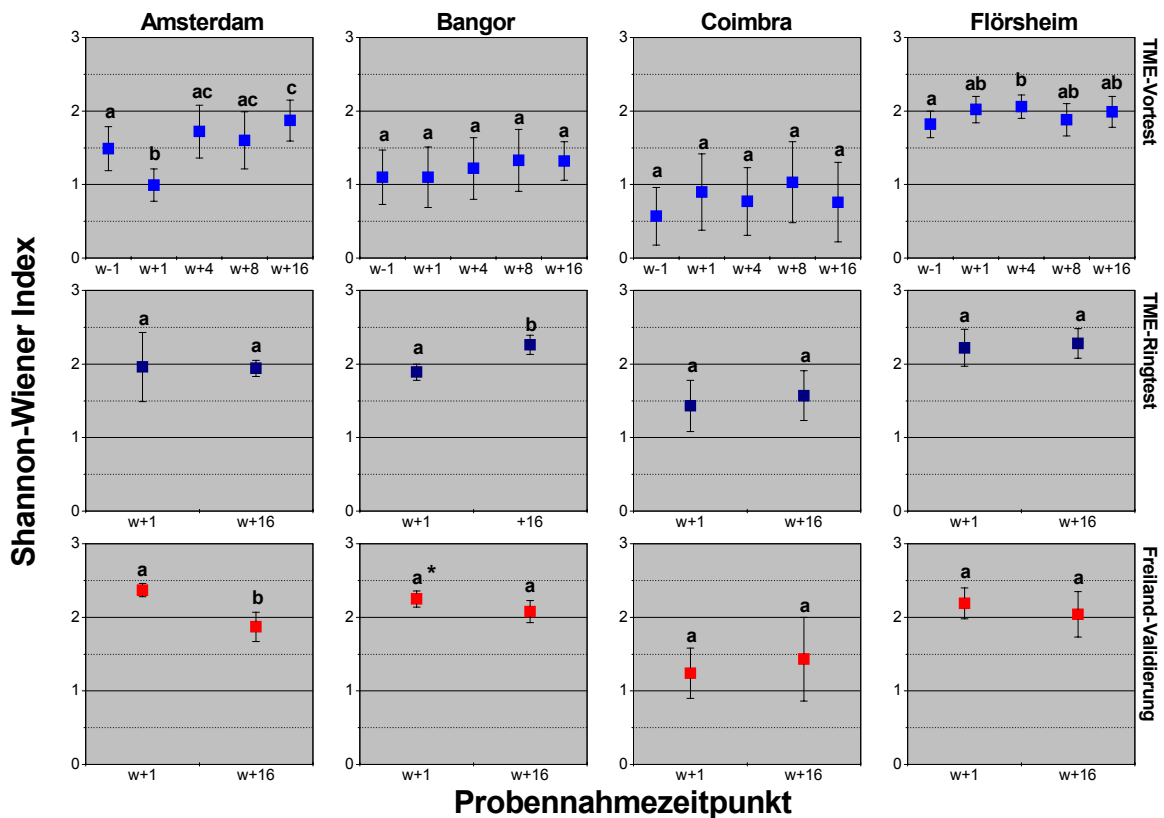


Abb. 3.3: Shannon-Wiener Diversitätsindex für die Enchytraeidae in den Kontrollen. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zu den Probenahmezeitpunkten w-1 (Woche 1 vor Applikation), w+1 (Woche 1 nach Applikation), w+4 (Woche 4 nach Applikation), w+8 (Woche 8 nach Applikation) und w+16 (Woche 16 nach Applikation). Das Fehlen von übereinstimmenden Buchstaben (a, b und c) kennzeichnet signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen den Probenahmezeitpunkten. * = signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie zu einem bestimmten Probenahmezeitpunkt.

In Coimbra schwankte der Index im TME-Vortest von 0.57 ± 0.39 (w-1) bis 1.03 ± 0.55 (w+8) und im TME-Ringtest von 1.43 ± 0.35 (w+1) bis 1.57 ± 0.34 (w+16) (Abb. 3.3). In der Freiland-Validierungsstudie lag der Shannon-Wiener Index zwischen 1.24 ± 0.34 (w+1) und 1.43 ± 0.57 (w+16). Alle Unterschiede zwischen den Probenahmezeitpunkten waren statistisch nicht signifikant. Im Vergleich zwischen Freiland-Validierungsstudie und TME-Ringtest wurden ebenfalls keine signifikanten Unterschiede festgestellt.

Im TME-Vortest von Flörsheim wurden in den Kontroll-TMEs Werte für den Shannon-Wiener Index von 1.82 ± 0.18 (w-1) bis 2.06 ± 0.16 (w+4) berechnet (Abb. 3.3). Diese beiden Indices unterschieden sich signifikant voneinander (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Zwischen allen anderen Probennahmezeitpunkten konnten keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden. Im TME-Ringtest wurde kein Unterschied zwischen den Probennahmezeitpunkten w+1 (2.22 ± 0.25) und w+16 (2.28 ± 0.20) festgestellt. Auch in der Freiland-Validierungsstudie unterschieden sich die für w+1 (2.19 ± 0.21) und w+16 (2.04 ± 0.31) berechneten Indices nicht voneinander. Im Vergleich mit dem TME-Ringtest konnten ebenfalls keine signifikanten Abweichungen hinsichtlich des Shannon-Wiener Index ermittelt werden.

Auch für den Shannon-Wiener Index konnte keine allgemeingültige Tendenz in bezug auf die Entwicklung an den verschiedenen Probennahmezeitpunkten als auch im Vergleich des TME-Ringtests mit der Freiland-Validierungsstudie beobachtet werden. Nur in einem von 8 möglichen Vergleichen zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie wurde ein statistisch signifikanter Unterschied festgestellt.

3.1.4 Dominanzspektrum der Gattungen der Enchytraeide

Die für Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim bestimmten Enchytraeenarten verteilten sich auf die Gattungen *Achaeta*, *Buchholzia*, *Enchytraeus*, *Fridericia*, *Henlea* und *Marionina* (Abb. 3.4). In der Zusammensetzung ähnelten sich die Standorte Amsterdam und Bangor, bei denen sich die Enchytraeenzönose hauptsächlich aus den Gattungen *Achaeta* und *Fridericia* zusammensetzte, sowie die Standorte Coimbra und Flörsheim mit einer starken Dominanz der Gattung *Fridericia* und einem größeren Anteil der Gattung *Enchytraeus*.

Im TME-Vortest in Amsterdam hatte die Gattung *Achaeta* mit 35.9 (w-1) bis 72.9 % (w+1) zu allen Probennahmezeitpunkten den größten Anteil an der Gesamtabundanz (Abb. 3.4), gefolgt von den Gattungen *Fridericia* (7.3 – 22.9 %) und *Henlea* (6.1 – 24.4 %). Die Gattung *Enchytraeus* trug immer den geringsten Anteil mit 2.4 (w+8) und 7.1 % (w-1) bei.

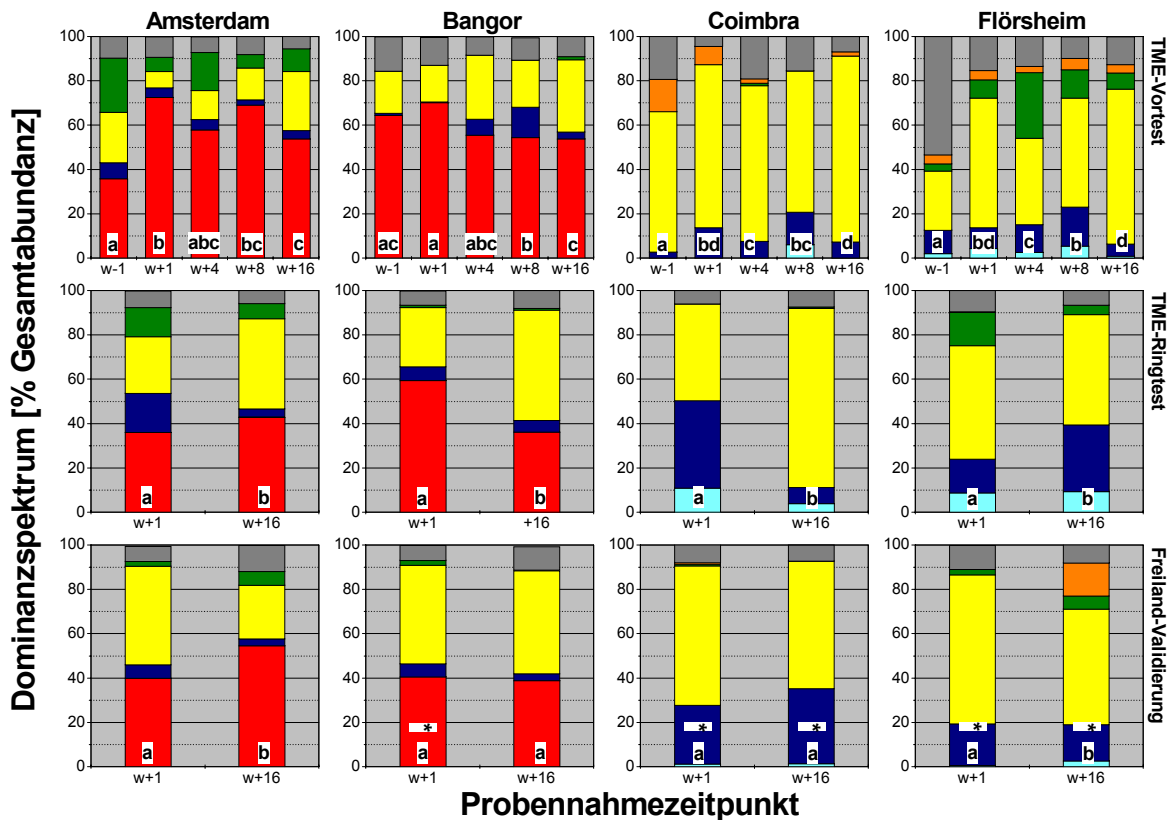


Abb. 3.4: Dominanzspektrum der Gattungen der Enchytraeen (in % der Gesamtabundanz) in den Kontrollen. Dargestellt sind die gemittelten prozentualen Anteile der Gattungen *Achaeta* (■), *Buchholzia* (■), *Enchytraeus* (■), *Fridericia* (■) und *Henlea* (■) an der Gesamtabundanz (■ = undeterminierter Rest) für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zu den Probennahmezeitpunkten w-1 (Woche 1 vor Applikation), w+1 (Woche 1 nach Applikation), w+4 (Woche 4 nach Applikation), w+8 (Woche 8 nach Applikation) und w+16 (Woche 16 nach Applikation). Das Fehlen von übereinstimmenden Buchstaben (a, b, c und d) kennzeichnet signifikante Unterschiede (Mehrfelder-chi²-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen den entsprechenden Probennahmezeitpunkten. * = signifikante Unterschiede (Mehrfelder-chi²-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie zu einem bestimmten Probennahmezeitpunkt.

Signifikante Unterschiede bezüglich des Dominanzspektrums der Gattungen der Enchytraeen wurde zwischen den Probennahmezeitpunkten w-1 und w+1 und w+8 bzw. zwischen w+1 und w+16 festgestellt (Mehrfelder-chi²-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Im TME-Ringtest war (wie im TME Vortest) der Anteil der Gattung *Achaeta* an der Gesamtabundanz am größten (36.0 (w+1) - 42.7 % (w+16)). Die Gattung *Fridericia* hatte einen Anteil von 25.7 (w+1) bis 40.6% (w+16). Die Gattung *Enchytraeus* nahm von 17.6 (w+1) auf 3.7 % (w+16) ab. Ebenso verringerte sich der Anteil der Gattung *Henlea* von 13.0 (w+1) auf 7 % (w+16). Das Dominanzspektrum der Probennahmezeitpunkte w+1 und w+16 unterschied sich signifikant. Auch in der Freiland-Validierungsstudie stellte die Gattung *Achaeta* in Amsterdam für beide Probennahmezeitpunkte zusammen betrachtet den höchsten Anteil der Gesamtabundanz mit 40.0 (w+1) und 54.6 % (w+16). An zweiter Po-

sition lag die Gattung *Fridericia* mit 44.5 (w+1) und 24.2 % (w+16). Die Gattungen *Enchytraeus* und *Henlea* trugen 6.0 bzw. 3.1 % (w+1) und 2.2 bzw. 6.3 % (w+16) zur Gesamtabundanz bei. Die Differenz zwischen den Probennahmezeitpunkten war signifikant. Signifikante Unterschiede zwischen dem TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden nicht festgestellt.

Im TME-Vortest von Bangor hatte (wie in Amsterdam) ebenfalls die Gattung *Achaeta* mit 53.9 (w+16) bis 70.0 % (w+1) den größten Anteil an der Gesamtabundanz (Abb. 3.4). An zweiter Stelle lag die Gattung *Fridericia* mit 16.6 (w+1) bis 32.6 % (w+16). Der Anteil der Gattung *Enchytraeus* schwankte zwischen 0.5 (w+1) und 13.6 % (w+8), die Gattung *Henlea* wurde nur zum Probennahmezeitpunkt w+16 mit einem Anteil von 1.4 % nachgewiesen. Signifikante Unterschiede im Dominanzspektrum wurden zwischen den Probennahmezeitpunkten w-1 und w+8, w+1 und w+8 bzw. w+16 und zwischen w+8 und w+16 ermittelt. Auch im TME-Ringtest stellte zum Probennahmezeitpunkt w+1 die Gattung *Achaeta* mit 59.0 % den größten und die Gattung *Fridericia* mit 26.7 % den zweitgrößten Anteil an der Gesamtabundanz. Zum Zeitpunkt w+16 kehrte sich die Reihenfolge um, die Gattung *Fridericia* hatte einen Anteil von 49.7 %, während der Anteil von *Achaeta* an der Gesamtabundanz auf 36.2 % abfiel. Die Gattung *Enchytraeus* stellte einen Anteil von 6.8 (w+1) und 5.3 % (w+16). Der Anteil der Gattung *Henlea* betrug 1.1 (w+1) und 0.9 % (w+16). Der Unterschied im Dominanzspektrum zwischen den Probennahmezeitpunkten w+1 und w+16 war signifikant. In der Freiland-Validierungsstudie trugen die Gattungen *Achaeta* (40.5 (w+1) und 38.9 % (w+16)) und *Fridericia* (45.5 (w+1) und 46.4 % (w+16)) zu gleichen Teilen zur Gesamtabundanz bei. Die Gattung *Enchytraeus* stellte einen Anteil von 6.1 (w+1) und 3.8 % (w+16) und die Gattung *Henlea* von 2.2 (w+1) und 0.4 % (w+16). Die Probennahmezeitpunkte waren hinsichtlich des Dominanzspektrums nicht signifikant unterschiedlich. Im Vergleich der Freiland-Validierungsstudie mit dem TME-Ringtest wurde für den Zeitpunkt (w+1) ein signifikanter Unterschied festgestellt.

In Coimbra stellte im TME-Vortest die Gattung *Fridericia* mit 63.4 (w-1) bis 83.9 % (w+16) zu allen Probennahmezeitpunkten den größten Anteil an der Gesamtabundanz (Abb. 3.4). Außer zum Probennahmezeitpunkt w-1 hatte die Gattung *Enchytraeus* immer den zweitgrößten Anteil (2.8 (w-1) – 14.6 % (w+8)). Der Anteil der Gattung *Marionina* betrug zwischen 0.0 (w+8) und 14.6 % (w-1). Die Gattungen *Buchholzia* (6.1 % (w+8)) und *Henlea* (1.2 % (w+4)) wurden jeweils nur einmal nachgewiesen. Das Dominanzspektrum zum Zeitpunkt w-1 unterschied sich durch den niedrigen Anteil der Gattung *Enchytraeus* signifikant von allen anderen Probennahmezeitpunkten. Weitere signifikante

Unterschiede im Dominanzspektrum wurden zwischen w+1 und w+4 sowie zwischen w+4 und w+16 ermittelt. Im TME-Ringtest trug die Gattung *Fridericia* den höchsten Anteil zur Gesamtabundanz bei, der Anteil lag zwischen 43.6 (w+1) und 80.8 % (w+16). Die Gattung *Enchytraeus* stellte den zweitgrößten Anteil, dieser sank von 34.5 (w+1) auf 7.4 % (w+16). Die Gattung *Buchholzia* verringerte ebenfalls ihren Anteil über die Zeit (von 10.9 (w+1) auf 3.9 % (w+16)). Die Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten w+1 und w+16 waren signifikant. In der Freiland-Validierungsstudie von Coimbra war, wie im TME-Vortest und im TME-Ringtest, der Anteil der Gattung *Fridericia* mit 62.9 (w+1) und 57.7 % (w+16) am größten, gefolgt von der Gattung *Enchytraeus* mit 26.5 (w+1) und 33.8 % (w+16)). Die Gattungen *Buchholzia*, *Henlea* und *Marionina* nahmen nur eine untergeordnete Rolle ein. Die Probennahmezeitpunkte zeigten keine signifikanten Unterschiede. Hingegen unterschied sich das Dominanzspektrum in der Freiland-Validierungsstudie an beiden Probenahmezeitpunkten signifikant von dem im TME-Ringtest.

Im TME-Vortest von Flörsheim stellte die Gattung *Fridericia* mit 26.7 (w-1) bis 69.9 % (w+16) den höchsten Anteil an der Gesamtabundanz (Abb. 3.4). Anschließend folgten die Gattungen *Enchytraeus* (5.5 (w+16) - 17.7 % (w+8)) und *Henlea* (3.3 (w-1) - 29.6 % (w+4)). Die Gattungen *Buchholzia* (0.9 – 5.4 %) und *Marionina* (2.9 – 5.0 %) trugen den geringsten Anteil an der Gesamtabundanz bei. Das Dominanzspektrum zum Probennahmezeitpunkt w-1 unterschied sich, bedingt durch einen hohen Anteil an unbestimmbaren Individuen signifikant von allen anderen Probennahmezeitpunkten. Zusätzlich wurden signifikante Unterschiede zwischen w+1 und w+4, w+4 und w+8 bzw. w+16 sowie w+8 und w+16 festgestellt. Im TME-Ringtest dominierte wie im TME-Vortest die Gattung *Fridericia* zu beiden Probennahmezeitpunkten die Gesamtabundanz mit 51.2 (w+1) und 49.9 % (w+16). Zum Probennahmezeitpunkt w+1 stellten die Gattungen *Enchytraeus* (18.3 %) und *Henlea* (14.8 %) einen etwa gleich großen Anteil an der Gesamtabundanz. Zum Zeitpunkt w+16 stieg der Anteil der Gattung *Enchytraeus* auf 30.1 % an, während sich der Anteil der Gattung *Henlea* auf 4.1 % verringerte. Die Gattung *Buchholzia* hatte einen gleichbleibenden Anteil an der Abundanz (8.7 (w+1) und 9.7 % (w+16)). Die Unterschiede im Dominanzspektrum waren signifikant. In der Freiland-Validierungsstudie hatte die Gattung *Fridericia* wie im TME-Vortest und im TME-Ringtest den größten Anteil an der Gesamtabundanz. Zum Zeitpunkt w+1 betrug der Wert 67.3 % und sank zum Zeitpunkt w+16 auf 52.1 %. Für die Gattung *Enchytraeus* wurde ein Anteil von 18.6 (w+1) bzw. 16.4 % (w+16) ermittelt. Die Gattung *Henlea* wurde mit 2.5 (w+1) und 6.0 % (w+16) erfasst. Die Gattung *Marionina* konnte nur zum Zeitpunkt (w+16) mit einem Anteil von

15.0 % bestimmt werden. Der Unterschied zwischen den Probennahmezeitpunkten sowie der Unterschied zwischen der Freiland-Validierungsstudie und dem TME-Ringtest war ebenfalls signifikant.

Wie für alle bisherigen Parameter konnte auch für das Dominanzspektrum in den Kontroll-TMEs keine allgemeingültige Tendenz in bezug auf die Entwicklung an den verschiedenen Probennahmezeitpunkten als auch im Vergleich des TME-Ringtests mit der Freiland-Validierungsstudie beobachtet werden. Generell zeigte der Vergleich der Probennahmezeitpunkte, dass das Dominanzspektrum starken zeitlichen Schwankungen unterworfen ist. Darauf können auch die im Vergleich zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie oftmals signifikanten Unterschiede bezüglich des Dominanzspektrums zurückgeführt werden.

3.1.5 Abundanz ausgewählter Gattungen der Enchytraeidae: *Fridericia*

Im TME-Vortest von Amsterdam schwankte die mittlere Abundanz der Gattung *Fridericia* zwischen 2.3 ± 1.7 (w+1) und 9.0 ± 8.9 Ind.* $10^3/m^2$ (w+8) und stieg zum Ende des Experiments (w+16) auf 19.9 ± 11.7 Ind.* $10^3/m^2$ an (Abb. 3.5). Die Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten w-1 und w+8/w+16 sowie w+1 und w+16 waren signifikant (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Im TME-Ringtest stieg die mittlere *Fridericia* Individuenanzahl in den Kontroll-TMEs von 7.9 ± 5.2 (w+1) um fast das Dreifache auf 22.6 ± 9.0 Ind.* $10^3/m^2$ (w+16) an. In der Freiland-Validierungsstudie sank die Abundanz der Gattung *Fridericia* von 15.8 ± 8.4 (w+1) auf 5.5 ± 0.7 Ind.* $10^3/m^2$ (w+16). Die Unterschiede zwischen den beiden Probennahmezeitpunkten waren sowohl im TME-Ringtest als auch in der Freiland-Validierungsstudie signifikant. Im Vergleich Freiland-Validierungsstudie versus TME-Ringtest lag die mittlere Individuenanzahl der Gattung *Fridericia* zu Beginn (w+1) im Freiland deutlich über, am Ende (w+16) deutlich unter jener in den TMEs. Die Unterschiede zum TME-Ringtest waren an beiden Probennahmezeitpunkten signifikant.

Im TME-Vortest in Bangor gab es bezüglich der mittleren Individuenanzahl der Gattung *Fridericia* von 2.2 ± 1.1 (w+16) bis 3.1 ± 2.2 Ind.* $10^3/m^2$ (w+8) keinen signifikanten Unterschied zwischen den verschiedenen Probennahmezeitpunkten (Abb. 3.5). Im TME-Ringtest wurden ebenfalls nur geringe, nicht signifikante Differenzen zwischen den Probennahmezeitpunkten beobachtet. Die Werte schwankten zwischen 11.6 ± 5.2 und

14.3 ± 6.6 Ind. $\cdot 10^3/m^2$. In der Freiland-Validierungsstudie nahm die mittlere Individuenanzahl der Gattung *Fridericia* im Verlauf der Freiland-Validierungsstudie statistisch signifikant von 18.9 ± 2.8 (w+1) auf 9.8 ± 4.0 Ind. $\cdot 10^3/m^2$ (w+16) ab. Die für die Freiland-Validierungsstudie ermittelten Werte unterschieden sich an beiden Probennahmezeitpunkten nicht signifikant von jenen des TME-Ringtest.

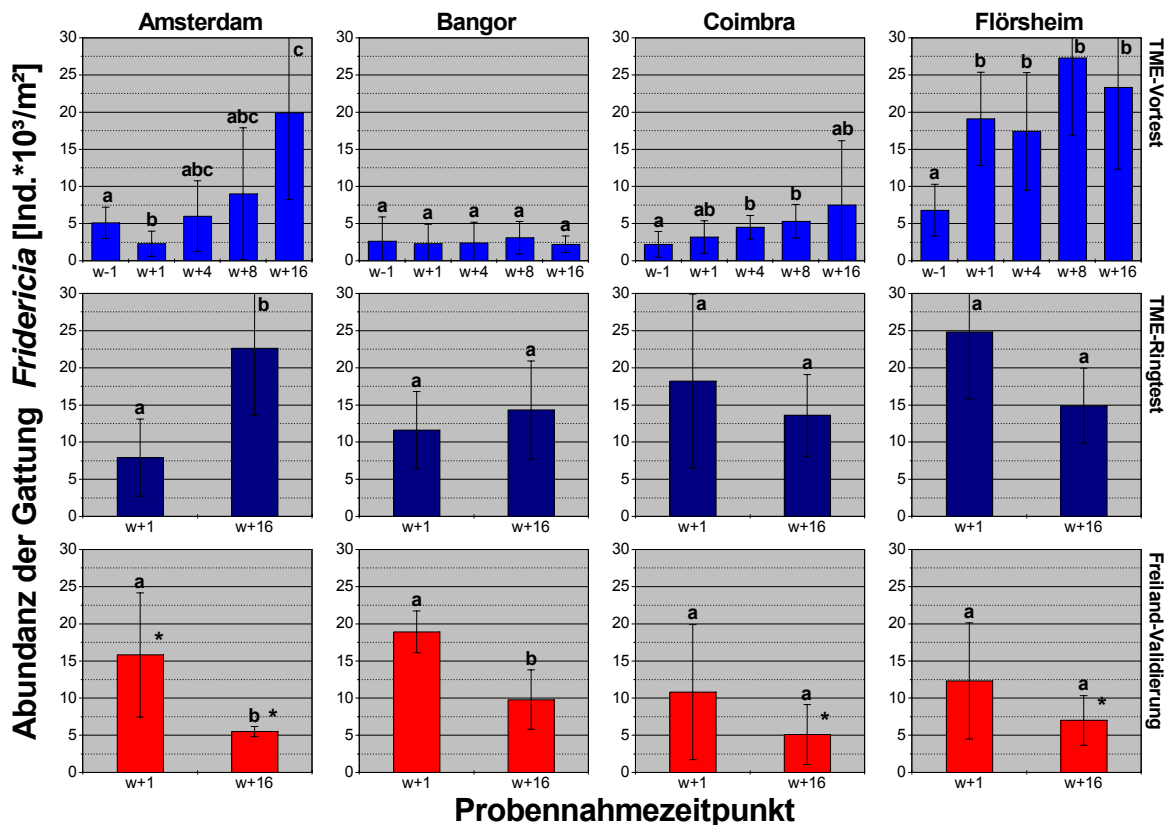


Abb. 3.5: Abundanz der Gattung *Fridericia* (Individuen $\cdot 10^3/m^2$) in den Kontrollen. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zu den Probennahmezeitpunkten w-1 (Woche 1 vor Applikation), w+1 (Woche 1 nach Applikation), w+4 (Woche 4 nach Applikation), w+8 (Woche 8 nach Applikation) und w+16 (Woche 16 nach Applikation). Das Fehlen von übereinstimmenden Buchstaben (a, b und c) kennzeichnet signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen den Probennahmezeitpunkten. * = signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie zu einem bestimmten Probennahmezeitpunkt.

Im TME-Vortest Coimbra nahm die Abundanz der Gattung *Fridericia* von 2.2 ± 1.7 Ind. $\cdot 10^3/m^2$ zum Probennahmezeitpunkt w-1 auf 7.5 ± 8.6 Ind. $\cdot 10^3/m^2$ (w+16) über den gesamten Versuchszeitraum kontinuierlich zu (Abb. 3.5). Der Probennahmezeitpunkt w-1 unterschied sich signifikant von den Probennahmezeitpunkten w+4 und w+8. Im TME-Ringtest sank die mittlere *Fridericia* Anzahl statistisch nicht signifikant von 18.2 ± 11.7 (w+1) auf 13.6 ± 5.5 Ind. $\cdot 10^3/m^2$ (w+16). In der Freiland-Validierungsstudie

von Coimbra nahm die Abundanz der Gattung *Fridericia* ebenfalls ab. Der Unterschied zwischen w+1 ($10.8 \pm 9.9 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$) und w+16 ($5.1 \pm 4.0 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$) war signifikant. Die für w+16 in der Freiland-Validierungsstudie ermittelte Abundanz lag signifikant unter der des entsprechenden Probennahmezeitpunktes des TME-Ringtests.

Im TME-Vortest Flörsheim war die mittlere Abundanz der Gattung *Fridericia* zum Probennahmezeitpunkt w-1 ($6.8 \pm 3.5 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$) deutlich niedriger als zu den anderen Probennahmezeitpunkten (19.1 ± 3.5 (w+4) – $27.3 \pm 10.4 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ (w+8)) (Abb. 3.5). Der Unterschied zwischen w-1 und den übrigen Probennahmezeitpunkten war signifikant. Im TME-Ringtest wurde ein statistisch nicht signifikanter Rückgang von 24.8 ± 9.1 (w+1) auf $14.9 \pm 5.0 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ (w+16) verzeichnet. Auch in der Freiland-Validierungsstudie von Flörsheim sank die mittlere Individuenzahl der Gattung *Fridericia*. Die Abnahme von $12.3 \pm 7.8 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ zum Probennahmezeitpunkt w+1 auf $7.0 \pm 3.4 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ zum Probennahmezeitpunkt w+16 war ebenfalls statistisch nicht signifikant. Die mittlere Abundanz lag deutlich unter der des TME-Ringtests, die Werte von w+16 unterschieden sich signifikant.

Für die Abundanz der Gattung *Fridericia* wurden sowohl im TME-Vortest und TME-Ringtest als auch in der Freiland-Validierungsstudie bei allen Instituten teilweise große Schwankungen zwischen den Werten der einzelnen Kontrollreplikate eines Probennahmezeitpunktes festgestellt. Signifikante Unterschiede in der Abundanz der Gattung *Fridericia* zwischen TME-Ringtest und der parallel durchgeführten Freiland-Validierungsstudie wurden in 4 von 8 möglichen Vergleichen festgestellt. Für die Kontrollen bzw. deren Entwicklung über die Zeit konnte im TME-Vortest und im TME-Ringtest auch für diesen Parameter keine generelle Tendenz beobachtet werden. In der Freiland-Validierungsstudie wurde an allen Standorten eine Abnahme der Abundanz der Gattung *Fridericia* über die Versuchsdauer festgestellt.

3.1.6 Abundanz ausgewählter Gattungen der Enchytraeidae: *Enchytraeus*

Im TME-Vortest von Amsterdam konnten keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Abundanz der Gattung *Enchytraeus* zwischen den Probennahmezeitpunkten festgestellt werden (Abb. 3.6). Die Werte für die Kontrollen schwankten von 1.3 ± 1.5 (w-1) bzw. 1.3 ± 0.6 (w+1) bis 2.8 ± 3.1 (w+4) bzw. $2.8 \pm 2.7 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ (w+16). Im TME-Ringtest wurden ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten

w+1 (4.8 ± 2.2) und w+16 (2.6 ± 3.4) ermittelt. In der Freiland-Validierungsstudie wurden zum Probennahmezeitpunkt w+1 (8.5 ± 4.8 Ind.* $10^3/m^2$) signifikant höhere Individuenzahlen der Gattung *Enchytraeus* festgestellt als zum Zeitpunkt w+16 (0.7 ± 0.7 Ind.* $10^3/m^2$) (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Signifikante Unterschiede zwischen der Freiland-Validierungsstudie und dem TME-Ringtest wurden nicht ermittelt.

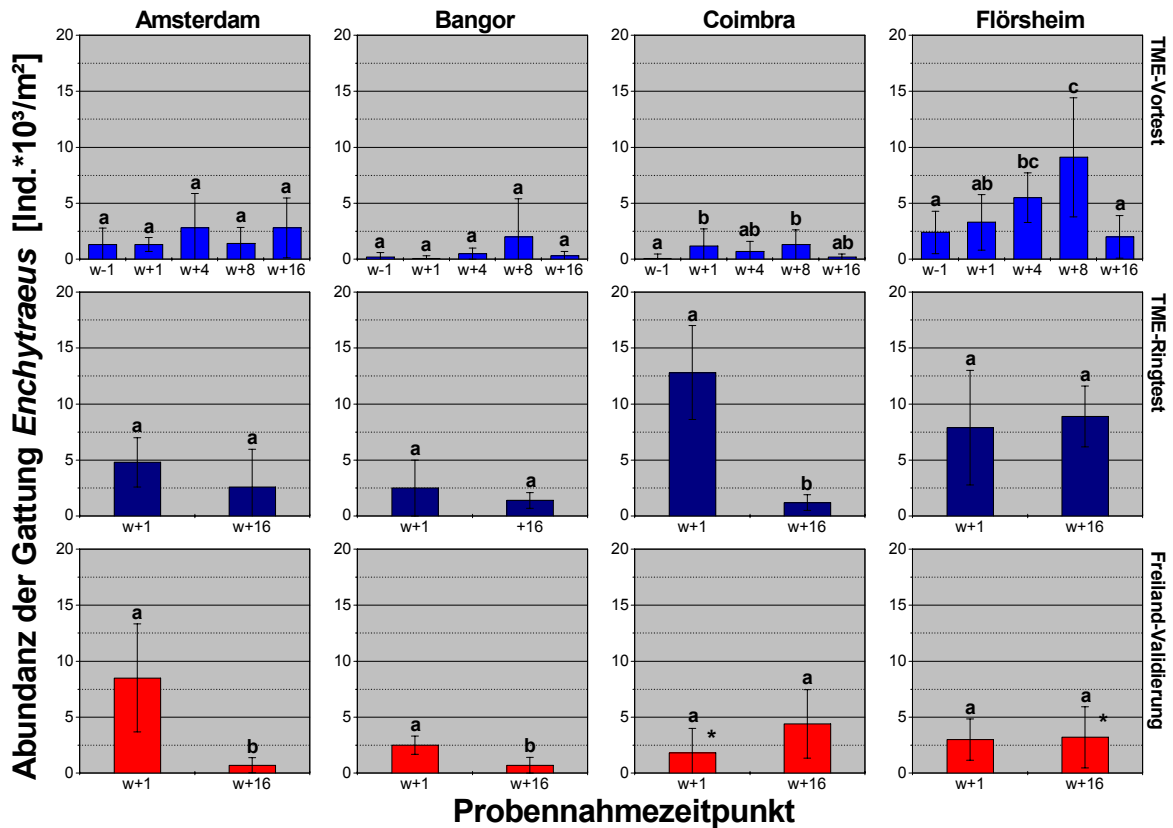


Abb. 3.6: Abundanz der Gattung *Enchytraeus* (Individuen* $10^3/m^2$) in den Kontrollen. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zu den Probennahmezeitpunkten w-1 (Woche 1 vor Applikation), w+1 (Woche 1 nach Applikation), w+4 (Woche 4 nach Applikation), w+8 (Woche 8 nach Applikation) und w+16 (Woche 16 nach Applikation). Das Fehlen von übereinstimmenden Buchstaben (a, b und c) kennzeichnet signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen den Probennahmezeitpunkten. * = signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie zu einem bestimmten Probennahmezeitpunkt.

Im TME-Vortest von Bangor wurden insgesamt sehr niedrige Abundanzen der Gattung *Enchytraeus* beobachtet, die Werte schwankten zwischen 0.1 ± 0.2 (w+1) und 2.0 ± 3.4 Ind.* $10^3/m^2$ (w+8) (Abb. 3.6). Im TME-Ringtest wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen w+1 (2.5 ± 2.5) und w+16 (1.4 ± 0.7) festgestellt. In der Freiland-Validierungsstudie wurden in Bangor zum Probennahmezeitpunkt w+1 mit

$2.5 \pm 0.8 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ signifikant höhere Individuenzahlen der Gattung *Enchytraeus* festgestellt als zum Zeitpunkt w+16 ($0.7 \pm 0.7 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$). Signifikante Unterschiede zwischen der Freiland-Validierungsstudie und dem TME-Ringtest wurden nicht beobachtet.

Im TME-Vortest von Coimbra wurden zwischen 0.1 ± 0.4 (w-1) und $1.3 \pm 1.3 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ (w+8) der Gattung *Enchytraeus* beobachtet (Abb. 3.6). Der Wert des Probenahmezeitpunktes w-1 unterschied sich signifikant von jenem der Zeitpunkte w+1 und w+8. Im TME-Ringtest wurde zum Probenahmezeitpunkt w+1 mit $12.8 \pm 4.2 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ eine signifikant höhere Abundanz als zum Zeitpunkt w+16 ($1.2 \pm 0.7 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$) ermittelt. In der Freiland-Validierungsstudie unterschieden sich die mittleren Abundanzen der beiden Probenahmezeitpunkte nicht signifikant voneinander. Die Werte lagen zwischen $1.8 \pm 2.2 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ (w+1) und $4.4 \pm 3.1 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ (w+16), wobei sich der Wert der Freiland-Validierungsstudie zum Zeitpunkt w+1 signifikant von dem des TME-Ringtests unterschied.

Im TME-Vortest Flörsheim stieg die mittlere Abundanz der Gattung *Enchytraeus* von 2.4 ± 1.9 (w-1) auf $9.1 \pm 5.3 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ (w+8) an und sank dann wieder auf $2.0 \pm 1.9 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$ (w+16) (Abb. 3.6). Dabei unterschied sich w+8 signifikant von w-1, w+1 bzw. w+16, außerdem wurden signifikante Unterschiede zwischen w+4 und w-1 bzw. w+16 ermittelt. Im TME-Ringtest wurden keine Unterschiede zwischen den Probenahmezeitpunkten w+1 ($7.9 \pm 5.1 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$) und w+16 ($8.9 \pm 2.7 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$) festgestellt. In der Freiland-Validierungsstudie waren die Abundanzen von w+1 ($3.0 \pm 1.9 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$) und w+16 ($3.2 \pm 2.7 \text{ Ind.} \cdot 10^3/\text{m}^2$) nahezu identisch. Die Werte von w+16 in der Freiland-Validierungsstudie und im TME-Ringtest unterschieden sich signifikant voneinander.

Auch für die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* wurden im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie teilweise große Schwankungen zwischen den Kontrollreplikaten eines Probenahmezeitpunktes festgestellt. Signifikante Unterschiede zwischen TME-Ringtest und der parallel durchgeführten Freiland-Validierungsstudie wurden in 2 von 8 möglichen Vergleichen festgestellt. Für die Kontrollen bzw. deren Entwicklung über die Zeit konnte im TME-Vortest und im TME-Ringtest auch für diesen Parameter kein allgemeiner Trend beobachtet werden.

3.1.7 Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz der Enchytraeidae

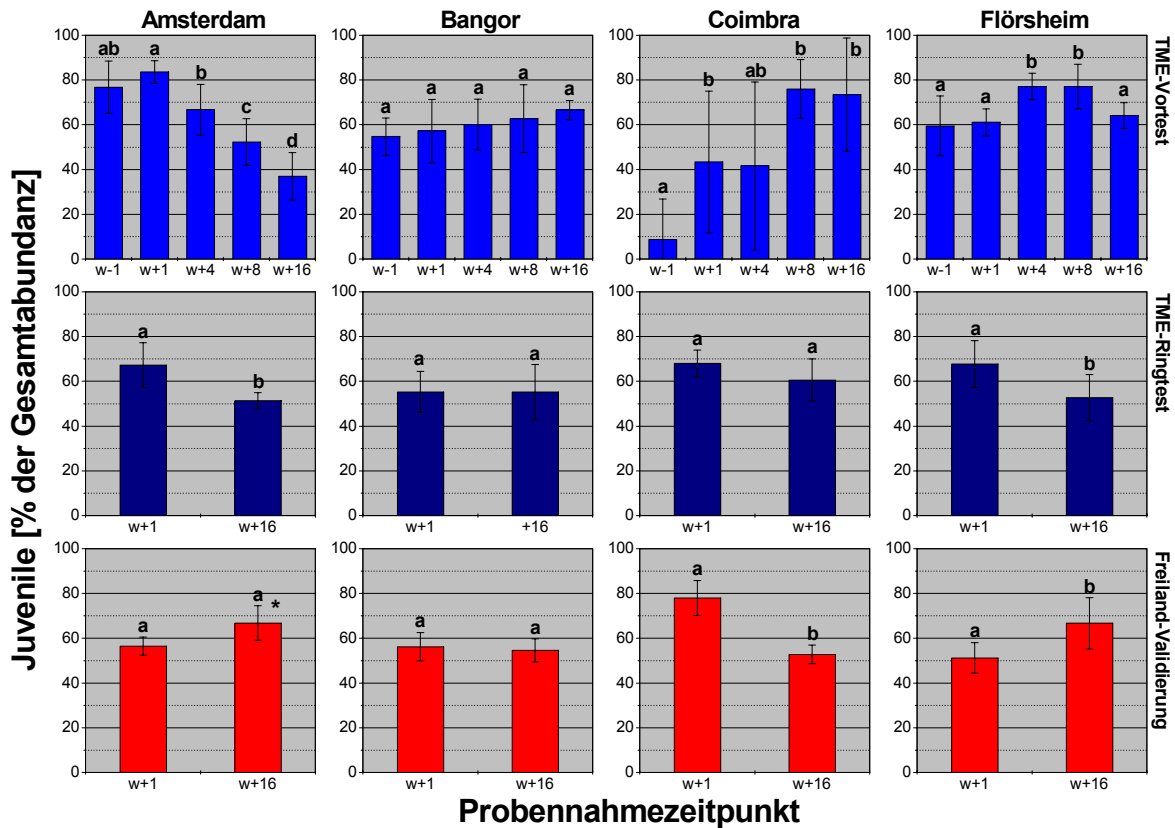


Abb. 3.7: Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz (in %) in den Kontrollen. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zu den Probennahmezeitpunkten w-1 (Woche 1 vor Applikation), w+1 (Woche 1 nach Applikation), w+4 (Woche 4 nach Applikation), w+8 (Woche 8 nach Applikation) und w+16 (Woche 16 nach Applikation). Das Fehlen von übereinstimmenden Buchstaben (a, b und c) kennzeichnet signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen den Probennahmezeitpunkten. * = signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie zu einem bestimmten Probennahmezeitpunkt.

Im TME-Vortest von Amsterdam wurde eine Abnahme des Anteils der Juvenilen an der Gesamtabundanz von 76.7 ± 11.7 (w-1) auf 36.9 ± 10.6 % (w+16) festgestellt (Abb. 3.7). Die Probennahmezeitpunkte w+8 und w+16 unterschieden sich signifikant von w-1, w+1 und w+4 (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Außerdem wurde ein signifikanter Unterschied zwischen w+1 und w+4 ermittelt. Im TME-Ringtest nahm der Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz von 76.2 ± 10 (w+1) auf 51.3 ± 3.6 % (w+16) ebenfalls signifikant ab. In der Freiland-Validierungsstudie wurde ein statistisch nicht signifikanter Anstieg des Anteils der Juvenilen an der Gesamtabundanz von 56.5 ± 4.1 (w+1) auf 66.8 ± 7.8 % (w+16) beobachtet. Zum Probennahmezeitpunkt w+16 gab es hinsichtlich des

Anteils Juveniler einen signifikanten Unterschied zwischen Freiland-Validierungsstudie und TME-Ringtest.

Im TME-Vortest in Bangor konnte ein geringer kontinuierlicher Anstieg des Anteils der Juvenilen an der Gesamtabundanz über die Zeit von w-1 (54.7 ± 8.3 %) zu w+16 (66.6 ± 4.3 %) ohne signifikanten Unterschied zwischen den Probennahmezeitpunkten festgestellt werden (Abb. 3.7). Im TME-Ringtest (55.3 ± 9.2 (w+1), 55.2 ± 12.4 % (w+16)) und in der Freiland-Validierungsstudie (w+1 (56.2 ± 6.3 %), w+16 (54.6 ± 5.2 %)) blieb der Anteil der Juvenilen konstant. Die Werte in der Freiland-Validierungsstudie unterschieden sich nicht von jenen des TME-Ringtests.

Im TME-Vortest von Coimbra nahm der Anteil der Juvenilen über den gesamten Versuchszeitraum deutlich zu. Zum Probennahmezeitpunkt w-1 betrug er 8.8 ± 18.1 %, bei den Zeitpunkten w+1 bzw. w+4 43.3 ± 31.7 bzw. 41.6 ± 37.5 % und bei den Zeitpunkten w+8 bzw. w+16 76.0 ± 13.1 bzw. 73.5 ± 25.2 % (Abb. 3.7). Die Unterschiede zwischen w-1 und w+1, w+8 bzw. w+16 waren signifikant. Im TME-Ringtest wurden keine Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten w+1 (68.0 ± 5.9 %) und w+16 (60.6 ± 9.4 %) beobachtet. In der Freiland-Validierungsstudie wurde ein signifikanter Rückgang des Anteils der Juvenilen an der Gesamtabundanz von 78.0 ± 7.8 (w+1) auf 52.8 ± 4.2 % (w+16) festgestellt. Zwischen Freiland-Validierungsstudie und TME-Ringtest konnten keine signifikanten Unterschiede verzeichnet werden.

Im TME-Vortest von Flörsheim schwankte der Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz zwischen 59 ± 13.4 (w-1) und 77.1 ± 6.0 (w+4) bzw. 77.1 ± 10.0 % (w+8) (Abb. 3.7). Die Probennahmezeitpunkte w+4 und w+8 unterschieden sich hinsichtlich des Juvenilenanteils signifikant von allen anderen Probennahmezeitpunkten.

Im TME-Ringtest konnte eine signifikante Reduktion von 67.7 ± 10.5 (w+1) auf 52.7 ± 10.3 % (w+16) festgestellt werden. In der Freiland-Validierungsstudie nahm der Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz von 51.2 ± 6.8 (w+1) auf 66.7 ± 11.4 % (w+16) zu. Der Unterschied zwischen den Probennahmezeitpunkten war signifikant, die Unterschiede zum TME-Ringtest nicht.

Hinsichtlich des Anteils der Juvenilen an der Gesamtabundanz in den Kontrollen bzw. deren Entwicklung über die Zeit im TME-Vortest, TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie konnten keine allgemein gültigen Trends festgestellt werden. Signifikante Unterschiede zwischen TME-Ringtest und der parallel durchgeführten Freiland-Validierungsstudie in bezug auf den Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz konnten nur in einem von 8 möglichen Vergleichen festgestellt werden.

3.1.8 Vertikalverteilung der Enchytraeidae in 0 – 2.5 und 2.5 – 5 cm Bodentiefe

Die Vertikalverteilung der Enchytraeen auf die beiden Bodenschichten 0 – 2.5 und 2.5 – 5 cm wurde von allen Instituten nur im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie untersucht.

Im TME-Ringtest in Amsterdam schwankte der Anteil der Enchytraeiden in der oberen Bodenschicht (0 – 2.5 cm) zwischen 56 (w+1), 41 (w+8) und 59 % (w+16) (Abb. 3.8). Die Probennahmezeitpunkte w+8 und w+16 unterschieden sich signifikant (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie war der Anteil an der Gesamtabundanz der Enchytraeidae in der oberen Bodenschicht mit 49 (w+1), 50 (w+8) und 52 % (w+16) bei allen Probennahmezeitpunkten nahezu konstant (Abb. 3.8). Signifikante Unterschiede zwischen Freiland-Validierungsstudie und TME-Ringtest konnten ebenfalls nicht ermittelt werden.

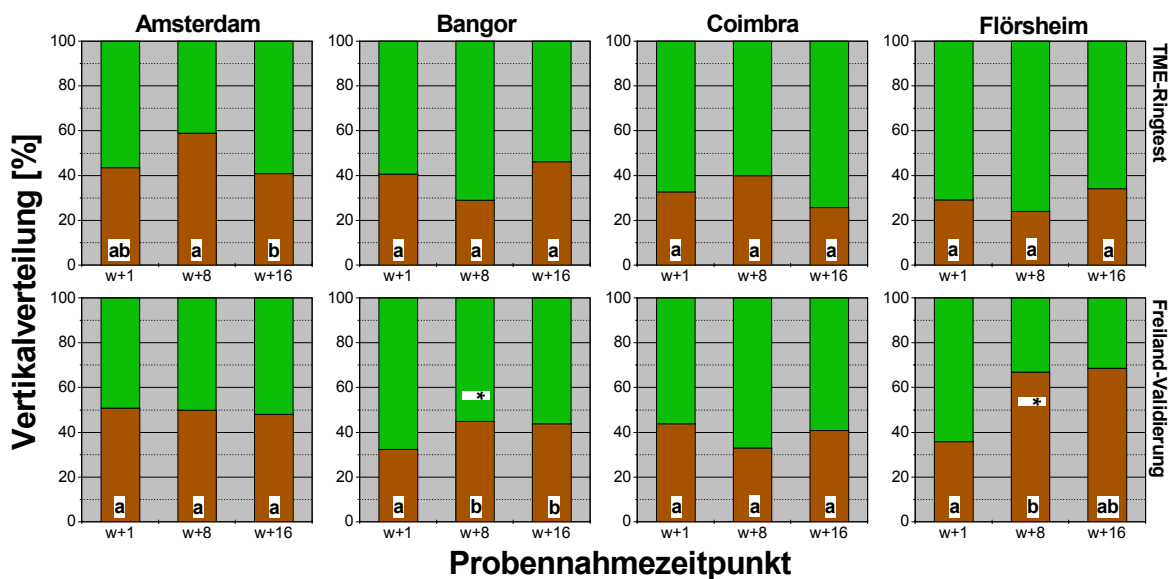


Abb. 3.8: Vertikalverteilung der Enchytraeidae (in % der Gesamtabundanz) in den Kontrollen. Dargestellt sind die prozentualen Anteile an der Gesamtabundanz in 0 – 2.5 cm (■) und 2.5 – 5 cm (■) Bodentiefe für den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zu den Probennahmezeitpunkten w+1 (Woche 1 nach Applikation), w+8 (Woche 8 nach Applikation) und w+16 (Woche 16 nach Applikation). Das Fehlen von übereinstimmenden Buchstaben (a und b) kennzeichnet signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen den Probennahmezeitpunkten. * = signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie zu einem bestimmten Probennahmezeitpunkt.

Im TME-Ringtest von Bangor lag der Anteil an der Gesamtabundanz in der oberen Bodenschicht zwischen 54 (w+8) und 71 % (w+16). Die Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten waren nicht signifikant. In der Freiland-Validierungsstudie nahm der Anteil

in der oberen Bodenschicht von 68 (w+1) auf 56 % (w+8 und w+16) ab. Der Unterschied zwischen w+1 und den beiden anderen Probennahmezeitpunkten war signifikant. Die Vertikalverteilung in der Freiland-Validierungsstudie zum Zeitpunkt w+8 unterschied sich signifikant von jener im TME-Ringtest.

Im TME-Ringtest von Coimbra lag der prozentuale Anteil der Enchytraeen in der oberen Bodenschicht zwischen 60 (w+8) und 74 % (w+16). In der Freiland-Validierungsstudie lagen die Werte für den Anteil an der Gesamtabundanz in der oberen Schicht zwischen 59 (w+8) und 67 % (w+16). Die Probennahmezeitpunkte unterschieden sich weder im TME-Ringtest noch in der Freiland-Validierungsstudie signifikant. Auch zwischen Freiland-Validierungsstudie und TME-Ringtest konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

Im TME-Ringtest in Flörsheim schwankte der Anteil an der Gesamtabundanz in der oberen Bodenschicht zwischen 66 (w+16) und 76 % (w+8). Auch hier waren die festgestellten Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten nicht signifikant. In der Freiland-Validierungsstudie nahm der Anteil in der oberen Schicht von 64 (w+1) auf 33 (w+8) bzw. 31 % (w+16) ab. Die Unterschiede zwischen w+1 und w+8 waren signifikant. Die Vertikalverteilung in der Freiland-Validierungsstudie zum Probennahmezeitpunkt w+8 unterschied sich von der im TME-Ringtest signifikant.

Bezüglich der Vertikalverteilung der Enchytraeidae in den Kontrollen und deren Entwicklung über die Versuchsdauer konnten sowohl für den TME-Ringtest als auch für die Freiland-Validierungsstudie keine generellen Tendenzen beobachtet werden. Unterschiede zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie konnten nur in 2 von 12 Vergleichen festgestellt werden.

3.2 Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim

3.2.1 Gesamtabundanz

Probennahmezeitpunkt w+1

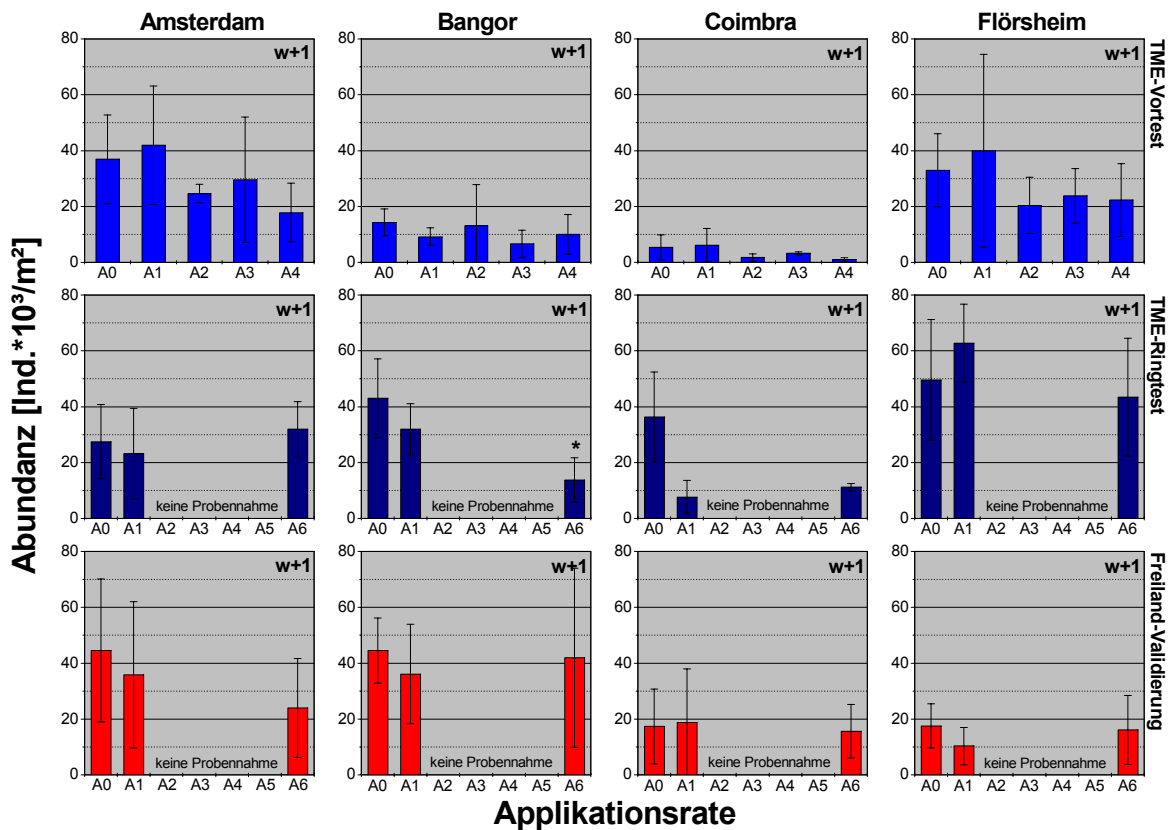


Abb. 3.9: Auswirkungen von Carbendazim auf die Gesamtabundanz der Enchytraeen (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte ± Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+1 (Woche 1 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha. Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden zum Probennahmezeitpunkt w+1 nur die Applikationsraten A0, A1 und A6 untersucht.

Im TME-Vortest in Amsterdam, Coimbra und Flörsheim konnte eine Woche nach Applikation der Modellchemikalie (w+1) eine bis zu 50%ige Abnahme der mittleren Enchytraeenanzahl in den drei höchsten Applikationsraten (A2 – A4) festgestellt werden (Abb. 3.9). In Bangor wurden keine Effekte der Chemikalienbehandlung auf die Abundanz der Enchytraeen beobachtet.

Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie wurden zum Zeitpunkt w+1 nur die Applikationsraten A0, A1 und A6 untersucht.

Im TME-Ringtest wurde in Bangor in der höchsten (A6) und in Coimbra in beiden Applikationsraten (A1, A6) ein mehr als 50%iger Rückgang der mittleren Enchytraeenanzahl festgestellt (Abb. 3.9), welcher im Falle von Bangor im Vergleich zur Kontrolle signifikant war (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). In Amsterdam und Flörsheim wurden keinerlei Effekte auf die Abundanz beobachtet.

In der Freiland-Validierungsstudie zeigten sich an keinem Standort Auswirkungen der Modellchemikalie auf die Individuenzahl der Enchytraeen.

Probennahmezeitpunkt w+4

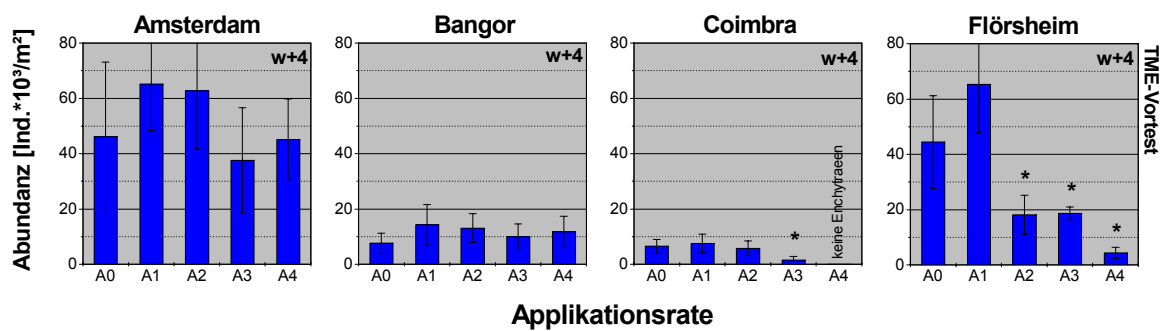


Abb. 3.10: Auswirkungen von Carbendazim auf die Gesamtabundanz der Enchytraeen (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+4 (Woche 4 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Eine Untersuchung der Enchytraeidenzönose wurde für den Zeitpunkt w+4 nur im TME-Vortest vorgenommen.

In Amsterdam und Bangor konnte keine Veränderung der Enchytraeenabundanz als Folge der Chemikalienbehandlung festgestellt werden (Abb. 3.10). In Coimbra war die mittlere Enchytraeenanzahl in der zweithöchsten Applikationsrate (A3) signifikant reduziert (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$), in der höchsten (A4) wurden keine Individuen mehr gefunden. In Flörsheim hatte die Enchytraeenabundanz in A2 bis A4 im Vergleich zur Kontrolle signifikant abgenommen.

Probennahmezeitpunkt w+8

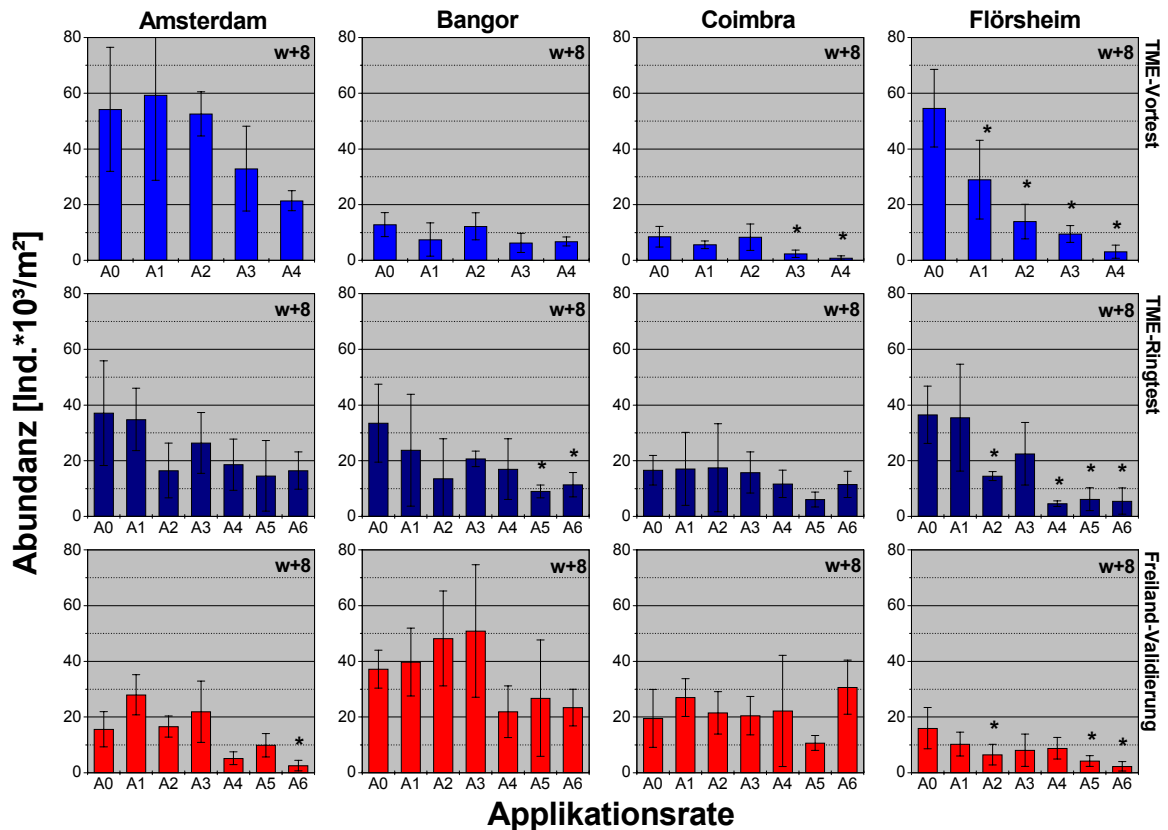


Abb. 3.11: Auswirkungen von Carbendazim auf die Gesamtabundanz der Enchytraeen (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+8 (Woche 8 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$ bzw. Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$ (Flörsheim TME-Ringtest)). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

In Amsterdam wurde im TME-Vortest eine Abnahme von mehr als 50 % der mittleren Enchytraeenanzahl in den beiden höchsten Applikationsraten (A3, A4) festgestellt (Abb. 3.11) Im TME-Ringtest war die Enchytraeenabundanz in A2 und A4 - A6 um ca. 50 % reduziert. In der Freiland-Validierungsstudie wurde in A4 und A6 eine um 50 % niedrigere Individuenanzahl ermittelt. Lediglich für A6 konnte ein statistisch signifikanter Unterschied im Vergleich zur Kontrolle nachgewiesen werden (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$).

Im TME-Vortest in Bangor wurde in der niedrigsten (A1) und in den beiden höchsten Applikationsraten (A3, A4) eine etwa 50 % reduzierte Enchytraeenabundanz im Vergleich zur Kontrolle festgestellt. Im TME-Ringtest war die mittlere Individuenanzahl in A2, A5 und

A6 um mehr als 50 % reduziert. In den beiden höchsten Applikationsraten (A5, A6) war die Abundanz statistisch signifikant gehemmt (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie war die mittlere Abundanz der Enchytraeen in den drei höchsten Applikationsraten (A4 – A6) um etwa 50 % niedriger als in der Kontrolle.

Im TME Vortest von Coimbra war die mittlere Enchytraeenanzahl in den beiden höchsten Applikationsraten (A3, A4) im Vergleich zur Kontrolle signifikant reduziert (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie war die Enchytraeenanzahl nur in der zweithöchsten Applikationsrate (A5) um mehr als 50 % reduziert.

In Flörsheim wurde im TME-Vortest eine signifikante Abnahme der mittleren Enchytraeenanzahl für alle Applikationsraten festgestellt (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Im TME-Ringtest war die Abundanz von A2 bis A6 niedriger als in der Kontrolle, statistisch signifikante Unterschiede wurden für A2, A4, A5 und A6 ermittelt (Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie war ab der niedrigsten Applikationsrate eine Reduktion der mittleren Enchytraeenanzahl zu beobachten, signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle traten in A2, A5 und A6 auf (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$).

Probennahmezeitpunkt w+16

Im TME-Vortest in Amsterdam war die mittlere Enchytraeenanzahl verglichen mit der Kontrolle in der niedrigsten Applikationsrate (A1) leicht und in den beiden höchsten (A3, A4) um mehr als 50 % reduziert (Abb. 3.12). Im TME-Ringtest konnte keine Abnahme, sondern in A3 eine deutliche Zunahme der Enchytraeenabundanz beobachtet werden. In der Freiland-Validierungsstudie wurde in A2, A5 und A6 eine etwas niedrigere mittlere Individuendichte festgestellt.

In Bangor war im TME-Vortest die Enchytraeenabundanz in der höchsten Applikationsrate (A4) deutlich (über 50 %) kleiner als in der Kontrolle. Im TME-Ringtest war die mittlere Enchytraeenanzahl in A4 und A6 statistisch signifikant niedriger als in der Kontrolle (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie konnte bei allen Applikationsraten keine Abnahme der Abundanz festgestellt werden. Stattdessen trat in A3 eine höhere Individuenzahl als in der Kontrolle auf.

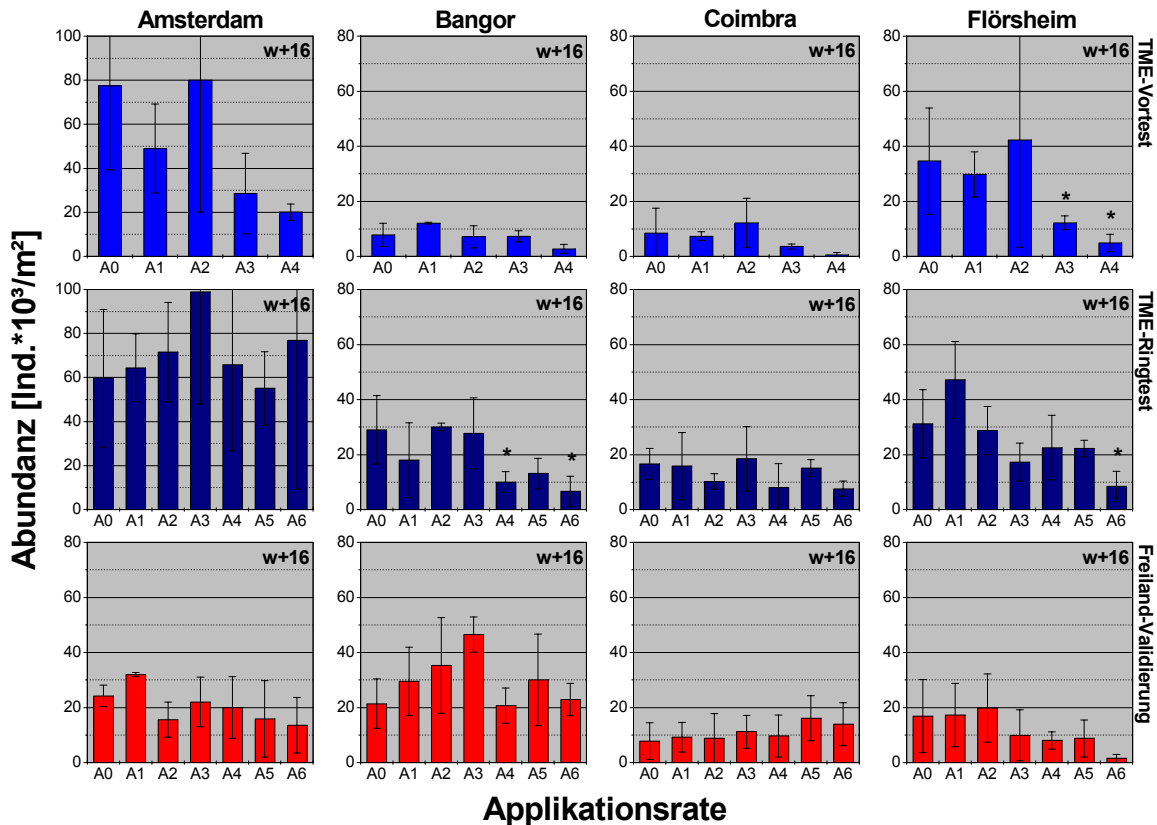


Abb. 3.12: Auswirkungen von Carbendazim auf die Gesamtabundanz der Enchytraeen (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probenahmezeitpunkt w+16 (Woche 16 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$ bzw. Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$ (Flörsheim TME-Vortest)). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

In Coimbra war die Abundanz der Enchytraeen im TME-Vortest in den beiden höchsten Applikationsraten (A3 und A4) mehr als 50 % reduziert. Im TME-Ringtest konnte keine eindeutige chemikalienabhängige Veränderung der Enchytraeenanzahl festgestellt werden. Für A2, A4 und A6 wurden im Vergleich zur Kontrolle niedrigere Abundanzen ermittelt. In der Freiland-Validierungsstudie wurden keine Auswirkungen der applizierten Chemikalie auf die Enchytraeenanzahl beobachtet.

Im TME-Vortest von Flörsheim war die mittlere Enchytraeenanzahl in den beiden höchsten Applikationsraten im Vergleich zur Kontrolle signifikant niedriger (Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Im TME-Ringtest war die Abundanz in A2 erhöht und beginnend mit A3 bis A6 reduziert, die Reduktion in A6 war signifikant (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie wurde ebenfalls ab A3 bis A6 eine über 50 % niedrigere mittlere Enchytraeenanzahl festgestellt.

An allen Standorten wurde teilweise eine erhebliche Variabilität bezüglich der Enchytraeenanzahl zwischen den Replikaten einer bestimmten Applikationsrate festgestellt. Dies gilt für alle Applikationsraten inklusive der Kontrollen sowohl im TME-Vortest und im TME-Ringtest als auch in der Freiland-Validierungsstudie. Die daraus resultierenden hohen Standardabweichungen hatten zur Folge, dass für den Vergleich der verschiedenen Applikationsraten mit den Kontrollen trotz deutlich niedrigerer Mittelwerte (mindestens 50 % Hemmung) in einigen Fällen keine statistisch signifikanten Unterschiede verifiziert werden konnten.

Die deutlichste Wirkung der Modellchemikalie Carbendazim auf die Abundanz der Enchytraeidae traten im TME-Vortest in Amsterdam und Bangor zu den Probennahmezeitpunkten w+8 und w+16, in Coimbra und Flörsheim zu den Probennahmezeitpunkten w+ 8 und w+4 auf. Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie waren die Effekte an allen Instituten zum Probennahmezeitpunkt w+8 (Amsterdam, Bangor und Flörsheim) und zum Probennahmezeitpunkt w+16 (Bangor, Coimbra und Flörsheim) am stärksten. Insbesondere in den zwei (TME-Vortest) bzw. in den drei bis fünf höchsten Applikationsraten (TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie) konnte eine Reduktion der Individuenzahl beobachtet werden.

3.2.2 Artenanzahl

Probennahmezeitpunkt w+1

In Amsterdam konnte im TME-Vortest eine Woche nach Applikation der Modellchemikalie (w+1) eine leichte Abnahme der Anzahl der bestimmten Arten insbesondere in der höchsten Applikationsrate (A4) beobachtet werden (Abb. 3.13). Im TME-Ringtest konnte keine Reduktion der Artenanzahl ermittelt werden, während in der Freilandstudie in A6 eine verringerte Artenanzahl festgestellt wurde.

Im TME-Vortest von Bangor war die Artenanzahl in allen Applikationsraten im Vergleich zur Kontrolle unverändert. Im TME-Ringtest wurde eine signifikante Abnahme der Artenanzahl in der höchsten Applikationsrate (A6) festgestellt (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie konnte keine Auswirkung der Chemikalienbehandlung auf die Anzahl der bestimmten Arten beobachtet werden.

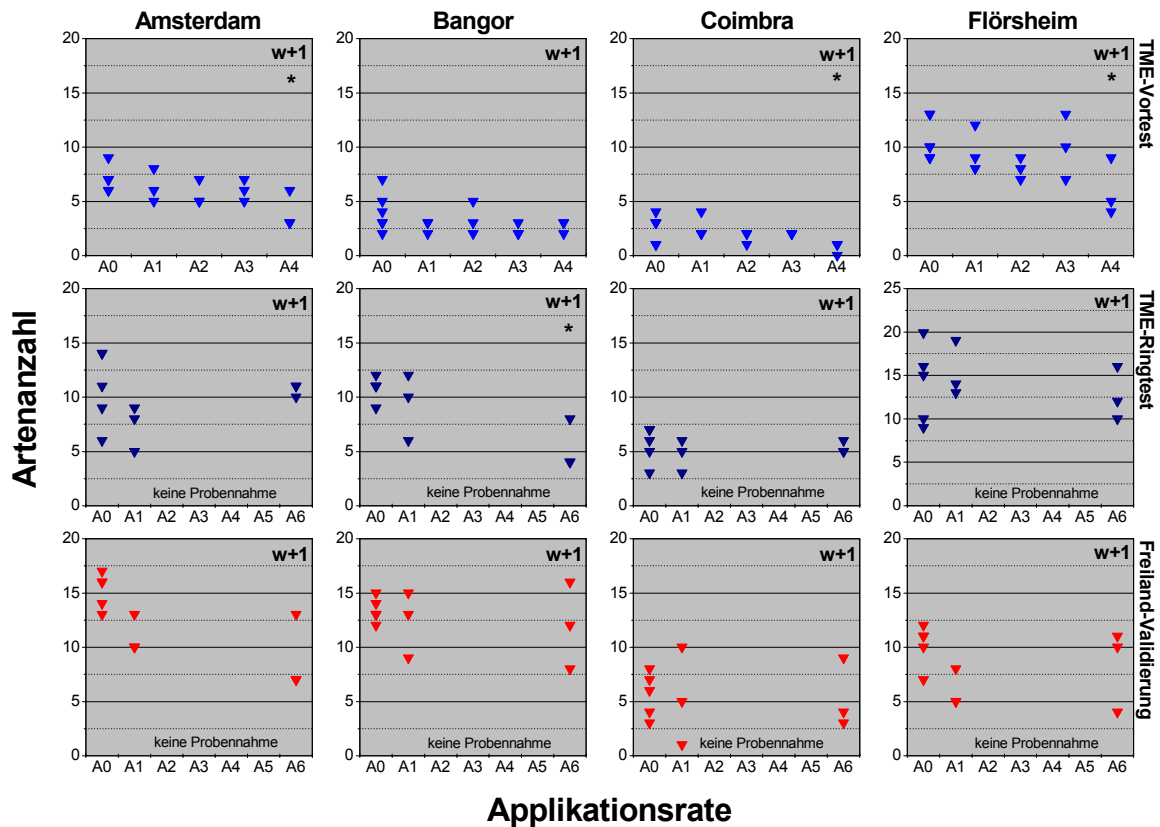


Abb. 3.13: Auswirkungen von Carbendazim auf die Artenanzahl der Enchytraeidae. Dargestellt sind die Werte für jedes Replikat der Kontrollen und aller Applikationsraten für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+1 (Woche 1 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$ bzw. Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$ (Bangor TME-Ringtest)). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha. Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden zum Probennahmezeitpunkt w+1 nur die Applikationsraten A0, A1 und A6 untersucht.

Im TME-Vortest von Coimbra und Flörsheim unterschied sich die Artenanzahl in A4 statistisch signifikant von der in den Kontroll-TMEs (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie konnte an diesen beiden Standorten keine chemikalienabhängige Veränderung der Artenanzahl festgestellt werden.

Probennahmezeitpunkte w+4 und w+8

In Amsterdam, Bangor und Coimbra wurden im TME-Vortest zum Probennahmezeitpunkt w+4 in den beiden höchsten Applikationsraten (A3, A4) niedrigere Artenanzahlen ermittelt als in den Kontroll-TMEs (Abb. 3.14). Dabei wurden in Coimbra in A4 keine Enchytraeen mehr gefunden. In Amsterdam war der Unterschied zwischen der Kontrolle und A3 signifi-

fikant (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). In Flörsheim lag die Artenanzahl in A2, A3 und A4 signifikant unter jener der Kontrolle (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$).

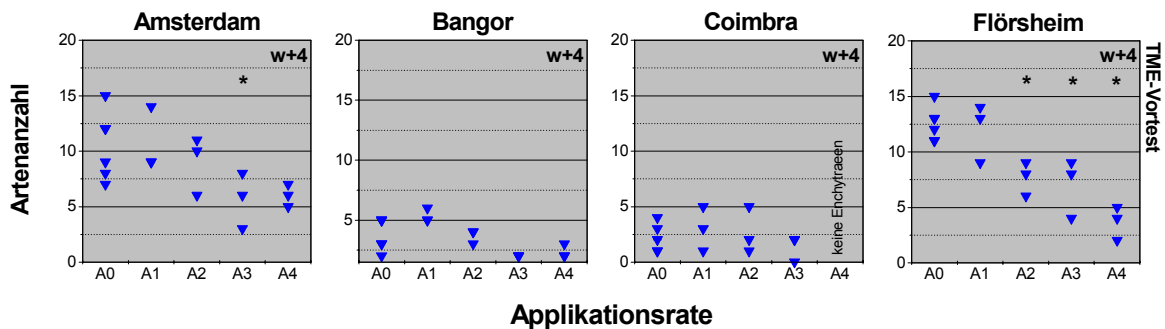


Abb. 3.14: Auswirkungen von Carbendazim auf die Artenanzahl der Enchytraeidae. Dargestellt sind die Werte für jedes Replikat der Kontrollen und aller Applikationsraten für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+4 (Woche 4 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Zum Probennahmezeitpunkt w+8 war im TME-Vortest von Amsterdam die Artenanzahl in A4 niedriger als in der Kontrolle (Abb. 3.15). In Bangor wurde in allen Applikationsraten eine kleinere Artenanzahl gefunden. Für A4 war der Unterschied im Vergleich zur Kontrolle statistisch signifikant (Bonferroni t-Test nach Holm: 1-seitig, $p \leq 0.05$). In Coimbra war die Anzahl der Arten in A3 kleiner und in A4 signifikant niedriger als in der Kontrolle (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Für Flörsheim wurde eine signifikante Abnahme der Artenanzahl für A3 und A4 ermittelt (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$).

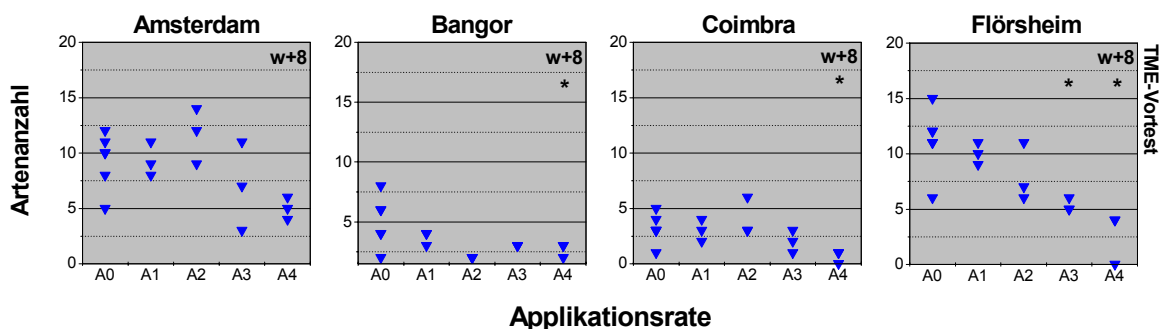


Abb. 3.15: Auswirkungen von Carbendazim auf die Artenanzahl der Enchytraeidae. Dargestellt sind die Werte für jedes Replikat der Kontrollen und aller Applikationsraten für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+8 (Woche 8 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$ bzw. Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$ (Bangor)). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Probennahmezeitpunkt w+16

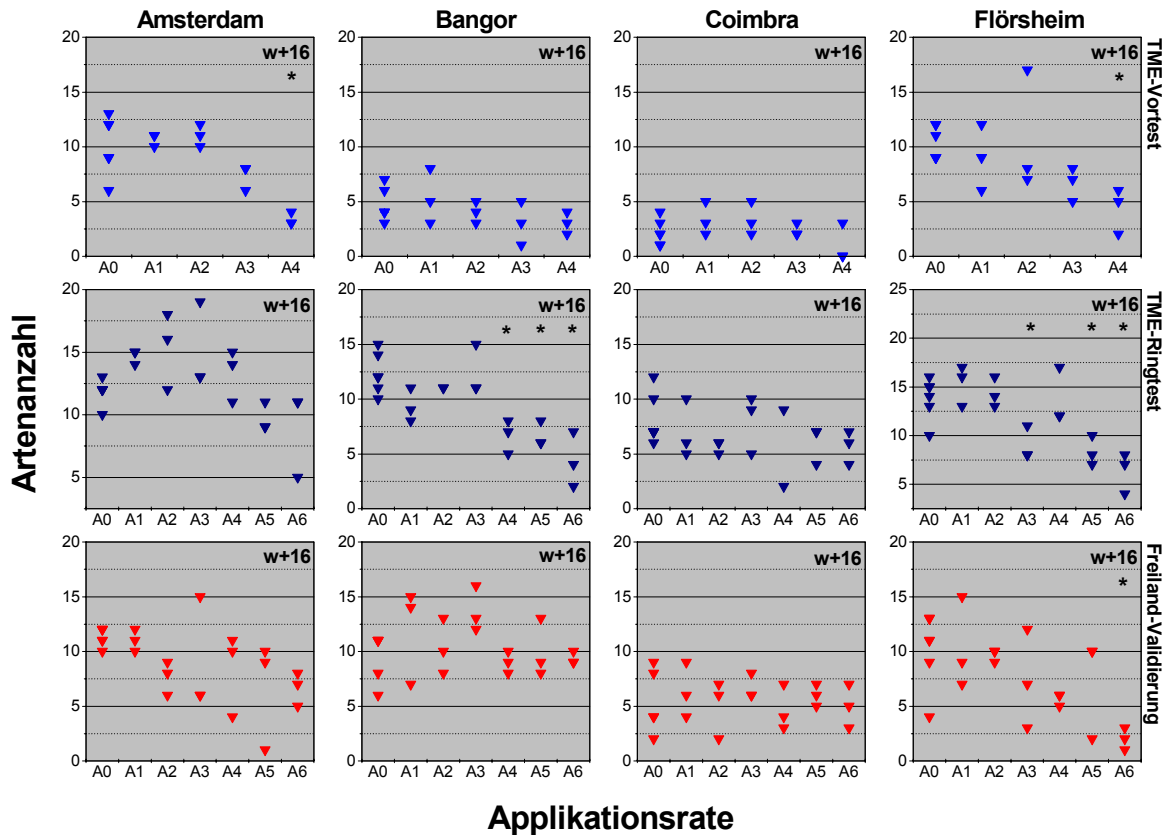


Abb. 3.16: Auswirkungen von Carbendazim auf die Artenanzahl der Enchytraeidae. Dargestellt sind die Werte für jedes Replikat der Kontrollen und aller Applikationsraten für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+16 (Woche 16 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$ bzw. Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$ (Amsterdam und Flörsheim TME-Vortest)). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

Im TME-Vortest von Amsterdam war in den beiden höchsten Applikationsraten (A3, A4) die Anzahl der Arten reduziert (Abb. 3.16). In A4 war die Abnahme im Vergleich zur Kontrolle signifikant (Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Im TME-Ringtest wurde in A1, A2 und A3 ein Anstieg und in den beiden höchsten Applikationsraten (A5, A6) eine Reduzierung der Artenanzahl festgestellt. In der Freiland-Validierungsstudie wurden ebenfalls in A5 und A6 weniger Arten gezählt. In A2, A3 und A4 wurden starke Unterschiede bezüglich der Artenanzahl zwischen den einzelnen Replikaten der jeweiligen Applikationsrate, mit teilweise deutlich niedrigeren Artenanzahlen als in den Kontrollreplikaten, festgestellt.

In Bangor war im TME-Vortest die Anzahl der Arten in den beiden höchsten Applikationsraten (A3, A4) im Vergleich zur Kontrolle reduziert. Im TME-Ringtest war die Artenanzahl in den Applikationsraten A4, A5 und A6 signifikant niedriger als in der Kontrolle (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie konnte für die untersuchten Applikationsraten keine Abnahme der Artenanzahl beobachtet werden. Stattdessen wurde für A1 und A3 eine erhöhte Artenanzahl festgestellt.

Im TME-Vortest von Coimbra konnte keine Abnahme der Enchytraeenarten beobachtet werden. Im TME-Ringtest wurde für A2, A5 und A6 eine Reduzierung der Artenanzahl ermittelt, während in der Freiland-Validierungsstudie keine chemikalienabhängige Veränderung der Artenanzahl festgestellt werden konnte.

Im TME-Vortest Flörsheim war die Anzahl der Arten in den beiden höchsten Applikationsraten (A3, A4) reduziert. Im Vergleich zur Kontrolle war die Abnahme der Artenanzahl in A4 signifikant (Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Im TME-Ringtest war die Anzahl der Arten in A3, A5 und A6 signifikant niedriger als in den Kontroll-TMEs (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie wurde ein signifikanter Unterschied im Vergleich zur Kontrolle für die höchste Applikationsrate ermittelt (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Allerdings konnten (wie in Amsterdam) starke Unterschiede zwischen den einzelnen Replikaten der Applikationsraten A3, A4 und A5 festgestellt werden, wobei einige dieser Replikate deutlich niedrigere Artenanzahlen aufwiesen als die Kontrollreplikate.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass, wie für die Gesamtabundanz, auch für die Artenanzahl der Enchytraeidae teilweise erhebliche Unterschiede zwischen den Replikaten einer Applikationsrate festgestellt wurden. Dies hatte auch für diesen Parameter zur Folge, dass trotz deutlicher Abnahme der Artenanzahl oftmals keine statistisch signifikanten Unterschiede verifiziert werden konnten.

Im TME-Vortest wurde eine Reduktion der Artenanzahl für die Probennahmezeitpunkte w+4, w+8 und w+16 gleichermaßen an allen Instituten festgestellt. Nur in Coimbra traten die Effekte auch schon zum Probennahmezeitpunkt w+1 auf. Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie waren die Auswirkungen von Carbendazim zum Probennahmezeitpunkt w+16 am deutlichsten (allerdings wurde die Artbestimmung im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie wie schon erwähnt nur zu den Probenahmezeitpunkten w+1 und w+16 vorgenommen). Sowohl im TME-Vortest wie auch im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie wurde eine Abnahme der Artenanzahl vor allem in den zwei bzw. drei höchsten Applikationsraten beobachtet.

3.2.3 Shannon-Wiener Diversitätsindex der Enchytraeidae

Probennahmezeitpunkt w+1

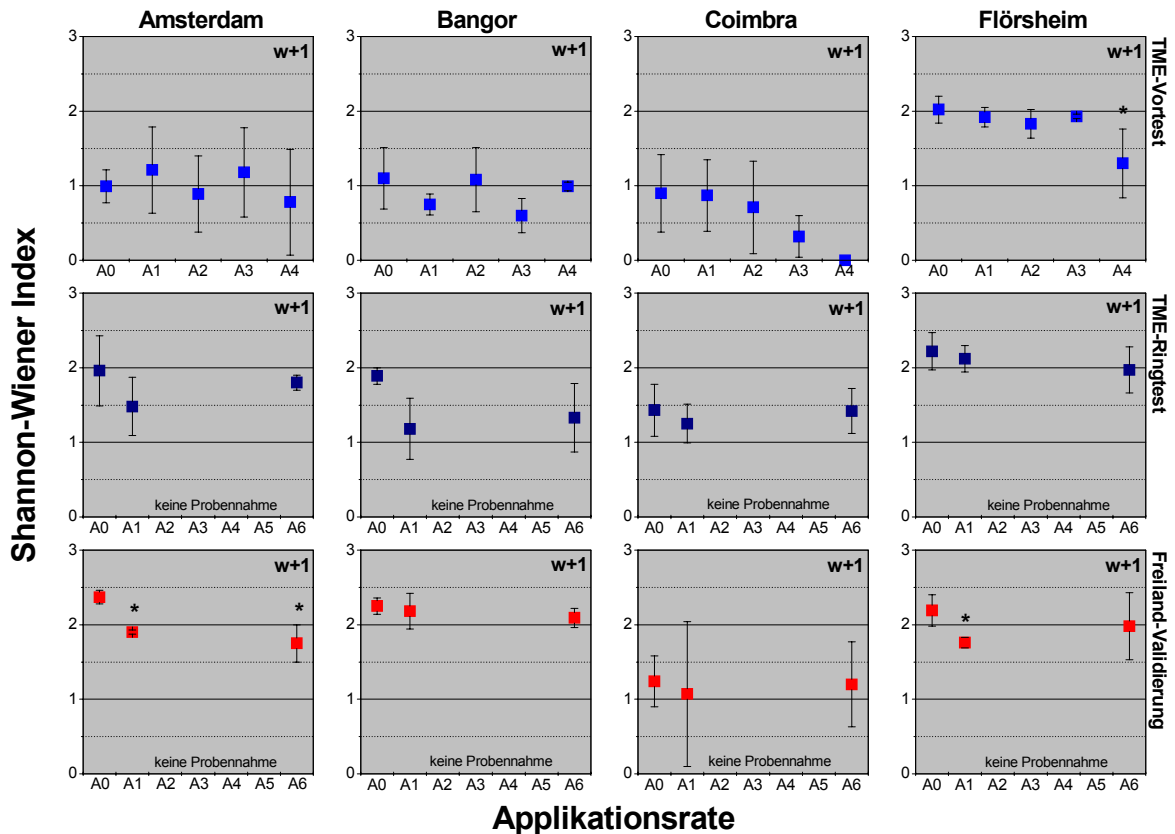


Abb. 3.17: Auswirkungen von Carbendazim auf den Shannon-Wiener Diversitätsindex der Enchytraeidae. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+1 (Woche 1 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha. Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden zum Probennahmezeitpunkt w+1 nur die Applikationsraten A0, A1 und A6 untersucht.

Im TME-Vortest von Amsterdam schwankte der Shannon-Wiener Diversitätsindex zwischen den Applikationsraten, signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle konnten aber nicht festgestellt werden (Abb. 3.17). Auch im TME-Ringtest wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen der Kontrolle und A1 bzw. A6 ermittelt. In der Freiland-Validierungsstudie war der Shannon-Wiener Index in A1 und A6 signifikant kleiner als in der Kontrolle (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$).

Im TME-Vortest von Bangor schwankte der Mittelwert des Index stark. Nur in A1 und A3 wurden im Vergleich zur Kontrolle niedrigere Werte ermittelt. Im TME-Ringtest lag der Shannon-Wiener Index in A1 und A6 unter dem in der Kontrolle, während in der Freiland-Validierungsstudie weder in A1 noch in A6 eine Ab- oder Zunahme festgestellt wurde.

Im TME-Vortest von Coimbra nahm der Shannon-Wiener Index mit zunehmenden Applikationsraten ab und lag in A3 und A4 deutlich unter dem der Kontrolle. Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden keine Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle beobachtet. Dabei war die Schwankungsbreite der einzelnen Replikate in der Freiland-Validierungsstudie mit Ausnahme der Kontrolle extrem hoch.

Im TME-Vortest in Flörsheim war der Shannon-Wiener Index in der höchsten Applikationsrate (A4) niedriger als in der Kontrolle. Im TME-Ringtest unterschieden sich die Indices von A1 und A6 nicht von der Kontrolle, während in der Freiland-Validierungsstudie der Shannon-Wiener Index in A1 signifikant niedriger war als in der Kontrolle (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$).

Probennahmezeitpunkte w+4 und w+8

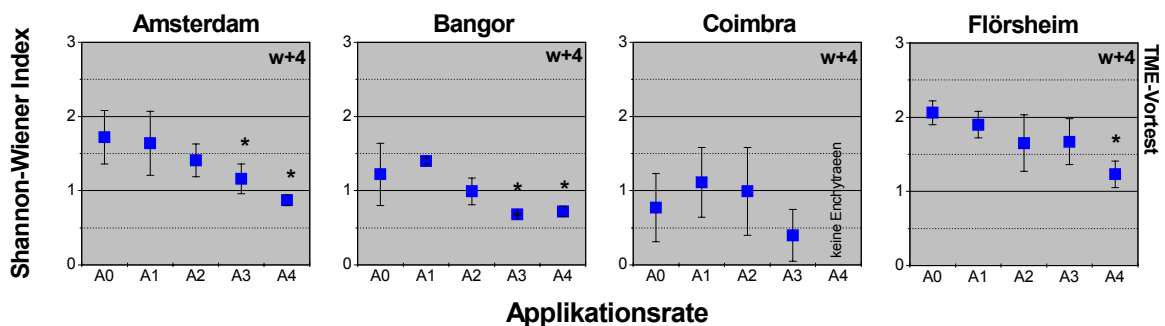


Abb. 3.18: Auswirkungen von Carbendazim auf den Shannon-Wiener Diversitätsindex der Enchytraeidae. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+4 (Woche 4 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$ bzw. Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$ (Bangor)). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

In Amsterdam und Bangor wurde im TME-Vortest zum Probennahmezeitpunkt w+4 in den beiden höchsten Applikationsraten (A3 und A4) eine signifikante Abnahme (Dunnett's t-Test (Amsterdam) bzw. Bonferroni t-Test nach Holm (Bangor); 1-seitig, $p \leq 0.05$) des Shannon-Wiener Index festgestellt (Abb. 3.18). In Coimbra war der Index in A1 und A2

höher und in A3 niedriger als in der Kontrolle (in A4 wurden keine Enchytraeen mehr gefunden). In Flörsheim lag der Shannon-Wiener Index in A2, A3 und A4 unter dem der Kontrolle, jedoch war der Unterschied nur für A4 signifikant (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$).

Zum Probennahmezeitpunkt w+8 lag der Shannon-Wiener Index im TME-Vortest von Amsterdam in A2 über und in A4 unter dem der Kontrolle (Abb. 3.19). In Bangor war der Index bei A2, A3 und A4 niedriger als in der Kontrolle, bei A2 war dieser Unterschied signifikant (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). In Coimbra war der Shannon-Wiener Index im Vergleich zur Kontrolle in A3 kleiner und in A4 signifikant kleiner (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). In Flörsheim war der Index in A3 und A4 signifikant niedriger als in der Kontrolle (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$).

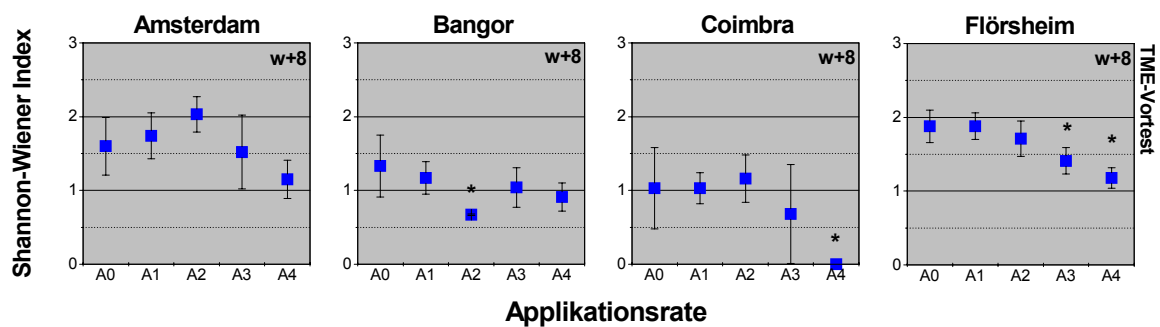


Abb. 3.19: Auswirkungen von Carbendazim auf den Shannon-Wiener Diversitätsindex der Enchytraeidae. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+8 (Woche 8 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Probennahmezeitpunkt w+16

Im TME-Vortest und im TME-Ringtest von Amsterdam war bei den beiden höchsten Applikationsraten der Shannon-Wiener Index kleiner als in der Kontrolle (Abb. 3.20). Jeweils bei der höchsten Applikationsrate (A4 im Vortest bzw. A6 im TME-Ringtest) war der Unterschied im Vergleich zur Kontrolle signifikant (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie wurde ebenfalls in den beiden höchsten Applikationsraten ein niedrigerer Shannon-Wiener Index festgestellt, wobei der Unterschied zwischen A5 und der Kontrolle signifikant war.

In Bangor war im TME-Vortest der Shannon-Wiener Index in den beiden höchsten Applikationsraten (A3, A4) kleiner als in der Kontrolle. Im TME-Ringtest war der Index in A4, A5 und A6 signifikant niedriger als in der Kontrolle (Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie konnte keine Veränderung des Shannon-Wiener Index festgestellt werden.

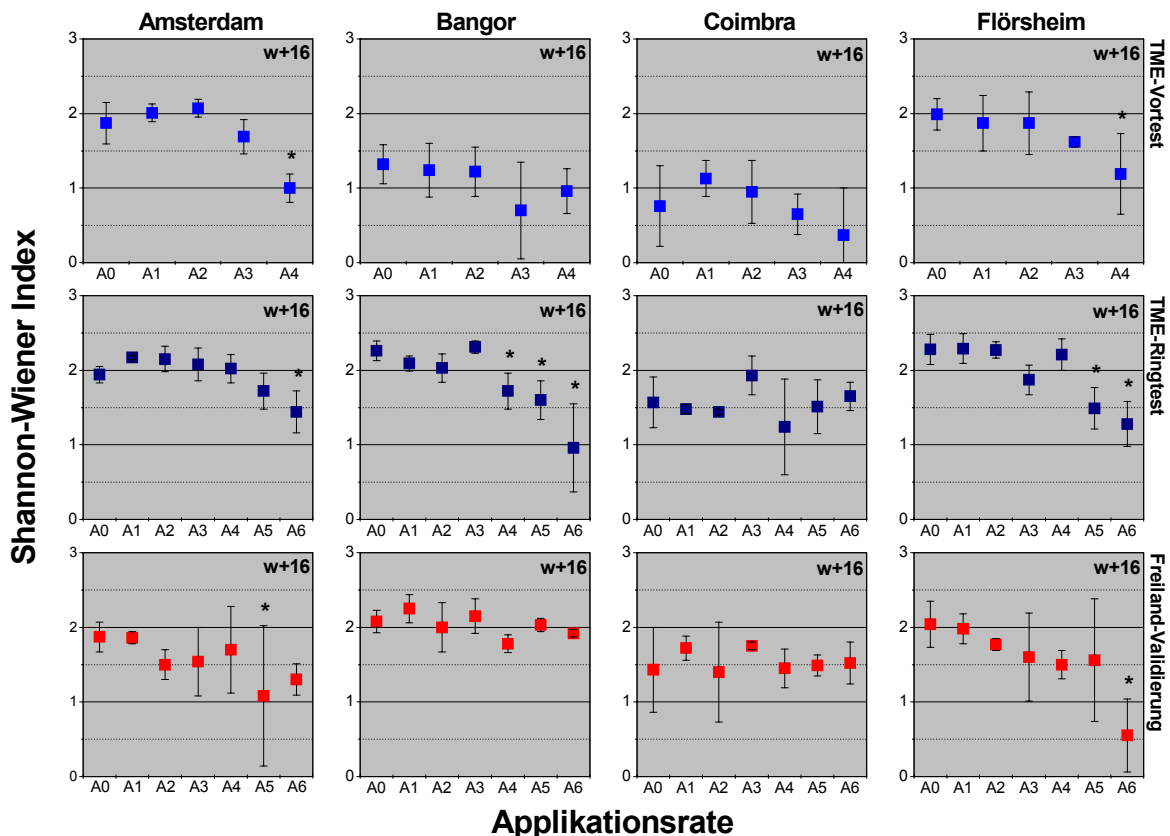


Abb. 3.20: Auswirkungen von Carbendazim auf den Shannon-Wiener Diversitätsindex der Enchytraeidae. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probenahmezeitpunkt w+16 (Woche 16 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$ bzw. Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$ (Bangor TME-Ringtest)). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

Im TME-Vortest Coimbra war der Shannon-Wiener Index in A1 und A2 höher und in A4 niedriger als in der Kontrolle. Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie schwankte der Index mit teilweise höheren bzw. niedrigeren Werten als in der Kontrolle, es konnte aber keine chemikalienabhängige Veränderung festgestellt werden.

Im TME-Vortest von Flörsheim war der Shannon-Wiener Index in A3 niedriger und in A4 signifikant niedriger im Vergleich zur Kontrolle (Dunnnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Im

TME-Ringtest war der Index in A3 kleiner und in A5 und A6 signifikant kleiner als in der Kontrolle. In der Freiland-Validierungsstudie wurde ein statistisch signifikanter Unterschied im Vergleich zur Kontrolle für die höchste Applikationsrate ermittelt, allerdings konnte auch für A2, A3, A4 und A5 ein niedrigerer Index berechnet werden.

Wie bei den zuvor besprochenen Parametern variierte auch der Shannon-Wiener Index zwischen den Replikaten einer bestimmten Applikationsrate teilweise erheblich. Im TME-Vortest wurden die stärksten Auswirkungen auf den Shannon-Wiener Index zu den Probennahmezeitpunkten w+1 (Coimbra) w+4 (Amsterdam, Bangor und Coimbra) und w+8 (Coimbra und Flörsheim) festgestellt. Vor allem in den beiden höchsten Applikationsraten wurde eine Abnahme beobachtet. Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie hatte der Index zum Probennahmezeitpunkt w+16 insbesondere in den zwei bzw. drei höchsten Applikationsraten abgenommen.

3.2.4 Dominanzspektrum der Gattungen der Enchytraeide

Probennahmezeitpunkt w+1

Im TME-Vortest von Amsterdam (Abb. 3.21) konnten hinsichtlich des Dominanzspektrums signifikante Unterschiede zwischen der Kontrolle und A1 bzw. A3 festgestellt werden (Mehrfelder-chi²-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). In diesen beiden Applikationsraten war der Anteil der Gattung *Achaeta* an der Gesamtabundanz kleiner und der Anteil der Gattung *Fridericia* größer als in der Kontrolle. Im TME-Ringtest konnten keine Unterschiede zwischen der Kontrolle und den beiden getesteten Applikationsraten beobachtet werden. In der Freiland-Validierungsstudie unterschied sich A6 mit einem größeren *Achaeta* und einem kleineren *Fridericia* Anteil signifikant von der Kontrolle.

In Bangor wurden im TME-Vortest hinsichtlich des Dominanzspektrums, verbunden mit einer Abnahme des *Fridericia* Anteils, signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle in A1 und A3 festgestellt. Im TME-Ringtest unterschied sich A6 signifikant von der Kontrolle. In dieser Applikationsrate hatte der Anteil der Gattung *Achaeta* an der Gesamtabundanz zugenommen und der Anteil der Gattung *Fridericia* abgenommen. In der Freiland-Validierungsstudie konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen der Kontrolle und A1 bzw. A6 beobachtet werden.

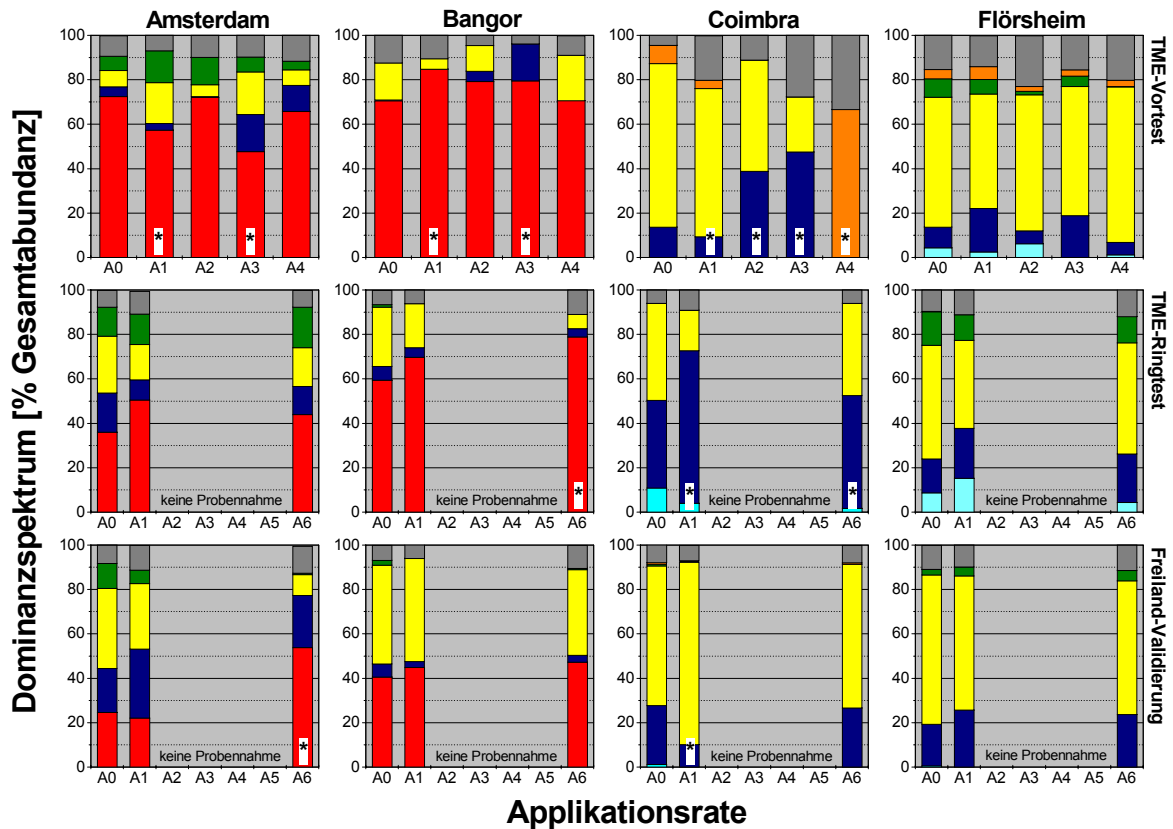


Abb. 3.21: Auswirkungen von Carbendazim auf das Dominanzspektrum der Gattungen der Enchytraeidae. Dargestellt sind die gemittelten prozentualen Anteile der Gattungen *Achaeta* (■), *Buchholzia* (■), *Enchytraeus* (■), *Fridericia* (■), *Henlea* (■) und *Marionina* (■) an der Gesamtabundanz (■ = undeterminierter Rest) für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probenahmezeitpunkt w+1 (Woche 1 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Mehrfelder-chi²-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha. Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden zum Probenahmezeitpunkt w+1 nur die Applikationsraten A0, A1 und A6 untersucht.

Im TME-Vortest von Coimbra unterschieden sich alle Applikationsraten in ihrem Dominanzspektrum von der Kontrolle signifikant. Mit zunehmender Applikationsrate nahm der Anteil der Gattung *Enchytraeus* zu und jener der Gattung *Fridericia* ab. In A4 wurden nur noch Tiere der Gattung *Marionina* gefunden. Im TME-Ringtest unterschieden sich beide Applikationsraten (A1 und A6) mit einem gestiegenen *Enchytraeus* Anteil signifikant von der Kontrolle. In der Freiland-Validierungsstudie wurde ein signifikanter Unterschied zwischen Kontrolle und A1 ermittelt. In dieser Applikationsrate wurde ein erhöhter Anteil der Gattung *Fridericia* beobachtet.

In Flörsheim wurden weder im TME-Vortest, noch im TME-Ringtest, noch in der Freiland-Validierungsstudie signifikante Unterschiede zwischen der Kontrolle und den untersuchten Applikationsraten hinsichtlich des Dominanzspektrums festgestellt.

Probennahmezeitpunkte w+4 und w+8

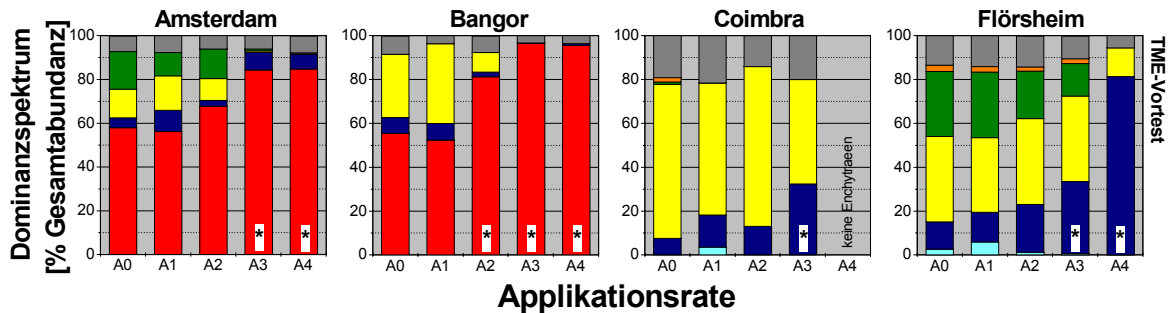


Abb. 3.22: Auswirkungen von Carbendazim auf das Dominanzspektrum der Gattungen der Enchytraeidae. Dargestellt sind die gemittelten prozentualen Anteile der Gattungen *Achaeta* (■), *Buchholzia* (□), *Enchytraeus* (■), *Fridericia* (■), *Henlea* (■) und *Marionina* (■) an der Gesamtabundanz (■ = undeterminierter Rest) für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+4 (Woche 4 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Mehrfelder-chi²-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Zum Probennahmezeitpunkt w+4 (Abb. 3.22) unterschied sich im TME-Vortest von Amsterdam das Dominanzspektrum in A3 und A4 signifikant von jenem der Kontrolle (Mehrfelder-chi²-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). In diesen Applikationsraten wurde ein erhöhter Anteil der Gattung *Achaeta* an der Gesamtabundanz beobachtet, während der Anteil der Gattungen *Fridericia* und *Henlea* auf Null zurückgegangen war.

In Bangor wurden signifikante Unterschiede zwischen der Kontrolle und A2 – A4 festgestellt. Dies war verbunden mit einem Anstieg des *Achaeta* Anteils und einer Abnahme des *Enchytraeus* und des *Fridericia* Anteils. In A3 und A4 konnten nur wenige Tiere der Gattung *Enchytraeus* sowie keine der Gattung *Fridericia* nachgewiesen werden.

In Coimbra unterschied sich A3 (in A4 wurden keine Enchytraeen gefunden) in bezug auf das Dominanzspektrum signifikant von der Kontrolle. In dieser Applikationsrate hatte der Anteil der Gattung *Enchytraeus* zugenommen und jener der Gattung *Fridericia* abgenommen.

In Flörsheim wurden signifikante Unterschiede zwischen der Kontrolle und den beiden höchsten Applikationsraten (A3 und A4) festgestellt. Auch hier hat der Anteil der Gattung *Enchytraeus* an der Gesamtabundanz zugenommen und der Anteil der Gattungen *Fridericia* und *Henlea* (in A4 nicht mehr nachzuweisen) abgenommen.

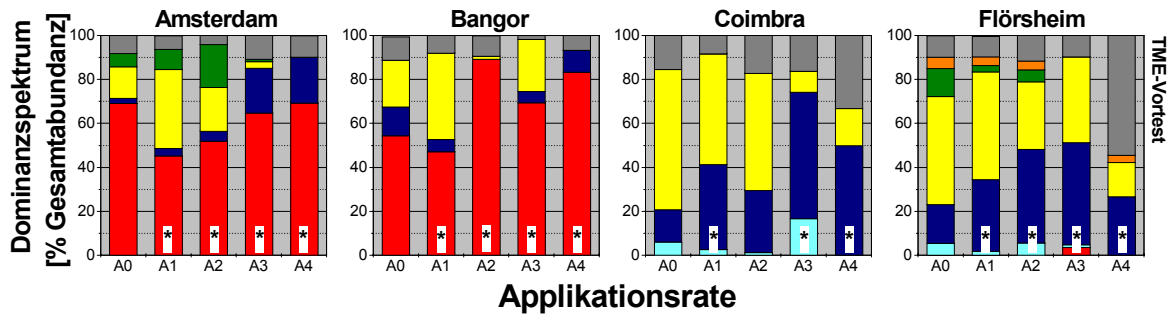


Abb. 3.23: Auswirkungen von Carbendazim auf das Dominanzspektrum der Gattungen der Enchytraeidae. Dargestellt sind die gemittelten prozentualen Anteile der Gattungen *Achaeta* (■), *Buchholzia* (■), *Enchytraeus* (■), *Fridericia* (■), *Henlea* (■) und *Marionina* (■) an der Gesamtabundanz (■ = undeterminierter Rest) für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+8 (Woche 8 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Mehrfelder-chi²-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Zum Probennahmezeitpunkt w+8 konnten im TME-Vortest von Amsterdam (Abb. 3.23) signifikante Unterschiede hinsichtlich des Dominanzspektrums zwischen der Kontrolle und allen Applikationsraten nachgewiesen werden (Mehrfelder-chi²-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Während in A1 und A2 der Anteil der Gattung *Achaeta* abnahm und jener der Gattung *Fridericia* zunahm, konnte in den beiden höchsten Applikationsraten (A3 und A4) ein Anstieg des *Achaeta* Anteils und eine starke Abnahme (bis hin zum völligen Verschwinden) der *Fridericia* und *Henlea* Anteile beobachtet werden.

In Bangor unterschieden sich ebenfalls alle Applikationsraten signifikant von der Kontrolle. Für A2, A3 und A4 konnte ein Anstieg des Anteils der Gattung *Achaeta* begleitet von einer Abnahme des Anteils der Gattung *Fridericia* ermittelt werden.

In Coimbra wurden signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle für A1, A3 und A4 festgestellt. Dies war verbunden mit einem Anstieg des prozentualen Anteils der Gattung *Enchytraeus* und einer Abnahme des Anteils der Gattung *Fridericia*.

In Flörsheim unterschied sich das Dominanzspektrum aller Applikationsraten signifikant von jenem der Kontrolle. Auch hier konnte ein Anstieg des *Enchytraeus* Anteils und ein Rückgang des *Fridericia* Anteils registriert werden.

Probennahmezeitpunkt w+16

Im TME-Vortest in Amsterdam (Abb. 3.24) konnte ein signifikanter Unterschied in bezug auf das Dominanzspektrum zwischen der Kontrolle und den beiden höchsten Applikations-

raten festgestellt werden (Mehrfelder-chi²-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). In A3 nahm der Anteil der Gattung *Enchytraeus* und in A4 der Anteil der Gattung *Achaeta* zu, während in diesen beiden Applikationsraten der Anteil der Gattung *Fridericia* abnahm. Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie unterschieden sich A4 – A6 signifikant von der Kontrolle. In beiden Fällen war dies verbunden mit einer Zunahme des Anteils der Gattung *Enchytraeus* bzw. der Gattung *Achaeta* und einer Abnahme des Anteils der Gattungen *Fridericia* und *Henlea*.

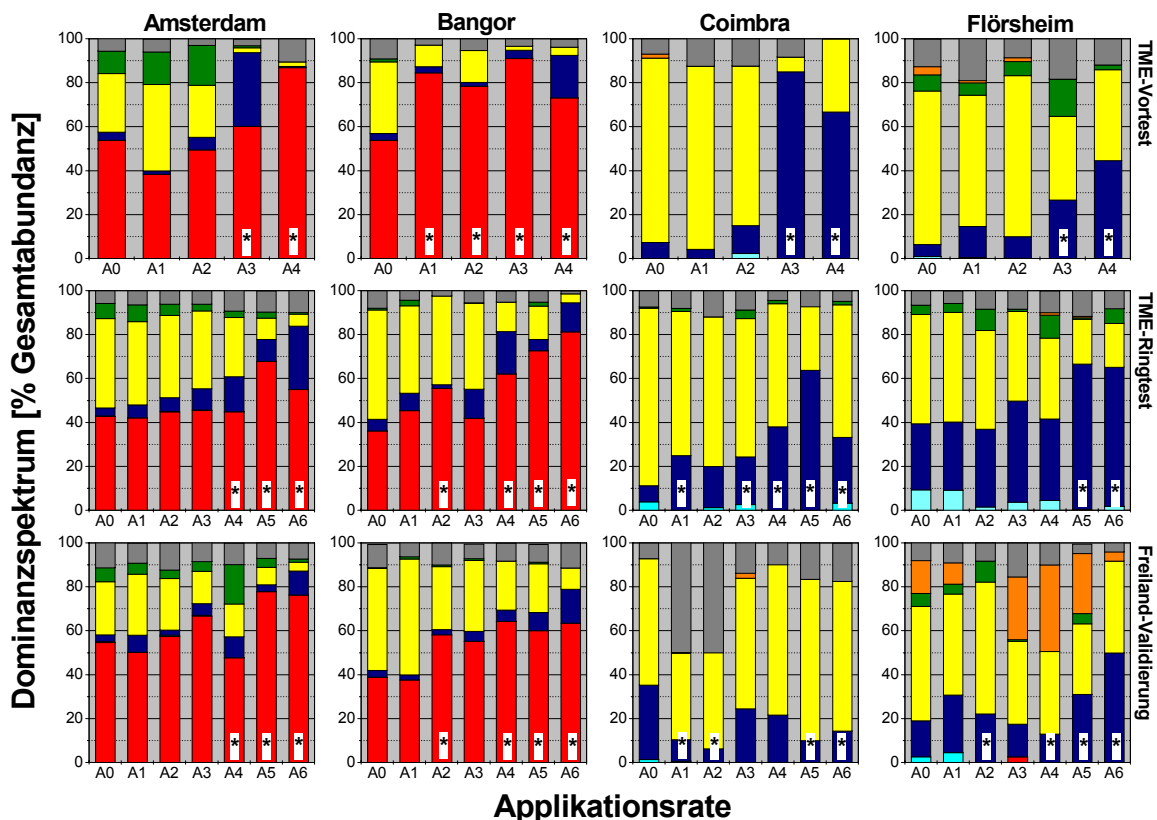


Abb. 3.24: Auswirkungen von Carbendazim auf das Dominanzspektrum der Gattungen der Enchytraeidae. Dargestellt sind die prozentualen Anteile der Gattungen *Achaeta* (■), *Buchholzia* (■), *Enchytraeus* (■), *Fridericia* (■), *Henlea* (■) und *Marionina* (■) an der Gesamtabundanz (■ = undeterminierter Rest) für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probenahmezeitpunkt w+16 (Woche 16 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Mehrfelder-chi²-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

In Bangor im TME-Vortest wurde für alle Applikationsraten ein im Vergleich zur Kontrolle signifikant unterschiedliches Dominanzspektrum ermittelt. In allen Applikationsraten hatte sich der Anteil der Gattung *Achaeta* an der Gesamtabundanz erhöht und jener der Gattung *Fridericia* reduziert. Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie

unterschieden sich A2 sowie A4 – A6 signifikant von der Kontrolle. In beiden Fällen wurde ein Anstieg des *Achaeta* und *Enchytraeus* Anteils und eine Abnahme des *Fridericia* Anteils verzeichnet.

Im TME-Vortest von Coimbra unterschieden sich A3 und A4 hinsichtlich des Dominanzspektrums signifikant von der Kontrolle. In diesen beiden Applikationsraten hat der Anteil der Gattung *Enchytraeus* zugenommen und der Anteil der Gattung *Fridericia* abgenommen. Im TME-Ringtest konnten signifikante Unterschiede zwischen Kontrolle und A1 und A3 – A6 nachgewiesen werden. Auch hier hatte der Anteil der Gattung *Enchytraeus* zugenommen und der Anteil der Gattung *Fridericia* abgenommen. In der Freiland-Validierungsstudie unterschied sich das Dominanzspektrum in A1, A2, A5 und A6 signifikant von dem der Kontrolle. In diesen Applikationsraten wurde ein geringerer *Enchytraeus* Anteil und ein höherer Anteil unbestimmbarer Tiere beobachtet.

Im TME-Vortest in Flörsheim wurden signifikante Unterschiede in bezug auf das Dominanzspektrum zwischen der Kontrolle und den beiden höchsten Applikationsraten (A3 und A4) ermittelt. Der Anteil der Gattung *Enchytraeus* hatte in diesen beiden Applikationsraten zugenommen und der Anteil der Gattung *Fridericia* abgenommen. Im TME-Ringtest konnte ein signifikanter Unterschied der beiden höchsten Applikationsraten (A 5 und A6) im Vergleich zur Kontrolle festgestellt werden. Auch in diesem Fall wurde ein erhöhter *Enchytraeus* Anteil und ein reduzierter *Fridericia* Anteil festgestellt. In der Freiland-Validierungsstudie konnten signifikante Unterschiede zwischen A2 bzw. A4 – A6 und den Kontroll-TMEs verifiziert werden. In A4 und A5 wurde ein Anstieg des Anteils der Gattung *Marionina* und in A5 und A6 ein Anstieg des Anteils der Gattung *Enchytraeus* sowie in A4, A5 und A6 eine Abnahme des Anteils der Gattung *Fridericia* beobachtet.

Obwohl das Dominanzspektrum in den Kontroll-TMEs zwischen den Probennahmezeitpunkten als auch zwischen dem TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie starke, zum Teil signifikante Unterschiede aufwies, wurde bei der Betrachtung der Effekte der Modellchemikalie auf das Dominanzspektrum eine eindeutige Tendenz nachgewiesen. Insbesondere bei den Probennahmezeitpunkten w+4, w+8 und w+16 konnten in 19 von 20 Experimenten signifikante Änderungen des Dominanzspektrums in Abhängigkeit der Chemikalienbehandlung, verbunden mit einem Anstieg des prozentualen Anteils der Gattungen *Achaeta* bzw. *Enchytraeus* und einer Abnahme des Anteils der Gattung *Fridericia*, festgestellt werden. Aufgrund dieses Befundes wurden die beiden Gattungen *Fridericia* und *Enchytraeus* für eine eingehendere Analyse ausgewählt, die in den sich anschließenden Kapiteln genauer erläutert wird.

3.2.5 Abundanz ausgewählter Gattungen der Enchytraeidae: *Fridericia*

Probennahmezeitpunkt w+1

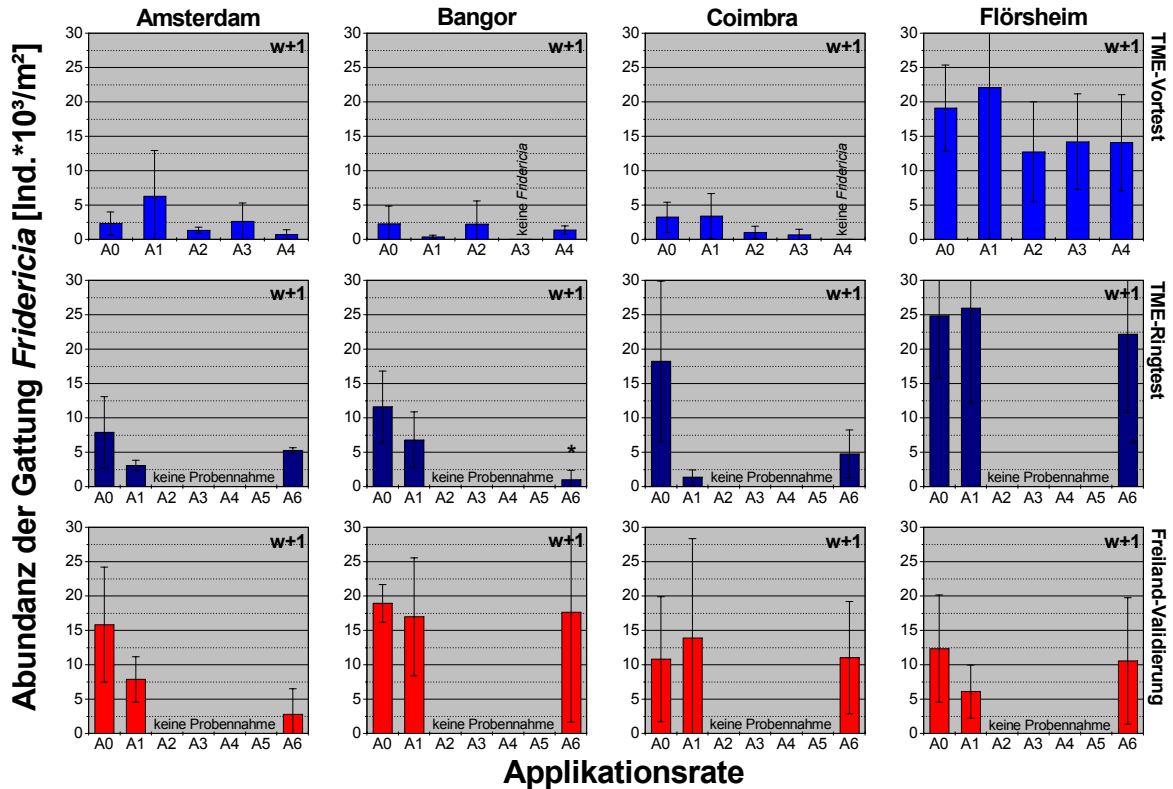


Abb. 3.25: Auswirkungen von Carbendazim auf die Abundanz der Gattung *Fridericia* (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+1 (Woche 1 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha. Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden zum Probennahmezeitpunkt w+1 nur die Applikationsraten A0, A1 und A6 untersucht.

Im TME-Vortest in Amsterdam wurden stark schwankende mittlere Abundanzen der Gattung *Fridericia* ohne erkennbare Dosis-Wirkungsbeziehung festgestellt (Abb. 3.25). Im TME-Ringtest wurden für A1 und in der Freiland-Validierungsstudie für A1 und A6 reduzierte mittlere Individuenzahlen der Gattung *Fridericia* beobachtet.

Auch im TME-Vortest in Bangor schwankte die Abundanz der Gattung *Fridericia* ohne erkennbare Abhängigkeit von der Chemikalienbehandlung stark. Im TME-Ringtest wurde in A1 und A6 eine Abnahme der mittleren *Fridericia* Individuenzahl, mit einem signifikanten Unterschied zur Kontrolle in A6, ermittelt (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig,

$p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie wurde keine Auswirkung der Modellchemikalie auf die Gattung *Fridericia* beobachtet.

Im TME-Vortest in Coimbra waren die mittleren *Fridericia* Individuenzahlen in A2 und A3 im Vergleich zur Kontrolle über 50 % reduziert, in A4 wurde kein Individuum dieser Gattung mehr gefunden. Im TME-Ringtest hatte die mittlere Abundanz der Gattung *Fridericia* in A1 und A6 um mehr als 50 % abgenommen. In der Freiland-Validierungsstudie wurde keine Veränderung der *Fridericia* Individuenzahlen in den untersuchten Applikationsraten festgestellt.

Im TME-Vortest von Flörsheim war die mittlere Abundanz der Gattung *Fridericia* ebenfalls in A2 – A4 im Vergleich zur Kontrolle vermindert. Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden keine Effekte der Modellchemikalie auf die Gattung *Fridericia* festgestellt.

Probennahmezeitpunkte w+4 und Probennahmezeitpunkt w+8

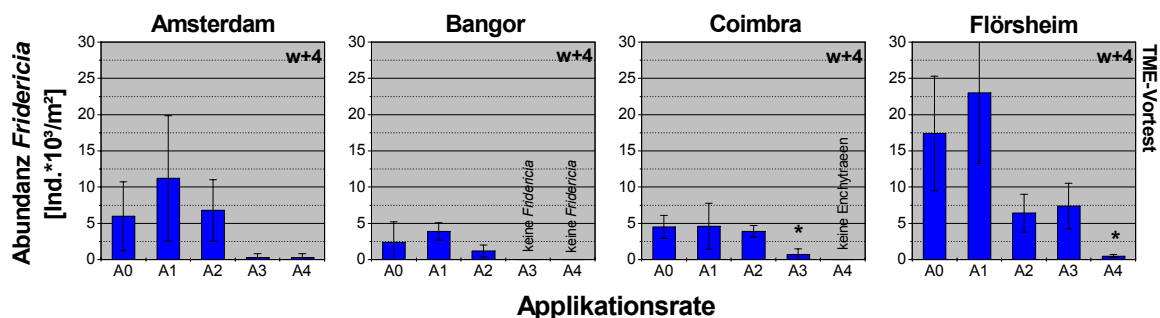


Abb. 3.26: Auswirkungen von Carbendazim auf die Abundanz der Gattung *Fridericia* (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+4 (Woche 4 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$ bzw. Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$ (Coimbra)). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Im TME-Vortest wurde zum Probennahmezeitpunkt w+4 an allen Standorten eine Abnahme der Individuenzahlen der Gattung *Fridericia* verzeichnet (Abb. 3.26). In Amsterdam wurde eine starke Reduktion ($> 50\%$) der Abundanz der Gattung *Fridericia* in A3 und A4 festgestellt. In Bangor wurde in A3 und A4 keine *Fridericia* mehr nachgewiesen. In Coimbra konnte im Vergleich zur Kontrolle eine signifikante Abnahme der Gattung *Fridericia* in A3 ermittelt werden (Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$), wäh-

rend in A4 keine Enchytraeen mehr gefunden wurden. In Flörsheim wurde eine um mehr als 50 % verminderte Abundanz der Gattung *Fridericia* in A2 und A3 sowie eine signifikante Reduktion in A4 festgestellt (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$).

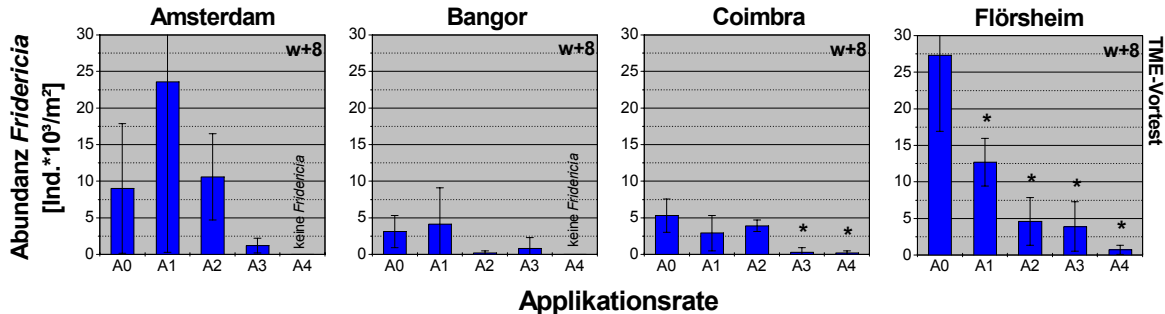


Abb. 3.27: Auswirkungen von Carbendazim auf die Abundanz der Gattung *Fridericia* (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+8 (Woche 8 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$ bzw. Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$ (Flörsheim)). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Auch zum Probennahmezeitpunkt w+8 konnten im TME-Vortest starke Auswirkungen von Carbendazim auf die Abundanz der Gattung *Fridericia* festgestellt werden (Abb. 3.27). In Amsterdam stieg die mittlere Individuenzahl in A1 an, in A3 nahm sie ab und in A4 konnten keine *Fridericia* Individuen mehr gefunden werden. In Bangor hatte die Abundanz in A2 und A3 deutlich ($> 50\%$) abgenommen und in A4 waren auch hier keine *Fridericia* Individuen mehr zu finden. In Coimbra wurden in A3 sowie in A4 und in Flörsheim in allen Applikationsraten signifikant niedrigere *Fridericia* Individuenanzahlen im Vergleich zur Kontrolle ermittelt (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$ (Coimbra), Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$ (Flörsheim)).

Probennahmezeitpunkt w+16

Im TME-Vortest in Amsterdam (Abb. 3.28) wurden zum Probennahmezeitpunkt w+16 in A3 und A4 signifikant reduzierte Abundanzen der Gattung *Fridericia* festgestellt (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Auch im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie wurde eine im Vergleich zur Kontrolle signifikante Abnahme der mittleren

Fridericia Individuenzahlen in den beiden höchsten Applikationsraten (A5 und A6) beobachtet. Im TME-Ringtest kam es in A3 zu einer Zunahme der Gattung *Fridericia*.

Im TME-Vortest von Bangor war in A3 und A4 eine signifikante Abnahme der Abundanz der Gattung *Fridericia* zu verzeichnen (Abb. 3.28). Im TME-Ringtest war die Abundanz der Gattung *Fridericia* in den drei höchsten Applikationsraten (A4 – A6) signifikant gehemmt. In der Freiland-Validierungsstudie wurden starke Schwankungen der *Fridericia* Individuenzahlen zwischen den Applikationsraten, mit einer Zunahme in A1 und A3 und einer um 50 % betragenden Abnahme in A4 – A6 beobachtet.

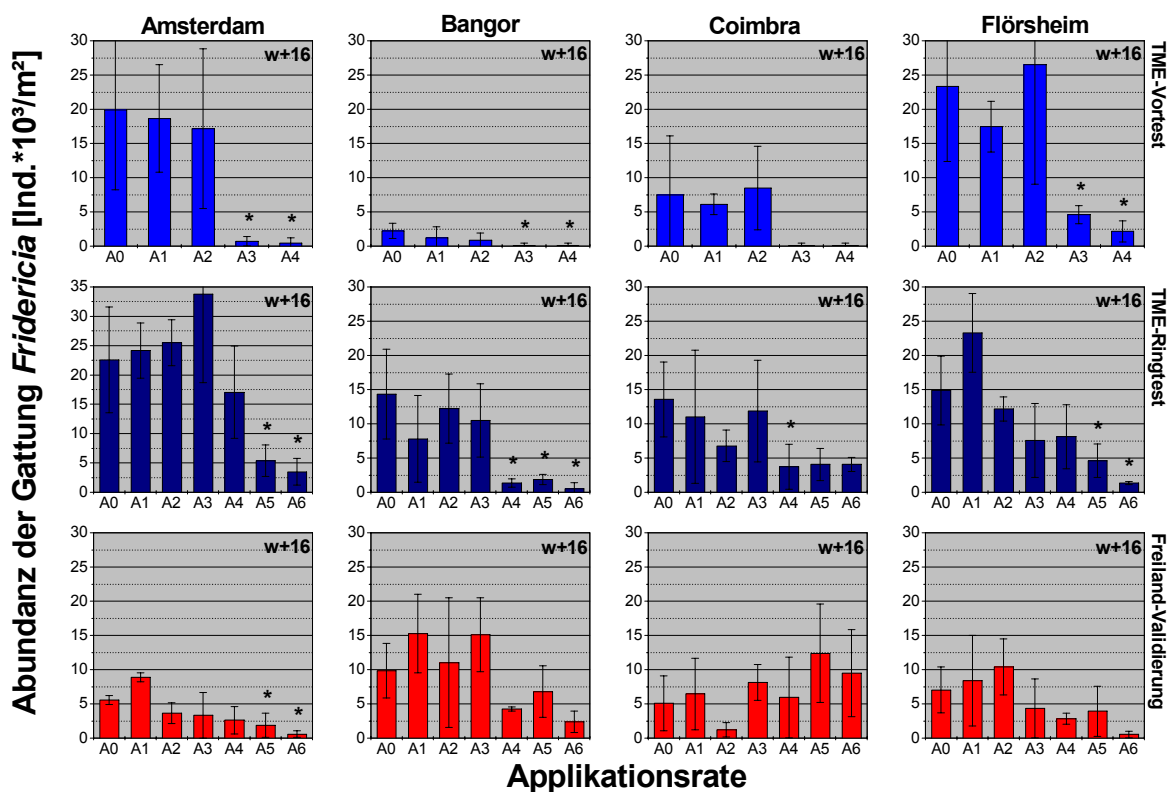


Abb. 3.28: Auswirkungen von Carbendazim auf die Abundanz der Gattung *Fridericia* (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte ± Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+16 (Woche 16 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$ bzw. Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$ (Flörsheim TME-Vortest)). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

Auch im TME-Vortest in Coimbra wurden in den beiden höchsten Applikationsraten deutlich (> 50 %) reduzierte Individuenzahlen der Gattung *Fridericia* ermittelt. Im TME-Ringtest wurden für A4 – A6 um mehr als 50 % verminderte Individuenzahlen festgestellt. Die Reduktion war in A4 signifikant (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$), im Fall von A5

bzw. A6 wurde für p ein Wert von 0.056 ermittelt. In der Freiland-Validierungsstudie wurden starke Fluktuationen zwischen den Applikationsraten ohne erkennbare Dosis-Wirkungsbeziehung festgestellt.

Im TME-Vortest in Flörsheim wurden wie in Amsterdam und Bangor für A3 und A4 signifikant reduzierte Abundanzen der Gattung *Fridericia* festgestellt (Bonferroni t-Test nach Holm; 1-seitig, $p \leq 0.05$). Im TME-Ringtest und in Freiland-Validierungsstudie konnte eine Abnahme der Abundanz der Gattung *Fridericia* für A3 – A6 ermittelt werden, für A5 und A6 im TME-Ringtest war der Unterschied im Vergleich zur Kontrolle signifikant (Dunnett's t-Test; 1-seitig, $p \leq 0.05$).

Die Variabilität der Abundanz der Gattung *Fridericia* zwischen den Replikaten jeder Applikationsrate und die daraus resultierenden Standardabweichungen war geringer als für den Parameter Gesamtabundanz festgestellt. Dennoch konnten in einigen Fällen trotz deutlicher Abnahme der Abundanz der Gattung *Fridericia* in den getesteten Applikationsraten keine statistisch signifikanten Unterschiede im Vergleich zu den Kontrollen verifiziert werden. Die Abnahme der Individuenzahlen der Gattung *Fridericia* war an allen Standorten zu den Probennahmezeitpunkten w+8 und w+16 besonders ausgeprägt. Am stärksten waren die Effekte in den zwei bzw. drei höchsten Applikationsraten.

3.2.6 Abundanz ausgewählter Gattungen der Enchytraeidae: *Enchytraeus*

Probennahmezeitpunkt w+1

Im TME-Vortest von Amsterdam wurde zum Probennahmezeitpunkt w+1 hinsichtlich der mittleren Individuenanzahl der Gattung *Enchytraeus* in A2 eine Abnahme und in A3 eine Zunahme verzeichnet (Abb. 3.29). Im TME-Ringtest wurden in A1 weniger Tiere der Gattung *Enchytraeus* gefunden als in der Kontrolle, in A6 wurde etwa der Kontrollwert erreicht. In der Freiland-Validierungsstudie wurde in A6 eine leichte Abnahme der mittleren Individuenzahl der Gattung *Enchytraeus* ermittelt.

Im TME-Vortest in Bangor, mit einer insgesamt sehr geringen Abundanz der Gattung *Enchytraeus*, konnten in der niedrigsten (A1) und der höchsten Applikationsrate (A4) keine Vertreter dieser Gattung mehr nachgewiesen werden. Im TME-Ringtest wurde eine Abnahme in A6 festgestellt. In der Freiland-Validierungsstudie wurde keine Veränderung

bezüglich der Gattung *Enchytraeus* in den untersuchten Applikationsraten im Vergleich zur Kontrolle beobachtet.

Im TME-Vortest von Coimbra war die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* in A2 reduziert, in A4 konnten keine Individuen dieser Gattung mehr nachgewiesen werden. Im TME-Ringtest war die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* in beiden Applikationsraten (A1 und A6) im Vergleich zur Kontrolle deutlich reduziert. In der Freiland-Validierungsstudie konnte in A1 und A6 ein leichter Rückgang ermittelt werden.

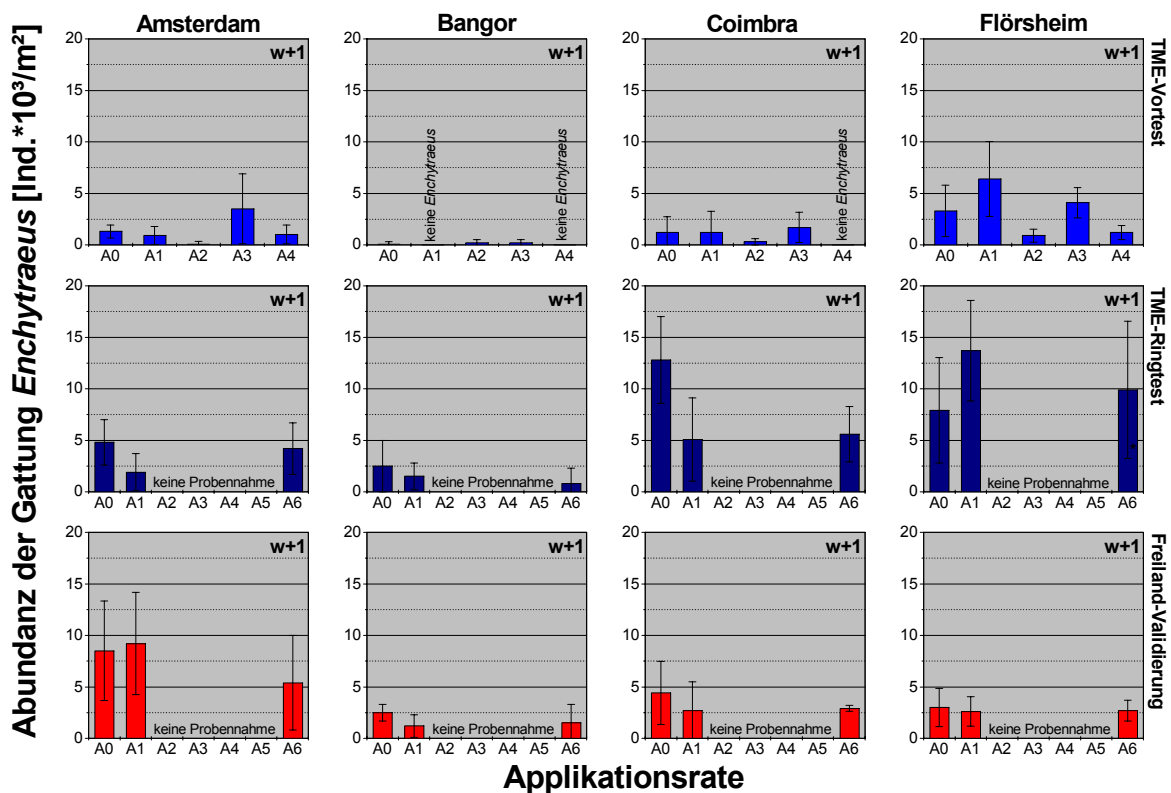


Abb. 3.29: Auswirkungen von Carbendazim auf die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte ± Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+1 (Woche 1 nach Applikation). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha. Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden zum Probennahmezeitpunkt w+1 nur die Applikationsraten A0, A1 und A6 untersucht.

Im TME-Vortest in Flörsheim wurde in A1 eine Zunahme und in A2 sowie A4 eine Abnahme der Abundanz der Gattung *Enchytraeus* beobachtet. Im TME-Ringtest konnte in A1 eine Zunahme und in der Freiland-Validierungsstudie keine Abweichung im Vergleich zur Kontrolle beobachtet werden.

Sowohl im TME-Vortest als auch im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie waren die Unterschiede zwischen den Applikationsraten und der Kontrolle hinsichtlich der Abundanz der Gattung *Enchytraeus* an keinem Standort statistisch signifikant.

Probennahmezeitpunkte w+4 und w+8

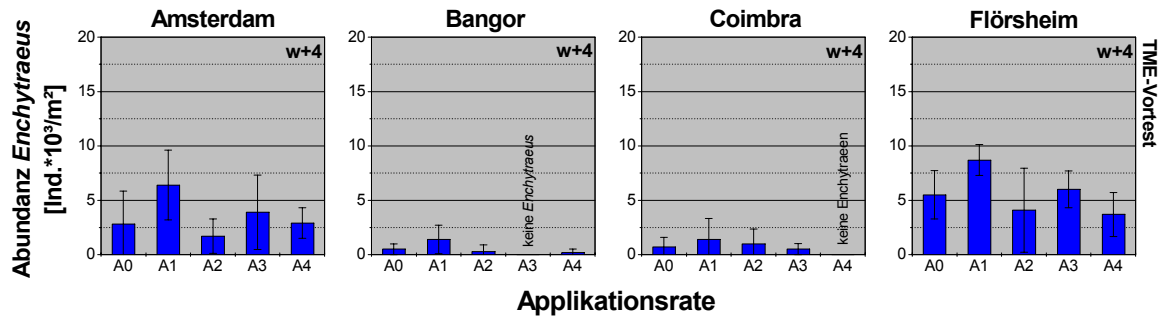


Abb. 3.30: Auswirkungen von Carbendazim auf die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+4 (Woche 4 nach Applikation). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Auch zum Probennahmezeitpunkt w+4 konnte an allen Standorten im TME-Vortest in bezug auf die mittlere Individuenzahl der Gattung *Enchytraeus* kein signifikanter Unterschied zwischen Kontrolle und getesteten Applikationsraten ermittelt werden (Abb. 3.30). An allen Standorten schwankte die Abundanz dieser Gattung in den unterschiedlichen Applikationsraten um den Wert der entsprechenden Kontrolle. Lediglich für A1 in Amsterdam wurde ein Anstieg der *Enchytraeus* Individuenzahlen verzeichnet, während für A3 in Bangor keine Tiere der Gattung *Enchytraeus* nachgewiesen werden konnten. In Coimbra wurden in A4 überhaupt keine Enchytraeen mehr gefunden.

Zum Probennahmezeitpunkt w+8 wurde im TME-Vortest in Amsterdam eine Zunahme der mittleren Individuenzahl der Gattung *Enchytraeus* in den beiden höchsten Applikationsraten (A3 und A4) festgestellt (Abb. 3.31), der Unterschied zwischen A3 und der Kontrolle war signifikant (Bonferroni t-Test nach Holm; 2-seitig, $p \leq 0.05$). In Bangor wurde im Vergleich zur Kontrolle in allen Applikationsraten eine niedrigere Abundanz der Gattung *Enchytraeus* ermittelt (in A2 wurden keine *Enchytraeus* mehr gefunden). In Coimbra konnte eine Zunahme der Individuen der Gattung *Enchytraeus* in A2 und eine Abnahme in

A4 beobachtet werden. In Flörsheim war die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* in A2, A3 und A4 im Vergleich zur Kontrolle reduziert. Alle in Bangor, Coimbra und Flörsheim im Vergleich zur Kontrolle festgestellten Unterschiede waren nicht signifikant.

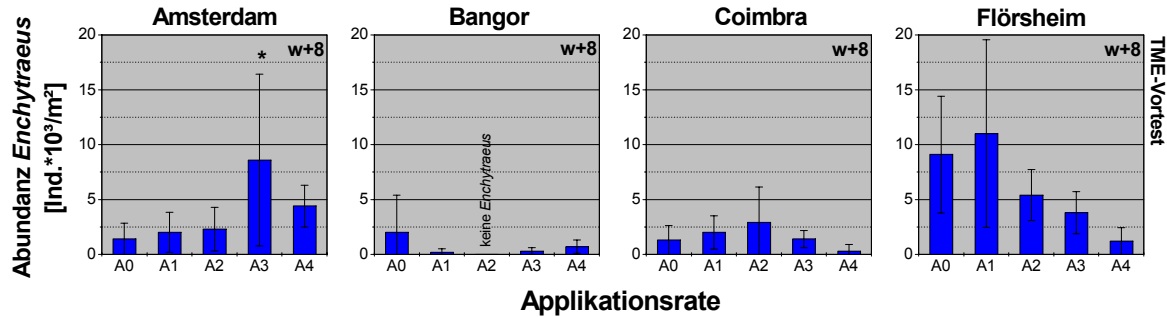


Abb. 3.31: Auswirkungen von Carbendazim auf die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probenahmezeitpunkt w+8 (Woche 8 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Bonferroni t-Test nach Holm; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Probennahmezeitpunkt w+16

Im TME-Vortest von Amsterdam wurden starke Schwankungen bezüglich der mittleren Individuenzahl der Gattung *Enchytraeus* mit einer Abnahme in A1 und A4 sowie einer Zunahme in A2 und A3 beobachtet (Abb. 3.32). Im TME-Ringtest stieg die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* über die Applikationsraten (außer in A5) kontinuierlich an, zwischen A6 und der Kontrolle war der Unterschied signifikant (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie erreichte die mittlere Individuenzahl der Gattung *Enchytraeus* in den getesteten Applikationsraten entweder den Wert der Kontrolle oder sie lag darüber. In A1 und A4 wurden deutlich höhere Abundanzen als in der Kontrolle ermittelt.

Im TME-Vortest in Bangor lagen die Abundanzwerte von *Enchytraeus* bei allen Applikationsraten auf dem Kontrollniveau. Im TME-Ringtest schwankte die mittlere Individuenzahl um den Wert der Kontrolle, lediglich in A2 (Abnahme) und A3 (Zunahme) konnten stärkere Abweichungen von der Kontrolle verzeichnet werden. In der Freiland-Validierungsstudie erreichte die mittlere Individuenzahl der Gattung *Enchytraeus* in A3, A5 und A6 höhere Werte als in der Kontrolle (in A6 statistisch signifikant (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$)).

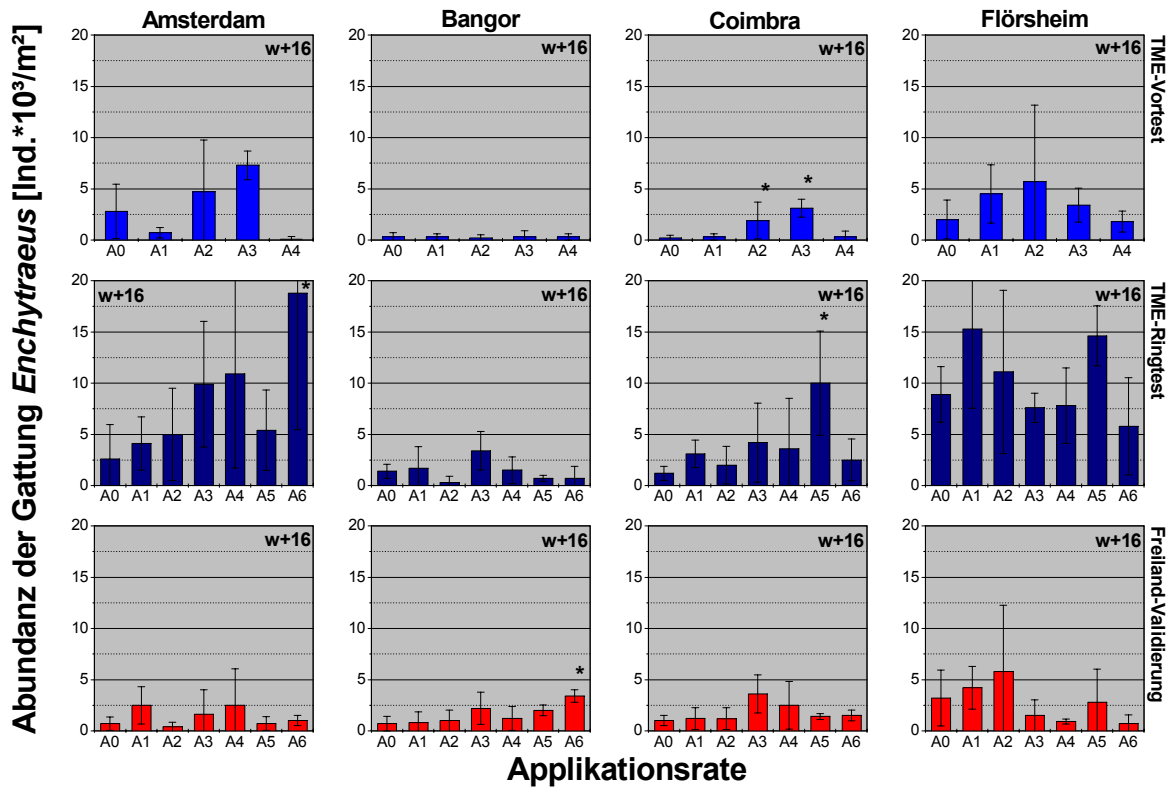


Abb. 3.32: Auswirkungen von Carbendazim auf die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* (Individuen*10³/m²). Dargestellt sind Mittelwerte ± Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probenahmezeitpunkt w+16 (Woche 16 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$ bzw. Bonferroni t-Test nach Holm; 2-seitig, $p \leq 0.05$ (Coimbra TME-Vortest)). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha. Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden zum Probenahmezeitpunkt w+1 nur die Applikationsraten A0, A1 und A6 untersucht.

Im TME-Vortest von Coimbra wurde in A2 und A3 eine im Vergleich zur Kontrolle signifikante Zunahme der mittleren Abundanz der Gattung *Enchytraeus* festgestellt (Bonferroni t-Test nach Holm; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Auch im TME-Ringtest wurden höhere *Enchytraeus* Abundanzen als in der Kontrolle festgestellt, der Unterschied zu A5 war signifikant (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie lag die mittlere Individuenzahl der Gattung *Enchytraeus* in A3 und A4 über jener der Kontrolle, in den übrigen Applikationsraten wurde der Wert der Kontrolle erreicht.

Im TME-Vortest Flörsheim wurde ein Anstieg der *Enchytraeus* Individuenzahl in A1, A2 und A3 ermittelt. Im TME-Ringtest bewegte sich die mittlere Anzahl *Enchytraeus* um das Level der Kontrolle. In A1 und A5 wurde eine Zunahme und in A6 eine Abnahme beo-

bachtet. Auch in der Freiland-Validierungsstudie schwankte die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* und lag in A2 über und in A3, A4 und A6 unter der Abundanz der Kontrolle.

Die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* zeigte an allen Standorten im TME-Vortest, TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie eine hohe Variabilität zwischen den Replikaten einer Applikationsrate. Zudem schwankten die Abundanzwerte auch zwischen den verschiedenen Applikationsraten und es konnten Zu- oder Abnahme der Abundanz unabhängig von der Höhe der Chemikalienbelastung beobachtet werden. Wenn es zu statistisch signifikanten Veränderungen der Abundanz der Gattung *Enchytraeus* kam, waren diese ausnahmslos mit einer Zunahme verbunden. Dies war bei einigen höheren Applikationsraten zu den Probenahmezeitpunkten w+8 und w+16 der Fall. Insgesamt konnte für die Gattung *Enchytraeus* keine eindeutige Dosis-Wirkungs-Beziehung festgestellt werden.

3.2.7 Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz der Enchytraeidae

Probenahmezeitpunkt w+1

Im TME-Vortest und im TME-Ringtest von Amsterdam schwankte der Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz in allen untersuchten Applikationsraten um den entsprechenden Wert der Kontrolle (Abb. 3.33). In der Freiland-Validierungsstudie wurde in A1 ein signifikant höherer Anteil von Juvenilen als in der Kontrolle ermittelt, während A6 in dieser Hinsicht keinen Unterschied im Vergleich zur Kontrolle aufwies (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$).

Im TME-Vortest in Bangor wurde in bezug auf den Anteil der Juvenilen in A1 – A3 keine Differenz zur Kontrolle beobachtet. In A4 wurde ein um etwa 20 % erhöhter Anteil Juveniler verzeichnet. Im TME-Ringtest konnte in A6 eine leichte Abnahme des Anteils Juveniler festgestellt werden. In der Freiland-Validierungsstudie wurde in A1 ein um ca. 20 % reduzierter Anteil Juveniler ermittelt. In keinem Fall waren die Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle signifikant.

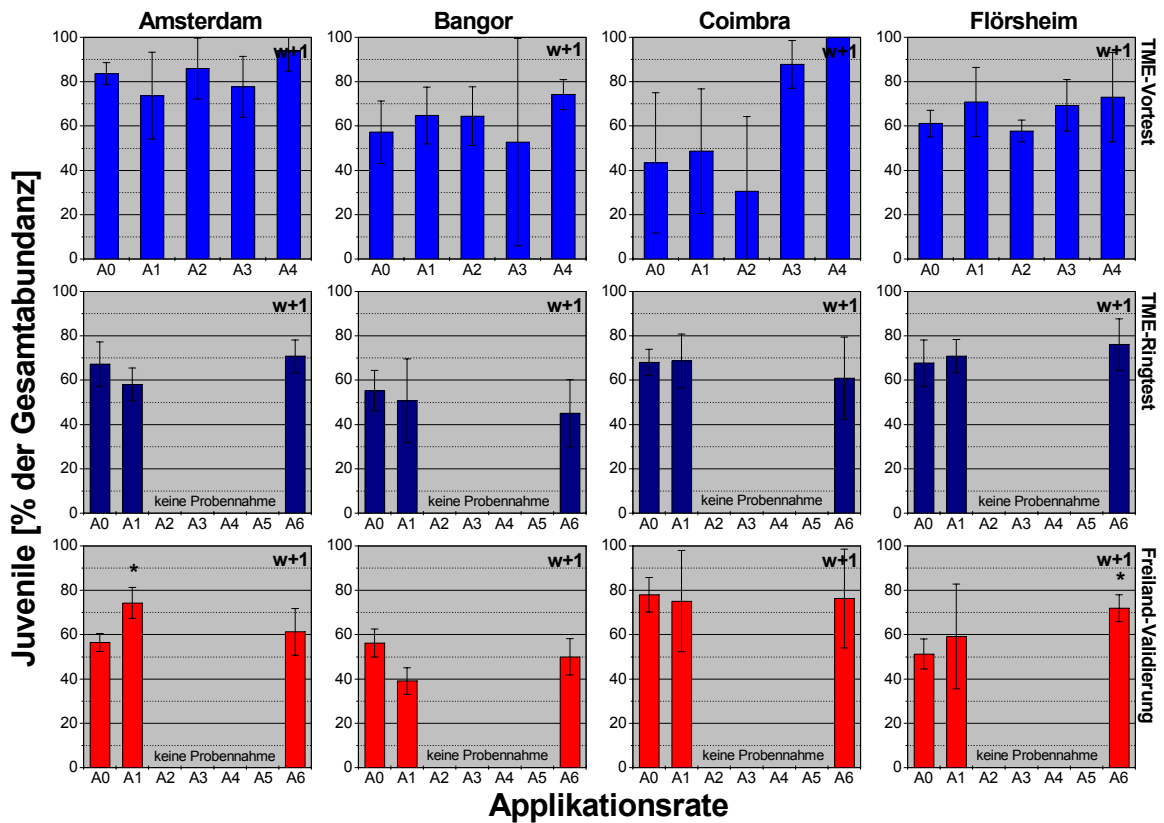


Abb. 3.33: Auswirkungen von Carbendazim auf den Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz (in %). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+1 (Woche 1 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha. Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden zum Probennahmezeitpunkt w+1 nur die Applikationsraten A0, A1 und A6 untersucht.

Im TME-Vortest von Coimbra wurde in A3 und A4 ein deutlich (ca. 50 – 60 %) erhöhter Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz ermittelt. Im Vergleich zur Kontrolle war die Differenz allerdings nicht signifikant. Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie wurden hinsichtlich des Anteils Juveniler keine Unterschiede zwischen den getesteten Applikationsraten und der Kontrolle beobachtet.

Im TME-Vortest und im TME-Ringtest in Flörsheim konnten für alle Applikationsraten keine von der Kontrolle abweichenden Anteile an Juvenilen ermittelt werden. In der Freiland-Validierungsstudie wurde in A6 ein signifikant höherer Anteil Juveniler als in der Kontrolle festgestellt (Mann-Whitney U-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$).

Probennahmezeitpunkte w+4 und w+8

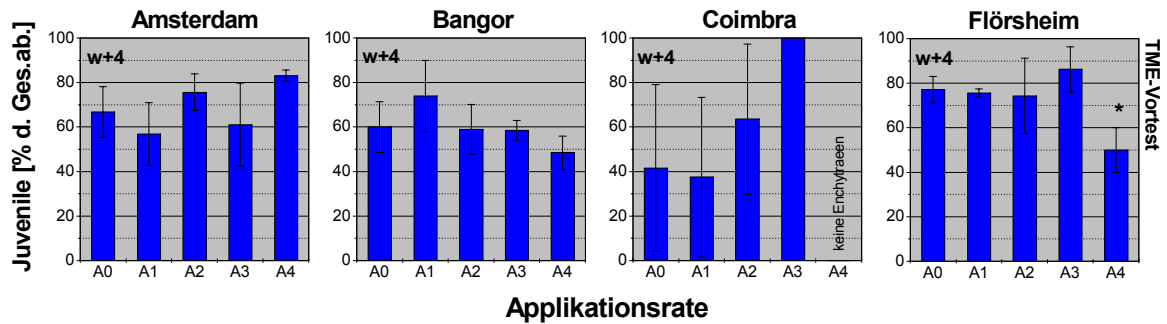


Abb. 3.34: Auswirkungen von Carbendazim auf den Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz (in %). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+4 (Woche 4 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Im TME-Vortest von Amsterdam wurde zum Probennahmezeitpunkt w+4 in A4 ein um etwa 20 % höherer Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz beobachtet, alle anderen Applikationsraten unterschieden sich nicht von der Kontrolle (Abb. 3.34).

In Bangor konnte in A1 eine mehr als 10 %ige Zunahme und in A4 eine etwa 10 %ige Abnahme des Anteils Juveniler ermittelt werden. Im TME-Vortest in Coimbra wurde ein im Vergleich zur Kontrolle erhöhter Anteil der Juvenilen in A2 (ca. 20 %) und in A3 (ca. 60 %) beobachtet, in A4 wurden keine Enchytraeen mehr gefunden.

Alle für Amsterdam, Bangor und Coimbra hinsichtlich des Anteils der Juvenilen beschriebenen Unterschiede zwischen Kontrollen und den untersuchten Applikationsraten waren nicht signifikant.

Im TME-Vortest von Flörsheim wurde zum Probennahmezeitpunkt w+4 in A4 eine signifikante Abnahme des Anteils der Juvenilen an der Gesamtabundanz im Vergleich zur Kontrolle festgestellt (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$).

Für den Probennahmezeitpunkt w+8 konnte im TME-Vortest von Amsterdam eine signifikante Zunahme des Anteils der Juvenilen an der Gesamtabundanz in A4 ermittelt werden (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$), alle anderen gestesteten Applikationsraten unterschieden sich nicht von der Kontrolle (Abb. 3.35).

In Bangor schwankten die Werte, die für die verschiedenen Applikationsraten für den Anteil der Juvenilen verzeichnet wurden, um den der Kontrolle. In A3 hatte er um ca. 15 % abgenommen.

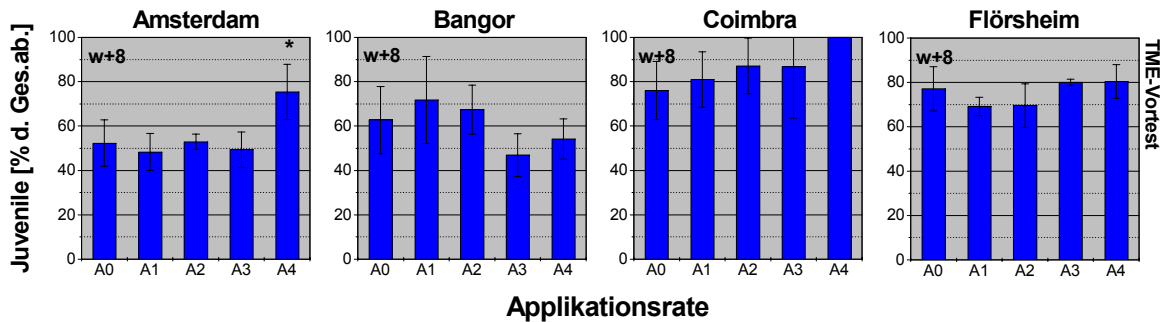


Abb. 3.35: Auswirkungen von Carbendazim auf den Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz (in %). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probenahmezeitpunkt w+8 (Woche 8 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha.

Im TME-Vortest von Coimbra wurde nur in A4 ein im Vergleich zur Kontrolle um mehr als 20 % erhöhter Anteil Juveniler ermittelt.

In Flörsheim schwankten die beobachteten Werte hinsichtlich des Anteils der Juvenilen an der Gesamtabundanz in allen Applikationsraten um den Kontrollwert.

Außer in Amsterdam waren an allen Standorten die bezüglich des Anteils der Juvenilen festgestellten Abweichungen von der Kontrolle nicht signifikant.

Probennahmezeitpunkt w+16

Im TME-Vortest und im TME-Ringtest in Amsterdam (Abb. 3.36) lag der für die höchste Applikationsrate (A4 bzw. A6) ermittelte Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz signifikant über jenem der Kontrolle (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie konnten keine Unterschiede zwischen Kontrolle und eingesetzten Applikationsraten hinsichtlich des Anteils Juveniler beobachtet werden.

Im TME-Vortest von Bangor lag der Anteil der Juvenilen in A2 und A4 um ca. 20 % unter dem in der Kontrolle, diese Unterschiede waren nicht signifikant. Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie unterschieden sich die Anteile der Juvenilen in allen Applikationsraten nicht von denen der Kontrolle.

Im TME-Vortest und im TME-Ringtest in Coimbra schwankte der Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz in den getesteten Applikationsraten um den Kontrollwert. Im TME-Ringtest wurde in A1 und A4 ein um ca. 20 % höherer Anteil Juveniler festgestellt. In der Freiland-Validierungsstudie stieg der Anteil der Juvenilen kontinuierlich mit zunehmenden

Applikationsraten an, in A6 lag ihr Anteil um etwa 20 % über dem der Kontrolle. Die festgestellten Unterschiede waren in keinem Fall statistisch signifikant.

Im TME-Vortest von Flörsheim lag der Anteil der Juvenilen in den beiden höchsten Applikationsraten (A3 und A4) um etwa 15 % über jenem der Kontrolle. Im TME-Ringtest schwankten die Werte um den Kontrollwert, in A5 lag der Anteil der Juvenilen um ca. 20 % über dem in der Kontrolle. In der Freiland-Validierungsstudie wurde in A3 und A6 ein ca. 20 % niedrigerer Anteil Juveniler als in der Kontrolle ermittelt, alle anderen Applikationsraten lagen in bezug auf den Anteil der Juvenilen auf dem Kontrollniveau. Auch hier waren alle beschriebenen Unterschiede statistisch nicht signifikant.

Der Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz zeigte kaum Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Applikationsraten inklusive der Kontrolle. In einigen Fällen konnte in der höchsten Applikationsrate eine signifikante Zu- und in einem Fall Abnahme festgestellt werden. Desweiteren wurden keine Auswirkungen der Modellchemikalie beobachtet.

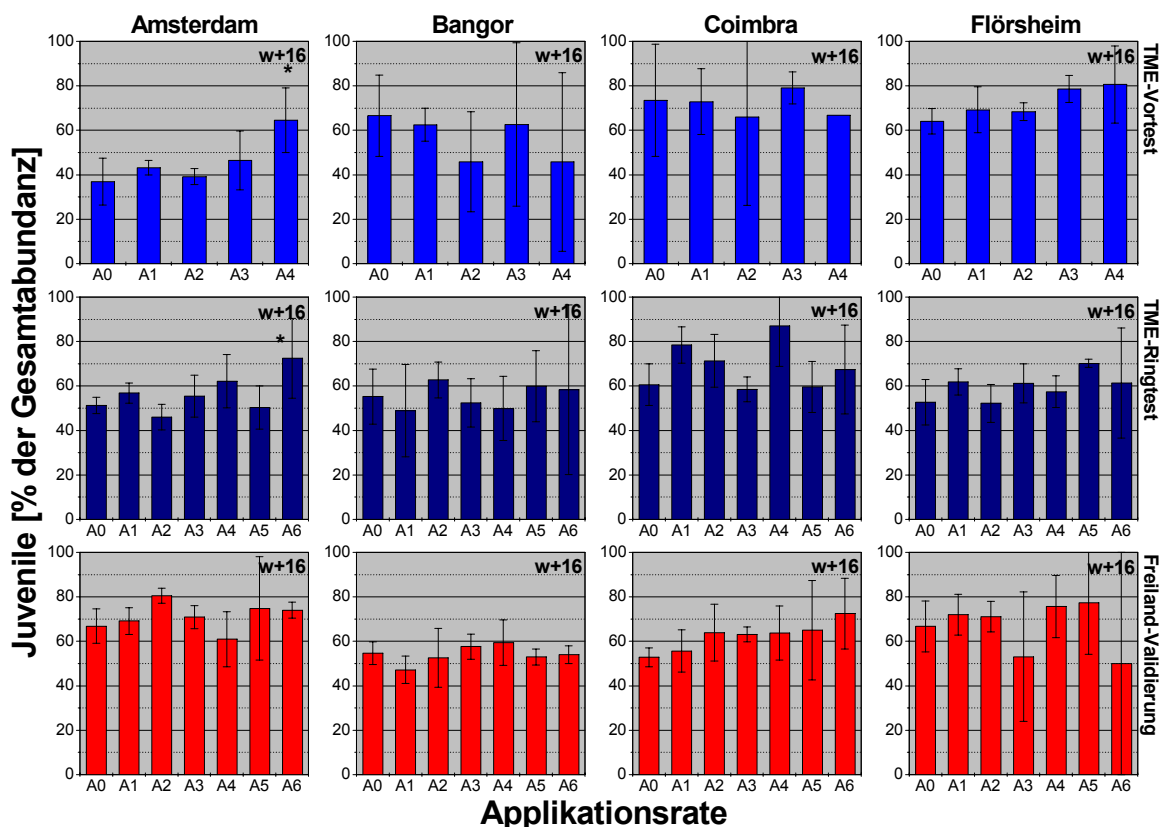


Abb. 3.36: Auswirkungen von Carbendazim auf den Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz (in %). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichung für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probenahmezeitpunkt w+16 (Woche 16 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: TME-Vortest: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha; TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

3.2.8 Vertikalverteilung der Enchytraeidae in 0 – 2.5 und 2.5 – 5 cm Bodentiefe

Probennahmezeitpunkt w+1

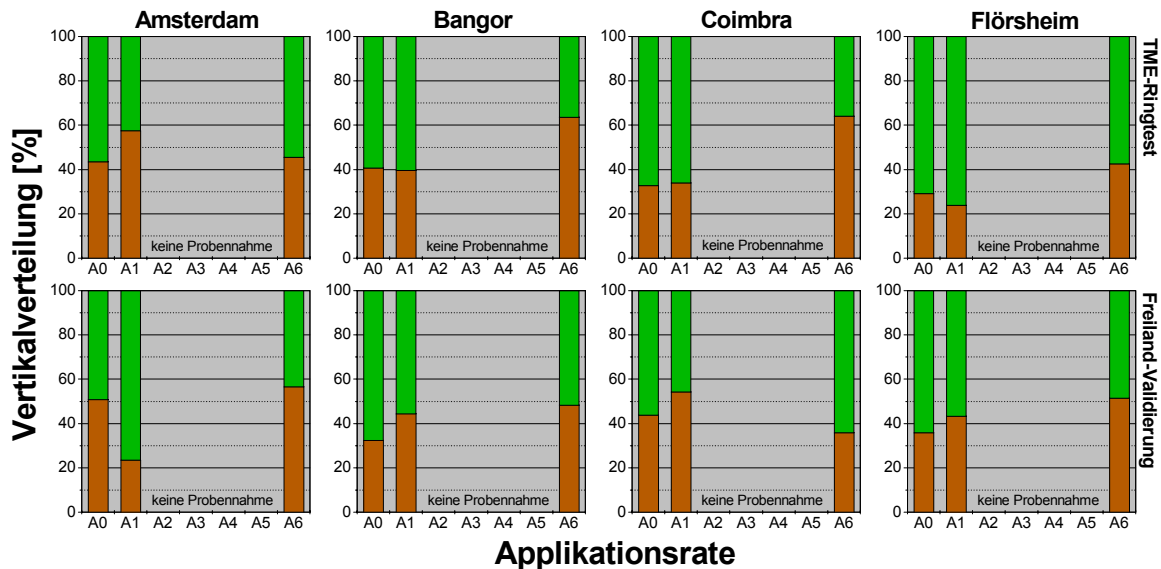


Abb. 3.37: Auswirkungen von Carbendazim auf die Vertikalverteilung der Enchytraeidae (in % der Gesamt-abundanz). Dargestellt sind die prozentualen Anteile an der Gesamt-abundanz in 0 – 2.5 cm (■) und 2.5 – 5 cm (■) Bodentiefe für den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+1 (Woche 1 nach Applikation). Applikationsraten: TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha. Im TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie wurden zum Probennahmezeitpunkt w+1 nur die Applikationsraten A0, A1 und A6 untersucht.

Im TME-Ringtest in Amsterdam wurde zum Probennahmezeitpunkt w+1 in A1 in der oberen Bodenschicht eine Abnahme des Anteils an der Gesamt-abundanz festgestellt, während in A6 eine ähnliche Vertikalverteilung wie in der Kontrolle beobachtet wurde (Abb. 3.37).

In der Freiland-Validierungsstudie nahm in A1 der Anteil in der oberen Schicht zu, in A6 ähnelte die Vertikalverteilung ebenfalls der in der Kontrolle.

Im TME-Ringtest in Bangor wurde in A6 in der oberen Bodenschicht eine ca. 20 %ige Abnahme des Anteils an der Gesamt-abundanz gegenüber der Kontrolle und A1 ermittelt.

In der Freiland-Validierungsstudie hatte der Anteil in der oberen Bodenschicht in A1 und A6 im Vergleich zur Kontrolle leicht abgenommen.

In Coimbra konnte im TME-Ringtest in A6 gegenüber der Kontrolle eine mehr als 30 %ige Abnahme des Anteils an der Gesamt-abundanz in der oberen Bodenschicht verzeichnet werden. In der Freiland-Validierungsstudie lag der Anteil in der oberen Bodenschicht in A1 etwa 10 % unter und in A6 etwa 10 % über jenem in der Kontrolle.

Im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie von Flörsheim war der Anteil an der Gesamtabundanz in der oberen Bodenschicht um mehr als 10 % niedriger als in der Kontrolle.

Alle hinsichtlich der Vertikalverteilung festgestellten Unterschiede zwischen den untersuchten Applikationsraten und den Kontrollen waren nicht signifikant.

Probennahmezeitpunkt w+8

Im TME-Ringtest in Amsterdam wurden außer in A2 (ca. 20 %ige Zunahme des Anteils der Enchytraeen in der oberen Bodenschicht) keine Veränderungen der Vertikalverteilung bei den untersuchten Applikationsraten beobachtet (Abb. 3.38). Gleiches gilt auch für die Freiland-Validierungsstudie, bei der nur in A5 eine starke Abnahme (ca. 40 %) des Anteils in der oberen Bodenschicht ermittelt wurde. Im Vergleich zur Kontrolle waren diese Abweichungen nicht signifikant.

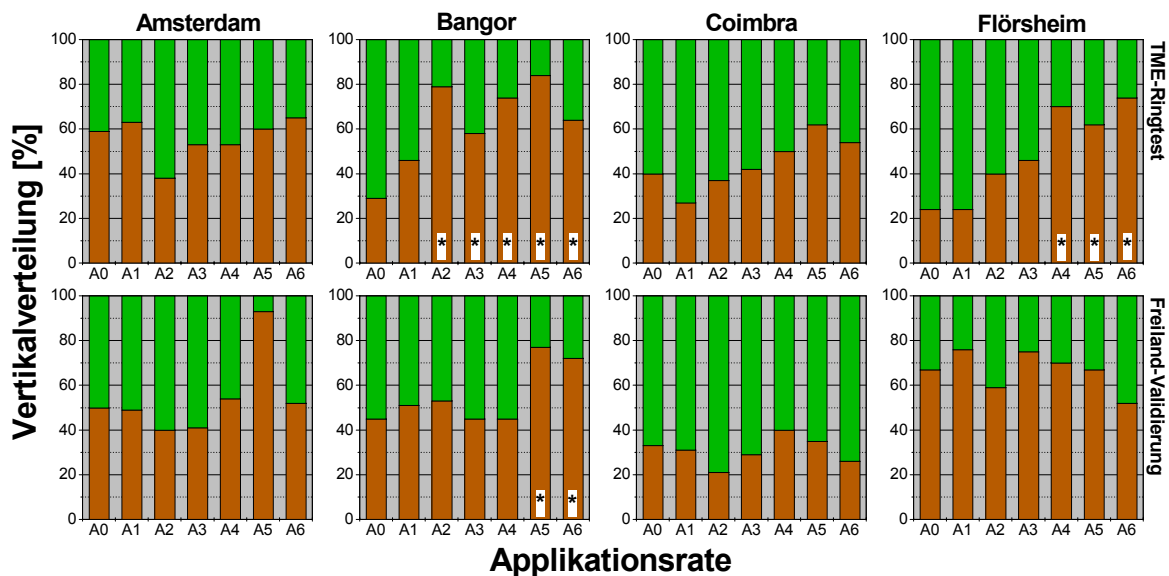


Abb. 3.38: Auswirkungen von Carbendazim auf die Vertikalverteilung der Enchytraeidae (in % der Gesamtabundanz). Dargestellt sind die prozentualen Anteile an der Gesamtabundanz in 0 – 2.5 cm (■) und 2.5 – 5 cm (■) Bodentiefe für den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probennahmezeitpunkt w+8 (Woche 8 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

In Bangor wurde im TME-Ringtest eine im Vergleich zur Kontrolle signifikante Veränderung der Vertikalverteilung in A2 – A6 mit einer deutlichen Abnahme des Anteils an der Gesamtabundanz in der oberen Bodenschicht festgestellt (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). In der Freiland-Validierungsstudie war in den beiden höchsten Applikationsraten (A5 und A6) eine signifikante Abnahme des Anteils in der oberen Bodenschicht gegenüber der Kontrolle zu verzeichnen.

Im TME-Ringtest in Coimbra schwankte der Anteil an der Gesamtabundanz in der oberen Bodenschicht. In A1 hatte dieser um mehr als 10 % gegenüber der Kontrolle zugenommen, in A4, A5 und A6 zwischen 10 – 20 % abgenommen. In der Freiland-Validierungsstudie schwankte die Vertikalverteilung in den unterschiedlichen Applikationsraten um jene in der Kontrolle.

Im TME-Ringtest von Flörsheim hatte sich die Vertikalverteilung mit einer Abnahme des Anteils an der Gesamtabundanz in der oberen Bodenschicht in A4 – A6 signifikant geändert. In der Freiland-Validierungsstudie zeigte sich in den getesteten Applikationsraten hinsichtlich der Vertikalverteilung keine signifikante Abweichung von der Kontrolle. In A6 wurde mit einer Zunahme von mehr als 10 % in der oberen Bodenschicht der größte Unterschied zur Kontrolle ermittelt.

Probennahmezeitpunkt w+16

Im TME-Ringtest in Amsterdam wurden Schwankungen der Vertikalverteilung im Vergleich zur Kontrolle in verschiedenen Applikationsraten festgestellt (Abb. 3.39). In A3, A5 und A6 war eine 10 %ige und in A2 eine 20 %ige Zunahme in der oberen Bodenschicht zu verzeichnen. In der Freiland-Validierungsstudie wurde in A6 eine Abnahme des Anteils an der Gesamtabundanz in der oberen Bodenschicht ermittelt. Alle Unterschiede hinsichtlich der Vertikalverteilung waren nicht signifikant.

In Bangor zeigten sich im TME-Ringtest teilweise erhebliche Unterschiede in bezug auf die Vertikalverteilung. In A1 wurde in der oberen Bodenschicht eine Abnahme des Anteils an der Gesamtabundanz um mehr als 30 % und in A5 um ca. 40 % beobachtet. Der Unterschied zwischen A1 und der Kontrolle war signifikant. In der Freiland-Validierungsstudie hatte der Anteil in der oberen Bodenschicht in A6 im Vergleich zur Kontrolle signifikant um 40 % abgenommen (Dunnett's t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$).

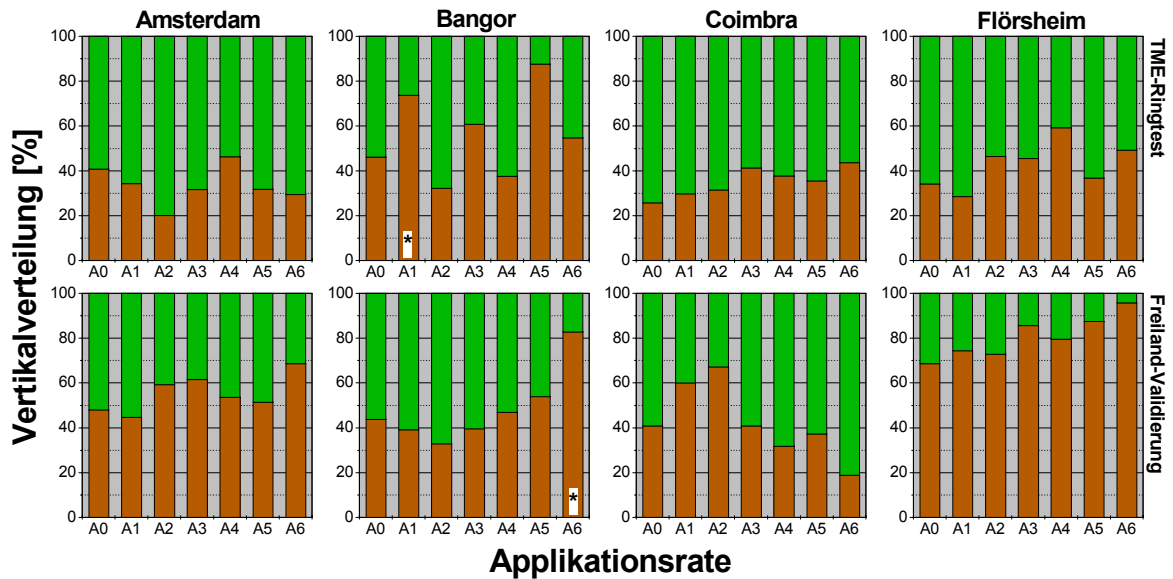


Abb. 3.39: Auswirkungen von Carbendazim auf die Vertikalverteilung der Enchytraeidae (in % der Gesamt-abundanz). Dargestellt sind die prozentualen Anteile an der Gesamt-abundanz in 0 – 2.5 cm (■) und 2.5 – 5 cm (■) Bodentiefe für den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zum Probenahmezeitpunkt w+16 (Woche 16 nach Applikation). Signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle sind mit einem * gekennzeichnet (Bonferroni t-Test nach Holm; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Applikationsraten: TME-Ringtest / Freiland-Validierungsstudie: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

Im TME-Ringtest in Coimbra war der Anteil an der Gesamt-abundanz in der oberen Bodenschicht in A3 – A6 um ca. 10 – 20 % reduziert. In der Freiland-Validierungsstudie wurde in A1 und A2 eine mehr als 20 %ige Abnahme und A6 eine mehr als 20 %ige Zunahme des Anteils in der oberen Bodenschicht verzeichnet. Die beobachteten Unterschiede waren nicht signifikant.

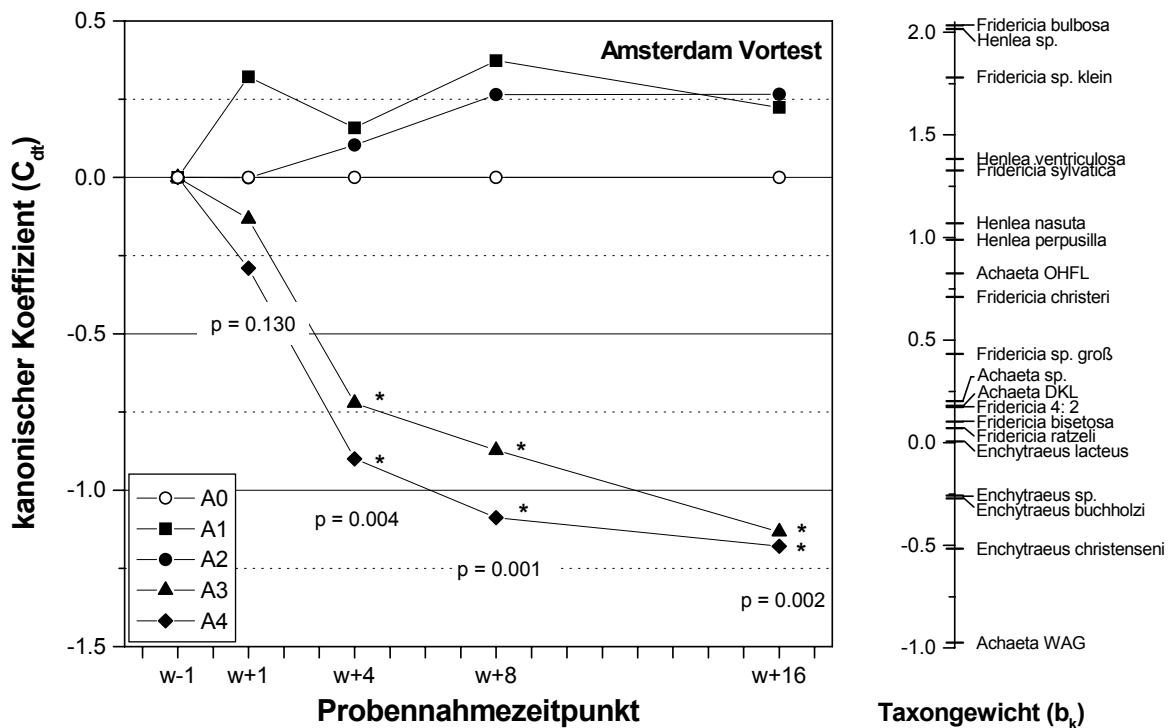
Im TME-Ringtest von Flörsheim hatte sich der Anteil in der oberen Bodenschicht in A2 und A3 um ca. 10 %, in A4 und A6 um ca. 15 – 20 % verringert. In der Freiland-Validierungsstudie wurde in A3, A4, A5 und A6 ein im Vergleich zur Kontrolle verminderter Anteil an der Gesamt-abundanz in der oberen Bodenschicht ermittelt. Im Vergleich mit der Kontrolle konnten keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Vertikalverteilung festgestellt werden.

Die Vertikalverteilung der Enchytraeidae schwankte im TME-Vortest und in der Freiland-Validierungsstudie an allen Standorten in den unterschiedlichen Applikationsraten um den Wert der Kontrolle und zeigte keinen eindeutigen Einfluss der Modellchemikalie. Zum Probenahmezeitpunkt w+8 konnte in 3 von 8 Fällen eine signifikante Abnahme der Abundanz in der oberen Bodenschicht und damit möglicherweise eine Chemikalienwirkung festgestellt werden.

3.2.9 Enchytraeidae-Artengemeinschaft

Die Auswirkung der Modellchemikalie Carbendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft über den gesamten Versuchszeitraum des TME-Vortests, des TME-Ringtests und der Freiland-Validierungsstudie wurde mittels PRC untersucht.

Amsterdam TME-Vortest



PRC-Statistik

Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die Behandlung erklärten Varianz
<i>Eigenvalue</i>	<i>p</i> -Wert	0.001	Zeit	Behandlung		
0.186			24.7	34.7	53.6	
<i>F</i> -Ratio	17.076	Erklärungsgehalt %	24.7			

Abb. 3.40: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft im TME-Vortest von Amsterdam. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{dt}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten $w+1$, $w+4$, $w+8$ und $w+16$ sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der p -Wert (Monte-Carlo-Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Mit einem * gekennzeichnet sind signifikante Unterschiede der PCA-Sample Scores im Vergleich zur Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F*-Ratio und p -Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha

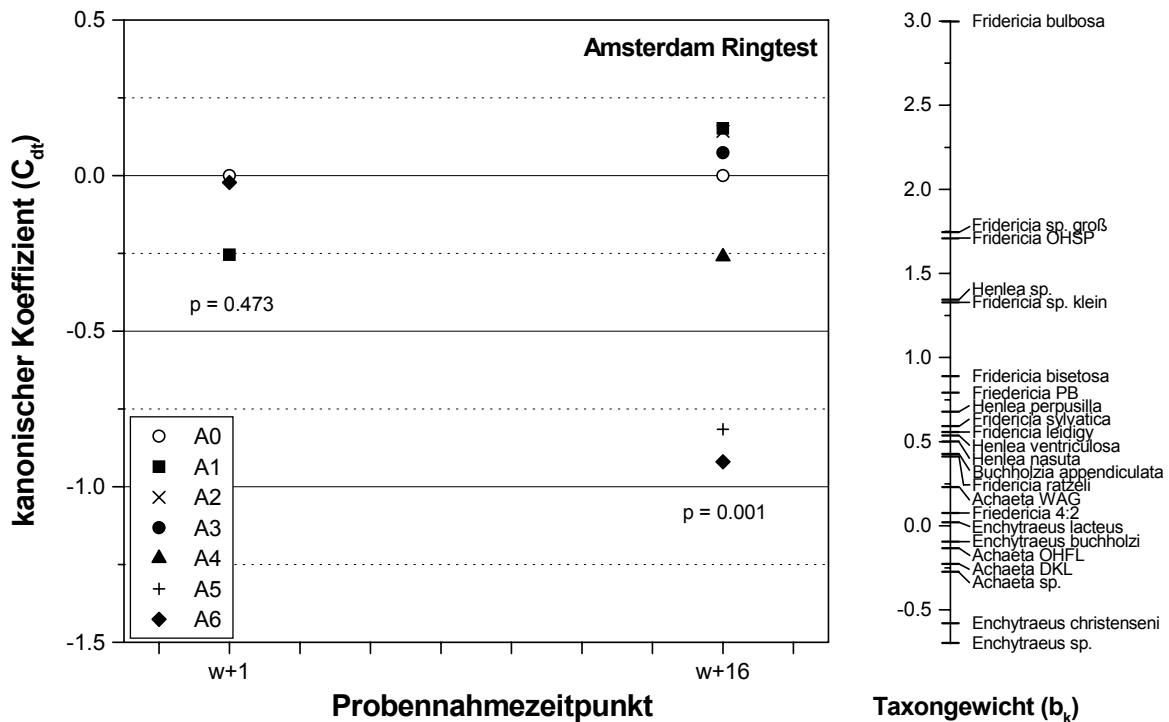
Die Berechnung der PRC für den TME-Vortest von Amsterdam ergab, dass die Varianz des gesamten Enchytraeendatensatzes zu 24.7 % durch die Zeit und zu 34.7 % durch die Chemikalienbehandlung erklärt wird (Abb. 3.40). Durch die 1. kanonische Achse der PRC konnte ein statistisch signifikanter Anteil von 53.6 % der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz erfasst werden (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p = 0.001$). Der Erklärungsgehalt der PRC betrug 24.7 %.

Die Monte-Carlo-Permutationen (999 Permutationen; $p \leq 0.05$) für die einzelnen Probenahmezeitpunkte zeigten hinsichtlich der Zusammensetzung der Enchytraeidae-Artengemeinschaft von w+4 bis w+16 signifikante Unterschiede zwischen den Applikationsraten. Im Vergleich zur Kontrolle konnten für die beiden höchsten Applikationsraten (A3 und A4) zu diesen Probenahmezeitpunkten signifikante Unterschiede bezüglich der Artenzusammensetzung (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$) nachgewiesen werden.

Bei dem für den TME-Vortest von Amsterdam berechneten Verlauf der PRC war bei Arten mit einem positiven Taxongewicht von einer chemikalienbedingten Abnahme, bei Arten mit negativem Taxongewicht von einer Zunahme auszugehen (s. Kapitel 2.9.1). Für die Art *Fridericia bulbosa* wurde das höchste Taxongewicht (2.03) berechnet (Abb. 3.40). Die Abundanz dieser Art wurde im TME-Vortest über den gesamten Versuchszeitraum durch die Modellchemikalie Carbendazim am stärksten reduziert. Die Arten der Gattungen *Fridericia* und *Henlea* wiesen ausschließlich positive Taxongewichte auf und stellten alle Arten mit Werten > 1 . Alle Arten dieser Gattungen zeigten eine chemikalienbedingte Abnahme der Individuenzahl. Das höchste negative Taxongewicht und damit eine Zunahme der Abundanz mit steigender Applikationsrate zeigte *Achaeta* WAG (-0.97). Für *Enchytraeus*-Arten wurden durchweg negative Werte festgestellt.

Amsterdam TME-Ringtest

Die für den TME-Ringtest von Amsterdam durchgeführte PRC zeigte, dass die Varianz des Enchytraeendatensatzes zu 21.2 % durch die Zeit und zu 28.8 % durch die Chemikalienbehandlung erklärt wurde (Abb. 3.41). Die 1. kanonische Achse der PRC erfasste einen statistisch signifikanten Anteil von 53.8 % der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p = 0.006$). Der Erklärungsgehalt der PRC lag bei 19.7 %.

**PRC-Statistik**

Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die Behandlung erklärten Varianz
Eigenvalue	<i>p</i> -Wert	Erklärungsgehalt %	Zeit	Behandlung		
0.155	0.006	19.7	21.2	28.8	53.8	
<i>F</i> -Ratio	6.139					

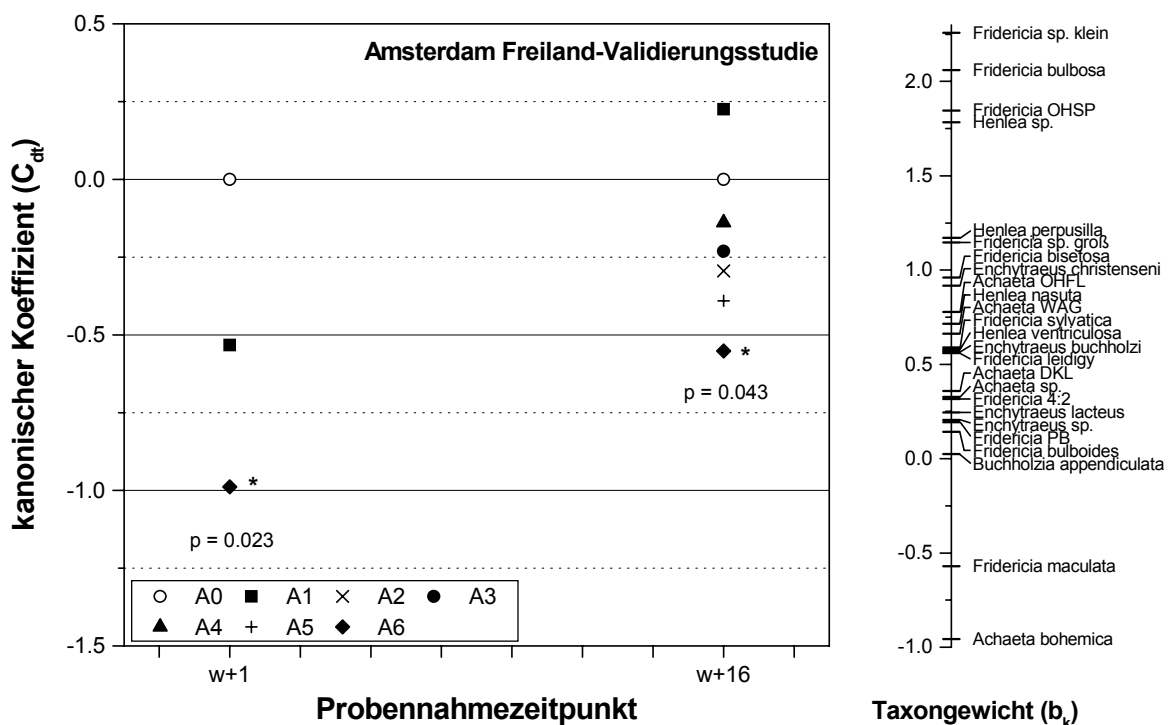
Abb. 3.41: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft im TME-Ringtest von Amsterdam. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{dt}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten w+1 und w+16 sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der *p*-Wert (Monte Carlo Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F*-Ratio und *p*-Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

Für den Probennahmezeitpunkt w+16 war ein signifikanter Unterschied hinsichtlich der Artenzusammensetzung der Enchytraeidae zwischen den untersuchten Applikationsraten (inkl. Kontrolle) festzustellen (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p \leq 0.05$), ein signifikanter Unterschied im Vergleich zur Kontrolle jedoch nicht.

Wie im TME-Vortest von Amsterdam war auch bei der für den TME-Ringtest berechneten PRC bei Arten mit einem positiven Taxongewicht von einer chemikalienbedingten Abnahme auszugehen. *Fridericia bulbosa* besaß wie im TME-Vortest mit 3.00 das höchste positive Taxongewicht und hatte durch die Chemikalienbehandlung am stärksten an Abundanz abgenommen (Abb. 3.41). Analog zum TME-Vortest zeigten *Fridericia*- und *Henlea*-

Arten ausschließlich positive Werte, Taxongewichte > 1 repräsentierten ausschließlich Arten dieser Gattungen. Für *Enchytraeus*-Arten wurden überwiegend negative Werte ermittelt, das höchste negative Taxongewicht erreichten juvenile *Enchytraeus* (-0.70). Für diese taxonomische Einheit konnte entsprechend eine chemikalienbedingte Zunahme der Abundanz verzeichnet werden.

Amsterdam Freiland-Validierungsstudie



PRC-Statistik

Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die Behandlung erklärten Varianz
Eigenvalue	0.159	p-Wert	0.005	Zeit	Behandlung	
F-Ratio	5.895	Erklärungsgehalt %	19.1	16.5	28.0	56.9

Abb. 3.42: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft in der Freiland-Validierungsstudie von Amsterdam. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{dt}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten w+1 und w+16 sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der p-Wert (Monte Carlo Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Mit einem * gekennzeichnet sind signifikante Unterschiede der PCA-Sample Scores im Vergleich zur Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F-Ratio* und p-Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

Die PRC Analyse für die Freiland-Validierungsstudie von Amsterdam ergab, dass die Varianz des gesamten Enchytraeendatensatzes zu 16.5 % durch die Zeit und 28.0 % durch die Chemikalienbehandlung erklärt wurde (Abb. 3.42). Der durch die 1. kanonische Achse der PRC erfasste Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz betrug 56.9 %. Dies war statistisch signifikant (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p = 0.005$). Der Erklärungsgehalt der PRC lag bei 19.1 %.

Die Monte-Carlo-Permutationen (999 Permutationen; $p \leq 0.05$) für die einzelnen Probenahmezeitpunkte zeigten hinsichtlich der Enchytraeidae-Artengemeinschaft signifikante Unterschiede der Applikationsraten untereinander, sowohl bei w+1 als auch bei w+16. An beiden Probenahmezeitpunkten unterschied sich A6 signifikant von der Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$).

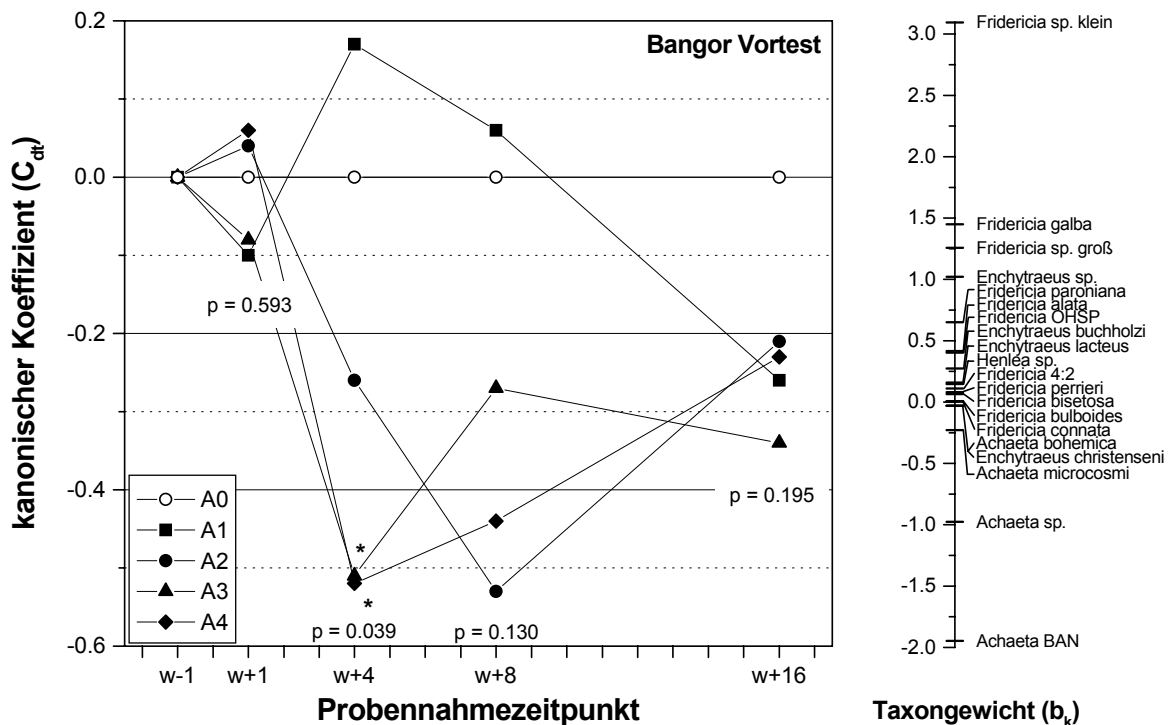
Auch in der Freiland-Validierungsstudie bedeutete ein positives Artgewicht eine Abnahme der Abundanz der entsprechenden taxonomischen Einheit. Für *Fridericia sp. klein* (2.30) und die Art *Fridericia bulbosa* (2.06) wurden die höchsten positiven Taxongewichte berechnet (Abb. 3.42). Für diese beiden Gruppen wurde die deutlichste Abnahme der Abundanz durch die Behandlung mit der Modellchemikalie festgestellt. Positive Taxongewichte > 1 und damit eine ausgeprägte Reduktion der Individuenzahlen als Folge der Chemikalienbehandlung wurden nur für Arten der Gattungen *Fridericia* und *Henlea* ermittelt. Die größten negativen Taxongewichte und damit eine Zunahme der Abundanz zeigten *Achaeta bohemica* (- 0.96) und *Fridericia maculata* (- 0.57).

Bangor TME-Vortest

Die für den TME-Vortest von Bangor berechnete PRC ergab, dass 14.4 % der Varianz des Enchytraeidendatensatzes durch die Zeit und 25.9 % durch die Behandlung mit Carbendazim erklärt wurden (Abb. 3.43). Der Anteil der durch die 1. kanonische Achse der PRC erfassten, durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz betrug 47.9 %. Dies war nicht signifikant (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p = 0.440$). Der Erklärungsgehalt der PRC lag bei 14.5 %.

Zum Probenahmezeitpunkt w+4 war ein signifikanter Einfluss der Applikationsraten auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft festzustellen (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p \leq 0.05$), A3 und A4 unterschieden sich diesbezüglich signifikant von der Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Für alle anderen Zeitpunkte konnten bezüg-

lich der Artenzusammensetzung keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Applikationsraten ermittelt werden.



PRC-Statistik

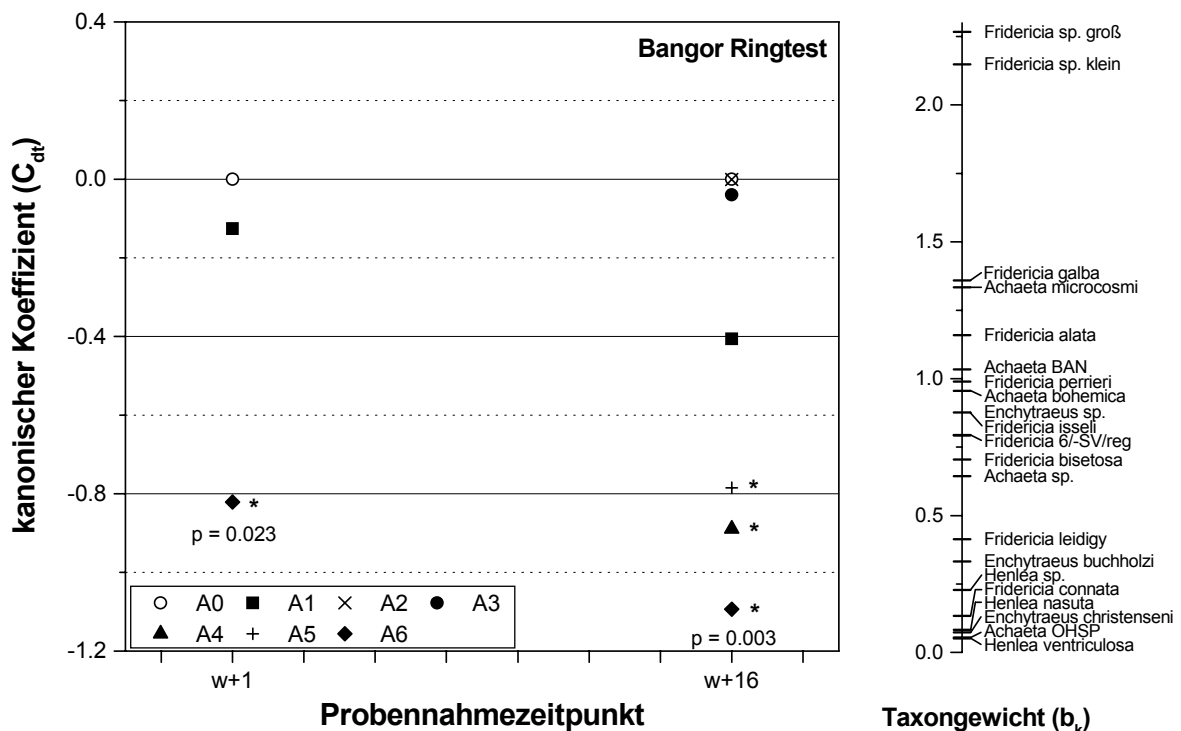
Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die Behandlung erklärten Varianz
			Zeit	Behandlung		
<i>Eigenvalue</i>	0.124	<i>p</i> -Wert	0.440	14.4	25.9	47.9
<i>F-Ratio</i>	8.832	Erklärungsgehalt %	14.5			

Abb. 3.43: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft im TME-Vortest von Bangor. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{0t}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten w+1, w+4, w+8 und w+16 sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der *p*-Wert (Monte Carlo Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Mit einem * gekennzeichnet sind signifikante Unterschiede der PCA-Sample Scores im Vergleich zur Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F-Ratio* und *p*-Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha

Auch bei der für den TME-Vortest von Bangor berechneten PRC war bei einem positiven Taxongewicht von einer chemikalienbedingten Abnahme, bei negativem Taxongewicht von einer Zunahme auszugehen. *Fridericia sp. klein* zeigte mit großem Abstand vor den anderen Arten das höchste positive Taxongewicht (3.09) und hatte durch die Chemikalienbehandlung am deutlichsten abgenommen (Abb. 3.43). Für *Achaeta BAN* wurde mit deutli-

chem Abstand zu den anderen Arten das höchste negative Taxongewicht (- 1.95) festgestellt, alle anderen Arten dieser Gattung wiesen ebenfalls negative Werte auf. Insbesondere *Achaeta BAN* jedoch auch die anderen Arten dieser Gattung zeigten somit eine chemikalienbedingte Zunahme der Abundanz.

Bangor TME-Ringtest



PRC-Statistik

Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die Behandlung erklärten Varianz
<i>Eigenvalue</i>	<i>p</i> -Wert		Zeit	Behandlung		
0.270	0.001		13.2	37.8	71.4	
<i>F</i> -Ratio	10.819	Erklärungsgehalt %	31.1			

Abb. 3.44: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft im TME-Ringtest von Bangor. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{dt}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten w+1 und w+16 sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der *p*-Wert (Monte Carlo Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Mit einem * gekennzeichnet sind signifikante Unterschiede der PCA-Sample Scores im Vergleich zur Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F*-Ratio und *p*-Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

Die Varianz des gesamten Enchytraeendatensatzes für den TME-Ringtest von Bangor wurde zu 13.2 % durch die Zeit und zu 37.8 % durch die Chemikalienbehandlung erklärt (Abb. 3.44). Durch die 1. kanonische Achse der PRC wurde ein statistisch signifikanter Anteil von 71.4 % der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz erfasst (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p = 0.001$). Der Erklärungsgehalt der PRC erreichte 31.1 %.

Für die Probennahmezeitpunkte w+1 und w+16 war ein signifikanter Einfluss der Applikationsraten auf die Artenzusammensetzung der Enchytraeidae festzustellen (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p \leq 0.05$). Zum Probennahmezeitpunkt w+1 unterschied sich A6 hinsichtlich der Artenzusammensetzung der Enchytraeen signifikant von der Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Für den Zeitpunkt w+16 wurden signifikante Unterschiede zwischen der Kontrolle und A4 –A6 festgestellt.

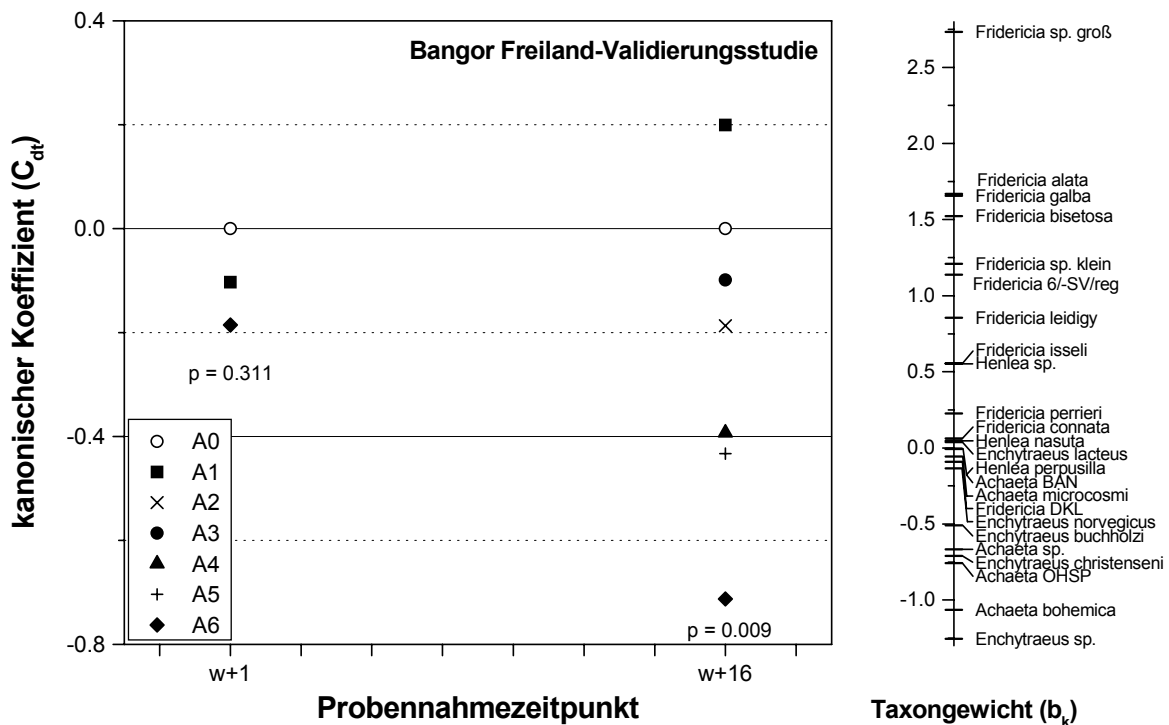
Wie im TME-Vortest war auch bei dem für den TME-Ringtest von Bangor berechneten PRC Verlauf bei Arten mit einem positiven Taxongewicht mit einer chemikalienbedingten Abnahme zu rechnen. Für *Fridericia sp. groß* (2.27) und *Fridericia sp. klein* (2.15) wurden die höchsten positiven Taxongewichte berechnet (Abb. 3.44). Diese beiden Gruppen hatten durch die Carbendazimbehandlung am stärksten in ihrer Abundanz abgenommen. Taxongewichte > 1 wurden ausschliesslich für *Fridericia*- und *Achaeta*-Arten ermittelt. Negative Taxongewichte, also eine Zunahme der Abundanzen wurden nicht festgestellt.

Bangor Freiland-Validierungsstudie

Die für die Enchytraeide-Artengemeinschaft der Freiland-Validierungsstudie von Bangor berechnete PRC zeigte, dass die Varianz des gesamten Datensatzes zu 14.5 % durch die Zeit und zu 26.8 % durch die Chemikalienbehandlung erklärt wurde (Abb. 3.45). 39.2 % der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz wurde durch die 1. kanonische Achse der PRC erfasst. Dieser Anteil war mit $p = 0.061$ statistisch nicht signifikant (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen). Der Erklärungsgehalt der PRC lag bei 14.5 %.

Für den Probennahmezeitpunkt w+16 wurde ein signifikanter Unterschied zwischen den Enchytraeidae-Artengemeinschaften der untersuchten Applikationsraten (inkl. Kontrolle) festgestellt (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p \leq 0.05$). Ein statistisch

signifikanter Unterschied zwischen den Applikationsraten und der Kontrolle konnte nicht verifiziert werden.



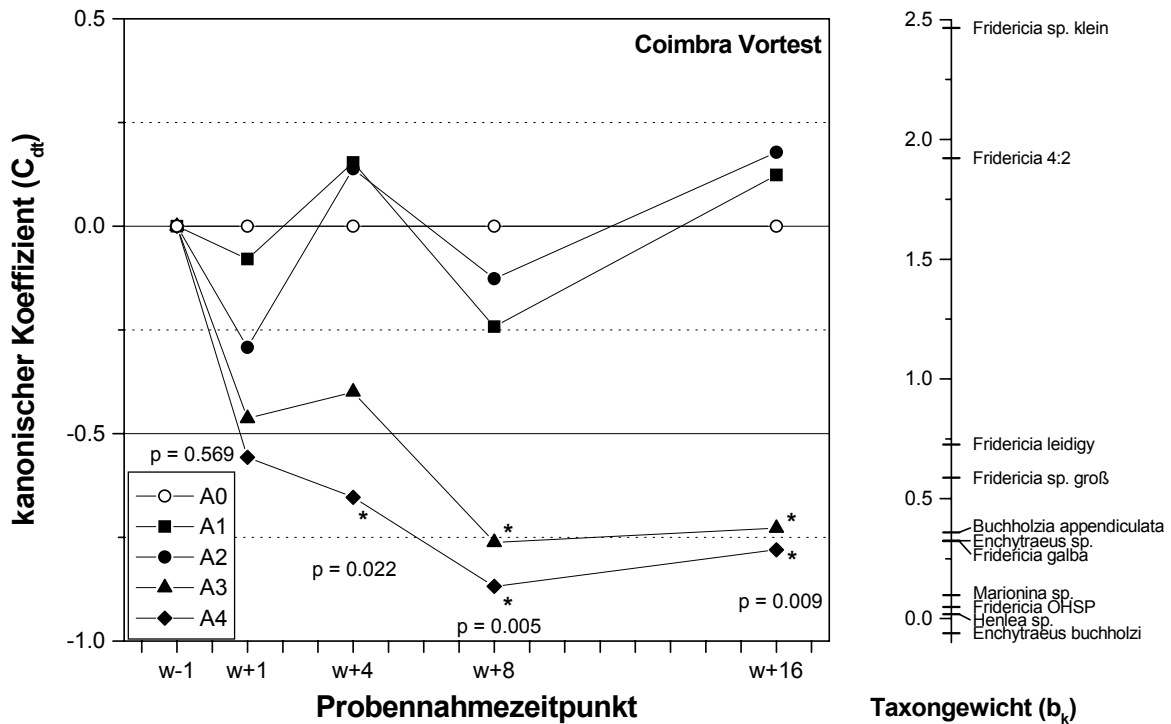
PRC-Statistik

Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die Behandlung erklärten Varianz
				Zeit	Behandlung	
<i>Eigenvalue</i>	0.105	<i>p</i> -Wert	0.061	14.5	26.8	39.2
<i>F</i> -Ratio	3.509	Erklärungsgehalt %	12.3			

Abb. 3.45: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbofendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft in der Freiland-Validierungsstudie von Bangor. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{0t}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten w+1 und w+16 sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der *p*-Wert (Monte Carlo Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F*-Ratio und *p*-Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbofendazim/ha.

Für *Fridericia sp. groß* wurde wie im TME-Ringtest das höchste positive Taxongewicht ermittelt, unter den ersten 10 Arten mit positivem Taxongewicht waren 9 *Fridericia*-Arten (Abb. 3.45). Damit wurde für die Arten der Gattung *Fridericia* die stärkste Abnahme der Individuenzahl in Abhängigkeit der Chemikalienbehandlung festgestellt. Die höchsten negativen Taxongewichte (< -0.5) wurden ausschliesslich für *Achaeta*- bzw. *Enchytraeus*-Arten berechnet.

Coimbra TME-Vortest

PRC-Statistik

Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die Behandlung erklärten Varianz
Eigenvalue	p -Wert	Zeit	Behandlung			
0.194	0.002	16.9	32.1	60.4		
F-Ratio	Erklärungsgehalt %	23.3				

Abb. 3.46: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft im TME-Vortest von Coimbra. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{dt}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten w+1, w+4, w+8 und w+16 sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der p -Wert (Monte Carlo Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Mit einem * gekennzeichnet sind signifikante Unterschiede der PCA-Sample Scores im Vergleich zur Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F-Ratio* und p -Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha

Die PRC Analyse für den TME-Vortest von Coimbra zeigte, dass die Varianz des gesamten Enchytraeendatensatzes zu 16.9 % durch die Zeit und 32.1 % durch die Chemikalienbehandlung erklärt wurde (Abb. 3.46). Der durch die 1. kanonische Achse der PRC erfasste Anteil (60.0 %) der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz war statistisch signifikant (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p = 0.002$). Der Erklärungsgehalt der PRC betrug 23.3 %.

Die Monte-Carlo-Permutationen für jeden einzelnen Probennahmezeitpunkt zeigten hinsichtlich der Zusammensetzung der Enchytraeidae-Artengemeinschaft signifikante Unterschiede zwischen den Applikationsraten für die Zeitpunkte w+4, w+8 und w+16 (999 Permutationen; $p \leq 0.05$). Zum Probennahmezeitpunkt w+4 unterschieden sich die höchste Applikationsrate (A4) und zu den Zeitpunkten w+8 und w+16 die beiden höchsten Applikationsraten (A3 und A4) signifikant von der Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$).

Auch bei der für den TME-Vortest von Coimbra berechneten PRC bedeutete ein positives Taxongewicht eine durch die Chemikalienbehandlung bedingte Abnahme der Abundanz. Das höchste positive Taxongewicht und damit die deutlichste chemikalienbedingte Abnahme wurde mit 2.47 für *Fridericia sp. groß* ermittelt (Abb. 3.46). Bei allen Arten mit einem Taxongewicht > 0.5 handelte es sich um *Fridericia*-Arten. Die einzige Art mit einem negativen Taxongewicht (- 0.06) war *Enchytraeus buchholzi*.

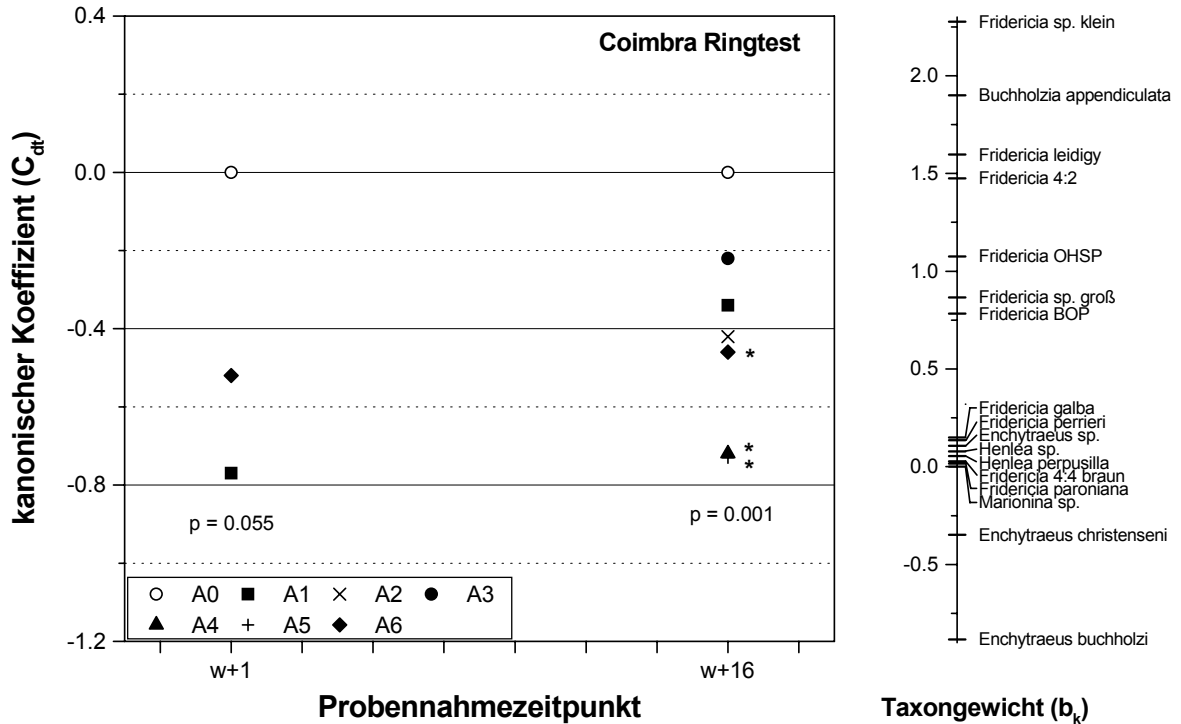
Coimbra TME-Ringtest

Die Varianz des gesamten Enchytraeendatensatzes für den TME-Ringtest von Coimbra wurde zu 11.7 % durch die Zeit und zu 37.7 % durch die Chemikalienbehandlung erklärt (Abb. 3.47). Die 1. kanonische Achse der PRC erfasste einen statistisch signifikanten Anteil von 41.5 % der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p = 0.008$), ihr Erklärungsgehalt lag bei 17.7 %.

Zum Probennahmezeitpunkt w+1 war der Einfluss der Applikationsraten mit $p = 0.055$ nicht signifikant. Für den Probennahmezeitpunkt w+16 war ein signifikanter Einfluss der Applikationsraten auf die Artengemeinschaft der Enchytraeidae festzustellen (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p \leq 0.05$). Für diesen Zeitpunkt wurden signifikante Unterschiede zwischen der Kontrolle und den drei höchsten Applikationsraten (A4 – A6) ermittelt.

Wie im TME-Vortest war auch im TME-Ringtest von Coimbra ein positives Taxongewicht gleichbedeutend mit einer Abnahme der Abundanz des entsprechenden Taxons. Das höchste positive Taxongewicht wurde mit 2.28 für *Fridericia sp. klein* berechnet (Abb. 3.47), die Abundanz dieser taxonomischen Einheit hatte entsprechend am stärksten durch die Chemikalienbehandlung abgenommen. Bei Arten mit einem positiven Taxongewicht > 0.5 handelte es sich entweder um Arten der Gattung *Fridericia* oder um

Buchholzia appendiculata. Lediglich für die Arten *Enchytraeus buchholzi* (- 0.88) und *Enchytraeus minutus* (- 0.35) wurden negative Taxongewichte und somit eine Zunahme der Abundanz festgestellt.

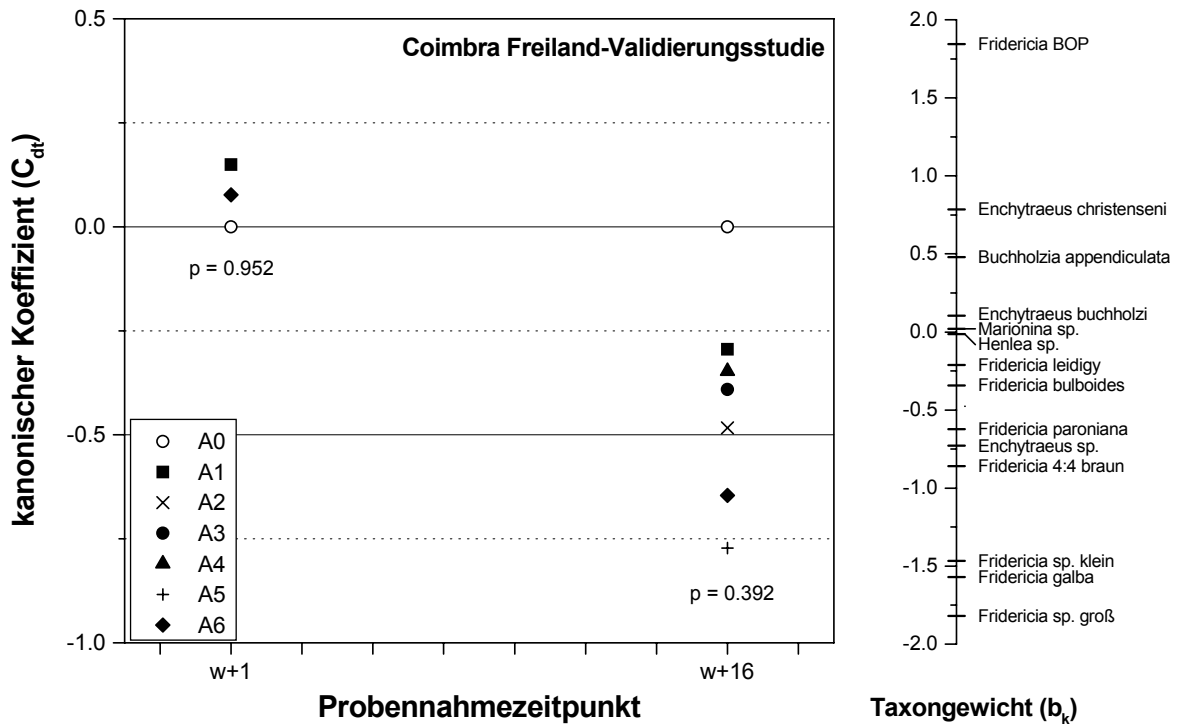


PRC-Statistik

Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die Behandlung erklärten Varianz
				Zeit	Behandlung	
<i>Eigenvalue</i>	0.156	<i>p</i> -Wert	0.008	11.7	37.7	41.5
<i>F</i> -Ratio	5.374	Erklärungsgehalt %	17.7			

Abb. 3.47: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft im TME-Ringtest von Coimbra. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{dt}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten w+1 und w+16 sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der *p*-Wert (Monte Carlo Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Mit einem * gekennzeichnet sind signifikante Unterschiede der PCA-Sample Scores im Vergleich zur Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F*-Ratio und *p*-Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

Coimbra Freiland-Validierungsstudie

**PRC-Statistik**

Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die Behandlung erklärten Varianz
			Zeit	Behandlung		
<i>Eigenvalue</i>	0.780	<i>p</i> -Wert	0.716	9.5	19.5	40.0
<i>F</i> -Ratio	2.346	Erklärungsgehalt %	8.6			

Abb. 3.48: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft in der Freiland-Validierungsstudie von Coimbra. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{dt}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten $w+1$ und $w+16$ sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der p -Wert (Monte Carlo Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F*-Ratio und p -Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

Die für die Enchytraeide-Artengemeinschaft in der Freiland-Validierungsstudie von Coimbra berechnete PRC zeigte, dass die Varianz des gesamten Datensatzes zu 9.5 % durch die Zeit und zu 19.5 % durch die Chemikalienbehandlung erklärt wurde (Abb. 3.48). Der Anteil der durch die 1. kanonische Achse der PRC erfassten durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz betrug 40.0 %. Dies war statistisch nicht signifikant (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p = 0.716$). Der Erklärungsgehalt der PRC lag bei 8.6 %.

Es konnte kein signifikanter Einfluss der Applikationsraten auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft festgestellt werden (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p \leq 0.05$).

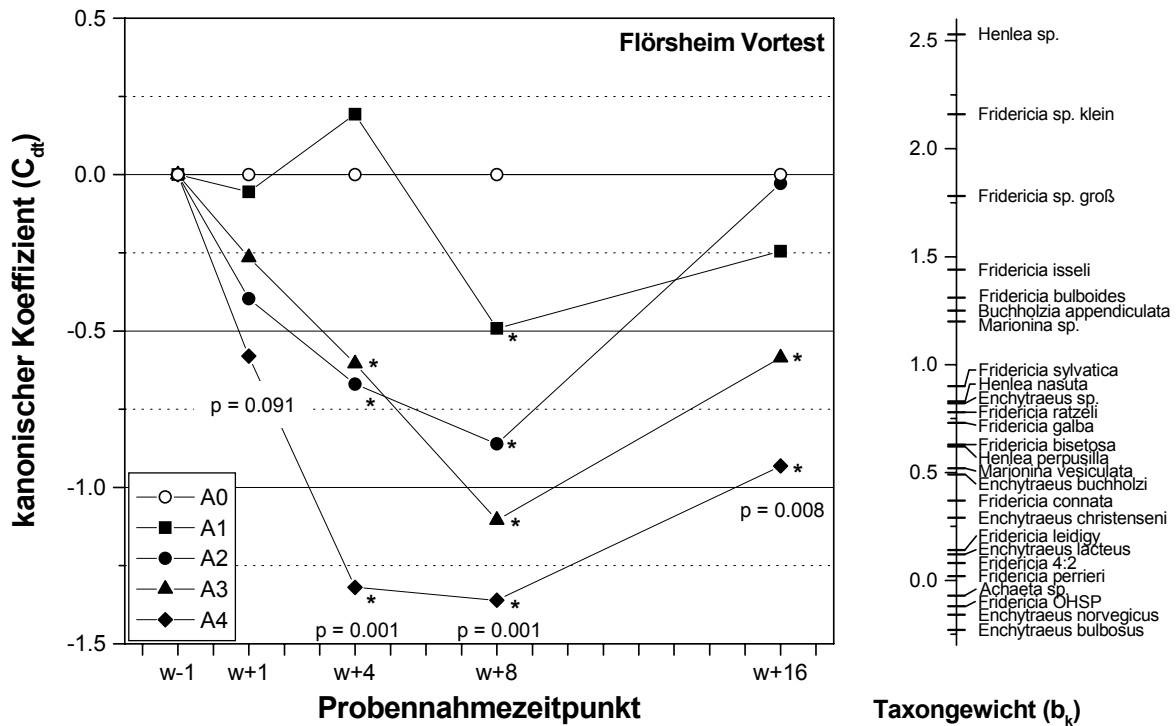
Für *Fridericia BOP* wurde das höchste positive Taxongewicht (1.84) berechnet (Abb. 3.48). Die Abundanz dieser Art hatte durch die Behandlung mit Carbendazim am stärksten abgenommen. Das größte negative Taxongewicht zeigten *Fridericia sp. groß* (- 1.82) und *Fridericia sp. klein* (- 1.47) sowie die Art *Fridericia galba* (- 1.57). Die Individuenzahlen dieser taxonomischen Einheiten hatten durch die Chemikalienbehandlung zugenommen.

Flörsheim TME-Vortest

Die PRC Analyse für den TME-Vortest von Flörsheim zeigte, dass die Varianz des gesamten Enchytraeendatensatzes zu 11.5 % durch die Zeit und zu 39.7 % durch die Chemikalienbehandlung erklärt wurde (Abb. 3.49). Der durch die 1. kanonische Achse der PRC erfasste Anteil (62.2 %) der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz war statistisch signifikant (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p = 0.001$). Der Erklärungsgehalt der PRC betrug 27.9 %.

Die Monte-Carlo-Permutationen für die einzelnen Probennahmezeitpunkte, zeigten signifikante Unterschiede zwischen den Enchytraeidae-Artengemeinschaften der unterschiedlichen Applikationsraten (inkl. Kontrolle) von w+4 bis w+16 (999 Permutationen; $p \leq 0.05$). Zum Zeitpunkt w+4 unterschieden sich A2 - A4, zum Zeitpunkt w+8 A1 - A4 und zum Zeitpunkt w+16 A3 und A4 hinsichtlich der Zusammensetzung der Enchytraeidae-Artengemeinschaft signifikant von der Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$).

Bei dem Verlauf der für den TME-Vortest von Flörsheim berechneten PRC waren positive Taxongewichte mit einer Abnahme und negative Taxongewichte mit einer Zunahme der Abundanz dieser Art gleichzusetzen. Das höchste positive Taxongewicht wurde mit 2.53 für *Henlea sp.* bestimmt. Deren Abundanz hatte durch die Chemikalienbehandlung am stärksten abgenommen. Positive Taxongewichte > 1 wurden lediglich für Arten der Gattungen *Henlea*, *Fridericia* und *Marionina* sowie für *Buchholzia appendiculata* ermittelt (Abb. 3.49). Das höchste negative Taxongewicht entfiel auf die Art *Enchytraeus bulbosus* (- 0.23).

**PRC-Statistik**

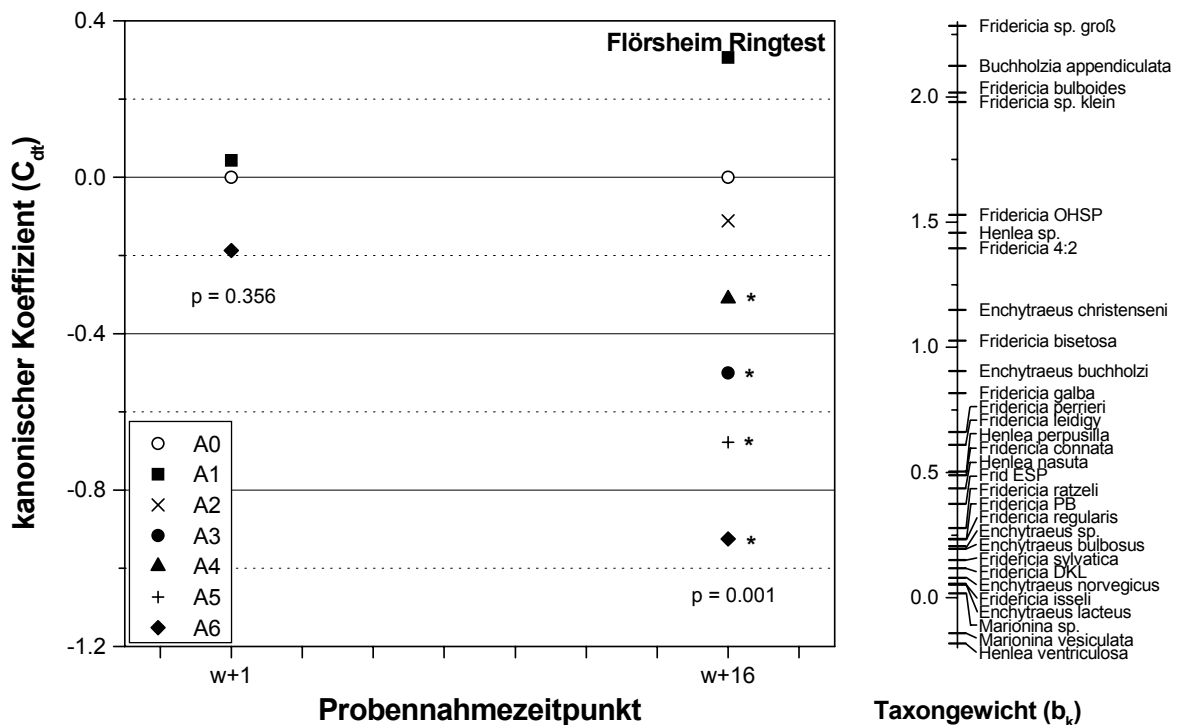
Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die Behandlung erklärten Varianz
				Zeit	Behandlung	
<i>Eigenvalue</i>	0.247	<i>p</i> -Wert	0.001	11.5	39.7	62.2
<i>F</i> -Ratio	20.075	Erklärungsgehalt %	27.9			

Abb. 3.49: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft im TME-Vortest von Flörsheim. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{dt}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten w+1, w+4, w+8 und w+16 sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der *p*-Wert (Monte Carlo Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Mit einem * gekennzeichnet sind signifikante Unterschiede der PCA-Sample Scores im Vergleich zur Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F*-Ratio und *p*-Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 2.16, A3 = 12.96, A4 = 77.76 kg Carbendazim/ha

Flörsheim TME-Ringtest

Die Varianz des gesamten Enchytraeen Datensatzes für den TME-Ringtest von Flörsheim wurde zu 19.1 % durch die Zeit und zu 30.3 % durch die Chemikalienbehandlung erklärt (Abb. 3.50). Durch die 1. kanonische Achse der PRC wurde ein statistisch signifikanter Anteil von 50.2 % der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz erfasst (Monte-

Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p = 0.001$). Der Erklärungsgehalt der PRC betrug 18.9 %.



PRC-Statistik

Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die
				Zeit	Behandlung	Behandlung erklärten Varianz
<i>Eigenvalue</i>	0.152	<i>p</i> -Wert	0.001	19.1	30.3	50.2
<i>F-Ratio</i>	5.808	Erklärungsgehalt %	18.9			

Abb. 3.50: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbendazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft im TME-Ringtest von Flörsheim. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{0f}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten $w+1$ und $w+16$ sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der p -Wert (Monte Carlo Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Mit einem * gekennzeichnet sind signifikante Unterschiede der PCA-Sample Scores im Vergleich zur Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$). Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F-Ratio* und p -Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbendazim/ha.

Für den Probennahmezeitpunkt $w+16$ wurde ein signifikanter Einfluss der Applikationsraten auf die Artenzusammensetzung der Enchytraeidae festgestellt (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen; $p \leq 0.05$). Zu diesem Probennahmezeitpunkt unterschieden sich A3 – A6 hinsichtlich der Zusammensetzung der Enchytraeidae-Artengemeinschaft signifikant von der Kontrolle (Williams t-Test; 2-seitig, $p \leq 0.05$).

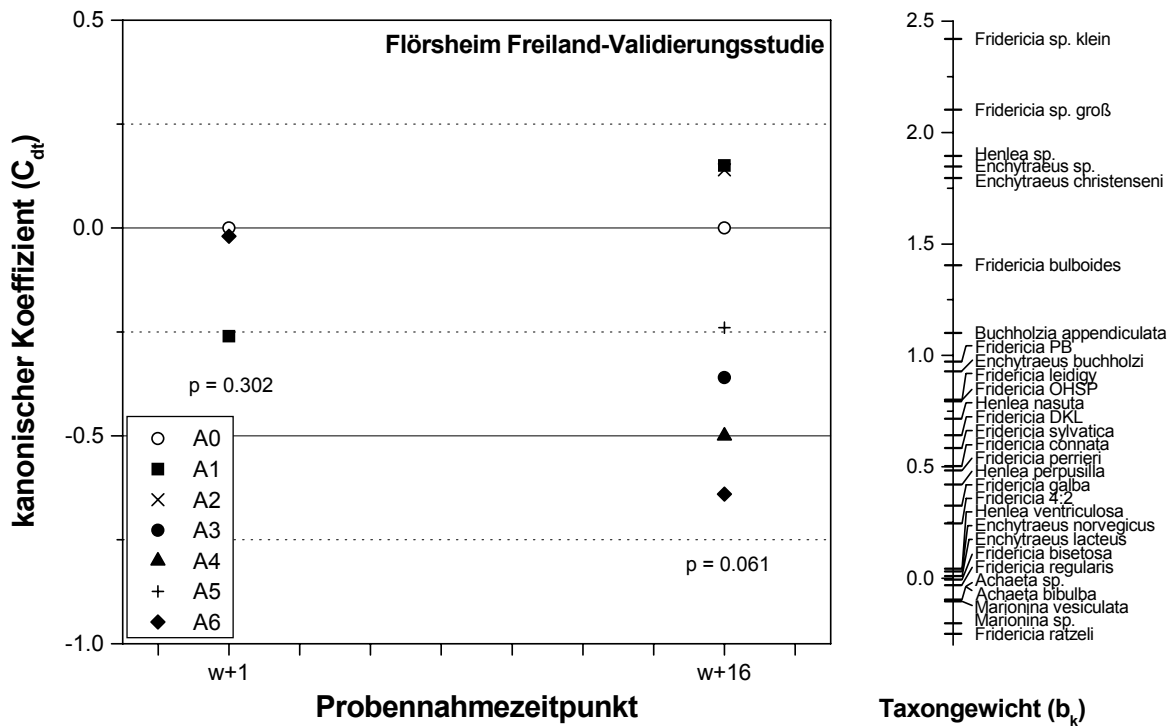
Wie im TME-Vortest von Flörsheim bedeutete ein positives Taxongewicht eine Abnahme der Individuenzahl der entsprechenden Art. Das höchste positive Taxongewicht (2.28) und die deutlichste Abnahme der Individuenzahl in Folge der Chemikalienbehandlung wurde für *Fridericia sp. groß* festgestellt (Abb. 3.50). Bei Arten mit einem positiven Taxongewicht > 1 handelte es sich entweder um Arten der Gattungen *Fridericia* und *Henlea* oder um *Buchholzia appendiculata* bzw. *Enchytraeus minutus*. Nur für *Henlea ventriculosa* (-0.18) und *Marionina vesiculata* (-0.14) wurden negative Taxongewichte und damit eine Zunahme der Abundanz ermittelt.

Flörsheim Freiland-Validierungsstudie

Die für die Enchytraeidae-Artengemeinschaft in der Freiland-Validierungsstudie von Flörsheim berechnete PRC zeigte, dass die Varianz des gesamten Datensatzes zu 13.3 % durch die Zeit und zu 28.6 % durch die Chemikalienbehandlung erklärt wurde (Abb. 3.51). Ein Anteil von 44.8 % der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz wurde durch die 1. kanonische Achse der PRC erfasst. Dies war mit $p = 0.072$ statistisch nicht signifikant (Monte-Carlo-Permutationstest, 999 Permutationen). Der Erklärungsgehalt der PRC lag bei 14.8 %.

Für beide Probennahmezeitpunkte konnte kein signifikanter Einfluss der Applikationsraten auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft festgestellt werden. Für den Probennahmezeitpunkt w+16 wurde für p ein Wert von 0.061 bestimmt.

Ein positives Taxongewicht bedeutete wie im TME-Vortest und im TME-Ringtest von Flörsheim eine Abnahme der Abundanz der entsprechenden Art. Für *Fridericia sp. klein* (2.42) und *Fridericia sp. groß* (2.10) wurde das höchste positive Taxongewicht berechnet. Die Individuenzahlen dieser beiden Gruppen hatten am stärksten durch die Chemikalienbehandlung abgenommen (Abb. 3.51). Ein negatives Taxongewicht < -0.5 wurde nicht ermittelt.

**PRC-Statistik**

Monte-Carlo-Permutationstest auf Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC				% Anteil an der Gesamtvarianz der erklärt wird durch die		% Anteil der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfassten durch die Behandlung erklärten Varianz
<i>Eigenvalue</i>	<i>p</i> -Wert	<i>F</i> -Ratio	Zeit	Behandlung		
0.128	0.0719	4.350	13.3	28.6	44.8	
	Erklärungsgehalt %	14.8				

Abb. 3.51: PRC (*Principal Response Curve*) für die Auswirkungen von Carbazim auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft in der Freiland-Validierungsstudie von Flörsheim. Dargestellt ist der kanonische Koeffizient (C_{dt}) für die unterschiedlichen Applikationsraten zu den Probennahmezeitpunkten w+1 und w+16 sowie das Taxongewicht (b_k) für alle Taxa. Für jeden Probennahmezeitpunkt ist der p -Wert (Monte-Carlo Permutationstest; 999 Permutationen) für den Vergleich aller Applikationsraten (inklusive der Kontrolle) untereinander angegeben. Die PRC-Statistik zeigt *Eigenvalue*, *F-Ratio* und p -Wert des Monte-Carlo-Permutationstests (999 Permutationen) für die Signifikanz der 1. kanonischen Achse der PRC sowie deren Erklärungsgehalt. Ferner sind der durch die Zeit bzw. die Chemikalienbehandlung erklärte Anteil der Gesamtvarianz und der Anteil der durch die Chemikalienbehandlung erklärten Varianz, der von der 1. kanonischen Achse der PRC erfasst wird, angegeben. Applikationsraten: A0 = Kontrolle, A1 = 0.36, A2 = 1.08, A3 = 3.24, A4 = 9.72, A5 = 29.16, A6 = 87.48 kg Carbazim/ha.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Güte der Anpassung und die Aussagekraft der PRCs, ausgedrückt durch die Signifikanz der 1. kanonischen Achse und den Erklärungsgehalt, an allen Standorten mit Ausnahme von Bangor für den TME-Vortest am größten und die Freiland-Validierungsstudie am geringsten waren.

Die mittels PRC festgestellten Auswirkungen der Modellchemikalie auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaften waren sowohl im TME-Vortest als auch im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie (mit Ausnahme der von Amsterdam) an allen untersuchten Standorten zum Probennahmezeitpunkt w+1 am geringsten.

Im TME-Vortest wurden die deutlichsten Unterschiede hinsichtlich der Artenzusammensetzung der Enchytraeidae in Abhängigkeit der Chemikalienbehandlung in Amsterdam zum Probennahmezeitpunkt w+16, in Bangor zum Zeitpunkt w+4 und in Coimbra und Flörsheim zum Zeitpunkt w+8 festgestellt. In Bangor, Coimbra und Flörsheim waren zum Probennahmezeitpunkt w+16 die Abweichungen bezüglich der Enchytraeidae-Artengemeinschaften im Vergleich zur Kontrolle nicht mehr so stark wie zum Zeitpunkt w+8 und es wurde ein leichter Regenerationseffekt beobachtet.

Im TME-Ringtest waren die Auswirkungen der Modellchemikalie auf die Enchytraeidae-Artengemeinschaft mit Ausnahme von Amsterdam an allen Standorten deutlich stärker ausgeprägt als in der entsprechenden Freiland-Validierungsstudie. In Bangor, Coimbra und Flörsheim konnten zum Probennahmezeitpunkt w+16 signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle nachgewiesen werden, während in den entsprechenden Freiland-Validierungsstudien keine signifikanten Abweichungen auftraten.

Die ermittelten Taxongewichte zeigten, dass im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie an allen untersuchten Standorten an erster Stelle Arten der Gattung *Fridericia* aber auch der Gattung *Henlea* durch die Modellchemikalie in ihrer Abundanz reduziert wurden. Eine Zunahme der Abundanz in Abhängigkeit der Applikationsraten konnte vor allem für Arten der Gattungen *Achaeta* und in geringerem Umfang auch der Gattung *Enchytraeus* nachgewiesen werden.

3.3 NOEC- und EC₅₀-Werte für die Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim auf die untersuchten Parameter

Im Folgenden werden die NOEC- bzw. EC₅₀-Werte für die unterschiedlichen Endpunkte, die aus den in den vorhergehenden Kapiteln dargestellten Ergebnissen abgeleitet wurden, zusammengefasst und miteinander verglichen.

Tab. 3.2: NOEC-Werte (kg Carbendazim/ha) für die Wirkung von Carbendazim auf die Gesamtabundanz, die Artenanzahl, den Shannon-Wiener Index, das Dominanzspektrum, die Abundanz der Gattung *Fridericia* und die Enchytraeidae-Artengemeinschaft. Dargestellt sind die Werte für den TME-Vortest (VT), den TME-Ringtest (RT) und die Freiland-Validierungsstudie (FVS) in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zu den Probennahmezeitpunkten w+1, w+4, w+8 und w+16.

Parameter		Amsterdam	Bangor	Coimbra	Flörsheim	
VT	Gesamtabundanz	w+1	≥ 77.76	≥ 77.76	≥ 77.76	
		w+4	≥ 77.76	≥ 77.76	2.16	
		w+8	≥ 77.76	≥ 77.76	2.16	
		w+16	≥ 77.76	≥ 77.76	≥ 77.76	
	Artenanzahl	w+1	12.96	≥ 77.76	12.96	12.96
		w+4	≥ 77.76	≥ 77.76	≥ 12.96	0.36
		w+8	≥ 77.76	12.96	12.96	2.16
		w+16	12.96	≥ 77.76	≥ 77.76	12.96
	Shannon-Wiener Index	w+1	≥ 77.76	≥ 77.76	≥ 77.76	12.96
		w+4	2.16	2.16	≥ 12.96	12.96
		w+8	≥ 77.76	≥ 77.76	12.96	2.16
		w+16	12.96	≥ 77.76	≥ 77.76	12.96
	Dominanzspektrum	w+1	≥ 77.76	≥ 77.76	< 0.36	≥ 77.76
		w+4	2.16	0.36	2.16	2.16
		w+8	< 0.36	< 0.36	2.16	< 0.36
		w+16	2.16	< 0.36	2.16	2.16
	Gattung <i>Fridericia</i>	w+1	≥ 77.76	≥ 77.76	12.96	≥ 77.76
		w+4	≥ 77.76	2.16	2.16	12.96
		w+8	12.96	12.96	2.16	< 0.36
		w+16	2.16	2.16	≥ 77.76	2.16
Enchytraeidae-Artengem.	w+1	≥ 77.76	≥ 77.76	≥ 77.76	12.96	
	w+4	2.16	2.16	12.96	0.36	
	w+8	2.16	≥ 77.76	2.16	< 0.36	
	w+16	2.16	≥ 77.76	2.16	2.16	
RT	Gesamtabundanz	w+8	≥ 87.48	9.72	≥ 87.48	3.24
		w+16	≥ 87.48	29.16	≥ 87.48	29.16
	w+16	Artenanzahl	≥ 87.48	3.24	≥ 87.48	9.72
	w+16	Shannon-Wiener Index	29.16	3.24	≥ 87.48	9.72
	w+16	Dominanzspektrum	3.24	3.24	1.08	9.72
	w+16	Gattung <i>Fridericia</i>	9.72	3.24	≥ 87.48	9.72
FVS	Gesamtabundanz	w+8	29.16	≥ 87.48	≥ 87.48	9.72
		w+16	≥ 87.48	≥ 87.48	≥ 87.48	≥ 87.48
	w+16	Artenanzahl	≥ 87.48	≥ 87.48	≥ 87.48	29.16
	w+16	Shannon-Wiener Index	≥ 87.48	≥ 87.48	≥ 87.48	29.16
	w+16	Dominanzspektrum	3.24	3.24	9.72	3.24
	w+16	Gattung <i>Fridericia</i>	9.72	≥ 87.48	≥ 87.48	≥ 87.48
	w+16	Enchytraeidae-Artengem.	29.16	≥ 87.48	≥ 87.48	29.16

Probennahmezeitpunkt w+1

Im TME-Vortest konnte für den Probennahmezeitpunkt w+1 nur in 7 von 24 Fällen ein NOEC-Wert ermittelt werden, der nicht mit ≥ 77.76 kg Carbendazim/ha (A4) angegeben

werden muss (Tab. 3.2). In Amsterdam wurde der niedrigste NOEC für die Artenanzahl (12.96 kg/ha), in Coimbra für das Dominanzspektrum (< 0.36 kg/ha) und in Flörsheim mit 12.96 kg/ha für die Artenanzahl, den Shannon-Wiener Index und die Enchytraeidae-Artengemeinschaft festgestellt.

Tab. 3.3: EC₅₀-Werte (kg Carbendazim/ha) für die Wirkung von Carbendazim auf die Gesamtabundanz, die Artenanzahl, die Abundanz der Gattung *Fridericia* und die Abundanz der drei Taxa mit den höchsten (PRC-Taxon 1), dem zweithöchsten (PRC-Taxon 2) und dem dritthöchsten (PRC-Taxon) positiven Taxengewichten in der entsprechenden PRC (d.h. mit der ausgeprägtesten chemikalienbedingten Abnahme der Abundanz). Dargestellt sind die Werte für den TME-Vortest (VT), den TME-Ringtest (RT) und die Freiland-Validierungsstudie (FVS) in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zu den Probennahmezeitpunkten w+1, w+4, w+8 und w+16. VB = Vertrauensbereich; n.a. = Logistische Regression nicht anwendbar, da keine Dosis-Wirkungsbeziehung; # = unterer 95 % VB < 10³ x EC₅₀ und oberer VB > 10³ x EC₅₀.

Parameter	Amsterdam		Bangor		Coimbra		Flörsheim			
	EC ₅₀	95% VB	EC ₅₀	95% VB	EC ₅₀	95% VB	EC ₅₀	95% VB		
VT	w+1 Gesamtabundanz	44.9	0.07 - 25723	n.a.	-	4.24	0.01 - 1477	n.a.	-	
		w+4	n.a.	-	n.a.	-	6.64	1.44 - 30.6	2.60	0.01 - 678
		w+8	28.4	3.75 - 214	67.9	#	6.76	0.10 - 386	0.50	0.11 - 2.10
		w+16	10.9	0.03 - 3355	13.5	0.02 - 9191	10.9	0.92 - 129	12.1	0.12 - 1184
	w+1 Artenanzahl	n.a.	-	n.a.	-	31.3	0.44 - 2220	n.a.	-	
		w+4	n.a.	-	n.a.	-	13.2	4.29 - 40.3	10.5	0.22 - 508
		w+8	47.5	0.14 - 16645	31.4	#	21.0	1.59 - 276	7.93	6.34 - 9.93
		w+16	36.8	9.51 - 142	n.a.	-	53.0	5.26 - 532	39.5	3.06 - 512
	w+1 Gattung <i>Fridericia</i>	n.a.	-	n.a.	-	1.53	0.09 - 27.1	n.a.	-	
		w+4	3.37	0.002 - 65910	1.84	0.38 - 8.77	5.38	4.52 - 6.39	1.30	0.003 - 633
		w+8	3.21	0.02 - 502	1.05	0.02 - 727	4.87	0.07 - 336	0.27	0.06 - 1.24
		w+16	4.39	2.24 - 8.60	0.67	0.12 - 3.83	6.15	0.34 - 110	2.31	0.01 - 469
w+1 PRC-Taxon 1	n.a.	-	n.a.	-	1.10	1.10 - 1.10	2.29	#		
	w+4	2.10	0.02 - 264	3.08	3.08 - 3.08	10.4	1.01 - 107.8	1.95	0.005 - 684	
	w+8	3.55	0.004 - 3119	1.14	0.005 - 291	3.80	0.02 - 591	0.14	#	
	w+16	6.98	0.02 - 2897	0.27	0.08 - 0.93	6.87	0.07 - 639	16.2	0.41 - 634	
w+1 PRC-Taxon 2	9.55	0.03 - 2793	0.23	0.23 - 0.23	0.58	0.11 - 3.22	n.a.	-		
	w+4	7.27	0.31 - 171	1.02	1.02 - 1.02	2.93	2.93 - 2.93	1.75	0.04 - 81.1	
	w+8	8.14	0.02 - 3414	n.a.	-	0.36	0.06 - 2.27	0.22	0.05 - 0.99	
	w+16	6.61	0.11 - 383	1.55	0.01 - 172	4.25	4.25 - 4.25	11.3	0.28 - 435	
w+1 PRC-Taxon 3	n.a.	-	n.a.	-	1.82	0.43 - 7.77	n.a.	-		
	w+4	4.67	3.47 - 6.29	1.02	1.02 - 1.02	1.60	0.67 - 3.83	2.46	0.01 - 513	
	w+8	3.18	0.03 - 324	3.73	#	n.a.	-	0.22	0.008 - 5.73	
	w+16	4.38	1.03 - 18.7	n.a.	-	n.a.	-	6.01	0.06 - 620	
RT	w+8 Gesamtabundanz	14.6	0.93 - 230	4.46	0.54 - 37.2	n.a.	-	1.98	0.13 - 29.9	
		w+16	n.a.	-	9.23	1.96 - 43.6	n.a.	-	18.3	0.28 - 1141
	w+16 Artenanzahl	126	19.1 - 833	34.2	6.28 - 186.4	n.a.	-	52.3	5.33 - 512	
		w+16 Gattung <i>Fridericia</i>	14.7	5.41 - 40.0	4.44	1.12 - 17.5	6.51	0.62 - 68.27	4.85	0.32 - 74.7
	w+16 PRC-Taxon 1	9.50	2.72 - 33.1	3.78	2.33 - 6.13	3.03	0.77 - 12.0	1.02	0.16 - 6.35	
	w+16 PRC-Taxon 2	n.a.	-	6.76	1.18 - 38.9	0.70	0.07 - 7.41	0.81	0.06 - 11.4	
w+16 PRC-Taxon 3	10.6	7.77 - 14.5	0.52	0.002 - 118	n.a.	-	2.61	0.59 - 6.92		
FVS	w+8 Gesamtabundanz	11.7	0.72 - 192	n.a.	-	n.a.	-	2.44	0.36 - 16.6	
		w+16	18.5	0.10 - 3476	n.a.	-	n.a.	-	10.4	1.25 - 86.8
	w+16 Artenanzahl	46.7	#	n.a.	-	n.a.	-	24.7	2.97 - 205	
	w+16 Gattung <i>Fridericia</i>	4.69	0.19 - 114	18.6	1.42 - 243.4	n.a.	-	8.64	2.64 - 116	
	w+16 PRC-Taxon 1	7.10	0.21 - 240	9.42	0.19 - 473	0.80	#	7.92	0.37 - 169	
	w+16 PRC-Taxon 2	3.70	0.001 - 9269	8.15	3.97 - 16.7	n.a.	-	1.07	0.12 - 9.91	
w+16 PRC-Taxon 3	1.41	0.02 - 92.6	3.69	0.007 - 1426	n.a.	-	1.78	1.78 - 1.78		

Die EC₅₀-Werte für den Probennahmezeitpunkt w+1 konnten in 10 von 24 möglichen Fällen berechnet werden (Tab. 3.3). Die kleinsten EC₅₀-Werte aller untersuchten Parameter an den verschiedenen Standorte wurden für das PRC-Taxon 2 (Amsterdam (*Henlea sp.*; 9.55 kg/ha), Bangor, (*Fridericia galba*; 0.23 kg/ha) und Coimbra (*Fridericia 4:2*; 0.58 kg/ha) und für das PRC-Taxon 1 (Flörsheim (*Henlea sp.*; 2.29 kg/ha)) ermittelt.

Für den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie kann ein Vergleich von NOEC- bzw. EC₅₀-Werten für unterschiedliche Parameter für die Probennahmezeitpunkte w+1, w+4 und w+8 nicht vorgenommen werden. Zum Zeitpunkt w+1 wurden nur die Applikationsraten A0, A1 und A6 untersucht, NOEC- und EC₅₀-Werten können in diesem Fall nicht angegeben werden. Für den Zeitpunkt w+4 wurde die Enchytraeenzönose nur im TME-Vortest untersucht und zum Zeitpunkt w+8 wurde im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie nur die Anzahl der Enchytraeen nicht aber deren Art bestimmt.

Probennahmezeitpunkte w+4 und w+8

Im TME-Vortest wurde zum Probennahmezeitpunkt w+4 in Amsterdam mit 2.16 kg/ha der niedrigste NOEC-Wert für die Parameter Dominanzspektrum, Shannon-Wiener Index und Enchytraeidae-Artengemeinschaft verzeichnet (Tab. 3.2). In Bangor zeigten das Dominanzspektrum (0.36 kg/ha), in Coimbra die Gesamtabundanz (2.16 kg/ha), das Dominanzspektrum sowie die Gattung *Fridericia* und in Flörsheim die Gesamtabundanz (0.36 kg/ha) und die Enchytraeidae-Artengemeinschaft den kleinsten NOEC aller untersuchten Parameter.

Die kleinsten EC₅₀-Werte wurden in Amsterdam für das PRC-Taxon 1 (*Fridericia bulbosa*; 2.10 kg/ha), in Bangor für das PRC-Taxon 1 und 2 (*Fridericia sp. gr.* bzw. *Fridericia galba*; 1.02 kg/ha), in Coimbra für das PRC-Taxon 3 (*Fridericia 2:2*; 1.60 kg/ha) und in Flörsheim für die Gattung *Fridericia* (1.30 kg/ha) berechnet (Tab. 3.3).

Zum Probennahmezeitpunkt w+8 wurde im TME-Vortest der niedrigste NOEC-Wert in Amsterdam und Bangor für die Dominanzspektrum (< 0.36 kg/ha) festgestellt (Tab. 3.2). In Coimbra wurden mit 2.16 kg/ha der kleinste NOEC-Wert für die Gesamtabundanz, das Dominanzspektrum sowie die Gattung *Fridericia* und in Flörsheim mit < 0.36 kg/ha für die Gesamtabundanz, das Dominanzspektrum und die Enchytraeidae-Artengemeinschaft ermittelt.

Die kleinsten EC₅₀-Werte im TME-Vortest für den Probennahmezeitpunkt w+8 wurden in Amsterdam für das PRC-Taxon 3 (*Fridericia sp. kl.*; 3.18 kg/ha), in Bangor für die Gattung *Fridericia* (1.05 kg/ha), in Coimbra für das PRC-Taxon 2 (*Fridericia 4:2*; 0.36 kg/ha) und in Flörsheim für das PRC-Taxon 1 (*Henlea sp.*; 0.14 kg/ha) berechnet (Tab. 3.3).

Probennahmezeitpunkt w+16

Im TME-Vortest wurde zum Probennahmezeitpunkt w+16 der niedrigste NOEC-Wert aller untersuchten Endpunkte in Amsterdam mit 2.16 kg/ha für die Parameter Dominanzspektrum, Gattung *Fridericia* und Enchytraeidae-Artengemeinschaft ermittelt (Tab. 3.2). In Bangor wurde der kleinste NOEC für das Dominanzspektrum (< 0.36 kg/ha), in Coimbra für das Dominanzspektrum (2.16 kg/ha) und die Enchytraeidae-Artengemeinschaft und in Flörsheim mit 2.16 kg/ha für die Gesamtabundanz, das Dominanzspektrum, die Gattung *Fridericia* und die Enchytraeidae-Artengemeinschaft bestimmt. Im TME-Ringtest wurde in Amsterdam der niedrigste NOEC-Wert für das Dominanzspektrum (3.24 kg/ha) ermittelt. In Bangor zeigten mit Ausnahme der Gesamtabundanz alle untersuchten Parameter einen NOEC von 3.24 kg/ha. In Flörsheim wurde der kleinste NOEC-Wert mit 1.08 kg/ha für die Enchytraeidae-Community festgestellt. In der Freiland-Validierungsstudie war das Dominanzspektrum mit 3.24 bzw. 9.72 kg/ha (Coimbra) an allen Standorten der Endpunkt mit dem niedrigsten NOEC-Wert.

Die niedrigsten EC₅₀-Werte für den Probennahmezeitpunkt w+16 im TME-Vortest wurden in Amsterdam für das PRC Taxon 3 (*Fridericia sp. kl.*; 4.38 kg/ha) bzw. die Gattung *Fridericia* (4.39 kg/ha), in Bangor für das PRC Taxon 1 (*Fridericia sp. kl.*; 0.27 kg/ha), in Coimbra für PRC Taxon 2 (*Fridericia 4:2*; 4.25 kg/ha) und in Flörsheim für die Gattung *Fridericia* (2.31 kg/ha) ermittelt (Tab. 3.3). Im TME-Ringtest zeigten das PRC Taxon 1 (Amsterdam (*Fridericia bulbosa*; 9.50 kg/ha)), das PRC Taxon 3 (Bangor (*Fridericia galba*; 0.52 kg/ha)) und das PRC Taxon 2 (Coimbra (*Fridericia 2:2*; 0.70 kg/ha) und Flörsheim (*Buchholzia appendiculata*; 0.81 kg/ha) die niedrigsten EC₅₀-Werte. In der Freiland-Validierungsstudie wurde der kleinste EC₅₀-Wert in Amsterdam mit 1.41 kg/ha und Bangor mit 3.69 kg/ha für das PRC Taxon 3 (*Fridericia OHSP* bzw. *Fridericia galba*), in Coimbra mit 0.80 kg/ha für das PRC Taxon 1 (*Fridericia dr.*) und in Flörsheim mit 1.07 kg/ha für das PRC Taxon 2 (*Fridericia sp. gr.*) bestimmt.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass im TME-Vortest für den Parameter Dominanzspektrum am häufigsten der niedrigste NOEC-Wert ermittelt wurde. In 12 von 16 Fällen zeigte dieser Endpunkt den kleinsten Wert. In 8 von 16 Fällen und damit am zweithäufigsten, wies der Endpunkt Enchytraeidae-Artengemeinschaft den niedrigsten NOEC-Wert auf. Im TME-Ringtest zeigte entweder das Dominanzspektrum oder die En-

chytraeidae-Artengemeinschaft den kleinsten NOEC, in der Freiland-Validierungsstudie entfiel er immer auf das Dominanzspektrum.

Sowohl im TME-Vortest als auch im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie wurden die niedrigsten EC₅₀-Werte ausschließlich für die in der PRC ermittelten Taxa (PRC Taxa 1 - 3), welche durch die Carbendazim Behandlung am stärksten reduziert wurden, ermittelt. Nur im TME-Vortest in Bangor (Probennahmezeitpunkt w+8) und in Flörsheim (Probennahmezeitpunkte w+1 und w+16) wies die Gattung *Fridericia* den kleinsten EC₅₀-Wert auf. Auch der 95 % Vertrauensbereich war in der Mehrzahl der Fälle bei den für diese Taxa berechneten EC₅₀-Werten am kleinsten.

4 Diskussion

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Auswirkungen der Modellchemikalie auf die Enchytraeenzönose in TMEs und im Freiland an verschiedenen europäischen Standorten untersucht. Für die Interpretation der gewonnenen Daten sind dabei einige Punkte von besonderem Interesse und werden in vier übergeordneten Abschnitten eingehend erörtert.

Im ersten, methodischen Teil wird dargelegt, inwieweit die verwendeten Methoden an allen Standorten erfolgreich dazu eingesetzt werden konnten, um unabhängig von den jeweiligen Bodeneigenschaften intakte Bodensäulen im Freiland zu entnehmen, im Labor zu installieren und über die Versuchsdauer die Aufrechterhaltung der Bodenbiozönose zu gewährleisten.

Im zweiten Teil werden für jeden untersuchten Parameter die Ergebnisse der jeweiligen Kontrollen (TMEs bzw. Freiland-Validierungsstudie) diskutiert. Dabei stehen folgende Punkte im Vordergrund:

- Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten bzw. eventuelle kontinuierliche Entwicklungen einzelner Endpunkte über die Zeit
- Vergleich zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie
- Vergleich der Standorte
- Beobachtete Variabilität
- Übereinstimmung der für die einzelnen Endpunkte bestimmten Werte mit Literaturdaten

Im dritten Teil werden die Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim unter diesen Aspekten betrachtet:

- Vergleich der Effekte zu den verschiedenen Probennahmezeitpunkten.
- Unterschiede hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs der Effekte zwischen den Standorten.
- Vergleich der untersuchten Parameter.
- Vergleich NOEC versus EC_{50} und deren Bedeutung für die Risikobeurteilung.

- Übereinstimmung der ermittelten NOEC- bzw. EC₅₀-Werte mit Literaturdaten.

Im vierten Teil wird die Nutzung der TMEs, insbesondere in Verbindung mit Enchytraeen für die Beurteilung des Risikos von Chemikalien im Umweltkompartiment Boden diskutiert.

4.1 Methode

Für die erfolgreiche Durchführung einer TME-Studie sind verschiedene methodische Aspekte zu beachten. Zunächst sollte ein Boden ausgewählt werden, bei dem die pedologischen Voraussetzungen gegeben sind, die eine problemlose Extraktion von intakten Bodensäulen gewährleisten (KNACKER *et al.* 2004). Dies war an allen Standorten unabhängig von den Bodeneigenschaften möglich. In Amsterdam hatte der hohe Sandanteil des Bodens zur Folge, dass während der Extraktion der untere Teil einiger Bodensäulen aus dem Extraktor herausfiel. Diese Anteile wurden verworfen und es wurde dementsprechend eine zusätzliche Anzahl Bodensäulen extrahiert. In Bangor konnten, obwohl der Boden der Freilandfläche mit zahlreichen größeren Steinen durchsetzt war, intakte Bodensäulen entnommen werden. Der alluviale Boden von Coimbra besaß nur eine sehr geringe Adhärenz zu dem als Ummantelung für die TMEs verwendeten HDPE-Rohr, so dass in einigen Fällen die Bodensäulen nicht aus dem Boden gezogen werden konnten. Letztlich wurden aber auch hier eine ausreichende Anzahl Bodensäulen entnommen.

Wenn die Ergebnisse einer TME-Studie im Rahmen der Risikobeurteilung für die Registrierung und Zulassung einer Chemikalie verwendet werden sollen, ist es aus Gründen der Vergleichbarkeit sowie der räumlichen Extrapolation empfehlenswert, dass ein Boden verwendet wird, der einem *Euro-soil* Typ entspricht (KUHNT & MUNTAU 1994).

Sollen in TMEs speziell die Auswirkungen eines Stoffes auf die Enchytraeenzönose untersucht werden, ist bei der Auswahl des Standortes darauf zu achten, dass eine ausreichende Populationsdichte von mindestens 20 Individuen*10³/m² (wie z.B. an den Grünlandstandorten von Amsterdam und Flörsheim) gegeben ist. Prinzipiell können aber auch Ackerböden mit relativ niedrigen Enchytraeenabundanz wie in Coimbra zuverlässige Ergebnisse liefern.

An allen Instituten bewährten sich die für die Lagerung der TMEs speziell angefertigten Klimacontainer. Durch sie konnten sowohl im TME-Vortest als auch im TME-Ringtest über den gesamten Versuchszeitraum von 16 Wochen konstante Bodentemperaturen von 12 ± 2 °C aufrechterhalten werden. Lediglich im Gewächshaus von Bangor wurde an einigen Sommertagen, bedingt durch starke Sonneneinstrahlung und dadurch hervorgerufene hohe Umgebungstemperaturen, eine davon abweichende, höhere Temperatur (bis zu 18 °C) festgestellt. Eine offensichtliche Beeinflussung der Versuchsergebnisse wurde dadurch nicht hervorgerufen. Die in den Klimakammern (22 ± 4 °C) bzw. im Gewächshaus (25 - 28 °C) eingestellten Temperaturen sowie der Hell/Dunkel-Rhythmus von 16/8 Stunden mit einer Beleuchtungsstärke von 8000 – 12000 Lux sorgten zusammen mit der konstanten Bodentemperatur für ein normales Pflanzenwachstum und die Erhaltung einer intakten Bodenzönose. Um Feuchtigkeitsverluste der TMEs so niedrig wie möglich zu halten, erwies sich eine relative Luftfeuchtigkeit von ≥ 85 % als optimal. Um dies zu erreichen wurden in den Klimakammern und im Gewächshaus zusätzlich Luftbefeuchter installiert. Starke Luftbewegungen, hervorgerufen z.B. durch ein Klimagerät, können zu einer Steigerung der Verdunstungsrate führen und sind daher zu vermeiden.

Die Beregnung der TMEs über die verwendeten Regenköpfe funktionierte problemlos. Gelegentlich veralgten die Mikropipetten, doch konnten sie mit einem feinen Draht gereinigt werden. Das artifizielle Regenwasser bewährte sich ebenfalls. Die Standardisierung des Volumens des künstlichen Regenwassers verursachte einige Schwierigkeiten. Vor Versuchsbeginn wurden zwei mögliche Varianten einer Standardisierung in Erwägung gezogen: entweder über die Beregnungsvolumina, oder über die Sickerwasservolumina. Letztlich wurden alle TMEs eines Standortes zu einem gegebenen Zeitpunkt mit den gleichen Volumina beregnet. Da aber die einzelnen TMEs eines Standortes hinsichtlich ihres Versickerungsverhaltens erheblich variierten, hatte die Beregnung mit dem jeweils gleichen Regenwasservolumen zur Folge, dass deren Bodenfeuchte stark voneinander abwich. Verstärkt wurden die Unterschiede bezüglich der Bodenfeuchte noch durch den zwischen den TMEs verschiedenen, natürlichen Pflanzenbewuchs. Dies führte zu unterschiedlichen Wasserverlusten bedingt durch differierende Transpirationsraten. Für Abhilfe hätte eine regelmäßige Messung der aktuellen Bodenfeuchte jedes einzelnen TMEs (z.B. mittels eines Tensiometers) mit entsprechend angepasster Beregnung sorgen können. Im Rahmen dieses Projektes wurde jedoch aus Kostengründen auf diese Maßnahme verzichtet. Da die Boden-

feuchte allerdings nicht nur für bodenlebende Oligochaeten wie die Enchytraeidae (DIDDEN 1993), sondern für alle ökosystemaren Prozesse im Boden sowie auch für das Verhalten einer Chemikalie im terrestrischen Medium von entscheidender Bedeutung ist (ARNOLD & BRIGGS 1990, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982), empfiehlt sich bei zukünftigen TME Experimenten die individuelle Kontrolle und Regulierung des Wassergehaltes des Bodens. Allerdings ist zu beachten, dass bei Beregnung der TMEs mit unterschiedlichen Regenwasservolumina auch das Verhalten und damit die Toxizität der zu testenden Chemikalie beeinflusst werden kann (DIDDEN & RÖMBKE 2001).

Die Modellchemikalie Carbendazim impliziert auf Grund ihrer starken Adsorption an organische Bodenpartikel (BAUDE *et al.* 1974) ein Verbleiben in den oberen Bodenschichten. Dies wurde von der Universität Wales, die im Rahmen des TME-Projektes für die chemische Rückstandsanalytik verantwortlich war, bestätigt (JONES *et al.* 2004). Auch nach 16 Wochen wurden sowohl im Sickerwasser als auch in Bodenproben aus einer Tiefe von > 15 cm keine Rückstände von Carbendazim nachgewiesen. Auf Grund dieser Tatsache konnte bei den bekannten toxischen Wirkungen von Carbendazim auf bodenlebende Oligochaeten (RÖMBKE & MOSER 2002, VAN GESTEL 1992) mit starken Effekten auf die im Oberboden und in der Wurzelschicht vorkommende Enchytraeenzönose gerechnet werden. Diese Erwartung wurde hinsichtlich der Enchytraeen durch die vorliegenden Ergebnisse bestätigt.

Die Dauer eines TME-Experimentes sowie das zeitliche Schema der Probennahmen hängen von verschiedenen Faktoren ab. Von besonderer Bedeutung sind zum einen die Eigenschaften der zu untersuchenden Chemikalie (Adsorptionsverhalten, Metabolisierungsrate etc.), zum anderen die zu bestimmenden Endpunkte. Für die Untersuchung von Auswirkungen eines Stoffes auf eine Lebensgemeinschaft (z.B. die Enchytraeenzönose) empfiehlt es sich, zur Bestandsaufnahme eine Probennahme unmittelbar vor Applikation der Chemikalie durchzuführen (KNACKER *et al.* 1991). Um Kurzzeiteffekte zu erfassen, sollte die nächste Probennahme möglichst kurz nach Chemikalienbehandlung erfolgen. Je enger das Probennahmeschema aller folgenden Beprobungen ist, desto genauer lassen sich Aussagen über den Verlauf eventueller Wirkungen, den Zeitpunkt des stärksten Effektes und den Beginn der Regeneration treffen. (im Sinne einer Annäherung an die zu dem entsprechenden Zeitpunkt in den Kontrollen vorhandene Zönose und nicht im Sinne einer Wiederherstellung der ursprünglichen Zönose). Die Versuchslaufzeit sollte im Idealfall so ausgelegt

sein, dass der Versuch beendet werden kann, wenn eine teilweise Regeneration der untersuchten Zönose eingetreten ist, d.h. wenn sich für die erhobenen Parameter zumindest für eine der eingesetzten Applikationsraten kein statistisch signifikanter Unterschied zur Kontrolle mehr nachweisen lässt (EC 2002a).

Im vorliegenden Fall, in dem die Auswirkungen einer stark adsorptiven und wenig metabolisierenden Chemikalie auf die in den oberen Bodenschichten lebende Familie der Enchytraeidae untersucht wurden, stellte das für den TME-Vortest festgelegte Probennahmeschema die minimale Anzahl an Probennahmezeitpunkten dar. Mit diesem zeitlichen Raster konnte ein ungefährender zeitlicher Verlauf der Chemikalienwirkung abgebildet werden. Allerdings waren die Abstände zwischen den Probennahmezeitpunkten teilweise zu groß, um z.B. den Zeitpunkt des stärksten Effektes exakt definieren zu können. Bei der gewählten Versuchsdauer von 16 Wochen wurde am letzten Probennahmezeitpunkt in einigen Fällen eine teilweise Regeneration der Enchytraeenzönose beobachtet; eine vollständige Rückkehr auf Kontrollniveau konnte jedoch in dieser Zeit nicht erfasst werden. Das Probennahmeschema des TME-Ringtests und der Freiland-Validierungsstudie wurde gegenüber dem TME-Vortest aus arbeitstechnischen Gründen etwas eingeschränkt. Es war von vornherein nur angelegt, um für ein bzw. zwei Probennahmezeitpunkte NOEC- und EC_{50} -Werte zu bestimmen d.h. es sollte nicht zur Ermittlung des Verlaufs der Chemikalienwirkung und eventueller Regeneration dienen.

Bei einem Testsystem wie den TMEs, das die Komplexität eines Freilandstandortes möglichst realistisch darstellen soll, ist eine hohe Variabilität der zu bestimmenden Endpunkte zu erwarten (LANDIS *et al.* 1997). Diese Variabilität erschwert bei der statistischen Auswertung die Bestimmung signifikanter Unterschiede zwischen Kontrolle und den eingesetzten Applikationsraten (siehe Kapitel 4.3.3). Entsprechend ist ein Testdesign zu präferieren, das die Berechnung eines EC_{50} -Wertes erlaubt. Allerdings sind für bestimmte strukturelle Parameter (z.B. die Dominanzstruktur) EC_{50} -Berechnungen nicht möglich. In diesen Fällen bietet die Angabe eines NOEC-Wertes die einzige Alternative. Um sowohl die Bestimmung eines NOEC-Wertes als auch die Berechnung eines EC_{50} -Wertes zu ermöglichen, könnte ein kombiniertes Testdesign eingesetzt werden (SANDERSON 2002). Dieses kombinierte Testdesign (Anzahl Applikationsraten und Anzahl Replikate pro Applikationsrate) hat sich für den TME-Vortest, den TME-Ringtest und die Freiland-Validie-

rungstudie bewährt, denn bei den für die Enchytraeenzönose untersuchten Parametern konnten mit wenigen Ausnahmen sowohl NOEC- als auch EC_{50} -Werte bestimmt werden.

Fazit

Im Rahmen des TME-Vortests und des TME-Ringtests konnten unabhängig von den jeweiligen Bodeneigenschaften an allen Standorten mit den verwendeten Methoden intakte Bodensäulen im Freiland entnommen und über eine mindestens dreimonatige Versuchsdauer als terrestrische Modellökosysteme im Labor oder Gewächshaus installiert werden. Es wurde nachgewiesen, dass zumindest für diesen Versuchszeitraum die Aufrechterhaltung einer intakten, natürlichen Zönose der Enchytraeen, wie auch anderer bodenlebender Organismengruppen (Collembolen, Lumbriciden, Nematoden) mittels der TMEs möglich ist (KOOLHAAS *et al.* 2004, MOSER *et al.* 2004, RÖMBKE *et al.* 2004). Die Einstellung einer definierten, einheitlichen Bodenfeuchte in jeder einzelnen Bodensäule war erschwert. Mit entsprechendem Aufwand, z.B. dem Einsatz von Feuchtesensoren, ließe sich Abhilfe schaffen.

4.2 Kontrollen

4.2.1 Gesamtabundanz

Die Dichte einer Enchytraeidaenpopulation hängt primär von abiotischen Standortfaktoren ab. Sie ist jedoch nicht eindeutig mit einem bestimmten Umweltfaktor wie z.B. dem mittleren jährlichen Niederschlag oder der mittleren Jahrestemperatur korreliert (DIDDEN 1993). Da Enchytraeen eine permeable Cuticula besitzen und keine speziellen Schutzmechanismen gegen Verdunstung bei diesen Tieren bekannt sind und sie im direkten Kontakt mit dem Porenwasser stehen, ist davon auszugehen, dass ihre Populationsgröße von der Bodenfeuchte positiv beeinflusst wird (DIDDEN 1993, RÖMBKE *et al.* 1997). Die Bodenfeuchte wiederum wird von anderen Faktoren beeinflusst. Naturgemäß ist sie in besonderem Maße abhängig von der Niederschlagsmenge und dem Temperaturverlauf. Sie wird aber auch von der Korngrößenzusammensetzung des Bodens, dem Gehalt an organischer Substanz und der Vegetation mitbestimmt (DIDDEN 1993).

Ein weiterer Faktor, der für die Abundanz von Enchytraeen eine wichtige Rolle spielt, ist der pH-Wert des Bodens. Dessen Schwankungen bringen osmotische Veränderungen des Bodenwassers mit sich, für die diese Organismen jedoch keine osmoregulatorischen Organe besitzen. Mit steigendem pH-Wert scheint die Abundanz abzunehmen (GRAEFE 1989b, 1990), wofür aber auch indirekt wirkende Faktoren wie die Konkurrenz zu den in basischen Böden häufigen Regenwürmern, eine Rolle spielen können (GORNY 1984).

Unabhängig von den Umweltbedingungen und dem jeweiligen Standort kann die Abundanz zwischen wenigen Tausend und etwa 150 Individuen*10³/m² schwanken (RÖMBKE *et al.* 1997). Es gibt aber die Tendenz, dass die Individuenzahl an sauren Standorten höher liegt als an basischen. In Mitteleuropa liegen die Minimum- und Maximum-Werte für Wiesen zwischen 31 - 74 (bei pH-Wert < 5.5) und 5 - 24 Individuen*10³/m² (bei pH-Wert > von 5.5). Für Ackerflächen wird ein Bereich von 2 - 30 Individuen*10³/m² angegeben (RÖMBKE *et al.* 1997).

Die im TME-Vortest, TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie in den Kontrollen festgestellte mittlere Gesamtabundanz lag an allen Standorten im Bereich dieser aus der Literatur bekannten Werte. Im Vergleich der Standorte wurde für Amsterdam, dessen Versuchsfläche den Boden mit dem niedrigsten pH-Wert hatte (4.8 - 5.1), im Mittel die

größte Abundanz festgestellt. Etwas geringer als in Amsterdam war die Populationsdichte in Bangor und Flörsheim. Für diese beiden Standorte, mit pH-Werten von 5.8 - 6.6 bzw. 5.3 - 5.9 wurden vergleichbare Individuenzahlen ermittelt. Für die Ackerfläche von Coimbra wurde, der Nutzung und dem pH-Wert (6.4 - 7.1) entsprechend, die niedrigste Abundanz beobachtet.

Jahreszeitliche Schwankungen der Populationsdichte von Enchytraeen an einem Standort können teilweise auf die Bodenfeuchte und die Temperatur zurückgeführt werden. In gemäßigten Breiten führt die Trockenperiode im Sommer dazu, dass im saisonalen Verlauf im Frühjahr und Herbst ein Populationsmaximum und im Sommer ein Minimum auftritt (FEDERSCHMIDT 1994, HEALY & BOLGER 1984, NIELSEN 1955a, 1955b, O'CONNOR 1967, RÖMBKE 1988). In Jahren ohne Sommertrockenheit bleibt die starke Abnahme der Individuenzahlen aus und es kann gelegentlich zu sehr hohen Populationsdichten kommen (NIELSEN 1955b, O'CONNOR 1967). Häufig wird im Winter ein zweites Populationsminimum beobachtet. Dies spielte im vorliegenden Fall aber keine Rolle, da alle Versuche zwischen Ende März und Anfang Oktober durchgeführt wurden.

Im Rahmen des TME-Vortests und des TME-Ringtests zeigten die beobachteten Schwankungen der Gesamtabundanz in fünf von acht Versuchen keine ausgeprägten kontinuierlichen Zu- oder Abnahmen. In TME-Vortest von Bangor und Coimbra bzw. im TME-Ringtest von Bangor, Coimbra und Flörsheim lagen die Fluktuationen im Bereich der von DIDDEN (1993) und RÖMBKE *et al.* (1997) beschriebenen natürlichen Populationsschwankungen. Nur in drei Fällen (Amsterdam TME-Vortest und TME-Ringtest, Flörsheim TME-Vortest) kam es, allerdings im Rahmen der von RÖMBKE *et al.* (1997) angegebenen Werte, zu einem anhaltenden Anstieg der Gesamtabundanz über die gesamte Versuchsdauer hinweg. Die stetige Zunahme der Gesamtabundanz ist wahrscheinlich durch zwei Faktoren bedingt. Zum einen verhinderten die konstanten Versuchsbedingungen den Einfluss extremer Umweltereignisse und garantierten somit eine gleichbleibende Bodenfeuchte in den TMEs. Zum anderen kann davon ausgegangen werden, dass alle größeren auf der Bodenoberfläche lebenden Prädatoren, wie z.B. adulte Carabiden (LOREAU 1983), bei der Extraktion der TMEs geflüchtet waren (KNACKER *et al.* 2004). Diese Kombination von optimalen Lebensbedingungen und fehlendem Feinddruck könnte zu dem anhaltenden Anstieg der Populationsdichte geführt haben. Ist ein bestimmtes Populationsmaximum überschritten, kommt es infolge gesteigerter intra- und interspezifischer Konkurrenz um gleichzeitig

knapper werdende Ressourcen häufig zu einem Einbruch der Population. Dies war im TME-Vortest von Flörsheim zu beobachten, bei dem am letzten Probennahmezeitpunkt (w+16) nach einem stetigen Anstieg ein Einbruch der Gesamtabundanz festgestellt wurde. Dass es in den anderen Fällen nicht zu einem kontinuierlichen Anstieg der Gesamtabundanz kam, hängt mit der Komplexität und Heterogenität des Ökosystems Boden zusammen. Abiotische und biotische Faktoren können kleinräumig sehr stark variieren. So wird die Bodenfeuchte außer durch die Temperatur noch von anderen Faktoren, wie z.B. der Vegetation beeinflusst, welche von TME zu TME sehr unterschiedlich sein konnte. Als Kompensation für die geflüchteten räuberischen Carabiden können kleinere Prädatoren, wie die bodenlebenden Mesostigmata, die aufgrund ihrer heterogenen Verteilung im Boden ebenfalls von TME zu TME sehr unterschiedlich auftreten können, die Abundanzentwicklung der Enchytraeen beeinflusst haben.

In der Freiland-Validierungsstudie wurde im Gegensatz zum TME-Vortest und TME-Ringtest im zeitlichen Verlauf der Experimente an drei Standorten (Amsterdam, Bangor und Coimbra) eine signifikante Abnahme der Gesamtabundanz beobachtet. Dafür dürften in allen Fällen die höheren Sommertemperaturen und eine dadurch ausgelöste Trockenheit des Oberbodens verantwortlich sein. Für Amsterdam und Bangor ist anzunehmen, dass der im Vergleich mit den anderen Standorten relativ hohe Sandanteil der Böden (80.8 % in Amsterdam und 47.5 % in Bangor) eine Austrocknung begünstigte (NIELSEN 1955a, NIELSEN 1955b). In Coimbra, dem Standort mit den höchsten Umgebungstemperaturen, verursachte das Fehlen der natürlichen Vegetationsdecke zusätzliche Verdunstungsverluste und damit eine erhöhte Gefahr des Austrocknens des Bodens (siehe auch KNACKER *et al.* 1991). In der Freiland-Validierungsstudie von Flörsheim war die Gesamtabundanz an allen Probennahmezeitpunkten etwa gleich hoch. Bedingt durch das Fehlen einer ausgeprägten Hitzeperiode im Untersuchungsjahr kam es nicht zu einem Populationseinbruch. Zudem wies der Boden von Flörsheim von allen untersuchten Böden die größte Wasserhaltekapazität (93.9 %) auf, was einer Austrocknung zusätzlich entgegenwirkte.

Im Vergleich TME-Ringtest versus Freiland-Validierungsstudie kam es hinsichtlich der Gesamtabundanz an den einzelnen Probennahmezeitpunkten in vier von 12 möglichen Vergleichen zu signifikanten Unterschieden. Die Übereinstimmung zwischen TMEs und Freiland betrug demnach 66.7 %. Nur in einem Fall (Amsterdam) wurde im TME-Ringtest ein gegenläufiger Trend der Populationsentwicklung gegenüber der Freiland-Validie-

rungsstudie beobachtet, was auf die unterschiedlichen Versuchsbedingungen zurückzuführen ist. Die konstanten äußeren Bedingungen in den Klimakammern bzw. im Gewächshaus stellten sicher, dass weder im TME-Vortest noch im TME-Ringtest ein temperaturbedingter saisonaler Rückgang der Populationsdichte auftrat.

Die für die Gesamtabundanz (und alle anderen untersuchten Parameter) beschriebene hohe Variabilität zwischen einzelnen Kontrollreplikaten ist von mehreren Freilandstudien her bekannt. Sie liegt darin begründet, dass Enchytraeen im Boden nicht gleichmäßig verteilt sind (KRÖSCHE *et al.* 1999, NIELSEN 1954). Zahlreiche Autoren beschreiben eine geclusterte horizontale Verteilung, die durch verschiedene Faktoren wie dem Mikroklima, der räumlichen Verteilung des Futters, Ablage und Schlupf von Kokons, intra- oder interspezifische Attraktion oder Aversion und Konkurrenz hervorgerufen wird (CHALUPSKÝ & LEPŠ 1985, DIDDEN 1993). Überlappung und Dynamik der verschiedenen Faktoren, welche die Anordnung von Enchytraeen artspezifisch (HECK 1987) beeinflussen, führen zu einer sehr ungleichmäßigen Verteilung der Tiere im Boden. Diese Heterogenität hat eine hohe Variabilität zwischen den Proben eines Standortes zur Folge und erschwert die Bestimmung von mittleren Abundanzen oder Artenanzahlen. Verschiedene Autoren (ABRAHAMSEN 1972, MELLIN 1988, O'CONNOR 1970) empfehlen 10 - 20 Parallelproben als minimale Stichprobenanzahl. Die im Rahmen dieser Untersuchung gewählte Stichprobenanzahl orientierte sich in erster Linie an den statistischen Erfordernissen und stellte einen Kompromiss zwischen der erforderlichen Genauigkeit und dem zu bewältigenden Arbeitsaufwand dar (siehe dazu auch MÜHLENBERG 1993).

4.2.2 Artenanzahl

Die Artenanzahl wird von Standortfaktoren ebenso stark beeinflusst wie die Gesamtabundanz (RÖMBKE *et al.* 1997). Dabei scheint die Bodenfeuchte und insbesondere der pH-Wert eine entscheidende Rolle zu spielen (GRAEFE & SCHMELZ 1999). HEALY (1980a) stellte fest, dass die Häufigkeit des Vorkommens einer Art von der Bodenfeuchte des jeweiligen Standortes abhängt und dass für einige Enchytraeenarten der Wassergehalt des Bodens einen limitierenden Faktor darstellt. Auch GRAEFE & SCHMELZ (1999) ordnen verschiedenen Arten unterschiedliche Präferenzen für bestimmte Bodenfeuchten zu. Noch entscheidender als die Bodenfeuchte ist für die Artenanzahl der pH-Wert des Bodens.

HEALY (1980a) beschreibt eine positive Korrelation der Diversität mit dem pH-Wert und einen Anstieg der Artenanzahl mit steigendem pH mit einem Maximum bei einem Wert von 6.5 – 7.0. ABRAHAMSEN (1972) gibt Artenanzahlen von 4 bei einem pH von 3.9, 11 bei einem pH von 4.6 und 21 bei einem pH von 6.4 für Waldstandorte an.

Die für Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie insgesamt ermittelten Artenanzahlen liegen in dem von RÖMBKE *et al.* (1997) für Wiesen- und Ackerstandorte angegebenen Bereich von 3 - 28 Arten. Dabei konnten in Amsterdam (22), Bangor (24) und Flörsheim (26) mehr Arten nachgewiesen werden als in Coimbra (14). Die im Vergleich mit den anderen Standorten niedrige Artenanzahl von Coimbra lässt sich damit erklären, dass es sich bei der Versuchsfläche um einen mechanisch behandelten Ackerboden handelte (siehe Kapitel 2.2.2), dessen Enchytraeenzönose per se als gestörte, reduzierte Artengemeinschaft einer Wiese betrachtet werden muss (JÄNSCH 2001).

Im TME-Vortest von Bangor und Coimbra sowie im TME-Ringtest von Bangor, Coimbra und Flörsheim schwankte die Artenanzahl wie bei der Gesamtabundanz ohne einheitliche Ab- oder Zunahme. Im TME-Vortest in Amsterdam zeigte die Artenanzahl ähnlich der Gesamtabundanz einen Anstieg über die Versuchsdauer. Diese Zunahme setzte sich aber nicht wie bei der Gesamtabundanz kontinuierlich bis zum Versuchsende fort, sondern erreichte ein Maximum und blieb für die letzten drei Probennahmezeitpunkte (w+4, w+8 und w+16) auf einem gleichbleibenden Niveau. Die in den Proben der beiden ersten Probennahmezeitpunkte vorhandene Individuenanzahl reichte offensichtlich nicht aus, um auch Arten nachzuweisen, die nur in sehr geringer Abundanz vorkommen. Nach ABRAHAMSEN (1972) müssen je nach Versuchsfläche zwischen 200 und 4500 Individuen bestimmt werden, um ca. 80 % der vorhandenen Arten zu erfassen. Mit der Zunahme der Gesamtabundanz an den späteren Probennahmezeitpunkten konnten bis zu 100 % der für den Standort Amsterdam bestimmten Arten in den einzelnen Proben nachgewiesen werden. Im TME-Vortest von Flörsheim wurde (wie in Amsterdam) ebenfalls ein Anstieg der Artenanzahl verbunden mit einer Zunahme der Gesamtabundanz festgestellt. Auch hier konnten bei der ersten Probennahme nur bis zu 50 % der insgesamt für Flörsheim bestimmten Arten in den einzelnen Proben gefunden werden. Mit der Zunahme der Abundanz bei den späteren Probennahmezeitpunkten war es dann möglich bis zu 80 % der Arten nachzuweisen. Im TME-Ringtest von Amsterdam blieb die Artenanzahl im Gegensatz zur Gesamtabundanz kon-

stant. In diesem Fall konnten schon beim ersten Probennahmezeitpunkt ca. 80 % aller dort vorkommenden Arten erfasst werden. Dies war von allen TME-Vortests und TME-Ringtests der einzige Fall, bei dem die Artenanzahl nicht mit der Entwicklung der Gesamtabundanz korreliert war. In der Freiland-Validierungsstudie von Amsterdam und Bangor nahm die Artenanzahl entsprechend der Gesamtabundanz im Versuchverlauf ab. Nach HEALY & BOLGER (1984) kann sich eine Sommertrockenheit nicht nur auf die Gesamtabundanz, sondern auch auf die Artenanzahl negativ auswirken. In Coimbra wurde die in der Freiland-Validierungsstudie für die Gesamtabundanz festgestellte signifikante Abnahme nicht von einer Abnahme der Artenanzahl begleitet. Dies hängt möglicherweise mit der Vorbehandlung des Bodens zusammen, denn durch die mechanische Behandlung wurden vorhandene Mikrohabitate zerstört und Futterquellen gleichmäßig in der oberen Bodenschicht verteilt. Dadurch könnte eine einheitlichere Verteilung der Enchytraeidae im Boden begünstigt worden sein (DIDDEN 1993). Eine homogenere Verteilung der Enchytraeen ermöglichte es dann, selbst bei relativ geringen Individuenzahlen in den einzelnen Proben, alle Arten dieses Standortes zu erfassen. Ein weiterer Grund könnte darin bestehen, dass die in Coimbra gefundenen Arten stresstoleranter sind und sich auch in einem Ackerboden durchsetzen können (JÄNSCH 2001). Das Vorkommen von stresstoleranteren Arten hätte dann dazu geführt, dass sich die Trockenheit zwar auf die Abundanz insgesamt ausgewirkt hat, aber keine Art völlig verschwunden ist. Tatsächlich handelte es sich bei einem Grossteil der in Coimbra bestimmten Arten (z.B. *Buchholzia appendiculata*, *Enchytraeus buchholzi*, *E. christenseni*, *Fridericia bulboides*, *F. galba*) um Spezies, die häufig an trockenen und gestörten Standorten angetroffen werden (GRAEFE & SCHMELZ 1999, HEALY 1980a, JÄNSCH 2001, O'CONNOR 1967).

Der Vergleich des TME-Ringtests mit der Freiland-Validierungsstudie zeigte bezüglich der Artenanzahl nur in einem von acht möglichen Fällen einen signifikanten Unterschied (Bangor, Probennahmezeitpunkt w+1). Die Übereinstimmung zwischen TMEs und Freiland beträgt daher 87.5 %.

4.2.3 Shannon-Wiener Diversitätsindex

Der Shannon-Wiener Index stellt ein relatives Maß für den Artenreichtum und die Ausgewogenheit einer Zönose dar, die zusammen im Diversitätswert (H_S) ausgedrückt werden. Dieser wird sowohl mit steigender Artenzahl als auch zunehmender Gleichverteilung der vorhandenen Individuen unter den Arten angehoben. Eine maximale standortspezifische Diversität ist gegeben, wenn in einer S Arten enthaltenden Gemeinschaft alle Arten im gleichen quantitativen Verhältnis vorhanden sind. Da Arten in der Natur nie völlig gleichverteilt sind, erreichen reale Biozönosen höchstens H_S -Werte bis 4.5, die meisten Werte fallen in den Bereich zwischen 1.5 und 3.5 (MÜHLENBERG 1993). Die Anwendung und eine mögliche Fehlinterpretation des Shannon-Wiener Index wurde oft diskutiert bzw. kritisiert (z.B. BECK *et al.* 1988). Deswegen sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die Formel nur eine grob beschreibende Größe für die Struktur einer Artengemeinschaft darstellt. Da bei einem Vergleich verschiedener Ökosysteme der Shannon-Wiener Index alleine nicht erkennen lässt, ob der Wert aufgrund einer hohen Artenanzahl mit jeweils unterschiedlicher Individuenanzahl oder durch gleichmäßige Verteilung der Individuen auf wenige Arten entstanden ist, wird normalerweise die *Eveness* ($E = \text{Diversitätswert}/\text{maximaler Diversitätswert}$) mit angegeben. In der vorliegenden Arbeit wurde auf die Angabe der *Eveness* verzichtet, da diese Informationen aus den Angaben zur Artenanzahl und zum Dominanzspektrum ableitbar sind, und die korrekte Interpretation des Shannon-Wiener Index damit gewährleistet ist.

FEDERSCHMIDT (1994) gibt für die Enchytraeenzönose einer Wiese in der Nähe der Versuchsfläche des Standortes Flörsheim Shannon-Wiener Indices von 2.06 - 2.09 an. Die für den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie in Amsterdam (1.87 - 2.37), Bangor (1.89 - 2.26) und Flörsheim (2.04 - 2.28) berechneten Werte liegen in dieser Größenordnung, während für den TME-Vortest von Amsterdam (0.99 - 1.87) und von Bangor (1.10 - 1.30) niedrigere Werte berechnet wurden. Dies liegt in den dort ermittelten niedrigeren Artenanzahlen begründet. In Coimbra (0.57 - 1.57) lag der Shannon-Wiener Index im allgemeinen unter dem der anderen Standorte. Dies bestätigt die Annahme, dass es sich bei der Ackerfläche von Coimbra um einen gestörten Standort mit geringerer Diversität und niedrigerer Artenanzahl im Vergleich zu einem Wiesenstandort handelt (JÄNSCH 2001).

Der für die Kontrollen zu den unterschiedlichen Probennahmezeitpunkten berechnete Shannon-Wiener Index spiegelt bis auf wenige Ausnahmen exakt das Ergebnis der Artenanzahl wieder. Im TME-Ringtest von Bangor wurde ein signifikanter Anstieg des Index im Versuchsverlauf ermittelt, während die Artenanzahl nicht signifikant zugenommen hatte. In der Freiland-Validierungsstudie von Bangor wurde eine leichte Abnahme des Shannon-Wiener Index beobachtet, im Gegensatz zur Artenanzahl war dies aber nicht signifikant. Beide Fälle hängen mit der Gesamtabundanz zusammen. Im TME-Ringtest von Bangor hatte bei gleichzeitigem Anstieg der Artenzahl die Gesamtabundanz leicht abgenommen, d.h. eine größere Anzahl Arten verteilte sich auf eine kleinere Anzahl Individuen, wodurch sich der Index erhöhte. In der Freiland-Validierungsstudie von Bangor nahmen die Artenanzahl und gleichzeitig die Gesamtabundanz signifikant ab, was zur Folge hatte, dass sich die Diversität nicht veränderte. Insgesamt waren die Schwankungen des Shannon-Wiener Index etwas geringer als die der Artenanzahl, was durch die simultane Berücksichtigung von Artenanzahl und Abundanz bei der Berechnung des Index bedingt ist. Im allgemeinen sind Diversitätsindices als relatives Maß unabhängig von der Probengröße, während die Artenanzahl wie oben diskutiert abhängig von der Größe der jeweiligen Probe ist.

Wie auch bei der Artenanzahl wurde im Vergleich des TME-Ringtest mit der Freiland-Validierungsstudie lediglich für Bangor (Probennahmezeitpunkt w+1) ein signifikanter Unterschied ermittelt. Dies war der einzige Fall, in dem für den TME-Ringtest ein leicht entgegengesetzter Trend zur Freiland-Validierungsstudie beobachtet wurde. Die Übereinstimmung zwischen TMEs und Freiland betrug damit ebenfalls 87.5 %.

4.2.4 Dominanzspektrum

In der vorliegenden Arbeit wurde das Dominanzspektrum der Enchytraeidaenzönose nur auf Gattungsebene betrachtet, da die Individuenzahlen einzelner Arten häufig zu niedrig waren, um eine sinnvolle Auswertung auf Artebene durchzuführen. Allerdings ist die Zusammenfassung von Arten zu Gattungen bei der Familie der Enchytraeidae, wenn es um die Auswirkungen von Umwelteinflüssen geht, nicht ganz unproblematisch, da nicht alle Arten einer Gattung die gleichen ökologischen Ansprüche besitzen und sie sich hinsichtlich ihrer Lebensstrategie unterscheiden können (DÓZSA-FARKAS 1992b, GRAEFE & SCHMELZ 1999, HEALY 1980a, JÄNSCH 2001). Dies hat zur Folge, dass sich ein Umwelt-

stressor auf eine Art einer Gattung negativ und auf eine andere Art der gleichen Gattung positiv auswirkt. Effekte sind dann auf Gattungsebene nicht mehr identifizierbar, da sich die Reaktionen der einzelnen Arten gegenseitig aufheben.

In ihrem Dominanzspektrum ähnelten sich jeweils zwei der vier Standorte. In Amsterdam und Bangor wurde die Enchytraeenzönose dominiert von Arten der Gattungen *Achaeta* gefolgt von Arten der Gattung *Fridericia*, während in Coimbra und Flörsheim *Fridericia*- und in weit geringerem Ausmaß *Enchytraeus*-Arten vorherrschend waren. Sucht man nach den Ursachen für die Gemeinsamkeiten zwischen den genannten Standorten bezüglich des Dominanzspektrums und betrachtet deren pedologische Eigenschaften, so lassen sich Amsterdam und Bangor bzw. Coimbra und Flörsheim nur in bezug auf den Parameter Korngrößenverteilung in zwei deutlich voneinander unterscheidbare Kategorien einteilen (siehe Tab. 2.2, Kapitel 2.1). In den Böden von Amsterdam (80.8 %) und Bangor (47.5 %) war der Anteil der Sandfraktion am größten, während in Coimbra (55.0 %) und Flörsheim (41.8 %) der Anteil der Schlufffraktion am höchsten war. Der Sandanteil war bei den beiden letztgenannten Standorten am kleinsten (13.2 % respektive 13.5 %). Die damit verbundene maximale Wasserhaltekapazität und die Porosität war demnach in Amsterdam und Bangor niedriger und die Gefahr eines Austrocknens des Bodens den Bodeneigenschaften zufolge größer als in Coimbra und Flörsheim.

Nach DIDDEN *et al.* (1997) können Arten der Gattung *Achaeta* in sandigen Böden die Enchytraeenzönose dominieren. HEALY (1980b) beschreibt für einige *Achaeta*-Arten physiologische Adaptionen, die es ihnen ermöglichen, auch an trockeneren Standorten zu überleben. *Achaeta bohemica*, die sowohl in Amsterdam als auch in Bangor vorkam, wurde von HEALY (1980a) am häufigsten in moderat trockenen Böden mit einer relativen Feuchte von 30 - 50 % nachgewiesen. Abgesehen von der beschriebenen Präferenz für sandige und eher trockene Standorte und einer gewissen Stresstoleranz gegenüber Trockenheit werden die meisten *Achaeta*-Arten als azido- oder neutrophil beschrieben (DIDDEN *et al.* 1997, JÄNSCH 2001, STANDEN 1984). Die sandigen Böden von Amsterdam und Bangor bieten im Vergleich der Standorte die günstigsten Voraussetzungen für eine Besiedlung von Arten der Gattung *Achaeta*. Damit erklärt sich die starke Dominanz dieser Gattung in Amsterdam und Bangor und das geringe Vorkommen bzw. völlige Fehlen in Coimbra und Flörsheim.

Die Gattung *Enchytraeus* beinhaltet ebenfalls Arten, die in trockenen, sandigen Böden anzutreffen sind (O'CONNOR 1967). Die beiden Spezies *E. buchholzi* und *E. christenseni*, die an allen untersuchten Standorten nachgewiesen wurden, besitzen zwar eine Präferenz für lehmige Böden, kommen jedoch auch in sandigen Böden vor (JÄNSCH 2001). Beide Arten scheinen auf die Besiedelung gestörter Standorte spezialisiert zu sein, wobei *E. buchholzi* am häufigsten auf Ackerflächen und *E. christenseni* eher auf Ruderalflächen angetroffen werden (JÄNSCH 2001). Dies steht im Einklang mit dem Vorkommen dieser beiden Arten in Coimbra. *E. buchholzi* scheint tendenziell eher trockene Böden zu bevorzugen, kommt aber auch an feuchten und nassen Standorten vor (JÄNSCH 2001). Auch HEALY (1980a) fand *E. buchholzi* am häufigsten in trockenen Böden (< 20 % relative Feuchte). Das relativ große ökologische Spektrum von *E. buchholzi* ist damit zu erklären, dass es sich hierbei um einen Komplex von mehreren, nah verwandten Arten handelt, die morphologisch nicht zu trennen sind (GRAEFE & SCHMELZ 1999). Was den pH-Wert betrifft, sind *E. buchholzi*, *E. christenseni* und auch *E. bulbosus* als neutrophil zu bezeichnen. Die Art *E. lacteus*, die nur in den leicht sauren Böden von Amsterdam und Flörsheim nachgewiesen wurde, gilt eher als acidophil (GRAEFE & SCHMELZ 1999). Aufgrund der Vorlieben der *Enchytraeus* Arten scheinen die lehmigen Böden von Coimbra und Flörsheim als Lebensraum für diese Gattung besser geeignet zu sein als die Böden von Amsterdam und Bangor. Dementsprechend ist der Dominanzanteil der Gattung *Enchytraeus* in Coimbra und Flörsheim größer als bei den erstgenannten Standorten. Dennoch sind einige Arten dieser Gattung auf Grund ihrer relativ großen Toleranz gegenüber bestimmten Standortfaktoren (z.B. Bodenfeuchte, pH-Wert, Habitatqualität) in der Lage, an für sie ungünstigeren Standorten wie Amsterdam und Bangor zu überleben.

Nach JÄNSCH (2001) ist die Gattung *Fridericia* hinsichtlich der ökologischen Ansprüche ihrer Arten, zumindest hinsichtlich der Bodenart sehr homogen. *Fridericia*-Arten sind vor allem in lehmigen und schluffigen Böden zu finden, während sie in sandigen Böden eher selten oder überhaupt nicht anzutreffen sind (DIDDEN *et al.* 1997, HEALY 1980a, JÄNSCH 2001). Sie bevorzugen häufiger feuchte als trockene Böden, wobei die Angaben für einzelne Arten teilweise widersprüchlich sind (HEALY 1980a, JÄNSCH 2001). Dies spiegelt sich bei den untersuchten Standorten wider, bei denen gleichzeitig Arten, die eher trockene, aber auch Arten, die eher feuchte Böden präferieren, angetroffen wurden. Die für Amsterdam, Bangor und Coimbra nachgewiesenen *Fridericia*-Arten (z.B. *F. bisetosa*, *F. bulboides*, *F. bulbosa*, *F. connata* und *F. galba*) gelten jedoch in der Mehrzahl als trocken-

heitsliebend (HEALY 1980a, JÄNSCH 2001). Dagegen war in Flörsheim das Verhältnis von häufiger an trockenen und häufiger an feuchten Standorten vorkommenden *Fridericia*-Arten ausgeglichen. Im Gegensatz zur Gattung *Achaeta* gibt es eine positive Korrelation von einigen *Fridericia*-Arten mit dem pH-Wert (STANDEN 1984) und sie gelten meist als neutro- oder basidophil (JÄNSCH 2001). Auch für die Arten der Gattung *Fridericia* erscheinen die Böden in Coimbra und Flörsheim geeigneter zu sein als in Amsterdam und Bangor. Dies wird durch die Dominanz dieser Gattung an diesen Standorten bestätigt. Da es in dieser Gattung allerdings auch Arten gibt, die in der Lage sind trockene Standorte zu besiedeln, kann es in Böden wie in Amsterdam und Bangor zu relativ hohen Abundanzen und damit großen Dominanzanteilen der Gattung *Fridericia* kommen.

Insgesamt lassen sich anhand der beschriebenen Präferenzen der Gattungen *Achaeta*, *Enchytraeus* und *Fridericia* für Bodenart, pH-Wert bzw. Bodenfeuchte die für die verschiedenen Standorte festgestellten Dominanzspektren und Artenzusammensetzungen bei den jeweils gegebenen Standortfaktoren sehr gut erklären.

An allen Standorten wurden im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie starke Schwankungen bezüglich des Dominanzspektrums zwischen den Kontrollen und den verschiedenen Probennahmezeitpunkten festgestellt. Es kam jedoch in keinem Fall zu einer kontinuierlichen Zu- oder Abnahme einer Gattung über die Versuchsdauer. Die Dominanz der Gattungen *Achaeta* und *Fridericia* in Amsterdam und Bangor bzw. der Gattungen *Fridericia* und *Enchytraeus* in Coimbra und Flörsheim änderte sich an keinem der Probennahmezeitpunkte weder im TME-Vortest noch im TME-Ringtest oder der Freiland-Validierungsstudie.

Für die Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten können zwei Gründe verantwortlich gemacht werden. Zum einen sind dies die natürlichen Populationsschwankungen, die von Art zu Art unterschiedlich sein können (DIDDEN 1993), zum anderen die heterogene horizontale Verteilung der Enchytraeen im Boden (KRÖSCHE *et al.* 1999, NIELSEN 1954). Da deren räumliche Anordnung artspezifisch von bestimmten Faktoren unterschiedlich beeinflusst wird (HECK 1987), muss es bei Freilanduntersuchungen oder bei terrestrischen Modellökosystemen, die aus intakten Bodenkernen mit natürlicher Biozönose bestehen, zwangsläufig zu einer großen Variabilität insbesondere des Dominanzspektrums zwi-

schen einzelnen Proben und damit auch zu Unterschieden zwischen den Probennahmezeitpunkten kommen.

Die große Variabilität muss letztlich auch für die zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie beobachteten Abweichungen hinsichtlich des Dominanzspektrums verantwortlich gemacht werden. Da die Variabilität im TME-Ringtest ähnlich der in der Freiland-Validierungsstudie war, kann davon ausgegangen werden, dass die im Freiland gegebene ungleichmäßige Verteilung der Enchytraeen in den TMEs realistisch dargestellt wurde.

4.2.5 Abundanz ausgewählter Gattungen der Enchytraeidae: *Fridericia* und *Enchytraeus*

Die beiden Gattungen *Fridericia* und *Enchytraeus* wurden vor allem aus zwei Gründen zur eingehenderen Betrachtung ausgewählt. Zum einen besitzen die Arten der jeweiligen Gattung unterschiedliche ökologische Ansprüche und Lebensstrategien: *Enchytraeus*-Arten können von der Streuschicht bis zu einer Tiefe von 65 cm alle Schichten des Bodens besiedeln, gelten als omnivor und r-Strategen, während *Fridericia* Arten (mit wenigen, hier nicht nachgewiesenen Ausnahmen) von der Streuschicht bis zu einer Bodentiefe von maximal 15 cm vorkommen, Substratfresser und K-Strategen sind (DÓZSA-FARKAS 1992b, GRAEFE & SCHMELZ 1999). Zum anderen konnten Arten dieser Gattungen in relativ hoher Abundanz (siehe Kapitel Dominanzspektrum) an allen Standorten nachgewiesen werden.

Im Gegensatz zur Gesamtabundanz gibt es in der Literatur zur Abundanz einzelner Gattungen wie z.B. *Fridericia* und *Enchytraeus* (die im folgenden Abschnitt besprochen wird) für vergleichbare Grünland- oder Ackerstandorte mit ähnlichen Enchytraeidenzönosen nur wenige Angaben (FEDERSCHMIDT 1994, RÖMBKE *et al.* 2000). Dagegen ist die Literatur zum Dominanzspektrum der Enchytraeen von Waldstandorten erheblich umfangreicher. FEDERSCHMIDT (1994) beobachtete an einen Grünlandstandort ähnlich dem von Flörsheim in zwei Untersuchungsjahren eine mittlere Abundanz von $6.4 \text{ Individuen} \cdot 10^3/\text{m}^2$ für die Gattung *Fridericia* mit einem Maximum von ca. $21 \text{ Individuen} \cdot 10^3/\text{m}^2$. Die an allen Standorten für die Gattung *Fridericia* festgestellten Abundanzen waren mit diesen Werten vergleichbar. Im TME-Vortest wurden in Amsterdam und Flörsheim im Mittel etwas hö-

here Individuenzahlen als in Bangor und Coimbra ermittelt, während im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie an allen Standorten ähnliche Abundanzen beobachtet wurden. Im TME-Vortest und im TME-Ringtest deckte sich die Entwicklung der Abundanz der Gattung *Fridericia* in den Kontrollen über die Probennahmezeitpunkte mit jener der Gesamtabundanz. Kam es zu einer Zunahme der *Fridericia*-Individuenzahlen, kam es auch zu einer Zunahme der Gesamtabundanz, während bei einer Abnahme der Abundanz der Gattung *Fridericia* auch die Gesamtabundanz zurückging. Statistisch signifikante Veränderungen der Abundanz der Gattung *Fridericia* äußerten sich im TME-Vortest und im TME-Ringtest wie bei der Gesamtabundanz nur durch eine Zu- und niemals durch eine Abnahme der Individuenzahlen. Im Gegensatz dazu wurde in der Freiland-Validierungsstudie an allen Standorten eine deutliche Abnahme der *Fridericia* Individuenzahlen festgestellt, die in Amsterdam und Bangor wie bei der Gesamtabundanz signifikant war.

Die Übereinstimmung der zeitlichen Entwicklung zwischen der Abundanz der Gattung *Fridericia* und der Gesamtabundanz lässt sich darauf zurückführen, dass die Gattung *Fridericia* in Amsterdam und Bangor den zweitgrößten und in Coimbra und Flörsheim den größten Anteil zur Gesamtabundanz beitrug und somit zwangsläufig auch deren Verlauf stark beeinflusste. Die deutliche Abnahme der *Fridericia* Individuenzahlen in der Freiland-Validierungsstudie muss, wie für die Gesamtabundanz beschrieben, als Folge einer Sommertrockenheit angesehen werden. Hier kommt zum Ausdruck, dass für Arten der Gattung *Fridericia* die Bodenfeuchte einen wichtigen limitierenden Standortfaktor darstellt.

Im Vergleich TME-Ringtest versus Freiland-Validierungsstudie kam es an den unterschiedlichen Probennahmezeitpunkten in Bezug auf die Abundanz der Gattung *Fridericia* bei vier von acht möglichen Vergleichen zu signifikanten Unterschieden; d.h. die Übereinstimmung von TMEs und Freiland betrug 50 %. Für die Abundanzentwicklung der Gattung *Fridericia* wurde wie bei der Gesamtabundanz nur in Amsterdam ein eindeutig gegenläufiger Trend im TME-Ringtest gegenüber der Freiland-Validierungsstudie beobachtet. Die Unterschiede zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie können (siehe Gesamtabundanz) ebenfalls auf die konstanten Versuchsbedingungen einerseits und die temperaturbedingten saisonalen Schwankungen andererseits zurückgeführt werden.

Für die Gattung *Enchytraeus* wird für einen Wiesenstandort im Norden von Frankfurt/Main von FEDERSCHMIDT (1994) eine Abundanz von $3.8 \text{ Individuen} \cdot 10^3/\text{m}^2$

(Maximum ca. 17 Individuen* $10^3/m^2$) genannt. An den untersuchten Standorten ähnelte die mittlere Abundanz der Gattung *Enchytraeus* diesen Angaben. Sie lag meist unter 5 Individuen* $10^3/m^2$, der höchste Wert wurde mit 12.8 Individuen* $10^3/m^2$ im TME-Ringtest von Coimbra für den Probennahmezeitpunkt w+1 ermittelt. Beim Vergleich der Standorte wurden keine deutlichen Unterschiede hinsichtlich der Individuenzahl der Gattung *Enchytraeus* beobachtet. In Bangor war sie etwas niedriger als an den anderen Standorten.

Im TME-Vortest und im TME-Ringtest entwickelte sich die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* im Verlauf der Versuche, im Gegensatz zur Gattung *Fridericia*, nicht in allen Fällen analog der Gesamtabundanz. So kam es im TME-Vortest und im TME-Ringtest von Amsterdam nicht zu einer konstanten Zunahme der Gattung *Enchytraeus* über die Probennahmezeitpunkte. Im TME-Ringtest in Coimbra wurde sogar eine signifikante Abnahme der *Enchytraeus* Individuenzahlen festgestellt. Jedoch wurde in der Freiland-Validierungsstudie ebenso wie für die Gesamtabundanz und die Abundanz der Gattung *Fridericia* eine signifikante Abnahme der Individuenzahlen der Gattung *Enchytraeus* in Amsterdam und Bangor festgestellt. In der Freiland-Validierungsstudie von Coimbra hatte die Abundanz der Gattung *Enchytraeus* im Gegensatz zur Gesamtabundanz und zur Abundanz der Gattung *Fridericia* zugenommen. Dies könnte damit zusammen hängen, dass in Coimbra die Gattung *Enchytraeus* fast ausschließlich durch die stresstolerante Art *E. buchholzi* vertreten wurde. Diese hat möglicherweise durch die ungünstigen Bedingungen profitiert, indem sie die durch das Verschwinden der anderen Arten frei gewordenen Nischen besetzen konnte. Der Beitrag der Gattung *Enchytraeus* zur Gesamtabundanz war vor allem in Amsterdam und Bangor wesentlich geringer als jener der Gattung *Fridericia*. Dementsprechend schlugen sich deren Populationsschwankungen auch nicht so drastisch in der Gesamtabundanz nieder.

Im Vergleich des TME-Ringtests mit der Freiland-Validierungsstudie kam es hinsichtlich der Abundanz der Gattung *Enchytraeus* in zwei von acht möglichen Vergleichen an einzelnen Probennahmezeitpunkten zu signifikanten Unterschieden. Die Übereinstimmung zwischen TMEs und Freiland betrug damit 75 %. Nur in Coimbra wurde im TME-Ringtest eine der Freiland-Validierungsstudie entgegengesetzte Entwicklung der *Enchytraeus* Individuenzahlen beobachtet, was sich durch die Abnahme der Abundanz dieser Gattung im TME-Ringtest bei gleichzeitiger Zunahme in der Freiland-Validierungsstudie äußerte.

4.2.6 Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz der Enchytraeidae

Der Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz ist abhängig von einer artspezifischen jahreszeitlichen Populationsdynamik (DIDDEN 1993). FEDERSCHMIDT (1994) gibt für einen Grünlandstandort in Deutschland einen Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz von etwa 45 - 85 % in den Monaten Mai bis August an. In seiner Untersuchung, die sich über einen Versuchszeitraum von mehr als zwei Jahren erstreckte, wurde in beiden Jahren während der Sommermonate eine Abnahme des Anteils der Juvenilen an der Gesamtabundanz festgestellt. In der vorliegenden Arbeit schwankten die Werte mit einer Ausnahme zwischen 37 - 84 % und lagen damit in diesem Bereich. Nur im TME-Vortest von Coimbra wurde zum Probennahmezeitpunkt w-1 ein Anteil Juveniler von lediglich 8.8 % ermittelt. Dies könnte eine Folge der Homogenisierung der oberen 20 cm des Bodens unmittelbar vor Versuchsbeginn sein (siehe Kap. 2.2.2), durch die möglicherweise vor allem die empfindlicheren juvenilen Tiere in Mitleidenschaft gezogen wurden. Zum Probennahmezeitpunkt w+1, also vierzehn Tage später, lag der Juvenilen Anteil wieder über 40 %. Im Rahmen von TME-Vortest, TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie wurde eine kontinuierliche Änderung nur im TME-Vortest von Amsterdam (Abnahme) und Coimbra (Zunahme) beobachtet. In den übrigen Fällen wurden nur indifferente Schwankungen ohne erkennbare Tendenz ermittelt. Auch in der Freiland-Validierungsstudie ließ sich der von FEDERSCHMIDT (1994) beschriebene jahreszeitlich bedingte Rückgang des Anteils der Juvenilen nicht bestätigen. Da jede Art verschiedene saisonale Reproduktionsmaxima besitzt (DIDDEN 1993), könnten die Unterschiede auf eine abweichende Artenzusammensetzung zurückzuführen sein.

Nur in einem von acht möglichen Vergleichen wurde ein signifikanter Unterschied zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie bezüglich des Anteils der Juvenilen an der Gesamtabundanz ermittelt, was einer Übereinstimmung von 75% entspricht. In Amsterdam und Flörsheim entwickelte sich der Anteil der Juvenilen im TME-Ringtest gegenläufig zu dem in der Freiland-Validierungsstudie. Für die Unterschiede sind in diesem Fall nicht die saisonalen Schwankungen verantwortlich. Statt dessen kann davon ausgegangen werden, dass dies auf die Variabilität zwischen den einzelnen Proben zurückzuführen ist, denn zum einen sind die ermittelten Unterschiede relativ gering und zum anderen konnte weder im TME-Vortest bzw. im TME-Ringtest noch in der Freiland-Validierungsstudie ein allgemeingültiger Trend beobachtet werden.

4.2.7 Vertikalverteilung der Enchytraeidae in 0 – 2.5 und 2.5 – 5 cm Bodentiefe

Die Vertikalverteilung der Enchytraeidae hängt zum einen von der Anordnung organischen Materials und zum anderen von den gegebenen pedologischen Faktoren ab. In ungestörten Habitaten kommen sie hauptsächlich in den oberen Bodenschichten vor, d.h. dort wo auch der Großteil des organischen Materials lagert und die entsprechenden Abbauprozesse stattfinden. NIELSEN (1955b), der bei einer Stichprobe die oberen 5 cm des Bodens in drei Schichten einteilte, fand den größten Anteil (81 %) der Enchytraeen in der oberflächennächsten Schicht (0 - 1.67 cm). In gepflügten landwirtschaftlichen Nutzflächen kommen die meisten Enchytraeen in der Pflugtiefe vor, was als Reaktion der Umverteilung der organischen Bestandteile gesehen werden kann (DIDDEN 1991). Des Weiteren kann eine vertikale Migration auch durch physikalische Faktoren wie z.B. die Bodenfeuchte und die Temperatur ausgelöst werden (ELLENBERG *et al.* 1986, SPRINGETT *et al.* 1970). Da die einzelnen Spezies auf die genannten Faktoren verschieden reagieren, ist auch deren Vertikalverteilung artabhängig unterschiedlich (DIDDEN *et al.* 1997, DÓZSA-FARKAS 1992b).

Im TME-Ringtest variierte der Anteil an der Gesamtabundanz in den oberen 2.5 cm zwischen 41 - 76% und in der Freiland-Validierungsstudie zwischen 31 - 68 %. Die Tiere waren also wesentlich gleichmäßiger in den beiden untersuchten Schichten der oberen 5 cm verteilt als von NIELSEN (1955b) beschrieben. Dies könnte darauf beruhen, dass die untersuchten Böden in Amsterdam, Bangor und Flörsheim bis zu der Bodentiefe von 5 cm und darüber hinaus sehr stark durchwurzelt waren, so dass zumindest bis zu dieser Tiefe in beiden Schichten gleichermaßen Futterquellen zu Verfügung standen. Da der Boden von Coimbra bis zu einer Tiefe von 20 cm homogenisiert wurde, ist ein Vergleich mit den oben genannten Werten nicht sinnvoll.

Auffällige Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten und den Standorten wurden nicht festgestellt. Nur in der Freiland-Validierungsstudie von Bangor und Flörsheim wurde für die beiden Probennahmezeitpunkte w+8 und w+16 ein Rückgang des Anteils an der Gesamtabundanz in den oberen 2.5 cm beobachtet. Hier könnte eine jahreszeitlich bedingte vertikale Migration in tiefere Bodenschichten während der Sommermonate, wie von FEDERSCHMIDT (1994) und RÖMBKE (1988) beschrieben, die Ursache sein.

In zwei von 12 möglichen Vergleichen wurden signifikante Unterschiede zwischen TME-Ringtest und Freiland-Validierungsstudie festgestellt. Dies ist ursächlich verbunden mit dem oben genannten signifikanten Rückgang in der Freiland-Validierungsstudie von Bangor und Flörsheim.

4.2.8 Zusammenfassung und Schlussfolgerung der Diskussion der Kontrollen

Die in diesem Kapitel diskutierten Ergebnisse aller untersuchten Parameter lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- i. Unterschiede zwischen den Probennahmezeitpunkten im TME-Vortest und im TME-Ringtest waren zu einem Großteil auf eine hohe Variabilität des jeweiligen Endpunktes und nur in einigen wenigen Fällen auf einen über die Versuchsdauer anhaltenden Trend zurückzuführen. In diesen Ausnahmefällen kam es, außer im TME-Ringtest in Coimbra bei der Gattung *Enchytraeus*, ausschließlich zu einer kontinuierlichen Zunahme während der Versuchsdurchführung. Dafür waren die konstanten Versuchsbedingungen im TME-Vortest und TME-Ringtest verantwortlich, durch die der Einfluss extremer Witterungseinflüsse vermieden wurde.
- ii. Im Vergleich TME-Ringtest versus Freiland-Validierungsstudie lagen die Werte der einzelnen Parameter in den beiden Studien in vergleichbaren Größenordnungen. In einigen Fällen wurden voneinander abweichende Entwicklungen im TME-Ringtest gegenüber der Freiland-Validierungsstudie festgestellt. Diese waren nur zu einem Teil auf eine hohe Variabilität und häufiger auf einen über die Versuchsdauer anhaltenden Trend zurückzuführen (siehe Punkt iii).
- iii. In der Freiland-Validierungsstudie wurde im Gegensatz zum TME-Ringtest (und zum TME-Vortest) häufig eine Abnahme und fast nie eine Zunahme eines Endpunktes während der Versuchsdauer festgestellt. Dies war primär die Folge der hohen Sommertemperaturen und der dadurch bedingten Austrocknung des Bodens, die in der Freiland-Validierungsstudie, wie alle Umweltbedingungen generell, nicht kontrolliert werden konnte.
- iv. Zwischen den Standorten konnten im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie für alle Parameter keine prinzipiellen Differenzen be-

züglich der Entwicklung der Kontrollen über die Probennahmezeitpunkte beobachtet werden.

- v. An allen Standorten kam es im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie an allen Probennahmezeitpunkten zu einer hohen Variabilität der generierten Parameter zwischen den einzelnen Kontrollreplikaten, die vor allem als Folge der heterogenen räumlichen Verteilung der Enchytraeidae anzusehen sind. Dies wiederum wird durch eine Vielzahl von Faktoren wie Bodeneigenschaften, Artenzusammensetzung und damit einhergehende unterschiedliche Biologie (z.B. Lebenszyklen) verursacht.
- vi. An allen Standorten zeigten die untersuchten Parameter im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie eine gute Übereinstimmung mit in der Literatur veröffentlichten Ergebnissen.

Insgesamt lässt sich ableiten, dass TMEs die Freilandsituation in Bezug auf die Enchytraeen hinsichtlich folgender Parameter unabhängig von den Bodeneigenschaften, zumindest für den von den hier untersuchten Böden abgedeckten Bereich, realistisch darstellen:

- Gesamtabundanz
- Artenanzahl und Diversität
- Dominanzspektrum
- Juvenil/Adult Verhältnis
- Vertikalverteilung
- Räumliche Heterogenität

Aufgrund dieser Tatsache können systembedingte methodische Fehler bei der Erfassung von Chemikalienwirkungen auf Enchytraeenzönosen unterschiedlichster Standorte mittels TMEs ausgeschlossen werden. Somit sind die grundlegenden Voraussetzungen für den Einsatz von TMEs als ökotoxikologisches Testsystem und Instrument in der Ökotoxikologie gegeben.

4.3 Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim

Für die drei Endpunkte Abundanz der Gattung *Enchytraeus*, Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz sowie Vertikalverteilung konnten in den meisten Fällen keine Dosis-Wirkungsbeziehung nachgewiesen werden. Sie werden daher von der weiteren Diskussion ausgenommen. Im Fall der Abundanz der Gattung *Enchytraeus* ist dies auf die Lebensstrategie und die Ökologie der *Enchytraeus*-Arten zurückzuführen, die im Gegensatz zu den meisten Arten der Gattung *Fridericia* in größeren Bodentiefen leben können und als r-Strategen gelten (siehe Kapitel 4.2.4 und 4.2.5). Dadurch sind sie gegenüber dem stark an organische Bodenpartikel adsorbierenden und an die oberen Bodenschichten gebundenen Carbendazim (JONES *et al.* 2004) weniger exponiert als z.B. die Arten der Gattung *Fridericia*. Der Parameter Anteil der Juvenilen zeigte keine Effekte, da Carbendazim in den eingesetzten Applikationsraten sowohl für juvenile als auch für adulte Tiere gleichermaßen toxisch wirkte. Auch FEDERSCHMIDT (1994) konnte keine Auswirkungen von Carbendazim auf das Juvenil/Adult Verhältnis der Enchytraeidae nachweisen. Die Vertikalverteilung zeigte nur in wenigen Fällen geringe Effekte. Dies ist zum einen auf die rein willkürlich ausgewählte Aufteilung in Schichten von 0 - 2.5 und 2.5 - 5.0 cm zurückzuführen und zum anderen muss davon ausgegangen werden, dass die insgesamt beprobte Tiefe von 5 cm nicht ausreichte, um starke Unterschiede in der Vertikalverteilung festzustellen.

4.3.1 Vergleich der Probennahmezeitpunkte

Um eine Übersicht über den zeitlichen Verlauf der Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim für die verschiedenen Standorte zu erhalten, wird für den Vergleich der Probennahmezeitpunkte eine Gesamtbetrachtung aller Parameter für den jeweiligen Standort vorgenommen. Dies ist möglich, da es in der Mehrzahl der Fälle eine gute Übereinstimmung zwischen den verschiedenen Endpunkten hinsichtlich der Effekte über die Zeit gibt. Für den Vergleich der Probennahmezeitpunkte werden zum einen die NOEC-Werte und zum anderen die EC₅₀-Werte zugrunde gelegt (Tab. 4.1). Vor einer Diskussion der jeweiligen Ergebnisse werden die wichtigsten Tendenzen für jeden Standort kurz rekapituliert.

Tab. 4.1: Effekte der Modellchemikalie Carbendazim auf die Parameter Gesamtabundanz, Artenanzahl, Shannon-Wiener Index, Dominanzspektrum, Gattung *Fridericia*, Enchytraeidae-Artengemeinschaft und die PRC Taxa 1 - 3 im TME-Vortest (VT), im TME-Ringtest (RT) und in der Freiland-Validierungsstudie (FVS) in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim zu den Probennahmezeitpunkten w+1, w+4, w+8 und w+16. Angegeben sind unterschiedlich farbige Quadrate für eine unterschiedlich starke Ausprägung der Effekte. Bestimmt mittels Signifikanztest (NOEC-Auswertung): (■) kein Effekt, (□) statistisch nicht signifikanter Effekt > 50 %, (◐) NOEC = 29.16 kg Carbendazim/ha (RT und FVS), (◑) NOEC = 9.72 (VT) bzw. 12.96 kg Carbendazim/ha (RT und FVS), (◒) NOEC = 2.16 (VT) bzw. 1.08 oder 3.24 kg Carbendazim/ha (RT und FVS), (◓) NOEC = 0.36 (VT) und (◔) NOEC = < 0.36 kg Carbendazim/ha (VT). Berechnet mittels nichtlinearer Regression (EC₅₀-Auswertung): (■) Regression nicht anwendbar Effekt, (□) EC₅₀ > 31.7 kg Carbendazim/ha, (◐) EC₅₀ = 10.1 - 31.6 kg Carbendazim/ha, (◑) EC₅₀ = 3.16 - 10.0 kg Carbendazim/ha, (◒) EC₅₀ = 1.09 - 3.16 kg Carbendazim/ha, (◓) EC₅₀ = 0.36 - 1.08 kg Carbendazim/ha, (◔) EC₅₀ = < 0.36 kg Carbendazim/ha. # = keine Daten.

	NOEC-Auswertung									EC ₅₀ -Auswertung								
	VT			RT			FVS			VT			RT			FVS		
	1	4	8	16	1	8	16	1	8	16	1	4	8	16	8	16	8	16
Amsterdam																		
Gesamtabundanz	◐	◑	◒	◓	◐	◑	◒	◐	◑	◒	◐	◑	◒	◓	◐	◑	◒	◓
Artenanzahl	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Shannon-Wiener Index	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Dominanzspektrum	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Gattung <i>Fridericia</i>	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Enchytr.-Artengem.	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Bangor																		
Gesamtabundanz	◐	◑	◒	◓	◐	◑	◒	◐	◑	◒	◐	◑	◒	◓	◐	◑	◒	◓
Artenanzahl	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Shannon-Wiener Index	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Dominanzspektrum	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Gattung <i>Fridericia</i>	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Enchytr.-Artengem.	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Coimbra																		
Gesamtabundanz	◐	◑	◒	◓	◐	◑	◒	◐	◑	◒	◐	◑	◒	◓	◐	◑	◒	◓
Artenanzahl	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Shannon-Wiener Index	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Dominanzspektrum	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Gattung <i>Fridericia</i>	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Enchytr.-Artengem.	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Flörsheim																		
Gesamtabundanz	◐	◑	◒	◓	◐	◑	◒	◐	◑	◒	◐	◑	◒	◓	◐	◑	◒	◓
Artenanzahl	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Shannon-Wiener Index	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Dominanzspektrum	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Gattung <i>Fridericia</i>	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒
Enchytr.-Artengem.	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	#	◐	◑	◐	◑	◒	◓	#	◐	◑	◒

Im TME-Vortest von Amsterdam wurden acht und sechzehn Wochen nach Applikation der Modellchemikalie (Probennahmezeitpunkt w+8 und w+16) die stärksten Effekte festgestellt. Für den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie ist ein Vergleich der Probennahmezeitpunkte hinsichtlich der Auswirkungen von Carbendazim nicht so gut möglich wie für den TME-Vortest, da zum Probennahmezeitpunkt w+1 nur die niedrigste (A1) und die höchste Applikationsrate (A6) untersucht wurden und zum Zeitpunkt w+8 nur die Gesamtabundanz bestimmt wurde. Trotzdem sollen an dieser Stelle zumindest die Unterschiede zwischen w+1 und w+16 diskutiert werden. Im TME-Ringtest von Amsterdam konnten deutliche Effekte nur nach 16 Wochen festgestellt werden. In der Freiland-Validierungsstudie waren auch schon zum Probennahmezeitpunkt w+1 Auswirkungen auf die Enchytraeidae sichtbar, die sich nach 16 Wochen noch etwas verstärkten. Die zum Probennahmezeitpunkt w+16 ermittelten Effekte lagen im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie in nahezu der gleichen Größenordnung, im Vergleich zum TME-Vortest waren sie weniger stark ausgeprägt.

Im TME-Vortest von Bangor wurden vier Wochen nach Applikation starke Effekte festgestellt, die nach 8 bzw. 16 Wochen auf Grundlage der signifikanten Effekte leicht abgenommen und auf Grundlage der EC_{50} -Werte noch etwas zugenommen hatten. Im TME-Ringtest waren schon zum Zeitpunkt w+1 deutliche Effekte zu erkennen, die sich 16 Wochen nach der Applikation noch verstärkt hatten. In der Freiland-Validierungsstudie zeigten sich nur zum Probennahmezeitpunkt w+16 leichte Effekte auf einige Endpunkte, welche jedoch schwächer ausgeprägt waren als im TME-Ringtest und im TME-Vortest.

In Coimbra waren im TME-Vortest schon eine Woche nach Applikation starke Effekte zu erkennen. Werden die EC_{50} -Werte zugrunde gelegt, war die Wirkung im Vergleich mit den anderen Probennahmezeitpunkten zu diesem Zeitpunkt am stärksten, während sie auf der Basis der NOEC-Werte an den Zeitpunkten w+4 und w+8 noch zunahm. Im TME-Ringtest von Coimbra wurden zum Probennahmezeitpunkt w+1 bei einigen Endpunkten leichte Effekte festgestellt, die zum Zeitpunkt w+16 noch anstiegen. In der Freiland-Validierungsstudie konnten nur zum Zeitpunkt w+16 geringe Effekte festgestellt werden. Im Vergleich zum TME-Ringtest und zum TME-Vortest waren die Auswirkungen des Carbendazim in der Freiland-Validierungsstudie deutlich schwächer.

Im TME-Vortest von Flörsheim waren acht Wochen nach Applikation die Effekte bei nahezu allen Parametern im Vergleich mit den anderen Probennahmezeitpunkten am stärksten. Im TME-Ringtest (vergleichbar auch im TME-Vortest) und in der Freiland-Validierungsstudie konnten nur zum Probennahmezeitpunkt w+16 Wirkungen von Carbendazim beobachtet werden.

Unterschiede zwischen den Standorten hinsichtlich des zeitlichen Verlaufes der Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim auf die Enchytraeidae können vor allem auf das Zusammenwirken von zwei Faktoren zurückgeführt werden: zum einen auf die Bodeneigenschaften der untersuchten Standorte (Tab. 4.2, siehe auch Tab. 2.2, Kapitel 2.1), zum anderen auf die Eigenschaft von Carbendazim, in Abhängigkeit vom pH-Wert; je niedriger der pH-Wert desto stärker ist die Adsorption an organische Bestandteile des Bodens (DOMSCH 1992, WORLD HEALTH ORGANISATION 1993).

Tab. 4.2: pH-Wert und organische Substanz (= Gesamtkohlenstoffgehalt * 1.724) der Böden der für den TME-Vortest sowie den TME-Ringtest und die Freiland-Validierungsstudie ausgewählten Freilandstandorte. Auszug aus Tab. 2.2, Kapitel 2.1.

	Amsterdam	Bangor	Coimbra	Flörsheim
pH (KCl)	4.8-5.1	5.8-6.6	6.4-7.1	5.3-5.9
Org. Substanz [%]¹	4.5	6.1	3.4	5.2

In Coimbra, der Standort, an dem im Vergleich mit den anderen Standorten die Effekte im zeitlichen Verlauf am ehesten auftraten, war der pH-Wert des Bodens am höchsten und der Anteil organischer Substanz am geringsten. Die Bodeneigenschaften und der zeitliche Verlauf der Effekte sprechen dafür, dass in Coimbra das Carbendazim am wenigsten an die organischen Bestandteile des Bodens gebunden und damit für die Bodenorganismen am schnellsten bioverfügbar war. Die Homogenisierung der oberen 20 cm des Bodens und das Fehlen einer Wurzelschicht dürfte in Coimbra (Ackerfläche) noch zusätzlich zu einer schnelleren Verfügbarkeit des Carbendazims für die Enchytraeidae beigetragen haben.

Auch die Wiederfundrate von Carbendazim im Boden von Coimbra (und Bangor) lag deutlich über der für die Böden von Amsterdam und Flörsheim (JONES *et al.* 2004). Insgesamt wurde mittels Rückstandsanalytik eine negative Korrelation der Wiederfundrate mit dem organischen Gehalt des Bodens und eine positive mit dem pH-Wert nachgewiesen. In

den Bodenproben von Coimbra reduzierte sich die nachweisbare Menge an Carbendazim am schnellsten und stärksten.

In Bangor, nach Coimbra der Standort, an dem sich die Effekte am schnellsten bemerkbar machten und bis zum Ende der Versuchsdauer anhielten, besaß der Boden einen geringfügig niedrigeren pH-Wert als in Coimbra, hatte aber im Vergleich mit den anderen Standorten den höchsten Anteil organischer Substanz. Die später einsetzenden und länger anhaltenden Effekte lassen den Schluss zu, dass das Carbendazim hier etwas stärker an die Bodenpartikel gebunden war als in Coimbra.

In Flörsheim waren der pH-Wert des Bodens und dessen organischer Gehalt etwas niedriger als in Bangor. Auch die Wiederfundrate von Carbendazim war im Boden von Flörsheim (und Amsterdam) deutlich niedriger als in Coimbra und Bangor. Da die Effekte hier erst nach acht Wochen am stärksten waren, kann gefolgert werden, dass das Carbendazim in Flörsheim stärker an die organischen Bestandteile gebunden war als in Coimbra und Bangor.

In Amsterdam, der Standort, an dem die toxische Wirkung zum Probennahmezeitpunkt w+16 im Vergleich mit den anderen Zeitpunkten noch zunahm und somit die Effekte am spätesten auftraten, war der pH-Wert des Bodens von allen Standorten am niedrigsten (der organische Anteil lag im mittleren Bereich aller untersuchten Standorte). Aufgrund dessen kann davon ausgegangen werden, dass die Bindung von Carbendazim an die organischen Bodenpartikel in Amsterdam am stärksten und dessen Bioverfügbarkeit, zumindest zu Beginn der Versuchperiode im Vergleich mit den anderen Standorten am geringsten war.

Bei der Diskussion des Einflusses der Bodeneigenschaften auf die Bioverfügbarkeit und damit die Wirkung von Carbendazim darf nicht vergessen werden, dass auch nicht gemessene Faktoren wie der Anteil verschiedener Tonmineralien an der Gesamttonfraktion oder die Zusammensetzung der organischen Substanz eine Rolle bei diesen Prozessen gespielt haben.

Die zum Probennahmezeitpunkt w+1 teilweise aufgetretenen Unterschiede hinsichtlich der Auswirkung von Carbendazim zwischen dem TME-Vortest und dem TME-Ringtest lassen sich nur schwer bewerten, da im TME-Ringtest (und in der Freiland-Validierungsstudie) zu

diesem Zeitpunkt neben den Kontrollen nur die niedrigste und höchste Applikationsrate untersucht wurden. Aufgrund dieser Datenlage ist die statistische Beurteilung von Effekten kaum möglich. Die mehrfach beobachtete Tendenz, dass die Auswirkungen der Modellchemikalie im TME-Ringtest im Vergleich mit der Freiland-Validierungsstudie etwas stärker ausgeprägt waren, hängt wahrscheinlich damit zusammen, dass toxische Effekte im Freiland von anderen Stressfaktoren überlagert werden können (MARTIKAINEN 1998). So kann, z.B. bei Trockenheit, infolge vertikaler Migration die Gesamtabundanz einer Enchytraeenzönose in den oberen 5 cm des Bodens so stark reduziert sein, dass Auswirkungen einer Chemikalie nicht mehr festzustellen sind.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass zwischen den untersuchten Standorten, abhängig von den jeweiligen Bodeneigenschaften, Unterschiede im zeitlichen Verlauf der toxischen Wirkung der Modellchemikalie aufgetreten sind (eventuelle Unterschiede bezüglich der Stärke der Effekte werden im Kapitel 4.3.3 NOEC versus EC_{50} diskutiert). Dabei waren insbesondere der pH-Wert und der organische Gehalt der jeweiligen Böden von entscheidender Bedeutung. Im Falle von Coimbra hat sich auch die Bodenbearbeitung auf den zeitlichen Verlauf der Effekte ausgewirkt. Ein Einfluss anderer Bodeneigenschaften, z.B. die Zusammensetzung der Tonfraktion oder die Qualität des organischen Materials, die durchaus die Toxizität einer Chemikalie beeinflussen können, konnte nicht nachgewiesen werden. Auch die unterschiedliche Struktur der Enchytraeidenzönosen hatte keine Auswirkungen auf den zeitlichen Verlauf der Effekte. Je nach den Boden- und Substanzeigenschaften kann eine 16wöchige Versuchsdauer möglicherweise (siehe Amsterdam) nicht ausreichend sein, um die maximalen Auswirkungen einer Substanz auf eine Enchytraeenzönose (inklusive einer teilweisen Regeneration) zu erfassen. Das zeitliche Probennahmeschema (Versuchsdauer sowie Anzahl und Intervalle der Probennahmen) sollte entsprechend den Substanz- und Bodencharakteristika mit dem Ziel gewählt werden, die größtmöglichen Effekte eines Stressors festzustellen, um mit den daraus abgeleiteten NOEC/LOEC- bzw. EC_{50} -Werten eine möglichst präzise Risikobeurteilung durchführen zu können.

4.3.2 Vergleich der Parameter

Im Folgenden werden die Ergebnisse der untersuchten Parameter miteinander verglichen, um deren Eignung für die Untersuchung der Auswirkungen eines Stressors auf die Enchytraeenzönose in einem terrestrischen Modellökosystem wie den TMEs zu diskutieren. Hierzu werden die im Ergebnisteil dargestellten NOEC- und EC₅₀-Werte (Kapitel 3.3, Tab. 3.2 und Tab. 3.3) herangezogen, denn diese Werte werden letztlich für die Risikobewertung einer Substanz verwendet. Darüber hinaus ist ein Vergleich der jeweiligen Auswirkungen mittels dieser hochintegrierenden Werte am ehesten möglich.

Aus Kapitel 3.3 geht hervor, dass an allen Standorten im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie mit den Parametern Dominanzspektrum und Enchytraeidae-Artengemeinschaft jeweils der niedrigste NOEC-Wert bestimmt wurde. Die niedrigsten EC₅₀-Werte (inklusive engem 95 % Vertrauensbereich) wurden fast ausschließlich für die mittels PRC ermittelten Taxa (PRC-Taxon 1 - 3), welche durch die Carbendazim Behandlung am stärksten in ihrer Abundanz reduziert wurden, berechnet. In zwei Fällen wies außerdem die Gattung *Fridericia* den niedrigsten EC₅₀-Wert auf.

Der Vergleich der für die verschiedenen Parameter ermittelten NOEC- und EC₅₀-Werte macht deutlich, dass für Multispezies-Testsysteme wie TMEs eine Auswertung auf der Ebene der Artengemeinschaft erforderlich ist (LANDIS *et al.* 1997, MATTHEWS *et al.* 1996). Eine aus Gründen der Kosten-Nutzen Relation reduzierte taxonomische Auswertung von Multispezies-Tests nur auf dem Niveau der Familie, wie z.B. von EDWARDS *et al.* (1975) diskutiert, erscheint wenig sinnvoll. Im Falle der Enchytraeidae würde die Auswertung dann auf die Gesamtabundanz beschränkt bleiben.

Die Gesamtabundanz erwies sich jedoch als einer der am wenigsten sensitiven Parameter. Der Grund dafür liegt darin, dass sich die Gesamtabundanz aus der Abundanz aller ermittelten Spezies zusammensetzt, die sich wiederum aufgrund ihrer unterschiedlichen ökologischen Profile in ihrer Rezeptivität für ein und dieselbe Substanz unterscheiden. Dies wird anhand der Ergebnisse für das Dominanzspektrum bzw. die Abundanz der Gattung *Fridericia* und der Gattung *Enchytraeus* sowie der mittels PRC für die einzelnen Arten bestimmten Taxon-Gewichte bestätigt. Hierbei wurden Taxa nachgewiesen, deren Abundanz durch die Applikation der Modellchemikalie Carbendazim abgenommen hatte und

ebenso Arten, deren Abundanz zugenommen hatte. Dies führt bei Betrachtung der Wirkungen eines Stressors auf der Ebene der Gesamtabundanz dazu, dass keine Effekte mehr identifizierbar sind. Dieses Phänomen wurde vor allem in Amsterdam und Bangor beobachtet. An diesen beiden Standorten wurde die Enchytraeenzönose von Individuen der Gattung *Achaeta* dominiert, der Anteil der Gattung *Fridericia* an der Gesamtabundanz war im Vergleich dazu relativ gering. Während die Abundanz der Gattung *Fridericia* durch die Applikation des Carbendazim abgenommen hatte, wurde die Gattung *Achaeta*, wahrscheinlich aufgrund ihrer Präferenz für tiefere Bodenschichten (DÓZSA-FARKAS 1992b, GRAEFE & SCHMELZ 1999, HEALY 1980a) nicht negativ beeinträchtigt und zeigte teilweise eine Zunahme der Individuenzahlen. Als Folge davon konnten für den Parameter Gesamtabundanz kein NOEC-Wert und nur in einigen Fällen EC₅₀-Werte bestimmt werden. An den Standorten Coimbra und Flörsheim, bei denen die Gattung *Fridericia* dominierte, waren häufig auch NOEC- und EC₅₀-Werte für die Gesamtabundanz zu ermitteln.

Bei der Betrachtung von Effekten auf die Artenanzahl muss das schon im Kapitel 4.2.2 für die Kontrollen diskutierte Problem beachtet werden, dass bei niedrigen Individuenzahlen seltene Arten nicht mehr erfasst werden. Dies bedeutet, dass einerseits Effekte auf die Gesamtabundanz mit sinkenden Individuenzahlen reduzierte Artenanzahlen, wie z.B. in Coimbra und Flörsheim, mit sich bringen. Andererseits muss ein Verlust an Diversität nicht unbedingt mit einer Abnahme der Gesamtabundanz verbunden sein (siehe Amsterdam und Bangor). Der Unterschied zwischen Amsterdam und Bangor auf der einen sowie Coimbra und Flörsheim auf der anderen Seite könnte darin liegen, dass an den beiden erstgenannten Standorten die in geringer Abundanz vorkommenden *Fridericia* Arten durch die Modellchemikalie eliminiert wurden und sich deren Verschwinden auf die Artenanzahl, nicht aber auf die Gesamtabundanz ausgewirkt hat. In Coimbra und Flörsheim, wo die Gattung *Fridericia* einen großen Anteil an der Gesamtabundanz ausmachte, hatte die Abnahme der Abundanz einzelner *Fridericia* Arten bis hin zur völligen Extinktion auch eine Abnahme der Gesamtabundanz zur Folge. Für die Risikobeurteilung (siehe z.B. EC 2002a), bei der der niedrigste NOEC- bzw. EC₅₀-Wert aus einer TME-Studie zugrunde gelegt wird, ist der Parameter Artenanzahl aus den genannten Gründen ungeeignet.

Der Shannon-Wiener Index zeigte häufig ähnliche Effekte und NOEC-Werte wie der Parameter Artenanzahl. Da demnach keine zusätzlichen Informationen durch die Berechnung dieses Index generiert werden und die Eignung von Diversitätsindices als Meßgröße für

Umweltbelastungen von Ökosystemen aus verschiedenen Gründen (z.B. i.) Unempfindlichkeit gegenüber Änderungen der Struktur einer Gemeinschaft; ii.) Diversität nimmt nicht zwangsläufig ab bei zunehmender Belastung; iii.) starke Reduktion) generell in der Kritik stehen (MATTHEWS *et al.* 1996, SHEEHAN 1984, SPURGEON *et al.* 1996), ist es fraglich ob eine Auswertung dieses Parameters im Rahmen von TME-Experimenten sinnvoll ist. Für die Verwendung des Shannon-Wiener Index spräche, dass er als relatives Maß für den Artenreichtum im Gegensatz zur Artenanzahl unabhängig von der Probengröße ist. Da jedoch die Berechnung eines EC₅₀-Wertes für den Shannon-Wiener Index nicht möglich ist, kann auf die Verwendung dieses Endpunktes verzichtet werden.

Bei dem Vergleich der Parameter erwies sich das Dominanzspektrum häufig am sensitivsten, d.h. für diesen Endpunkt konnte am häufigsten der niedrigste NOEC-Wert bestimmt werden. Mittels des Dominanzspektrums ist es möglich, an Standorten mit nur einem kleinen Abundanzanteil einer, gegenüber einem bestimmten Stressor empfindlichen Art, Effekte festzustellen, die auf der Ebene der Gesamtabundanz nicht erkannt werden können.

Dies war in Amsterdam und Bangor der Fall, denn bei diesen beiden Standorten wurde häufig eine statistisch signifikante Veränderung des Dominanzspektrums ermittelt, obwohl gleichzeitig noch keine Effekte auf die Gesamtabundanz festgestellt wurden. Wie oben schon erwähnt, kompensierte hier der große Anteil der für die Carbendazimbelastung nicht sensitiven Gattung *Achaeta* die Effekte auf die Gattung *Fridericia*. In Coimbra und Flörsheim wirkten sich die Effekte auf die Gattung *Fridericia*, die hier einen großen Anteil zur Gesamtabundanz beitrug, auch auf das Dominanzspektrum und die Gesamtabundanz aus. Effekte speziell von Pestiziden auf das Dominanzspektrum sind bisher nur in wenigen Studien untersucht worden (DIDDEN & RÖMBKE 2001). RÖMBKE & FEDERSCHMIDT (1995) stellten in einer Freilandstudie ein verändertes Dominanzspektrum einer Enchytraeenzönose bei gleichzeitigem Anstieg der Gesamtabundanz als Folge einer Carbendazimapplikation fest. In einer Mikrokosmos-Studie mit Amitrol/Diuron bzw. Parathion (RÖMBKE *et al.* 1994) wurde ein verändertes Dominanzspektrum bei teilweise unveränderter Gesamtabundanz beobachtet. Auch für andere bodenlebende Organismen wie z.B. freilebende terrestrische Nematoden konnte gezeigt werden, dass Stressoren das Dominanzspektrum ändern, ohne dass damit eine Abnahme der Gesamtabundanz verbunden ist (PARMELEE *et al.* 1993).

Es ist davon auszugehen, dass eine Änderung des Dominanzspektrums einer Enchytraeidenzönose Veränderungen ökosystemarer Prozesse wie z.B. der Dekomposition organischen Materials oder der Bioturbation zur Folge hat, da die verschiedenen Arten unterschiedliches Verhalten zeigen (z.B. in Hinsicht auf ihre Fraßpräferenz). Zahlreiche Autoren (z.B. SHEPPARD 1997, SUTER II 1994) bezeichnen die Möglichkeit der Untersuchung von strukturellen Parametern als einen der großen Vorteile von Mikro- und Mesokosmos-Experimenten. Einschränkend muss für den Parameter Dominanzspektrum jedoch auf dessen hohe Variabilität (siehe Kapitel 4.2.4) hingewiesen werden, welche die statistische Testung auf signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle erschwert. Hinzu kommt noch, dass bei Signifikanztests, insbesondere beim χ^2 -Mehrfeldertest, der Wert von p abhängig ist von der Stichprobengröße (n), d.h. mit zunehmendem n verkleinert sich p (JOHNSON 1999). Dies hat zur Folge, dass bei großem n die Wahrscheinlichkeit zunimmt, eine eigentlich richtige H_0 -Hypothese fälschlicherweise zu verwerfen und dafür eine eigentlich falsche H_A -Hypothese zu akzeptieren (α -Fehler). Da allerdings im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie in vielen Fällen monotone Veränderungen des Dominanzspektrums mit einer kontinuierlichen Abnahme eines bestimmten Taxons (Gattung *Fridericia*) und der kontinuierlichen Zunahme eines anderen Taxons (Gattung *Achaeta* und/oder *Enchytraeus*) festgestellt wurden, kann davon ausgegangen werden, dass die ermittelten signifikanten Unterschiede tatsächlich auf die Wirkung der Prüfsubstanz zurückzuführen sind. Auf Basis des Endpunktes Dominanzspektrum allein lässt sich kein EC_{50} -Wert berechnen. Allerdings erlaubt dieser Parameter die Identifikation sensibler Taxa, deren Abundanzdaten nachfolgend für die Berechnung eines EC_{50} -Wertes verwendet werden können.

Die Abundanz der Gattung *Fridericia*, die an allen Standorten unabhängig von den Bodeneigenschaften und der Zusammensetzung der jeweiligen Enchytraeidenzönose gegenüber Carbendazim von allen Gattungen am empfindlichsten reagierte, lieferte (nach Dominanzspektrum und Enchytraeidae-Artengemeinschaft) die niedrigsten NOEC-Werte. Die EC_{50} -Werte für die Gattung *Fridericia* lagen etwas über den EC_{50} -Werten der für die mittels PRC ermittelten sensiblen Taxa (PRC-Taxon 1 - 3). Die Sensitivität von *Fridericia* Arten gegenüber Carbendazim hängt mit den ökologischen Ansprüchen und den Lebensstrategien dieser Arten zusammen, die als typisch epedaphisch gelten (HEALY 1980a). Die meisten von ihnen (mit wenigen, im Rahmen dieser Arbeit nicht nachgewiesenen Ausnahmen) leben in der Streu- und Wurzelzone bis zu einer Bodentiefe von maximal 15 cm (DÓZSA-

FARKAS 1992b). Dies wird unterstützt durch Beobachtungen von DÓZSA-FARKAS (1978), die Arten wie *Fridericia galba* und *Fridericia ratzeli* vorzugsweise in sich zersetzender Streu antraf. Da sie mit bis zu 5 cm zu den größten Arten der Familie Enchytraeidae gehören (DIDDEN *et al.* 1997), ist für Arten der Gattung *Fridericia* zu erwarten, dass sie nahe der Bodenoberfläche vorkommen, denn die individuelle Größe von Enchytraeen ist mit der Bodentiefe korreliert (kleinere Arten leben eher in den tieferen Schichten (RÖMBKE *et al.* 1997)). Arten der Gattung *Fridericia* sind demnach stärker dem an die oberen Bodenschichten gebundenen Carbendazim (JONES *et al.* 2004) ausgesetzt im Vergleich zu Arten der euedaphischen Gattungen *Achaeta* und *Enchytraeus*, die eher in tieferen Bodenschichten anzutreffen sind (DÓZSA-FARKAS 1992b, GRAEFE & SCHMELZ 1999). Insbesondere die Gattung *Achaeta* gilt (mit Ausnahmen) als typischer Bewohner des Mineralbodens (HEALY 1980a). Innerhalb der Gattung *Enchytraeus* gibt es ebenfalls Arten, die bis zu einer Bodentiefe von 65 cm vorkommen können (DÓZSA-FARKAS 1992b). Darüber hinaus gelten die Arten dieser beiden Gattungen als r-Strategen mit kürzeren Lebenszyklen als Arten der Gattung *Fridericia*, die als K-Strategen eingeordnet werden (GRAEFE & SCHMELZ 1999). Folglich sind die Individuen der meisten *Fridericia* Arten nicht nur stärker exponiert, sondern brauchen auch noch einen längeren Zeitraum, um sich von einer Störung ihres Lebensraums (z.B. durch einen Umweltstressor) zu erholen. Für den Parameter Abundanz der Gattung *Fridericia* gilt eine ähnliche Problematik wie schon für die Gesamtabundanz diskutiert. Auch in der Gattung *Fridericia* sind sensitivere und weniger sensitive Arten zusammengefasst, wie durch die mittels der PRC generierten Taxongewichte gezeigt werden konnte. Als Folge davon haben sich, ähnlich wie bei der Gesamtabundanz, starke und weniger starke Effekte teilweise gegenseitig nivelliert. Allerdings zeigte die Abundanz der Gattung *Fridericia* eine wesentlich geringere Variabilität als die Gesamtabundanz so dass statistisch signifikante Unterschiede ermittelt werden konnten. Auch an Standorten wie Amsterdam und Bangor mit einer relativ niedrigen Abundanz dieser Gattung konnten NOEC- und insbesondere EC₅₀-Werte bestimmt werden, die mit denen von Coimbra und Flörsheim vergleichbar sind.

Die beiden Parameter Dominanzspektrum (NOEC) und die Abundanz des daraus abgeleiteten sensitivsten Taxons (EC₅₀) (hier die Gattung *Fridericia*) ermöglichen zusammen die Generierung von aussagekräftigen NOEC- und EC₅₀-Werten und stellen damit eine sinnvolle Auswertungsmöglichkeit von TME-Studien dar. Dies bedeutet, dass sich auch auf Gattungsebene aussagekräftige Ergebnisse erzielen lassen. Dies wird durch einen Vergleich der ermittelten NOEC- und EC₅₀-Werte für Carbendazim mit entsprechenden Wer-

ten aus der Literatur ersichtlich (siehe Kapitel 4.3.4). Im Falle der Enchytraeidae würde eine taxonomische Bearbeitung nur bis zur Gattung eine erhebliche Arbeitserleichterung und Kostenreduktion bedeuten.

Nach dem Endpunkt Dominanzspektrum wurden für den mittels PRC ausgewerteten Parameter Enchytraeidae-Artengemeinschaft am zweithäufigsten die niedrigsten NOEC-Werte bestimmt. Darüber hinaus ließen sich mittels PRC die auf Carbendazim am empfindlichsten reagierenden Arten ermitteln, für die dann wiederum EC_{50} -Werte berechnet werden konnten. In der Mehrzahl der Fälle wiesen Arten der Gattung *Fridericia*, wie z.B. *F. bulbosa*, *F. galba* und *F. leidigy* das größte Taxongewicht auf, d.h. deren Abundanz hatte am stärksten chemikalienbedingt abgenommen. Wie schon erwähnt waren die für diese Arten (PRC-Taxon 1 – 3) berechneten EC_{50} -Werte in der großen Mehrzahl der Fälle die niedrigsten und besaßen den engsten 95 % Vertrauensbereich. LANDIS *et al.* (1997) empfehlen, dass für Multispezies-Tests multivariate Auswertungsmethoden besser geeignet sind als univariate. Diese Aussage basiert auf der Annahme, dass die Heterogenität von Ökosystemen, die in Multispezies-Testsystemen wie den TMEs möglichst realistisch abgebildet werden soll, zu komplex ist, um mit univariaten Methoden hinreichend erfasst werden zu können (LANDIS *et al.* 1997, MATTHEWS *et al.* 1996).

VAN DEN BRINK & TER BRAAK (1999) entwickelten speziell für die Auswertung von Daten aus Mesokosmos-Experimenten das multivariate Verfahren der *Principal Response Curve* (PRC (siehe Material und Methode, Kapitel 2.9.1)). Für die Auswertung terrestrischer Daten wurde die PRC erstmals 1997 im Rahmen des SCARAB Projektes eingesetzt (FRAMPTON *et al.* 2000). Nach diesen Autoren besteht der Vorteil von multivariaten gegenüber univariaten Methoden darin, dass alle Informationen (hier die Abundanzdaten aller Taxa, aller Behandlungsstufen und aller Probennahmezeitpunkte) der untersuchten Populationen gleichzeitig verwendet und zusammengefasst werden und so eine Auswertung auf Ebene der Gemeinschaft (hier der Enchytraeidenzönose) erfolgt. Mittlerweile ist die Methode der PRC soweit akzeptiert, dass sie im *Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology* (EC 2002a) für Meso- und Mikrokosmos-Studien zitiert und zur Bestimmung eines $NOEC_{community}$ vorgeschlagen wird. Da im Entwurf des entsprechenden Dokumentes für die terrestrische Ökotoxikologie (EC 2002b) keine ausführliche Beschreibung für die Durchführung von Mikro- bzw. Mesokosmos-Studien gegeben wird, fehlt auch der Hinweis auf die Methode der PRC. Die PRC stellt eine relativ komplexe und aufwendige

Methode dar. Allerdings hat sie gegenüber anderen multivariaten Verfahren den Vorteil, dass die grafische Darstellung der Berechnungen weniger abstrakt und damit leichter interpretierbar ist. Als Ergebnis werden die Auswirkungen eines Stressors im zeitlichen Verlauf dargestellt, wobei die Informationen für einzelne Arten erhalten bleiben und eine Unterscheidung zwischen Zu- und Abnahme der Abundanz möglich ist. Neben der Darstellung der Varianz ist bei dieser Art der Auswertung die Signifikanz eines Behandlungseffektes statistisch zu testen. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist allerdings zu berücksichtigen, dass sehr empfindliche Spezies mit einem anderen Reaktionsmuster (z.B. mit einer Abundanzabnahme in den niedrigen Applikationsraten, bei denen keine der anderen Arten einen Effekt zeigt) von der PRC nicht als wichtige Spezies erkannt werden. Entsprechend wird dieser Art ein niedriges Taxongewicht (-0.5 bis +0.5) zugeordnet mit der Folge, dass sie vom Experimentator ignoriert wird. Insgesamt ist die PRC jedoch ein geeignetes Instrument Mikro- und Mesokosmos-Experimente zu analysieren. Sie bietet eine relativ einfache Möglichkeit, Effekte eines Stressors auf Ebene der Zönose im Überblick zu interpretieren.

Abschließend kann festgestellt werden, dass im Vergleich aller Parameter eine Kombination aus den mittels PRC bestimmten NOEC-Werten für die Artengemeinschaft ($NOEC_{community}$) und aus EC_{50} -Werten für die mit Hilfe der PRC ermittelten sensitivsten Taxa für die Auswertung von TME-Daten am besten geeignet ist. Die so abgeleiteten NOEC- bzw. EC_{50} -Werte ermöglichen eine umfassende Risikobeurteilung ökosystemarer Wirkungen von Chemikalien. Eine Alternative dazu stellt der Parameter Dominanzspektrum dar, mit dem es ebenfalls möglich ist, sensitive NOEC-Werte zu bestimmen und empfindliche Taxa zu identifizieren, für welche wiederum belastbare EC_{50} -Werte berechnet werden können. Zusammenfassende Endpunkte wie die Gesamtabundanz oder die Artenanzahl sowie der Shannon-Wiener Index sind nicht zweckmäßig für die Beurteilung von Effekten auf die Enchytraeidenzönose in TMEs. Dies trifft für alle Standorte gleichermaßen zu, denn trotz unterschiedlicher Bodeneigenschaften und Nutzung (Coimbra) sowie unterschiedlicher Enchytraeidenzönosen konnten bezüglich der Sensitivität der erhobenen Parameter keinerlei Unterschiede zwischen den Standorten festgestellt werden. Auch zwischen dem TME-Vortest, dem TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie gab es hinsichtlich der Empfindlichkeit der Endpunkte eine sehr gute Übereinstimmung.

4.3.3 NOEC versus EC₅₀

Im Rahmen der statistischen Auswertung wurden zwei ökotoxikologische Kenngrößen bestimmt: zum einen die *No Observed Effect Concentration* (NOEC) und zum anderen die *Effect Concentration 50 %* (EC₅₀). Nachdem bisher die Probennahmezeitpunkte und die untersuchten Parameter miteinander verglichen wurden, ohne auf die tatsächliche Höhe der NOEC- bzw. EC₅₀-Werte einzugehen, werden im folgenden die realen Werte dieser beiden Kenngrößen gegenüber gestellt, um zu einer Empfehlung für die zukünftige statistische Auswertung von Modellökosystemen wie den TMEs zu gelangen.

Für die Parameter Gesamtabundanz, Artenanzahl, Shannon-Wiener Index, Abundanz der Gattung *Fridericia* und Enchytraeidae-Artengemeinschaft konnte im TME-Vortest insgesamt (alle Probennahmezeitpunkte an allen Standorten zusammengenommen) in 61.5 %, im TME-Ringtest in 67.9 % und in der Freiland-Validierungsstudie in 39.3 % aller möglichen Fälle ein exakter NOEC-Wert bestimmt werden. In den restlichen Fällen wurden einschließlich der höchsten getesteten Applikationsrate keine signifikanten Unterschiede festgestellt, weshalb der NOEC \geq der höchsten geprüften Konzentration entspricht. Im Vergleich dazu konnte die Berechnung eines EC₅₀-Wertes häufiger durchgeführt werden. Für die Parameter Gesamtabundanz, Artenanzahl, Abundanz der Gattung *Fridericia* und die drei mittels PRC ermittelten sensitivsten Taxa (PRC-Taxon 1 - 3) konnte im TME-Vortest in 76.0 %, im TME-Ringtest in 78.6 % und in der Freiland-Validierungsstudie in 67.9 % aller möglichen Fälle ein EC₅₀-Wert ermittelt werden. Würden die EC₅₀-Werte der drei PRC-Taxa zusammengefasst (niedrigster Wert pro Probennahmezeitpunktes pro Standort), wäre der prozentuale Anteil von nicht durchführbaren EC₅₀-Berechnungen noch kleiner. Auf diese Weise könnte für den TME-Vortest in 86.5 %, für den TME-Ringtest in 85.7 % und für die Freiland-Validierungsstudie in 75.0 % aller möglichen Fälle ein EC₅₀-Wert angegeben werden. In den restlichen Fällen ließ sich kein EC₅₀-Wert berechnen; meist, weil keine eindeutige Dosis-Wirkungsbeziehung vorlag.

Für den Vergleich der absoluten Höhe zwischen NOEC- und EC₅₀-Werten werden hier nur die Parameter herangezogen, die im Verhältnis zu anderen Endpunkten die niedrigsten Werte generierten und somit für die Risikobeurteilung von besonderem Interesse sind (Kapitel 3.3, Tab. 3.2 und Tab. 3.3). Dies betrifft die Parameter Dominanzspektrum, Enchytraeidae-Artengemeinschaft (bzw. die PRC-Taxa 1 - 3) und die Abundanz der Gat-

tung *Fridericia*. Da für das Dominanzspektrum eine EC₅₀-Wert Berechnung nicht möglich war, werden lediglich die Werte für die beiden letztgenannten Endpunkte miteinander verglichen. Die für die PRC-Taxa berechneten EC₅₀-Werte werden auf die oben beschriebene Weise zusammengefasst, d.h. an jedem Standort wird für einen Probennahmezeitpunkt nur der niedrigste Wert der drei für die PRC-Taxa 1 - 3 angegebenen EC₅₀-Werte verwendet. Da es an den untersuchten Standorten Unterschiede im zeitlichen Verlauf der Effekte gegeben hat, wurde von jedem Standort der beim Vergleich der Probennahmezeitpunkte niedrigste NOEC- bzw. EC₅₀-Wert verwendet. Dies ist jedoch lediglich für den TME-Vortest möglich. Für den Vergleich der NOEC- mit den EC₅₀-Werten im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie kann nur der Probennahmezeitpunkt w+16 herangezogen werden.

Der im Rahmen des **TME-Vortests** bestimmte mittlere NOEC-Wert für die Abundanz der Gattung *Fridericia* ist dem entsprechenden EC₅₀-Wert vergleichbar, während der mittlere NOEC-Wert für die Enchytraeidae-Artengemeinschaft um etwa das zweifache über dem für die PRC-Taxa berechneten mittleren EC₅₀-Wert liegt (Tab. 4.3). Der Variationskoeffizient der NOEC-Werte liegt unter dem der EC₅₀-Werte. Der Faktor zwischen Minimum und Maximum NOEC-Wert beträgt bei beiden Parametern 6, zwischen dem niedrigsten und höchsten EC₅₀-Wert für die Gattung *Fridericia* liegt ein Faktor von 11.9 und für die PRC-Taxa ein Faktor von 15. Allerdings ist bei diesem Vergleich zu bedenken, dass die niedrigsten für Amsterdam berechneten EC₅₀-Werte dieser beiden Parameter deutlich über den niedrigsten EC₅₀-Werten aller anderen Standorte liegen. Dies ist auf die verzögerte Wirkung des Carbendazim in Amsterdam zurückzuführen, die durch die an diesem Standort vorhandenen Bodeneigenschaften bedingt ist. Werden die EC₅₀-Werte von Amsterdam von der Mittelwertberechnung ausgeschlossen, ergibt sich ein modifiziertes Bild. Die mittleren EC₅₀-Werte liegen dann bei beiden Parametern um den Faktor 2 (Abundanz der Gattung *Fridericia*) bzw. 6.5 (Enchytraeidae-Artengemeinschaft) unter den jeweiligen mittleren NOEC-Werten. Die Variationskoeffizienten der EC₅₀-Werte entsprechen denen der NOEC-Werte. Der Faktor zwischen Minimum und Maximum EC₅₀-Wert ist bei der Gattung *Fridericia* vergleichbar dem Faktor zwischen den entsprechenden Minimum und Maximum NOEC-Werten. Bei den PRC-Taxa ist dieser Faktor für den EC₅₀-Wert mit 1.6 sehr viel niedriger als für den NOEC-Wert.

Tab. 4.3: NOEC- und EC₅₀-Werte für die Auswirkungen von Carbendazim (in kg Carbendazim/ha) auf die Parameter Abundanz der Gattung *Fridericia* und Enchytraeidae-Artengemeinschaft (NOEC) bzw. PRC-Taxa (EC₅₀) im TME-Vortest, im Ringtest und in der Freilandvalidierungsstudie in Amsterdam, Bangor, Coimbra und Flörsheim. Für den TME-Vortest wurde jeweils der niedrigste NOEC bzw. EC₅₀-Wert aller Probennahmezeitpunkte an einem Standort herangezogen. Für den TME-Ringtest und die FVS wurden die NOEC bzw. EC₅₀ Werte des Probennahmezeitpunktes w+16 verwendet. Für die drei PRC-Taxa wurde jeweils der niedrigste EC₅₀-Wert eingesetzt. MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, VK = Variationskoeffizient, Min - Max = Minimum und Maximum der NOEC und EC₅₀ Werte, Faktor = Faktor zwischen Minimum und Maximum der NOEC- bzw. EC₅₀-Werte. Die Angaben in den eckigen Klammern wurden ohne den Wert von Amsterdam berechnet.

	Vortest		Ringtest		Freilandvalidierungsstudie	
	NOEC	EC ₅₀	NOEC	EC ₅₀	NOEC	EC ₅₀
Gattung <i>Fridericia</i>						
MW ± SD	1.71 ± 0.9 [1.56 ± 1.0]	1.42 ± 1.3 [0.82 ± 0.64]	27.54 ± 40.8 [33.48 ± 46.9]	14.7 ± 4.80 [5.27 ± 1.09]	68.04 ± 38.88 [87.48 ± 0]	10.64 ± 7.17 [13.62 ± 7.0]
VK	52.6 [66.6]	91.8 [78.2]	145.5 [140.0]	63 [20.7]	57.1 [0]	67.3 [51.7]
Min - Max	< 0.36 – 2.16 [< 0.36 – 2.16]	0.27 – 3.21 [0.27 – 1.53]	3.24 – 87.48 [3.24 – 87.48]	4.44 – 14.7 [4.44 – 6.51]	9.72 – 87.48 [87.48 – 87.48]	4.69 – 18.6 [8.64 – 18.6]
Faktor	6 [6]	11.9 [5.7]	27 [27]	3.3 [1.5]	9 [0]	4.0 [2.2]
PRC Taxa						
MW ± SD	1.71 ± 0.9 [1.56 ± 1.0]	0.71 ± 9.3 [0.24 ± 0.11]	23.76 ± 42.5 [25 ± 124]	2.9 ± 4.4 [0.68 ± 0.15]	58.32 ± 33.67 [68.04 ± 33.7]	1.74 ± 1.32 [1.85 ± 1.6]
VK	52.6 [66.6]	131.8 [45.5]	178.8 [49.5]	135 [21.6]	57.7 [49.5]	75.9 [86.1]
Min – Max	< 0.36 – 2.16 [< 0.36 – 2.16]	0.14 – 2.1 [0.14 – 0.23]	1.08 – 87.48 [1.08 – 3.24]	0.52 – 9.5 [0.52 – 0.81]	29.16 – 87.45 [29.16 – 87.45]	0.8 – 3.69 [0.8 – 3.69]
Faktor	6 [6]	15.0 [1.6]	81 [3]	18.3 [1.6]	3 [3]	4.6 [4.6]

Die im **TME-Ringtest** ermittelten mittleren NOEC-Werte für die beiden Parameter liegen um ca. das zwei- bzw. achtfache über den entsprechenden EC₅₀-Werten. Der Variationskoeffizient und der Faktor zwischen Minimum und Maximum ist bei den NOEC-Werten ebenfalls größer als bei den EC₅₀-Werten. Auch im TME-Ringtest waren die niedrigsten EC₅₀-Werte der Gattung *Fridericia* und der PRC-Taxa in Amsterdam höher als an allen anderen untersuchten Standorten. Werden diese Werte aus der Betrachtung ausgeschlossen, werden die Unterschiede zwischen den mittleren NOEC- und EC₅₀-Werten noch größer, der Variationskoeffizient der EC₅₀-Werte beträgt dann nur noch 20.6 bzw. 21.6 % und der Faktor zwischen Minimum und Maximum ist sehr klein und liegt bei 1.5 bzw. 1.6.

Für die **Freiland-Validierungsstudie** zeichnet sich ein ähnliches Bild ab. Die mittleren NOEC-Werte für die Abundanz der Gattung *Fridericia* und der Enchytraeidae-Artenge-

meinschaft liegen um ca. das sechs- bzw. dreiunddreißigfache über den jeweiligen EC₅₀-Werten, die Variationskoeffizienten und die Faktoren zwischen dem niedrigsten und höchsten NOEC- bzw. EC₅₀-Wert dieser beiden Endpunkte sind vergleichbar.

Beim Vergleich der NOEC- und der EC₅₀-Werte für die Parameter Abundanz der Gattung *Fridericia* und der Enchytraeidae-Artengemeinschaft des TME-Ringtests mit denen des TME-Vortests zeigt sich, dass die Werte des TME-Ringtests über denen des TME-Vortests liegen. Der Grund dafür ist, dass, wie oben beschrieben, für den TME-Ringtest nicht wie für den TME-Vortest der niedrigste NOEC- bzw. EC₅₀-Wert aller Probennahmezeitpunkte eines Standortes herangezogen wurde, sondern nur die NOEC- bzw. EC₅₀-Werte des Probennahmezeitpunktes w+16 zusammengefasst werden mussten. Zu diesem Zeitpunkt trat jedoch nicht an allen Standorten der im zeitlichen Verlauf stärkste Effekt der Modellchemikalie auf. Somit konnte auch nicht, wie im TME-Vortest möglich, der für den jeweiligen Standort niedrigste NOEC- bzw. EC₅₀-Wert ermittelt und hier eingesetzt werden. Dies hat zur Folge, dass im TME-Ringtest die einzelnen Werte stärker streuen und dass die daraus resultierenden Mittelwerte und Variationskoeffizienten höher sind als im TME-Vortest. Die in der Freiland-Validierungsstudie bestimmten NOEC-Werte und EC₅₀-Werte für die Gattung *Fridericia* und die Enchytraeidae-Artengemeinschaft waren mit denen des TME-Ringtest gut vergleichbar. Die NOEC-Werte lagen um etwa das zweifache über, die EC₅₀-Werte etwas unter denen des TME-Ringtests. Der Vergleich von NOEC- und EC₅₀-Werten zeigt, dass häufig erst ein Effekt von mehr als 50 % als statistisch signifikant erkannt wird (der NOEC ist dann größer als der EC₅₀).

Für die Risikobeurteilung von neuen/existierenden Chemikalien, Bioziden und Pflanzenschutzmitteln werden als Kenngrößen meist Toxizitäts - Expositions Verhältnisse (*Toxicity Exposure Ratio* = TER (EC 2002b)) zugrunde gelegt. Für die Angabe der Toxizität werden vor allem NOEC-Werte benutzt, während EC_x-Werte in diesen Schemata wenig vorgesehen sind (EPPO 2001, EC 2002a, 2002b). Allerdings nimmt die Verwendung letzterer zu, nachdem seit ca. 20 Jahren der Einsatz von NOEC-Werten mehr und mehr kritisiert wird (siehe z.B. PACK 1993, BBA 1996, CHAPMAN *et al.* 1996a, 1996b, CRANE & NEWMAN 2000, JOHNSON 1999, NOPPERT *et al.* 1994, OECD 1998, OECD 2003, WEYERS *et al.* 2002).

Im Zusammenhang mit der Auswertung von TMEs sind dabei folgende Punkte von besonderer Bedeutung:

- i. Der **NOEC** kann nur den Wert einer der in einem Experiment getesteten Applikationsraten annehmen. Dies bedeutet, dass der NOEC von der Wahl der Applikationsraten stark beeinflusst wird. Dagegen ist der **EC_x** nicht darauf beschränkt den Wert einer der getesteten Applikationsraten anzunehmen. Da der EC_x mittels einer Regression interpoliert ist, wird er relativ wenig beeinflusst von den gewählten Applikationsraten bzw. deren Anzahl und Abstufung (wohl aber der 95% Vertrauensbereich).
→ Dies und die unter ii. und iii. diskutierten Probleme sind hauptsächlich dafür verantwortlich, dass: a.) EC₅₀-Werte häufiger zu bestimmen waren als NOEC-Werte, b.) die EC₅₀-Werte meist unter den entsprechenden NOEC-Werten lagen und c.) im Vergleich der Standorte (Laborvergleich) die EC₅₀-Werte eng zusammen liegen und der Faktor zwischen dem niedrigsten und dem höchsten EC₅₀-Wert kleiner ist als bei den NOEC-Werten.
- ii. Der **NOEC** kann nur einen sehr großen Effekt repräsentieren, denn die experimentell bedingte Variabilität reduziert die statistische Sensitivität und verhindert dadurch, dass schwächere Effekte erkannt werden (β -Fehler). Regressionsmodelle zur Berechnung von **EC_x-Werten** sind hingegen weit weniger empfindlich gegenüber der experimentellen Variabilität.
→ Da TMEs die Heterogenität des Freilandes möglichst realistisch darstellen sollen und somit eine hohe Variabilität ein Merkmal solcher Systeme ist, ist eine zusätzliche Herabsetzung der statistischen Sensitivität eines Signifikanztests im Vergleich zu einem Einzelspezies-Labortest die Folge. Dadurch werden sogar Effekte über 50 % nicht als statistisch signifikant erkannt. Eine bessere Kontrolle des β -Fehlers und damit eine Steigerung der statistischen *Power* eines Signifikanztests ist nur unter einer Erhöhung der Anzahl der Replikate der Kontrolle und aller getesteten Applikationsraten (sowie der Herabsetzung des Wertes von α) zu erreichen, was insbesondere bei der Durchführung von TME-Studien nicht praktikabel ist. Bei hoher Variabilität können zwar bei der Anwendung von Regressionsmodellen die EC_x-Werte der Randbereiche (z.B. bei kleinem x der EC₁₀-Wert) sehr große 95 % Vertrauensbereiche aufweisen, der EC₅₀-Wert hingegen besitzt immer den engsten 95 % Vertrauensbereich und ist somit am zuverlässigsten und präzisesten.

- iii. Der **NOEC** ist nicht in allen Fällen bestimmbar: z.B. wenn die niedrigste getestete Applikationsrate statistisch signifikant unterschiedlich von der Kontrolle ist oder wenn in allen getesteten Applikationsraten nur leichte Effekte auftreten und auch die höchste getestete Applikationsrate keinen statistisch signifikanten Unterschied zur Kontrolle aufweist. Darüber hinaus kann die Festlegung eines NOEC schwierig werden, wenn die beobachteten Effekte nicht einem monotonen Trend folgen, z.B. wenn die dritte und die fünfte Applikationsrate signifikant von der Kontrolle abweichen, die vierte jedoch nicht. In diesem Fall stellt sich die Frage, ob entweder die zweite oder die vierte Applikationsrate als NOEC festzulegen sind. Diese Probleme können zu überflüssigen und kostenaufwendigen Testwiederholungen führen. Dagegen sind Regressionsmodelle zur Berechnung von **EC_x-Werten** relativ flexibel und es ist möglich verschiedene Dosis-Wirkungsbeziehungen (einschließlich relativ flach verlaufender oder nicht-monotoner, (z.B. Hormesis)) zu analysieren.
- Im Rahmen der Auswertung der TME-Daten kamen die oben beschriebenen Phänomene häufiger vor und der NOEC musste entweder mit $<$ oder \geq höchste getestete Applikationsrate angegeben werden.
- iv. Da die Anzahl der eingesetzten Replikate pro Konzentration bei der Verwendung von Regressionen zur Berechnung eines **EC_x** eine weniger wichtige Rolle einnehmen als bei der Verwendung von Signifikanztests zur Bestimmung eines **NOEC** kann mit dem gleichen Umfang eines Experimentes ein größerer Dosisbereich abgedeckt werden.
- Dies spielt z.B. dann eine besondere Rolle, wenn, wie in den TME-Studien, ein möglichst breiter Bereich zu testender Applikationsraten abgedeckt werden soll und daher der Abstufungsfaktor besonders groß sein muss.
- v. Bei den zur Bestimmung eines **NOEC** verwendeten Methoden wird ein Teil der generierten Daten nicht genutzt. Bei der Berechnung des **EC_x** wird der gesamte Datensatz verwendet und es kann die Wirkung einer Substanz über den gesamten Konzentrationsbereich erfasst werden (Dosis-Wirkungsbeziehung).
- Da, wie oben schon erwähnt, die Durchführung einer TME-Studie sehr kostspielig und zeitaufwendig ist, sollte die Nichtberücksichtigung und damit die Verschwendung von experimentellen Daten vermieden werden.

Vor allem die unter i., ii. und iii. diskutierten Vor- und Nachteile von NOEC- bzw. EC₅₀-Werten bei der statistischen Analyse der TME-Daten sprechen dafür für die Auswertung

von Modellökosystemen, die Berechnung von EC₅₀-Werten mittels Regressionsmodellen der Bestimmung von NOEC-Werten vorzuziehen. Aufgrund der im Kapitel 4.3.2 für den Vergleich der Parameter getroffenen Aussagen scheint auch ein kombiniertes NOEC/EC₅₀-Testdesign für die Durchführung von TME-Studien denkbar. Ein mögliches Verfahren wäre mittels PRC ein NOEC_{community} und einen EC₅₀-Wert für die sensitivsten Taxa zu bestimmen. SANDERSON (2002) schlägt für das statistische Design von Mikro- bzw. Mesokosmos-Studien eine Kombination aus NOEC- und EC_x-Ansatz vor. Für solch einen kombinierten Ansatz reichen vier Applikationsraten, wie z.B. im TME-Vortest aus. Dabei sind mindestens drei Replikate pro Applikationsrate und fünf für die Kontrolle notwendig, um einen Signifikanztest zur Bestimmung des NOEC-Wertes durchführen zu können. Mit dem Einsatz einer größeren Anzahl von Applikationsraten (z.B. sechs) könnte entweder ein größerer Dosisbereich oder ein kleinerer Abstufungsfaktor verwendet werden. Der Abstufungsfaktor sollte allerdings nicht zu klein sein, da es sonst, bedingt durch die hohe Variabilität zwischen den einzelnen TMEs, zu nicht-monotonen Dosis-Wirkungsbeziehungen kommen kann, was zu den unter Punkt iii. genannten Schwierigkeiten bei der Festlegung des NOEC-Wertes führen würde. Als sinnvollste Alternative erscheint es, die für den jeweiligen Stressor sensitivsten Taxa zu ermitteln (z.B. mittels PRC oder Dominanzspektrum) und deren Abundanz für eine EC₅₀-Wert Berechnung zu verwenden. Die Anzahl der Replikate ließe sich dann zugunsten zusätzlicher Applikationsraten (mit denen dann ein großer Dosisbereich abgedeckt werden könnte) auf zwei pro Behandlungsstufe reduzieren. Sollte alternativ ein kombiniertes NOEC- EC₅₀-Design zum Einsatz kommen, ist aus Praktikabilitätsgründen und zugunsten von zusätzlichen Probennahmezeitpunkten ein Testdesign mit einem großen Abstufungsfaktor und einer geringen Anzahl von Applikationsraten - ähnlich dem im TME-Vortest - zu präferieren.

Aus dem oben Gesagten ist zu schließen, dass zur Berechnung von TER-Werten im Rahmen der Risikobeurteilung die in einer TME-Studie für die sensitivsten Taxa bestimmten EC₅₀-Werte an Stelle der NOEC-Werte verwendet werden sollten. Dies unterstützt die in der Vergangenheit mehrfach gestellte Forderung in der Risikobeurteilung den NOEC durch den EC_x zu ersetzen (CHAPMAN *et al.* 1996a, 1996b, CRANE & NEWMAN 2000). Insbesondere bei Halbfreiland-Systemen wie den TMEs, bei denen von einer hohen Variabilität auszugehen ist, ist bei Verwendung von Signifikanztests das Risiko groß, Effekte statistisch nicht zu erkennen und damit einen falschen NOEC-Wert zu erhalten. Bei der Anwendung von Regressionen zur Berechnung von EC_x-Werten kann eine hohe Variabilität in

den Randbereichen (bei kleinem oder großem x) zu großen 95 % Vertrauensbereichen führen. EC₅₀-Werte sind am genauesten und zuverlässigsten bestimmbar. Daher sollte aus einer TME-Studie nur der EC₅₀-Wert als Berechnungsgrundlage in der Risikobeurteilung eingesetzt werden.

4.3.4 Vergleich der EC₅₀-Werte mit Literaturdaten

In einem Ringtest mit dem Enchytraeen-Reproduktionstest (ISO 2003, RÖMBKE & MOSER 1999) unterschieden sich die EC₅₀-Werte für den Endpunkt Reproduktion zwischen den Ringtestteilnehmern um den Faktor 2.2 bis 11.9. Der Variationskoeffizient lag zwischen 48 - 87 %. In einem Regenwurm-Reproduktions-Ringtest (RIEPERT & KULA 1996) lag der Faktor zwischen dem niedrigsten und höchsten EC₅₀-Wert (Reproduktion) zwischen 18 und 29. Legt man zugrunde, dass es sich bei diesen beiden Tests um Labortests mit einem standardisierten Substrat (Kunsterde nach OECD 1984) und nur einer Testspezies handelt und im Gegensatz dazu bei den TMEs um eine Halfreilandstudie, die mit unterschiedlichen Böden und mit unterschiedlichen Enchytraeenzönosen durchgeführt wurde, sind die im TME-Vortest und im TME-Ringtest erzielten Übereinstimmungen zwischen den teilnehmenden Instituten als groß anzusehen. Die festgestellten Unterschiede zwischen Amsterdam und den anderen Standorten bezüglich der Toxizität von Carbendazim sind vergleichsweise gering und lassen sich auf den niedrigen pH-Wert des Bodens zurückführen. Bodeneigenschaften beeinflussen die Toxizität von Carbendazim, wie z.B. FILIMONOVA *et al.* (1999) feststellten, die viermal niedrigere Effekte auf die Reproduktion von *Enchytraeus crypticus* in einem Chernozem Boden beobachteten als in einer Standardkunsterde.

Die im Rahmen von TME-Vortest und TME-Ringtest erhaltenen EC₅₀-Werte werden, um sie mit Angaben in der Literatur vergleichen zu können, von kg/ha in mg/kg Boden umgerechnet. Mit einer angenommenen Dichte des Bodens von 1.5 kg/L und einer Bodentiefe von 5 cm beträgt dieser Umrechnungsfaktor 1.33 (EPPO 2001). Die umgerechneten EC₅₀-Werte für die PRC-Taxa (Tab. 4.4) entsprechen 0.19 - 2.79 mg Carbendazim/kg (ohne Amsterdam 0.19 - 0.31 mg/kg) im TME-Vortest und 0.69 - 12.6 mg Carbendazim/kg (ohne Amsterdam 0.69 - 1.08 mg/kg) im TME-Ringtest.

Tab. 4.4: EC₅₀- und LC₅₀-Werte für die Auswirkungen von Carbendazim (in mg Carbendazim/kg) auf Enchytraeen in Labor-, TME- und Freilandtests. Die Angaben in den eckigen Klammern wurden ohne den Wert von Amsterdam berechnet.

		EC ₅₀	LC ₅₀	Substrat / Tage	Referenz
Labor	<i>E. albidus</i> (Reproduktion)	0.24 - 2.4		OECD / 42	RÖMBKE & MOSER 1999
	<i>E. albidus</i>	-	7.7	OECD / 14	FEDERSCHMIDT 1994
	<i>E. albidus</i>	-	4.9	OECD / 28	FEDERSCHMIDT 1994
	<i>E. albidus</i>	-	5.5	natürlich / 14	FEDERSCHMIDT 1994
	<i>E. albidus</i>	-	2.5	natürlich / 28	FEDERSCHMIDT 1994
	<i>F. ratzei</i>	-	15.2	natürlich / 14	FEDERSCHMIDT 1994
	<i>F. ratzei</i>	-	3.3	natürlich / 28	FEDERSCHMIDT 1994
TME-Vortest	Gattung <i>Fridericia</i>	0.36 - 4.27 [0.36 - 2.03]	-	natürlich / 112	diese Arbeit
	PRC-Taxon 1 - 3	0.19 - 2.79 [0.19 - 0.31]	-	natürlich / 112	diese Arbeit
TME-Ringtest	Gattung <i>Fridericia</i>	5.91 - 19.55 [5.91 - 8.66]	-	natürlich / 112	diese Arbeit
	PRC-Taxon 1 - 3	0.69 - 12.6 [0.69 - 1.08]	-	natürlich / 112	diese Arbeit
Freiland-Validierungsstudie	Gattung <i>Fridericia</i>	6.24 - 24.7 [11.5 - 24.7]	-	112	diese Arbeit
	PRC-Taxon 1 - 3	1.06 - 4.91 [1.06 - 4.91]	-	112	diese Arbeit
Freiland	Effekte auf Abundanz und Vertikalverteilung bei 0.27 - 2.4 mg a.i./kg				FEDERSCHMIDT 1994

Im oben genannten Ringtest mit dem Enchytraeen Reproduktionstest wurden für die Reproduktion von *Enchytraeus albidus* nach einer Versuchsdauer von 42 Tagen EC₅₀-Werte von 0.24 - 2.4 mg Carbendazim/kg bestimmt (RÖMBKE & MOSER 1999). In einer Studie mit OECD-Kunsterde (OECD 1984) sowie einem Freilandboden wurden für *E. albidus* nach 14 Tagen LC₅₀-Werte von 7.7 bzw. 5.5 mg Carbendazim/kg festgestellt (FEDERSCHMIDT 1994). Nach 28 Tagen sanken die LC₅₀-Werte auf 4.9 bzw. 2.5 mg/kg. In der gleichen Untersuchung wurden für die Art *Fridericia ratzei*, die nur in dem Freilandboden getestet wurde, LC₅₀-Werte von 15.2 (14 Tage) bzw. 3.3 mg Carbendazim/kg (28

Tage) ermittelt. Im Freiland konnten Effekte von Carbendazim auf die Abundanz und die Vertikalverteilung der Enchytraeidae bei 0.27 - 2.4 mg Carbendazim/kg beobachtet werden.

Für andere terrestrische Oligochaeten wie z.B. den Lumbriciden werden für *Eisenia fetida* und *E. andrei* LC₅₀-Werte von 5.5 bzw. 5.7 mg Carbendazim/kg (FEDERSCHMIDT 1994, VAN GESTEL 1991) und ein EC₅₀-Wert von 2.9 mg Carbendazim/kg für *E. andrei* (Kokonproduktion) angegeben (VAN GESTEL 1992). In verschiedenen Freilandstudien verursachte Carbendazim in Konzentrationsbereichen von 0.4 - 1.6 mg/kg unabhängig von Landnutzung und Bodeneigenschaften Effekte auf Regenwürmer (VAN GESTEL 1992). LOFSHOLMIN (1981) beobachtete im Freiland Effekte auf die Abundanz und die Alterstruktur von Regenwurmpopulationen bei 0.4 - 4.8 mg Carbendazim/kg.

Die im TME-Vortest und im TME-Ringtest bestimmten EC₅₀-Werte zeigen eine sehr gute Übereinstimmung mit den hier zitierten Werten. Sie liegen, vor allem wenn die in Amsterdam bestimmten EC₅₀-Werte nicht mit berücksichtigt werden, im unteren Bereich dieser Angaben. Da die TMEs Halbfreilandsysteme darstellen, welche die Freilandsituation realistisch darstellen, war wegen der entsprechenden Heterogenität und Variabilität zu erwarten, dass die Effekte weniger ausgeprägt sein würden als in den oben genannten Laborstudien. Denn bei diesen handelt es sich zum großen Teil um Einzelspeziesstest, die mit einem standardisierten Substrat durchgeführt wurden und damit als *Worst-Case* Szenario gelten müssen.

In zahlreichen Studien konnten auch für andere Carbamate toxische Wirkungen auf Enchytraeen nachgewiesen werden. So verursachte Aldicarb einen anhaltend negativen Effekt auf die Abundanz der Enchytraeidae sowohl im Freiland als auch in Labor-Studien (BORN & VOLLMER 1987, BORN *et al.* 1989, EDWARDS & LOFTY 1971). Carbaryl löste bei Versuchen in der sibirischen Taiga Wirkungen aus, die länger als ein Jahr anhielten (VORONOVA 1968), und das Dithiocarbamat Dazomet reduzierte die Abundanz der Enchytraeen in einem Freiland-Experiment (EDWARDS & LOFTY 1971). FUNKE *et al.* (1994) beobachteten einen starken und lang anhaltenden Effekt von praxisrelevanten Konzentrationen des Carbamates Bendiocarb in einer Freiland-Studie in Süddeutschland. Die Empfindlichkeit der Enchytraeidae für Carbendazim hängt demnach mit einer generellen

Sensitivität dieser Oligochaeten gegenüber der gesamten Stoffgruppe der Carbamate zusammen.

Bislang sind Strategien der Detoxifikation für organische Chemikalien bei Enchytraeen noch nicht untersucht (DIDDEN & RÖMBKE 2001). Ganz allgemein sind die Chloragogzellen bei Oligochaeten als Ablagerungsort für toxische Substanzen bekannt (EDWARDS & BOHLEN 1996, LEE 1985). Da Gluthathion S-Transferase bei *E. albidus* nachgewiesen wurde, kann vermutet werden, dass dieses Enzym für die Enchytraeen bei der Metabolisierung bestimmter Pestizide involviert ist, ähnlich der bei Lumbriciden gezeigten Befunde (STENERSEN & ØIEN 1981).

4.3.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerung der Diskussion der Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim

Die Diskussion zu den Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim auf die Enchytraeidae kann unter den folgenden Aspekten zusammengefasst werden:

- i. An den unterschiedlichen Standorten waren die Effekte auf die untersuchten Parameter an den unterschiedlichen Probennahmezeitpunkten im TME-Ringtest ähnlich wie in der Freiland-Validierungsstudie. Ein Vergleich mit dem TME-Vortest ist nur bedingt möglich, da im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie weniger Probennahmezeitpunkte eingesetzt wurden. Zum Probennahmezeitpunkt w+16 waren die Effekte im TME-Vortest denen im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie vergleichbar.
- ii. Die zwischen den Standorten festgestellten Unterschiede hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs der Effekte sind auf die unterschiedlichen Bodeneigenschaften zum einen und die speziellen Substanzeigenschaften von Carbendazim zum andern zurückzuführen. Für die Risikobeurteilung einer Substanz sollten die Versuchsdauer und das Raster der Probennahmen so angelegt sein, dass die maximalen Auswirkungen einer Testsubstanz sowie eine eventuelle Regeneration festgestellt werden können.
- iii. Zwischen dem TME-Vortest, dem TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie sowie zwischen den verschiedenen Standorten wurden bezüglich der Sensitivität der untersuchten Endpunkte keine Unterschiede beobachtet. Die niedrigsten NOEC-

Werte wurden im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie am häufigsten mit den Parametern Dominanzspektrum und Enchytraeidae-Artengemeinschaft bestimmt. Die niedrigsten EC_{50} -Werte (inklusive enger 95 % Vertrauensbereiche) wurden für die mit Hilfe der PRC ermittelten sensitivsten Taxa berechnet.

Multivariate Verfahren wie die PRC sind am besten geeignet, um Multispezies-Testsysteme wie die TMEs auszuwerten. Darüber hinaus lassen sich mittels PRC die jeweils empfindlichsten Taxa ermitteln, für welche dann wiederum EC_{50} -Werte mit sehr engen 95 % Vertrauensbereichen berechnet werden können. Eine einfachere Alternative ist eine Auswertung des Parameters Dominanzspektrum. Mit diesem Endpunkt lassen sich sowohl NOEC-Werte bestimmen als auch sensitive Taxa ermitteln, für die dann wiederum EC_{50} -Werte zu berechnen sind.

Für die Enchytraeidae kann die Abundanz einer bestimmten Gattung eine Auswertung auf Artniveau bis zu einem gewissen Punkt ersetzen und so gegebenenfalls den Arbeitsaufwand und damit die Kosten senken. Allerdings ist eine Auswertung auf Artebene vorzuziehen, da innerhalb übergeordneter Taxa unterschiedliche Spezies unterschiedlich sensitiv für ein und denselben Stressor sein können. Im Gegensatz zur Gattungsebene können, wie oben schon erwähnt, auf Artebene niedrigere EC_{50} -Werte mit engeren 95 % Vertrauensbereichen ermittelt werden.

- iv. EC_{50} -Werte waren an allen Standorten sowohl im TME-Vortest und im TME-Ringtest als auch in der Freiland-Validierungsstudie häufiger bestimmbar als NOEC-Werte. Sie lagen meist unter den entsprechenden NOEC-Werten. Die im Rahmen des TME-Vortest festgestellten EC_{50} -Werte waren niedriger als im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie, was auf die geringere Anzahl der Probennahmezeitpunkte bei den beiden letztgenannten Studien zurückzuführen ist. Die im TME-Ringtest ermittelten NOEC- und EC_{50} -Werte entsprachen denen der Freiland-Validierungsstudie. Im Vergleich der Standorte liegen die EC_{50} -Werte sehr eng zusammen und waren besser vergleichbar als die NOEC-Werte (abgesehen von Amsterdam, wo aufgrund des niedrigen pH-Wertes im Rahmen der 16wöchigen Versuchsdauer nicht die maximalen Effekte von Carbendazim auf die Enchytraeidae zu ermitteln waren). Der Faktor zwischen den an den einzelnen Standorten ermittelten Minimum- bzw. Maximumwerten war für die EC_{50} -Werte deutlich niedriger als für die NOEC-Werte.
- v. Der Variationskoeffizient der für den TME-Vortest und den TME-Ringtest berechneten EC_{50} -Werte sowie der Faktor zwischen Minimum- und Maximumwert der unter-

schiedlichen Institute war denen anderer Ringtests vergleichbar, obwohl es sich hier um eine Halbfreilandstudie mit einer dem Freiland entsprechenden Variabilität handelte und außerdem unterschiedliche Böden mit unterschiedlichen Enchytraeenzönosen verwendet wurden. Die im TME-Vortest und im TME-Ringtest festgestellten EC_{50} -Werte entsprechen sehr gut den in der Literatur für Enchytraeen und Lumbriciden angegebenen LC/EC_{50} -Werten und liegen, wenn die Werte von Amsterdam aus der Betrachtung ausgeschlossen werden, im unteren Bereich dieser Angaben.

4.4 Bedeutung der TMEs und der Familie Enchytraeidae als Instrument in der Risikobeurteilung

Der neueste Entwurf des *Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology* (EC 2002b) schlägt für die ökotoxikologische Prüfung eines Pestizids auf einer höheren Stufe der Testung die Durchführung einer terrestrischen Modellökosystem-Studie als Alternative zu einer Streuabbau- oder umfassenden Freilandstudie vor. Im Vergleich zu einer Freilandstudie bieten die hier als terrestrische Modellökosysteme eingesetzten TMEs ganz allgemein einige Vorteile:

- i. Durch die kontrollierten Bedingungen im Labor oder Gewächshaus können unerwünschte Ereignisse (Unwetter, Trockenheit, Vandalismus) und damit ein eventuelles Scheitern einer Freilandstudie sowie ein daraus entstehender zusätzlicher zeitlicher und finanzieller Mehraufwand vermieden werden.
- ii. Die Menge kontaminierten Bodens ist vergleichsweise gering.
- iii. Das Risiko einer Grundwasserbelastung ist nicht gegeben.
- iv. Die Applikation von radioaktiv markierten Substanzen ist möglich.
- v. Der Versuchsbeginn ist nicht saisonabhängig.
- vi. Technische Ausrüstung und Testdurchführung sind nicht sehr aufwendig und damit auch nicht außerordentlich kostenintensiv.
- vii. TMEs sind replizierbar.
- viii. Eine statistische Auswertung ist möglich - es können sowohl NOEC- als auch EC_{50} -Werte bestimmt werden.

- ix. Mittels TMEs können viele verschiedene strukturelle und funktionelle Endpunkte auf ökosystemarer Ebene untersucht werden.
- x. Das Verhalten und der Verbleib einer Chemikalie können parallel zur Wirkung untersucht werden, was eine Voraussetzung für eine Risikobeurteilung darstellt.
- xi. Eine Emigration oder Immigration von Organismen ist ausgeschlossen (dies kann aber auch als Nachteil angesehen werden, denn dies bedeutet, dass Vermeidungsreaktionen und eine Wiederbesiedlung nicht möglich sind).

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit lässt sich zusammenfassen, dass die TMEs sehr gut zur Untersuchung von Effekten eines Umweltstressors auf die Enchytraeidenzönose geeignet sind:

- i. Systembedingte methodische Fehler bei der Erfassung von Chemikalienwirkungen auf Enchytraeidenzönosen unterschiedlichster Standorte können ausgeschlossen werden.
- ii. Die Heterogenität des Freilandes ist realistisch darstellbar.
- iii. Die festgestellten Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim und die entsprechenden NOEC- bzw. die EC₅₀-Werte waren ähnlich wie in der Freiland-Validierungsstudie.
- iv. Trotz der Verwendung unterschiedlicher Böden und unterschiedlicher Zönosen wurde eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den untersuchten Standorten hinsichtlich der beobachteten Effekte auf die Enchytraeidae festgestellt.
- v. Im Vergleich mit Literaturdaten liegen die im Rahmen des TME-Vortests und des TME-Ringtests ermittelten EC₅₀-Werte im unteren Bereich der für Einzelspezies-Labortests mit Enchytraeen angegebenen Werte.

Bei der abgestuften Risikobeurteilung, wie sie in der EU für Pflanzenschutzmittel und Industriechemikalien angewandt wird (EC 2002a, 2002b, 2003), sind die verschiedenen Testebenen (Labor, Halbfreiland, Freiland) mit unterschiedlichen Sicherheitsfaktoren verknüpft. Dabei werden die Ergebnisse (NOEC- oder LC/EC₅₀-Werte) von einfachen Labortests mit hohen Sicherheitsfaktoren verrechnet. Dies geschieht, um unter anderem die Unsicherheit solcher Tests in Bezug auf die Übertragbarkeit auf reale Ökosysteme, zu kompensieren. Diese Unsicherheit ist bedingt durch die geringe ökologische Relevanz solcher stark vereinfachender Testsysteme, bei denen nur mit einer Art aus einer taxonomischen Gruppe und einem standardisierten, künstlichen Substrat getestet wird. Die Sicherheits-

faktoren variieren je nach den gesetzlichen Bestimmungen (EC 1997, 2003) und in Abhängigkeit der zur Verfügung stehenden Daten (Anzahl Tests, Kurzzeit- oder Langzeittests, Arten einer oder mehrerer taxonomischer Gruppen). NOEC- bzw. EC_{50} -Werte aus TME-Studien hingegen können auf Grund ihrer hohen ökologischen Relevanz mit einem niedrigen Sicherheitsfaktor (siehe WEYERS *et al.* 2004) belegt werden. Wie oben unter Punkt v. angemerkt, liegen die EC_{50} -Werte die mit Hilfe der TME-Studien für die Enchytraeen ermittelt wurden, im unteren Bereich der für Einzelspezies-Labortests mit Enchytraeen angegebenen Werte. Da die TME-Ergebnisse mit einem kleineren Faktor verbunden sind als die Laborergebnisse, würde die Toxizität von Carbendazim und damit das Risiko für das Kompartiment Boden auf Grund der TME-Studien mit Enchytraeen geringer eingeschätzt werden, als infolge der Resultate der Labortests. Wenn Ergebnisse von Laborstudien verwendet würden die mit Organismen die gegenüber Carbendazim weniger sensitiv sind (z.B. Collembolen, siehe KOOLHAAS *et al.* 2004) durchgeführt wurden, resultierten höhere NOEC- LC/ EC_{50} -Werte als jene die mittels TME für die Enchytraeen festgestellt wurden. In solch einem Fall würde auf Grund der TME-Ergebnisse die Toxizität von Carbendazim und das damit verbundene Risiko einer Gefährdung des Ökosystems Boden als größer charakterisiert werden als auf Grund der Labortestergebnisse. Bei anderen Chemikalien mit abweichenden physiko-chemischen Eigenschaften und Wirkmodi können sich die Relationen von Labor- zu TME-Testergebnissen und die daraus resultierenden Werte für die Riskobeurteilung völlig unterschiedlich darstellen.

Für die Untersuchung von Auswirkungen eines Umweltstressors (z.B. von Carbamaten) in TMEs ist die Familie der Enchytraeidae, die schon mehrfach in terrestrischen Mikrokosmos-Studien verwendet wurden (MOSER *et al.* 1999), als eine besonders gut geeignete Organismengruppe zu betrachten. Im Vergleich mit den anderen im Rahmen des TME-Projektes bearbeiteten Organismengruppen konnte für die Enchytraeen immer der kleinste EC_{50} -Wert ermittelt werden. Zum Beispiel zeigte die zweite untersuchte Oligochaeten-gruppe, die Lumbricidae, deren Empfindlichkeit gegenüber Carbendazim vergleichbar jener der Enchytraeen ist, zwar ebenfalls Effekte, jedoch lag deren EC_{50} -Werte im TME-Vortest und im TME-Ringtest mit 2.7 – 35.2 mg Carbendazim/kg für die Gesamtabundanz und 1.4 – 11.4 mg/kg für die Biomasse (RÖMBKE *et al.* 2004) über denen der Enchytraeidae. Aufgrund der Größe der TMEs ist die Individuenzahl der Regenwürmer pro TME relativ niedrig, wodurch eine statistische Auswertung erschwert wird und auf Art-ebene wie bei den Enchytraeen nicht durchführbar ist. Auch für die Abundanz der omnivo-

ren Nematoden, die empfindlichste trophische Gruppe dieser Organismen gegenüber Carbendazim, wurden höhere EC_{50} -Werte (1.2 - 7.2 mg Carbendazim/kg (MOSER *et al.* 2004) als für die Enchytraeidae bestimmt. Dies kann jedoch auch mit einer generell geringeren Sensitivität dieser Tiergruppe gegenüber Carbendazim zusammenhängen. In weiteren Untersuchungen mit Chemikalien aus anderen Klassen bzw. unterschiedlichen Wirkmodi ist zu prüfen, inwieweit diese hohe (oder zumindest vergleichbare) Sensitivität der Enchytraeen extrapolierbar ist.

Mit der Auswertung des Dominanzspektrums und der Enchytraeidae-Artengemeinschaft mittels der PRC können auch Effekte eines Umweltstressors erfasst werden, die sich nicht in einer Abnahme der Gesamtabundanz äußern, sondern die Veränderung der Struktur einer Gemeinschaft bei gleichbleibender Gesamtabundanz zur Folge haben. Derartige Strukturänderungen können die Funktionen eines Ökosystems nachhaltig beeinträchtigen (DIDDEN & RÖMBKE 2001). Nach SPURGEON *et al.* (1996) führt das Verschwinden von Arten aus einem System zu Änderungen seiner Struktur und energetischen Prozesse, wodurch langfristig die Erhaltung des jeweiligen Ökosystems tangiert wird. Im Falle der Enchytraeen ist von einer Beeinflussung des Nährstoffkreislaufs (insbesondere der Stickstoffmineralisierung) in Folge eines veränderten Streuabbaus auszugehen (DIDDEN *et al.* 1997). Diese Veränderung kann zum einen durch physiologische Unterschiede zwischen den verschiedenen Arten (z.B. Verhältnis Körpermasse zu Respirationsrate) bedingt sein. Zum anderen wird durch eine veränderte Fraßtätigkeit der zu einem großen Teil als Mikroben-Fresser geltenden Enchytraeen (DIDDEN 1993) die Mikroflora in ihrer Struktur und Aktivität beeinträchtigt und damit ihre Funktion gestört. Außerdem können auch die Luftdurchlässigkeit, die Porenstruktur und die Aggregatstabilität des Bodens durch eine Strukturänderung einer Enchytraeenzönose beeinflusst werden. Die Erhaltung genau dieser Funktionen des Ökosystems Boden ist eines der wichtigsten Ziele, die mit dem Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology (EC 2002b) verfolgt werden. Darüber hinaus bestätigen diese Ergebnisse sehr deutlich, dass ein positiver Effekt (hier die Zunahme der Abundanz der Arten der Gattungen *Achaeta* oder *Enchytraeus*) infolge einer Chemikalienbehandlung oftmals einhergeht mit einem negativen Effekt (hier die Abnahme der Abundanz der Arten der Gattung *Fridericia*). PARMELEE *et al.* (1993) beobachteten in einem Multispezies-Mikrokosmos als Folge einer Chemikalienbehandlung die Zunahme der Gesamtabundanz der Nematoden bei gleichzeitiger Abnahme der predatorischen Nematoden. Im Rahmen des TME-Projektes nahm die Abundanz der omnivoren Nematoden deutlich

ab, während die Gesamtabundanz der Nematoden durch die Carbendazimexposition nicht beeinflusst wurde (MOSER *et al.* 2004). Ein durch einen Stressor hervorgerufener stimulatorischer Effekt eines Parameters wird, zumindest wenn er in Einzelspeziesuntersuchungen festgestellt wird, als Hormesis bezeichnet (CHAPMAN 2002, STEBBING 1982). Da wie oben beschrieben auf Ebene der Zönose hormetische Reaktionen bestimmter Taxa negative Auswirkungen auf andere Taxa mit sich bringen können, sollten bei der Beurteilung des Risikos einer Substanz insbesondere aufgrund von Ergebnissen aus Multispezies-Studien auch positive Auswirkungen mitberücksichtigt und nicht wie bisher außer acht gelassen werden (CHAPMAN 2002, SHEPPARD 1997).

Insgesamt konnte im Rahmen dieser Arbeit gezeigt werden, dass die TMEs grundlegende Voraussetzungen wie Replizierbarkeit und Reproduzierbarkeit für eine Verwendung als Testsystem in der Ökotoxikologie erfüllen (ENVIRONMENT CANADA 1999). Gleichzeitig wird durch die TMEs die Freilandsituation realistisch dargestellt. Mit Hilfe der Freiland-Validierungsstudie wurden die durch die TMEs ermittelten Effekte bestätigt, womit wie mehrfach gefordert (z.B. CAIRNS JR. 1986, 1988), Labortest-Ergebnisse mittels Studien in einem natürlichen Ökosystem verifiziert wurden. Vor allem in Verbindung mit der Enchytraeenzönose (aber auch mit andern zur Mesofauna zählenden Organismengruppen), können TMEs als sinnvolles Instrument zur Verbesserung der Risikobeurteilung für das Kompartiment Boden für neue/existierende Chemikalien, Biozide und Pflanzenschutzmittel betrachtet werden (siehe dazu auch WEYERS *et al.* 2004). Dabei ist es empfehlenswert, bei der Auswertung von TME-Studien strukturelle Parameter wie z.B. das Dominanzspektrum oder die Enchytraeidae-Artengemeinschaft mit einzubeziehen und multivariate Verfahren wie die PRC zu verwenden. Damit ist es möglich, die sensitivsten Taxa zu identifizieren, für welche dann EC_{50} -Werte berechnet werden können. Aus TME-Studien sollten vorzugsweise EC_{50} -Werte anstelle von NOEC-Werten als ökotoxikologische Kenngröße in die Risikobeurteilung (z.B. zur Berechnung von TER-Werten) einfließen. Dabei ist allerdings zu beachten, dass die gegenwärtig für NOECs geltenden Sicherheitsfaktoren bei Verwendung von EC_{50} -Werten entsprechend angepasst werden müssen (WEYERS *et al.* 2004).

Da bekannt ist, dass Enchytraeen Substanzen aufnehmen und anreichern können (BRUNS *et al.* 2001), und es möglich ist in TMEs auch radioaktive Substanzen zu applizieren, bietet sich mit der Kombination Enchytraeidae und TME neben der Untersuchung von ökotoxi-

kologischen Effekten auch eine sehr gute Möglichkeit, das Bioakkumulationspotential von Chemikalien zu bestimmen. Ein entsprechender Ringtest zur Standardisierung eines Methodenentwurfs befindet sich in Vorbereitung.

Zusammen mit der im Rahmen dieser Arbeit Ring-getesteten und Freiland-validierten TME-Methodik können Enchytraeen auf unterschiedlichsten Untersuchungsebenen (Labor, Modellökosystem, Freiland, Bioakkumulation) als standardisiertes Testsystem eingesetzt werden. Damit steht ein umfassendes „Paket“ zur Nutzung der Enchytraeen in der terrestrischen Ökotoxikologie für die Bestimmung der Wirkungen und des Verhaltens von Chemikalien zur Verfügung

5 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit wurde partiell als Bestandteil eines von der EU geförderten TME-Projektes angefertigt. Das vorrangige Ziel war die Weiterentwicklung der Methodik, die Ring-Testung und die Freiland-Validierung eines offenen und ungestörten terrestrischen Modellökosystems (TMEs).

Hierzu wurden die Auswirkungen der Modellchemikalie Carbendazim (fungizider Wirkstoff der Formulierung Derosal[®]) auf die Enchytraeidenzönose mit TMEs im Labor und in Freiland-Validierungsstudien untersucht.

Die Familie Enchytraeidae (Annelida, Oligochaeta) unterlag auf Grund ihrer hohen ökologischen Wertigkeit und einer bekannten Sensitivität gegenüber Carbendazim, im Rahmen dieser Arbeit einer weitergehenden und vertiefenden Auswertung. Im Detail wurde analysiert, welcher der mittels TMEs für die Enchytraeen erhobenen Parameter gegenüber der Exposition von Carbendazim am sensitivsten reagiert und bei der statistischen Auswertung den niedrigsten NOEC- bzw. EC₅₀-Wert liefert. Darüber hinaus wurde die Frage geklärt, welche der in einer TME-Studie generierten ökotoxikologischen Kenngrößen, NOEC oder EC₅₀, am sinnvollsten in der Risikobeurteilung eingesetzt werden sollte.

Die Versuche wurden in Amsterdam (Niederland), Bangor (Wales, England), Coimbra (Portugal) und Flörsheim (Deutschland) durchgeführt. An allen Standorten wurde mit dem gleichen Equipment gearbeitet.

Die TMEs bestanden aus intakten Bodensäulen ($\varnothing = 17.5$ cm, Länge = 40 cm) mit ungestörter Schichtung, indigener Bodenfauna und natürlichem Pflanzenbewuchs. Die Entnahme der TMEs erfolgte auf den Flächen, auf denen auch die entsprechenden Freiland-Validierungsstudien durchgeführt wurden. Es handelte sich dabei um Grünland bzw. in einem Fall (Coimbra) um eine landwirtschaftliche Nutzfläche.

Unabhängig von den jeweiligen Bodeneigenschaften konnten an allen Standorten mit den angewandten Methoden intakte Bodensäulen im Freiland entnommen und über eine dreimonatige Versuchsdauer als TMEs im Labor oder im Gewächshaus installiert werden. Zumindest

für diesen Versuchszeitraum war die Aufrechterhaltung einer natürlichen Zönose der Enchytraeen in den TMEs unter den beschriebenen Versuchsbedingungen möglich.

Untersucht wurden die Parameter Gesamtabundanz, Artenanzahl, Shannon-Wiener Index, Dominanzspektrum, Abundanz der Gattungen *Fridericia* und *Enchytraeus*, Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz sowie die Vertikalverteilung der Enchytraeidae. Mittels einer multivariaten Statistik (PRC, *Principal Response Curve*) wurden die Auswirkungen auf den Endpunkt Enchytraeidae-Artengemeinschaft bestimmt.

An allen Standorten kam es im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie bei allen Probennahmezeitpunkten zu einer hohen Variabilität der Messwerte, die durch die heterogene räumliche Verteilung der Enchytraeidae bedingt ist. Traten Unterschiede zwischen den Kontrollen der verschiedenen Probennahmezeitpunkte im TME-Vortest und im TME-Ringtest auf, waren sie meist auf eine hohe Variabilität des jeweiligen Endpunktes zurückzuführen. Nur in wenigen Ausnahmefällen kam es zu einer kontinuierlichen Zunahme während der Versuchsdurchführung.

In der Freiland-Validierungsstudie nahmen die jeweiligen Messwerte in den Kontrollen während der Versuchsdauer ab. Dies war die Folge der hohen Sommertemperaturen und der dadurch bedingten Austrocknung des Bodens, die in der Freiland-Validierungsstudie, wie alle Umweltbedingungen, nicht zu kontrollieren war.

Beim Vergleich TME-Ringtest versus Freiland-Validierungsstudie lagen die Kontrollwerte der einzelnen Parameter in den beiden Studien in vergleichbaren Größenordnungen.

Zwischen den Standorten konnten im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie für alle Parameter keine prinzipiellen Differenzen bezüglich der Entwicklung der Kontrollen über die Probennahmezeitpunkte beobachtet werden.

An allen Standorten zeigten die untersuchten Parameter im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie eine gute Übereinstimmung mit in der Literatur veröffentlichten Ergebnissen.

Insgesamt lässt sich für die Entwicklung der Kontrollen über die Zeit ableiten, dass sich die Enchytraeenzönosen in den TMEs sowie am entsprechenden Freilandstandort hinsichtlich der untersuchten Parameter und ihrer räumlichen Heterogenität unabhängig von den Bodeneigenschaften nicht unterscheiden.

Aufgrund dieser Tatsache können systembedingte methodische Fehler bei der Erfassung von Chemikalienwirkungen auf die Enchytraeenzönosen unterschiedlicher Standorte mittels TMEs ausgeschlossen werden. Die grundlegenden Voraussetzungen für den Einsatz von TMEs als ökotoxikologisches Testsystem und Instrument in der Ökotoxikologie sind somit gegeben.

An den unterschiedlichen Standorten waren die Auswirkungen von Carbendazim auf die untersuchten Parameter an den unterschiedlichen Probennahmezeitpunkten im TME-Ringtest ähnlich wie in der Freiland-Validierungsstudie. Zum Probennahmezeitpunkt w+16 waren die Effekte im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie vergleichbar denen im TME-Vortest.

Die zwischen den Standorten festgestellten Unterschiede hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs der Effekte sind auf die unterschiedlichen Bodeneigenschaften und die speziellen Substanzeigenschaften von Carbendazim zurückzuführen. Daher sollten bei der Planung einer TME-Studie neben den Charakteristika der zu testenden Substanz auch die standortspezifischen pedologischen Gegebenheiten berücksichtigt werden. Dabei sollten die Versuchsdauer und das Raster der Probennahmen so angelegt sein, dass die maximalen Auswirkungen einer Testsubstanz sowie eine eventuelle Regeneration festgestellt werden können.

Zwischen dem TME-Vortest, dem TME-Ringtest und der Freiland-Validierungsstudie sowie zwischen den verschiedenen Standorten konnten bezüglich der Sensitivität der untersuchten Endpunkte keine Unterschiede beobachtet werden. Die niedrigsten NOEC-Werte wurden im TME-Vortest, im TME-Ringtest und in der Freiland-Validierungsstudie am häufigsten mit den Parametern Dominanzspektrum und Enchytraeidae-Artengemeinschaft bestimmt. Die niedrigsten EC₅₀-Werte (inklusive enger 95 % Vertrauensbereiche) wurden für die mit Hilfe der PRC ermittelten sensitivsten Taxa berechnet.

In dieser Arbeit konnte gezeigt werden, dass multivariate statistische Verfahren wie die PRC am besten geeignet sind, um Multispezies-Testsysteme wie die TMEs auszuwerten. Darüber hinaus lassen sich mittels PRC die jeweils empfindlichsten Taxa ermitteln, für welche dann wiederum EC_{50} -Werte mit sehr engen 95 % Vertrauensbereichen berechnet werden können. Eine einfachere Alternative ist die Auswertung des Parameters Dominanzspektrum. Mit diesem Endpunkt lassen sich sowohl NOEC-Werte bestimmen als auch sensitive Taxa ermitteln für die anschließend EC_{50} -Werte zu berechnet werden können.

EC_{50} -Werte waren an allen Standorten sowohl im TME-Vortest und im TME-Ringtest als auch in der Freiland-Validierungsstudie häufiger bestimmbar als NOEC-Werte. Die EC_{50} -Werte lagen meist unter den entsprechenden NOEC-Werten. Der Faktor zwischen den an den einzelnen Standorten ermittelten Minimum- bzw. Maximumwerten war für die EC_{50} -Werte niedriger als für die NOEC-Werte. Die im TME-Ringtest ermittelten NOEC- und EC_{50} -Werte entsprachen denen der Freiland-Validierungsstudie. Beim Vergleich der Standorte zeigten die EC_{50} -Werte eine geringere Streuung als die NOEC-Werte.

Der Variationskoeffizient der für den TME-Vortest und den TME-Ringtest berechneten EC_{50} -Werte sowie der Faktor zwischen Minimum- und Maximumwert der unterschiedlichen Institute war denen anderer Ringtests, die mit Labormethoden durchgeführt wurden, vergleichbar, obwohl hier unterschiedliche Böden mit unterschiedlichen Enchytraeenzönosen verwendet wurden. Die im TME-Vortest und im TME-Ringtest festgestellten EC_{50} -Werte sind mit den in der Literatur für Enchytraeen und Lumbriciden angegebenen LC/ EC_{50} -Werten sehr gut vergleichbar und liegen im unteren Bereich dieser Angaben.

Damit konnte im Rahmen dieser Arbeit nachgewiesen werden, dass die mittels TME generierten Ergebnisse replizierbar und reproduzierbar sind, was eine wichtige Bedingung für die Verwendung als Testsystem in der Ökotoxikologie darstellt. Gleichzeitig wurde mittels der Freiland-Validierungsstudie die ökologische Relevanz der TME-Resultate belegt.

TMEs können als sinnvolles Instrument zur Verbesserung der Risikobewertung für das Kompartiment Boden für neue/existierende Chemikalien, Biozide und Pflanzenschutzmittel betrachtet werden. Strukturelle Parameter wie z.B. die Enchytraeidae-Artengemeinschaft oder das Dominanzspektrum sollten in die Auswertung mit einbezogen und multivariate Verfahren wie die PRC verwendet werden. Damit ist es möglich, die sensitivsten Taxa zu identifizieren,

für welche EC_{50} -Werte berechnet werden können. Anstelle von NOEC-Werten sollten bei der Auswertung von TME-Studien bevorzugt EC_{50} -Werte als ökotoxikologische Kenngröße in die Risikobewertung eingehen (z.B. zur Berechnung von TER-Werten). Die dabei zu verwendenden Sicherheitsfaktoren sind entsprechend anzupassen.

Mit der Kombination Enchytraeidae und TME ist neben der Untersuchung von ökotoxikologischen Effekten zudem eine gute Möglichkeit gegeben, das Bioakkumulationspotential von Chemikalien zu bestimmen. Damit stehen für ökotoxikologische Untersuchungen auf den unterschiedlichsten Ebenen (Labor, Modellökosystem, Freiland, Bioakkumulation) standardisierte Testsysteme mit Enchytraeen zur Bestimmung der Wirkungen und des Verhaltens von Chemikalien zur Verfügung.

6 Literatur

- ABRAHAMSEN, G. (1969): *Enchytraeus norvegicus* sp. nov.: A new species of Enchytraeidae (Oligochaeta) from Norway. *Nytt Magazin Zoology* **17**, 161-164.
- ABRAHAMSEN, G. (1972): Ecological study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. *Pedobiologia* **12**, 26-82.
- ARNOLD, D. J. & BRIGGS, G. G. (1990): Fate of pesticides in soil: predictive and practical aspects. In: Hutson, D. H. & Roberts, T. R. (Eds.), *Environmental Fate of Pesticides. Progress in Pesticide Biochemistry and Toxicology, Volume 7*. John Wiley & Sons, Chichester. S. 101-122.
- AUSTIN, D. J. & BRIGGS, G. G. (1976): A new extraction method for Benomyl residues in soil and its application in movement and persistence studies. *Pesticide Science* **7** (201), 210.
- BAUDE, F. J., PEASE, H. L. & HOLT, R. F. (1974): Fate of Benomyl on field soil and turf. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **22**, 413-418.
- BBA (1996): Fachgespräch zu Statistik in der Ökotoxikologie, 26. - 27. September 1995, Braunschweig. Bearbeitet von G. Joermann & H. Köpp, C. Kula. *Berichte der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 17*. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig. 34 S.
- BECK, L., DUMPERT, K., FRANKE, U. & RÖMBKE, J. (1988): Vergleichende ökologische Untersuchungen in einem Buchenwald nach Einwirkung von Umweltchemikalien. In: Scheele, B. (Ed.), *Auffindung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen. Endberichte der geförderten Vorhaben, Teil 1. Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich*. 439. S. 548-701.
- BORN, H. & VOLLMER, G. (1987): Vergleichende Analyse der Sukzession von Enchytraeen-Synusie und Bodenmikroflora unter Aldicarb-Belastung. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **16**, 407-410.
- BORN, H., PUSCHNIG, M. & SCHETTLER-WIEGEL, J. (1989): Einfluß von Aldicarb und Aldicarb-Sulfon auf die Bodenmesofauna (Enchytraeidae, Acari, Collembola) in Mikrokosmen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **18**, 373-378.
- BRUNS, E., RÖMBKE, J., SCHEFFCZYK, A. & SPÖRLEIN, P. (2001): Bioaccumulation of lindane and hexachlorobenzene by *Enchytraeus luxuriosus* and *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae, Oligochaeta, Annelida). *Hydrobiologia* **463**, 185-197.
- CAIRNS JR., J. (1984): Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? *Environmental Monitoring and Assessment* **4**, 259-273.
- CAIRNS JR., J. (1986): What is meant by validation of predictions based on laboratory tests? *Hydrobiologia* **137**, 271-278.
- CAIRNS JR., J. (1988): What constitutes field validation of predictions based on laboratory evidence. In: Adams, W. J., Chapman, G. A. & Landis, W. G. (Eds.), *Aquatic toxicology and hazard assessment: 10th vol*. American Society Testing and Material, Philadelphia. S. 361-368.
- CHALUPSKÝ, J. & LEPŠ, J. (1985): The spatial pattern of Enchytraeidae (Oligochaeta). *Oecologia* **68**, 153-157.
- CHAPMAN, P. M. (2002): Ecological risk assessment (ERA) and hormesis. *The Science of the Total Environment* **288** (2002), 131-140.

- CHAPMAN, P. F., CRANE, M., WILES, J., NOPPERT, F. & MCINDOE, E. (1996a): Improving the quality of statistics in regulatory ecotoxicity test. *Ecotoxicology* **5**, 169-186.
- CHAPMAN, P. M., CALDWELL, R. S. & CHAPMAN, P. F. (1996b): A warning: NOECs are inappropriate for regulatory use. *Environmental Toxicology and Chemistry* **15** (2), 77-79.
- CHECKAI, R. T., WENTSEL, R. S., PHILLIPS, C. T. & YON, R. L. (1993): Controlled environment soil-core microcosm unit for investigating fate, migration, and transformation of chemicals in soils. *Journal of Soil Contamination* **2**, 229-243.
- COCHRAN, W. G. (1941): The distribution of the largest of a set of estimated variances as a fraction of their total. *Annals of Eugenetics* **11**, 47-61.
- CRANE, M. & NEWMAN, M. C. (2000): What level of effect is a no observed effect? *Environmental Toxicology and Chemistry* **19**, 516-519.
- CUPPEN, J. G. M., VAN DEN BRINK, P. J., CAMPS, E., UIL, K. F. & BROCK, T. C. M. (2000): Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. I. Water quality, breakdown of particulate organic matter and responses of macroinvertebrates. *Aquatic Toxicology* **48** (2-3), 233-250.
- DIDDEN, W. A. M. (1991): Population ecology and functioning of Enchytraeidae in some arable farming systems. Dissertation, Agricultural University, Wageningen. 116 S.
- DIDDEN, W. A. M. (1993): Ecology of terrestrial Enchytraeidae. *Pedobiologia* **37**, 2-29.
- DIDDEN, W. A. M. & RÖMBKE, J. (2001): Enchytraeids as indicator organisms for chemical stress in terrestrial ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **50**, 25-43.
- DIDDEN, W. A. M., FRUEND, H. L. & GRAEFE, U. (1997): Enchytraeids. In: Benckiser, G. (Ed.), *Fauna in soil ecosystems - Recycling processes, nutrient fluxes and agricultural production*. Marcel Dekker, Incorporation, New York. S. 135-172.
- DOMSCH, K. H. (1992): *Pestizide im Boden. Mikrobieller Abbau und Nebenwirkungen auf Mikroorganismen*. VCH, Weinheim. 575 S.
- DONNELLY, P. K., ENTRY, J. A., CRAWFORD, D. L. & CROMACK, K. (1990): Cellulose and Lignin Degradation in Forest Soils: Response to Moisture, Temperature, and Acidity. *Microbial Ecology* **20**, 289-295.
- DÓZSA-FARKAS, K. (1978): Die Bedeutung zweier Enchytraeiden-Arten bei der Zersetzung von Hainbuchenstreu in mesophilen Laubwäldern Ungarns. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **24**, 321-330.
- DÓZSA-FARKAS, K. (1992a): List of Enchytraeid Synonyma. *Newsletter on Enchytraeidae* **3**, 16-46.
- DÓZSA-FARKAS, K. (1992b): Über die vertikale Verbreitung der Enchytraeiden (Oligochaeta: Enchytraeidae) in einem Hainbuchen-Eichenwald Ungarns. *Opuscula Zoologica Budapest* **25**, 61-74.
- DUNNETT, C. W. (1955): A multiple comparison procedure for comparing several treatments with a control. *Journal of the American Statistical Association* **50** (1096) S. 1121.
- DUNNETT, C. W. (1964): New tables for multiple comparisons with a control. *Biometrics* **20** (482) S. 491.
- EC (1997): Council Directive 97/57/EEC of 22 September establishing Annex VI to Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant protection products on the market. *Official Journal of the European Communities* L265/87, 1-23.

- EC (2002a): Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology. Working Document SANCO/3268/2002 rev.4 (final), 17 October 2002 in the context of the Council Directive 91/414/EEC. European Commission, Luxemburg.
- EC (2002b): Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology. Draft Working Document SANCO/10329/2002 rev. 2 (final), 17 October 2002 under Council Directive 91/414/EEC. European Commission, Luxemburg.
- EC. (2003): Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8EC of the European Parliament and the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II, 2nd edition, No. EUR 20418 EN/2. 328 S.
- EDWARDS, C. A. & BOHLEN, P. J. (1996): Biology and ecology of earthworms. Chapman & Hall, London. 426 S.
- EDWARDS, C. A. & LOFTY, J. R. (1971): Nematicides and the soil fauna. Proceedings of the 6th British Insecticide and Fungicide Conference. 1. S. 158-166.
- EDWARDS, C. A., KNACKER, T., POKARZHEVSKII, A., SUBLER, S. & PARMELEE, R. (1996a): The use of soil microcosms in assessing the effects of pesticides on soil ecosystems. Article IAEA-SM-343/3, International Atomic Energy Agency, Vienna 1996. S. 437-451.
- EDWARDS, C. A., SUBLER, S., CHEN, S. & BOGOMOLOV, D. (1996b): Essential criteria for selecting bioindicator species, processes, or systems to assess the environmental impact of chemicals on soil ecosystems. In: Van Straalen, N. M. & Krivolutsky, D. A. (Eds.), Bioindicator Systems for Soil Pollution. Kluwer, Dordrecht. S. 67-84.
- EDWARDS, R. W., HUGHES, B. D. & READ, M. W. (1975): Biological survey in the detection and assessment of pollution. In: Chadwick, M. J. & Goodman, G. T. (Eds.), The ecology of resource degradation and renewal. The 15th Symposium of the British Ecological Society. Blackwell Scientific Publications, Oxford. S. 139-156.
- ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung: Ergebnisse des Solling-Projekts. Verlag Ulmer, Stuttgart. 507 S.
- ENVIRONMENT CANADA (1999): Guidance Document on Application and Interpretation of Single-species Tests in Environmental Toxicology. *Environmental Protection Series*. Report EPS 1/RM/34. Method Development and Application Section, Environment Technology Centre, Environment Canada, Ottawa, Ontario. 203 S.
- EPPO (2001): Environmental risk assessment for plant protection products. Chapter 7: Soil organisms and functions. EPPO Standards, draft version 2001-02-12. Organisation Européenne et Méditerranéenne pour la Protection des Plantes, Paris. 32. S.
- FEDERSCHMIDT, A. (1994): Die Oligochaetenfauna zweier Ökosysteme auf Lößlehm unter Berücksichtigung der Auswirkungen von Chemikalienstreß. Dissertation, Johann Wolfgang Goethe Universität, Frankfurt/M. 319 S.
- FILIMONOVA, Z. V., RÖMBKE, J. & POKARZHEVSKII, A. D. (1999): Carbendazim effects on the enchytraeid *Enchytraeus crypticus* in artificial and real soils and sediments. Poster. SETAC-Europe, Leipzig, Germany. P. 222.
- FRAHM, J. (1973): Verhalten und Nebenwirkungen von Benomyl. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten* **80**, 431-446.

- FRAMPTON, G. K., VAN DEN BRINK, P. & GOULD, P. (2000): Effects of spring precipitation on a temperate arable collembolan community analysed using Principal Response Curves. *Applied Soil Ecology* **14** (3), 231-248.
- FREDRICKSON, J. K., VAN VORIS, P., BENTJEN, S. A. & BOLTON JR., H. (1991): Terrestrial microcosm for evaluating the environmental fate and risks associated with the release of chemicals or genetically engineered micro-organisms to the environment. *Toxic Substances Journal* **11** (65) S. 110.
- FÜHR, F. & HANCE, R. J. (1992): Lysimeter Studies of the Fate of Pesticides in the Soil. British Crop Protection Council Monograph No. The Lavenham Press Ltd., Lavenham, Suffolk, U.K. 192 S.
- FÜHR, F., MITTELSTAEDT, T., PÜTZ, T., STORK, A. & DUST, M. (1996): Use of lysimeters for determining pesticide fate in agroecosystems. *Environmental Behaviour of Crop Protection Chemicals - Proceedings Series* (Article IAEA-SM-343/5). Proceedings of an International symposium on the use of nuclear and related techniques for studying environmental behaviour of crop protection chemicals jointly organized by the International Atomic Energy Agency and the Food and Agriculture Organization of the United Nations, Vienna, 1-5 July 1996. 519 S.
- FUNKE, W., JANS, W., PFEIFER, M., RAU, U. & UHL, K. (1994): Auswirkungen von ausgewählten Pflanzenschutzmitteln auf die Zoozönose eines Waldbodens. *Abschlußbericht 6491-1053-5084*. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Ulm. 222 S.
- GIESY JR., J. P. & ODUM, E. P. (1980): Microcosmology: Introductory comments. In: Giesy Jr., J. P. (Ed.), *Microcosms in ecological research*. National Technical Information Center US Department of Energy, Springfield, Virginia, USA. S. 1-13.
- GILLETT, J. W. & WITT, J. M. (1979): Terrestrial microcosms. Proceedings, Corvallis, Oregon, June 13-14, 1977, Report NSF/RA-790034. National Science Foundation, Washington D.C., USA. 34S.
- GILLETT, J. W. & WITT, J. M. (1980): Chemical evaluation: projected application of terrestrial microcosm technology. In: Giesy Jr., J. P. (Ed.), *Microcosms in Ecological Research*. Technical Information Center US Department of Energy, Springfield, Virginia, USA. S. 1008-1033.
- GORNY, M. (1984): Studies on the relationship between enchytraeids and earthworms. In: Szegi, J. (Ed.), *Proceedings of the 9th International Symposium on Soil Biology and Conservation of the Biosphere*. 1-2. Budapest. S. 769-778.
- GRAEFE, U. (1984): Eine einfache Methode der Extraktion von Enchytraeiden aus Bodenproben. In: Koehler, H. (Ed.), *Workshop zu Methoden der Mesofaunaerfassung*. Universität Bremen.
- GRAEFE, U. (1989a): Systematische Untersuchungen an der Gattung *Achaeta* (Enchytraeidae, Clitellata). 2. Beschreibung von vier neuen Arten. *Mitteilungen des Hamburger Zoologischen Museums und Instituts* **86**, 127-131.
- GRAEFE, U. (1989b): Der Einfluss von sauren Niederschlägen und Bestandeskalkungen auf die Enchytraeidenfauna in Waldböden. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **17**, 597-603.
- GRAEFE, U. & SCHMELZ, R. (1999): Indicator Values, Strategy Types and Life Forms of Terrestrial Enchytraeidae and other Microannelids. *Newsletter on Enchytraeidae* **6**, 59-68.

- GREVILLE, R. W. & MORGAN, A. J. (1991): A Comparison of Pb, Cd and Zn Accumulation in Terrestrial Slugs Maintained in Microcosms: Evidence for Metal Tolerance. *Environmental Pollution* **74**, 115-127.
- HAANSTRA, L., DOELMAN, P. & OUDE VOSHAAR, J. H. (1985): The use of sigmoidal dose response curves in soil ecotoxicological research. *Plant Soil* **84**, 293-297.
- HEALY, B. (1980a): Distribution of terrestrial Enchytraeidae in Ireland. *Pedobiologia* **20**, 159-175.
- HEALY, B. (1980b): Records of Enchytraeidae (Oligochaeta) from western France and Pyrénées. *Bulletin du Museum D'Histoire Naturelle (Paris)* **2**, 421-443.
- HEALY, B. & BOLGER, T. (1984): The occurrence of species of semi-aquatic Enchytraeidae (Oligochaeta) in Ireland. *Hydrobiologia* **115**, 159-170.
- HECK, M. (1987): Aggregation und räumliche Verteilung von Bodentieren als ökologisches Problem am Beispiel Kleinringelwürmer (Enchytraeidae) zweier Forsttypen im Berliner Forst Grunewald. *Zoologische Beiträge Neue Folge* **31**, 459-471.
- HECK, M. & RÖMBKE, J. (1991): Two New Species of *Achaeta* (Enchytraeidae, Oligochaeta) from Meadow and Pasture Soils of Germany. *Zoologica Scripta* **20**, 215-220.
- HOLM, S. (1979): A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics* **6 (65)**S. 70.
- ISO (1994): Soil Quality - Determination of pH, No. 10390. International Organisation for Standardisation, Genf.
- ISO (1995): Soil Quality – Determination of organic and total carbon after dry combustion (elemental analysis), No. 10694. International Organisation for Standardisation, Genf.
- ISO (1998a): Soil Quality – Determination of particle size distribution in mineral soil material – Method by sieving and sedimentation, No.11277. International Organisation for Standardisation, Genf.
- ISO (1998b): Soil Quality – Determination of the water-retention characteristics – Laboratory methods, No. 11274. International Organisation for Standardisation, Genf.
- ISO (2003): Soil Quality - Effects of pollutants on *Enchytraeidae* (*Enchytraeus sp.*) - Determination of effects on reproduction and survival, No. 16387. International Organisation for Standardisation, Genf.
- ISO (2004): Soil Quality - Sampling of soil invertebrates - Part 3: Sampling and soil extraction of enchytraeids, No. 23611-3. International Organisation for Standardisation, Genf.
- JÄNSCH, S. (2001): Ökologische Charakterisierung ausgewählter Enchytraeenarten hinsichtlich relevanter Standorteigenschaften (speziell Bodenfaktoren). Diplomarbeit, Fachhochschule Wiesbaden. 124 S.
- JOHNSON, D. H. (1999): The Insignificance of Statistical Significance Testing. *Journal of Wildlife Management* **63 (3)**, 763-772.
- JONES, S. E., WILLIAMS, D. J., HOLLIMAN, P. J., FÖRSTER, B., VAN GESTEL, C. A. M., RODRIGUES, J. M. L., BAUMANN, H.-J. & TAYLOR, N. (2004): Ring-testing and field-validation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) - An instrument for testing potentially harmful substances: Fate of the model chemical carbendazim. *Ecotoxicology* **13 (1-2)**, 29-42.

- KELLY, J. M., STRICKLAND, R. C., WEATHERFORD, F. P. & NOGGLE, J. C. (1984): Evaluation of simulated acid precipitation effects on forest microcosms. *Final report EA-3500*. Electric Power Research Institute, Palo Alto. 184 S.
- KIDD, H. & JAMES, D. R. (1976): The Agrochemical Handbook. 3rd edition. In: The Royal Society of Chemistry (Ed.), England, U.K.
- KNACKER, T., MARCINKOWSKI, A., FÖRSTER, B., ARTHUR, M. F. & TOLLE, D. A. (1989): Refinement of terrestrial microcosms for evaluating fate and effects of chemicals. *Weeds*. S. 259-265.
- KNACKER, T., RÖMBKE, J., FÖRSTER, B., MARCINKOWSKI, A. & SCHALLNASS, H.-J. (1991): Die Wirkung von Pestiziden auf die Mesofauna und den CO₂-Gas-Austausch eines terrestrischen Ökosystems. Battelle-Bericht für das Umweltbundesamt. *Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Umweltbundesamtes F + E Vorhaben*. Nr. 106 03 069/01. Umweltbundesamt, Berlin. 110 S.
- KNACKER, T., VAN GESTEL, C. A. M., JONES, S. E., SOARES, A. M. V. M., SCHALLNASS, H.-J., FÖRSTER, B. & EDWARDS, C. A. (2004): Ring-testing and field-validation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) - An instrument for testing potentially harmful substances: Conceptual approach and study design. *Ecotoxicology* **13** (1-2), 9-27.
- KOOLHAAS, J. E., VAN GESTEL, C. A. M., RÖMBKE, J., SOARES, A. M. V. M. & JONES, S. E. (2004): Ring-testing and field-validation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) - An instrument for testing potentially harmful substances: Effects of Carbendazim on soil microarthropod communities. *Ecotoxicology* **13** (1-2), 75-88.
- KRÖSCHE, T., LANGMAACK, M. & SCHRADER, S. (1999): Räumliche Variabilität von Enchytraeiden (Oligochaeta) in Beziehung zu ausgewählten Bodenparametern auf einem Agrarstandort. *Newsletter on Enchytraeidae* **6**, 101-110.
- KUHNT, G. & MUNTAU, H. (1994): EURO - soils: identification, collection, treatment, characterization. *Special Publication No. 1.94.60*. Joint Research Centre European Commission, Ispra, Italy. 144 S.
- LANDIS, W. G., MATTHEWS, R. A. & MATTHEWS, G. B. (1997): Design and analysis of multispecies toxicity tests for pesticide registration. *Ecological Applications* **7** (4), 1111-1116.
- LEE, K. E. (1985): Earthworms - Their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press, London. 411 S.
- LOFS-HOLMIN, A. (1981): Influence in Field Experiments of Benomyl and Carbendazim on Earthworms (Lumbricide) in Relation to Soil Texture. *Swedish Journal of Agricultural Research* (11), 141-147.
- LOREAU, M. (1983): The Diet of *Abax ater* VILL. (Coleoptera, Carabidae). *Acta Oecologica, Oecologica Generalis* **4** (3), 253-263.
- MANN, H. B. & WHITNEY, D. R. (1947): On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Annals of Mathematical Statistics* **18** (50)S. 60.
- MARTIKAINEN, E. (1998): Environmental Factors Influencing Effects of Chemicals on Soil Animals. Dissertation, University of Jyväskylä. Jyväskylä.
- MATTHEWS, R. A., LANDIS, W. G. & MATTHEWS, G. B. (1996): The community conditioning hypothesis and its application to environmental toxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry* **15** (4), 597-603.

- MELLIN, A. (1988): Untersuchungen zur Autökologie und Funktion von Enchytraeiden, Tubificiden und Aeolosomatiden (Annelida, Oligochaeta) im Ökosystem Kalkbuchenwald. Dissertation, Universität Göttingen. 297 S.
- MORGAN, E. & KNACKER, T. (1994): Mini Review: The role of laboratory terrestrial model ecosystems in the testing of potentially harmful substances. *Ecotoxicology* **3**, 213-233.
- MOSER, T., FOERSTER, B. & RÖMBKE, J. (1999): Overview on the Use of Enchytraeids in Terrestrial Model Ecosystems (or "Microcosms") Investigations. *Newsletter on Enchytraeidae* **6**, 111-116.
- MOSER, T., SCHALLNASS, H.-J., JONES, S. E., VAN GESTEL, C. A. M., KOOLHAAS, J. E., RODRIGUES, J. M. L. & RÖMBKE, J. (2004): Ring-testing and field-validation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) - An instrument for testing potentially harmful substances: Effects of Carbendazim on nematodes. *Ecotoxicology* **13** (1-2), 61-74.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. überarb. Auflage. UTB für Wissenschaft, Quelle und Meyer Verlag, Heidelberg - Wiesbaden. 512 S.
- NIELSEN, C. O. (1954): Studies on Enchytraeidae 3. The micro-distribution of Enchytraeidae. *Oikos* **5**, 167-178.
- NIELSEN, C. O. (1955a): Studies on Enchytraeidae 5. Factors causing seasonal fluctuations in numbers. *Oikos* **6**, 153-169.
- NIELSEN, C. O. (1955b): Studies on Enchytraeidae II. Field Studies. *Natura Jutlandica* **5**, 1-58.
- NIELSEN, C. O. & CHRISTENSEN, B. (1959): The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. *Natura Jutlandica* **8-9**, 1-160.
- NIELSEN, C. O. & CHRISTENSEN, B. (1961): The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. *Natura Jutlandica* **10** (Supplement 1), 1-23.
- NIELSEN, C. O. & CHRISTENSEN, B. (1963): The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. *Natura Jutlandica* **10** (Supplement 2), 1-19.
- NOPPERT, F., VAN DER HOEVEN, N. & LEOPOLD, A. (1994): How to measure no effect - Towards a new measure of chronic toxicity in ecotoxicology. *Workshop Report*. The Hague, The Netherlands. The Netherlands Working Group on Statistics and Ecotoxicology. 44 S.
- NORUŠIS, M. J. (1998): SPSS® 8.0 Guide to data analysis. Upper Saddle River. 563 S.
- O'CONNOR, F. B. (1962): The extraction of Enchytraeidae from soil. In: Murphy, P. W. (Ed.), *Progress in Soil Ecology*. Butterworth Science Publication, London. S. 286-293.
- O'CONNOR, F. B. (1967): The Enchytraeidae. In: Burges, A. & Raw, F. (Eds.), *Soil Biology*. Academic Press, London, New York. S. 212-257.
- O'CONNOR, F. B. (1970): Enchytraeidae. In: Philipson, J. (Ed.), *Methods of study in soil ecology*. UNESCO, Paris. S. 277-283.
- ODUM, E. (1971): *Fundamentals of Ecology*. 3. Auflage. W.B. Saunders, Philadelphia. 574 S.
- OECD (1984): Earthworm, acute toxicity tests. Guideline for Testing Chemicals No. 207: 16-21. OECD. 207. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. 2002. S. 16-21.

- OECD (1998): Report of the OECD workshop on statistical analysis of aquatic toxicity data. *Series on Testing and Assessment No. 10, OECD Environmental Health and Safety Publications*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. 2002.
- OECD (2003): Draft Guidance Document on the Statistical Analysis of Ecotoxicity data. *Series on Testing and Assessment, OECD Environmental Health and Safety Publications*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. 2002.
- PACK, S. (1993): A review of statistical data analysis and experimental design in OECD aquatic toxicity test guidelines. *Report to OECD*. Shell Research Ltd., Sittingbourne Research Centre, Sittingbourne, Kent, ME9 8AG, U.K. 42 S.
- PARMELEE, R. W., WENTSEL, R. S., PHILIPS, C. T., SIMINI, M. & CHECKAI, R. T. (1993): Soil microcosm for testing the effects of chemical pollutants on soil fauna communities and trophic structure. *Environmental Toxicology and Chemistry* **12**, 1477-1486.
- RIEPERT, F. & KULA, C. (1996): development of laboratory methods for testing effects of chemicals and pesticides on collembola and earthworms. *Mitteilungen der Biologischen Bundesanstalt 320 1-81* **320**, 1-81.
- RÖMBKE, J. (1988): Die Enchytraeen eines Moderbuchenwalds. Ihre Rolle beim Streuabbau und ihre Reaktion auf Umweltbelastungen. Dissertation, Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt/M. 180 S.
- RÖMBKE, J. (1997): Ökotoxikologische Untersuchungen mit Bodenorganismen. In: Dunger, W. & Fiedler, H.-J. (Eds.), *Methoden der Bodenbiologie*. G. Fischer Verlag, Jena. S. 514-530.
- RÖMBKE, J. & FEDERSCHMIDT, A. (1995): Effects of the fungicide Carbendazim on Enchytraeidae in laboratory and field tests. *Nesletter on Enchytraeidae* **4**, 79-96.
- RÖMBKE, J. & MOSER, T. (1999): Organisation and Performance of an International Ringtest for the Validation of the Enchytraeid Reproduction Test. *UBA-Text 4/99*, 1-399.
- RÖMBKE, J. & MOSER, T. (2002): Validating the enchytraeid reproduction test: organisation and results of an international ringtest. *Chemosphere* **46**, 1117-1140.
- RÖMBKE, J., BECK, L., FÖRSTER, B., FRÜND, C.-H., HORAK, F., RUF, A., ROSCICZEWSKI, K., SCHEURIG, M. & WOAS, S. (1997): Boden als Lebensraum für Bodenorganismen und bodenbiologische Standortklassifikation - Literaturstudie. *Texte und Berichte zum Bodenschutz. 4/97*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 390 S.
- RÖMBKE, J., DREHER, P., BECK, L., HAMMEL, W., HUND, K., KNOCH, H., KÖRDEL, W., KRATZ, W., MOSER, T., PIEPER, S., RUF, A., SPELDA, J. & WOAS, S. (2000): Bodenbiologische Bodengüte-Klassen. *UBA-Texte. 6/00*. Umweltbundesamt, Berlin. 276 S.
- RÖMBKE, J., KNACKER, T., FÖRSTER, B. & MARCINKOWSKI, A. (1994): Comparison of effects of two pesticides on soil organisms in laboratory tests, microcosms and in the field. In: Donker, M. H., Eijsackers, H. & Heimbach, F. (Eds.), *Ecotoxicology of soil organisms. SETAC Special Publications Series*. Lewis Publisher, Boca Raton. S. 229-240.
- RÖMBKE, J., VAN GESTEL, C. A. M., JONES, S. E., KOOLHAAS, J. E., RODRIGUES, J. M. & MOSER, T. (2004): Ring-testing and field-validation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) - An instrument for testing potentially harmful substances: Effects of Carbendazim on earthworms. *Ecotoxicology* **13** (1-2), 105-118.

- ROTA, E. (1994): Enchytraeidae (Oligochaeta) of western Anatolia: Taxonomy and faunistics. *Bolletino Zoologico* **61**, 241-260.
- ROTA, E. (1995): Italian enchytraeidae. *Bolletino Zoologico* **62** (5), 183-231.
- ROTA, E. & HEALY, B. (1999): A Taxonomic Study of Some Swedish Enchytraeidae (Oligochaeta) With Descriptions of Four New Species and Notes on the Genus *Fridericia*. *Journal of Natural History* **33**, 29-64.
- SACHS, L. (1999): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. Berlin. 881 S.
- SANDERSON, H. (2002): Pesticide studies - Replicability of micro/mesocosms. *Environmental Science and Pollution Research* **9** (6), 429-435.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1982): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag, Stuttgart. 442 S.
- SCHMELZ, R. M. (2003): Taxonomy of *Fridericia* (Enchytraeidae, Oligochaeta). Critical revision of species with morphological and biochemical methods. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg* **38**. Goecke & Evers, Keltern-Weiler. 415 S.
- SEASTEDT, T. R. & CROSSLEY, D. A., JR. (1983): Nutrients in Forest Litter Treated with Naphthalene and Simulated Troughfall: A field Microcosm Study. *Soil Biology and Biochemistry* **15** (2), 159-165.
- SHEEHAN, P. J. (1984): Effects on community and ecosystem structure and dynamics. In: Sheenan, P. J., Miller, D. R., Butler, G. C. & Bourdeau, P. (Eds.), Effects of pollutions at the ecosystem level. SCOPE 22. John Wiley & Sons Ltd., Chichester. S. 51-99.
- SHEPPARD, S. C. (1997): Toxicity testing using microcosms. In: Tarradellas, J., Bitton, G. & Rossel, D. (Eds.), Soil ecotoxicology. Lewis Publisher, Boca Raton. S. 345-373.
- SIEGEL, S. (1987): Nichtparametrische statistische Methoden. Verlagsabteilung der Fachbuchhandlung für Psychologie, Eschborn bei Frankfurt/Main. 318 S.
- SPARKS, T. (2000): Statistics in Ecotoxicology. Wiley, Chichester. 320 S.
- SPRINGETT, J. A., BRITAIN, J. E. & SPRINGETT, B. P. (1970): Vertical movement of Enchytraeidae (Oligochaeta) in moorland soils. *Oikos* **21**, 16-21.
- SPURGEON, D. J., SANDIFER, R. D. & HOPKIN, S. P. (1996): The use of macro-invertebrates for population and community monitoring of metal contamination – indicator taxa, effect parameters and the need for a soil invertebrate prediction and classification scheme (SIVPACS). In: Van Straalen, N. M. & Krivolutsky, D. A. (Eds.), Bioindicator systems for soil pollution. *NATO ASI Series 2*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. S. 95-110.
- STANDEN, V. (1984): Production and diversity of enchytraeids, earthworms and plants in fertilized hay meadow plots. *Journal of Applied Ecology* **21**, 293-312.
- STEBBING, A. R. D. (1982): Hormesis - The stimulation of growth by low levels of inhibitors. *The Science of the Total Environment* **22** (3), 213-234.
- STENERSEN, J. & ØIEN, N. (1981): Glutathione S-transferase in earthworms (Lumbricidae) substrate specificity, tissue and species distribution and molecular weight. *Comparative Biochemistry and Physiology* **69**, 243-252.
- SUTER II, G. W. (1994): Endpoints of interest at different levels of biological organization. In: Cairns, Jr. J & Niederlehner, B. R. (Eds.), Ecological toxicity testing. Scale, complexity, and relevance. Lewis Publisher, Boca Raton. S. 35-48.

- TER BRAAK, C. J. F. & SMILAUER, P. (1998): CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4). MicroComputer Power, Ithaca, New York. 352 S.
- VAN DEN BRINK, P. J. & TER BRAAK, C. J. F. (1997): Ordination of responses to toxic stress in experimental ecosystems. *Toxicology and Ecotoxicology News* **4**, 173-177.
- VAN DEN BRINK, P. J. & TER BRAAK, C. J. F. (1998): Multivariate analysis of stress in experimental ecosystems by Principal Response Curves and similarity analysis. *Aquatic Ecology* **32**, 163-178.
- VAN DEN BRINK, P. J. & TER BRAAK, C. J. F. (1999): Principal response curves: Analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry* **18** (2), 138-148.
- VAN DEN BRINK, P., VAN DONK, E., GYLSTRA, R., CRUM, S. & BROCK, T. (1995): Effects of chronic low concentrations of the pesticides chlorpyrifos and atrazine in indoor freshwater microcosms. *Chemosphere* **31** (5), 3181-3200.
- VAN GESTEL, C. A. M. (1991): Earthworms in ecotoxicology. Dissertation, Rijksuniversiteit Utrecht. 197 S.
- VAN GESTEL, C. A. M. (1992): Validation of Earthworm Toxicity Tests by Comparison with Field Studies: A Review of Benomyl, Carbendazim, Carbofuran, and Carbaryl. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **23**, 221-236.
- VAN LEEUWEN, C. J. & HERMENS, J. L. M. (1995): Risk Assessment of Chemicals: An Introduction. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 392 S.
- VAN VORIS, P., TOLLE, D. A. & ARTHUR, M. F. (1985): Experimental terrestrial soil-core microcosm test protocol. *EPA/600/3-85/047 PNL-5450, UC-11*. United States Environmental Protection Agency, Washington.
- VELTHORST, E. J. (1993): Manual for chemical water analysis. Department of Soil Science and Geology, Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- VORONOVA, L. D. (1968): The effects of some pesticides on the soil invertebrate fauna in the south Taigan zone in the Perm region (USSR). *Pedobiologia* **8**, 507-525.
- WEYERS, A., RÖMBKE, J., MOSER, T. & RATTE, H.-T. (2002): Statistical results and implications of the Enchytraeid Reproduction Test. *Environmental Science & Technology* **36**, 2116-2121.
- WEYERS, A., SOKULL-KLÜTTGEN, B., KNACKER, T., MARTIN, S. & VAN GESTEL, C. A. M. (2004): Use of Terrestrial Model Ecosystem data in environmental risk assessment for industrial chemicals, biocides and plant protection products in the EU. *Ecotoxicology* **13** (1-2), 163-176.
- WORLD HEALTH ORGANISATION (1993): Carbendazim. *Environmental Health Criteria* 149. Published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme, the International Labour Organisation, and the World Health Organisation, Geneva, Switzerland. 125 S.

7 Danksagung

Dank an meinem Chef Jörg Römbke für die Vergabe des Themas dieser Arbeit sowie für die wissenschaftliche Betreuung und kritische Auseinandersetzung während deren Abfassung.

Bruno Streit und Hans Toni Ratte danke ich für die Begutachtung dieser Arbeit.

Für die Durchsicht der Manuskripte, anregende Diskussionen (gelegentlich weit über das Thema hinaus) und die manchmal notwendige Zerstreuung möchte ich insbesondere Michael Meller und Werner Schroth, aber auch allen anderen Beteiligten meinen Dank aussprechen.

Ich danke Hans-Joachim Schallnaß für die Beratung in statistischen Fragen und Thomas Knacker für die finale Revision meiner Arbeit.

Ein genereller Dank gilt der Unterstützung durch meine Lieblingskollegen bei ECT, die hier aus paritätischen Gründen nicht namentlich genannt werden aber hoffentlich wissen, dass sie gemeint sind.

Astrid Winkelmann danke ich für jedes Komma und für ihre Ausdauer bezüglich meinen orthographischen Unzulänglichkeiten.

Last but not least geht ein unendlich großes Dankeschön an Karin ohne deren Unterstützung diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Danke für die inhaltlichen Diskussionen, für die moralische und tatkräftige Unterstützung, für das nimmermüde Verständnis gegenüber einem gelegentlich entnervten Doktoranden und für das Ertragen seiner entsprechenden Launen, für immer wieder neuen Ansporn, für das Freihalten des Rückens und.....Danke für Alles und vor allem für Medi.

Abschließend möchte ich noch meinen lieben Eltern und dem Rest meiner großen Familie für alle mich begleitenden und fördernden Maßnahmen danken.

8 Appendix

Tab. A.1: Amsterdam, TME-Vortest, Probenahmezeitpunkte w-1 und w+1. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W-1		A0		A1		A2		A3		A4	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	W+1											
<i>Achaeta</i> sp.	24.0	23.75	57.5	30.12	51.0	32.19	38.0	13.00	42.0	54.62	31.3	25.54
<i>Achaeta</i> DKL	0.0	0.00	1.7	2.88	7.3	12.70	3.0	1.73	4.0	4.00	0.0	0.00
<i>Achaeta</i> . OHFL	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Achaeta</i> WAG	1.3	2.12	3.8	4.36	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	25.3	25.73	63.0	32.64	58.3	43.10	41.0	12.17	46.0	58.40	31.3	25.54
<i>Enchytraeus</i> sp.	2.3	2.55	1.3	1.51	1.3	2.31	0.3	0.58	4.7	4.62	1.7	1.53
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.5	0.76	1.7	1.63	0.7	1.15	0.0	0.00	3.0	3.46	0.3	0.58
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.3	0.71	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.3	0.58
Summe	3.0	3.38	3.0	1.41	2.0	2.00	0.3	0.58	8.0	7.81	2.3	2.08
<i>Fridericia</i> sp. groß	0.3	0.71	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> sp. klein	5.8	4.10	3.0	2.37	6.0	9.54	2.0	1.73	4.0	2.65	1.7	1.53
<i>Fridericia</i> 4:2	0.0	0.00	0.2	0.41	0.7	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bisetosa</i>	0.0	0.00	0.2	0.41	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bulbosa</i>	5.6	2.97	2.0	1.79	7.7	6.66	0.7	1.15	2.0	3.46	0.0	0.00
<i>Fridericia christeri</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia ratzeli</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia sylvatica</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	11.6	4.78	5.3	3.83	14.3	15.28	3.0	1.00	6.0	6.08	1.7	1.53
<i>Henlea</i> sp.	10.3	7.03	3.7	3.72	6.7	9.81	3.7	4.04	2.0	2.65	1.0	1.00
<i>Henlea nasuta</i>	0.5	0.93	0.0	0.00	1.7	1.53	1.0	1.73	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Henlea perpusilla</i>	2.0	2.20	0.2	0.41	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Henlea ventriculosa</i>	0.4	1.06	2.0	1.26	7.0	4.00	1.7	2.08	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	13.1	8.10	5.8	4.22	15.3	14.01	6.3	7.57	2.0	2.65	1.3	1.53
Rest	6.1	4.85	7.3	2.25	6.0	1.00	5.7	2.89	5.0	2.00	4.0	3.46
Gesamt	59.1	32.27	84.5	36.40	96.0	48.54	56.3	7.51	67.0	50.21	40.7	24.13
Individuen/m ²	25837.6	14103.35	36926.5	15907.64	41952.0	21211.39	24617.7	3279.93	29279.0	21941.58	17771.3	10545.50
Anzahl Arten	6.3	1.04	7.0	1.10	6.3	1.53	5.7	1.15	6.0	1.00	4.0	1.73
% Juvenile	76.7	11.72	83.6	4.98	73.7	19.53	85.9	13.71	77.7	13.71	93.9	9.17
Shannon-Wiener Index	1.49	0.30	0.99	0.22	1.21	0.58	0.89	0.51	1.18	0.60	0.78	0.71

Tab. A.2: Amsterdam, TME-Vortest, Probenahmezeitpunkt w+4. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+4											
	A0		A1		A2		A3		A4			
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta</i> sp.	46.2	25.13	51.0	24.76	75.7	25.81	47.0	29.60	74.7	20.74		
<i>Achaeta</i> DKL	4.5	3.02	26.0	26.63	7.3	8.50	8.0	4.58	4.3	2.89		
<i>Achaeta</i> . OHFL	8.0	8.29	2.7	3.79	14.7	5.86	15.3	7.02	6.7	3.79		
<i>Achaeta</i> WAG	5.2	8.06	0.0	0.00	1.0	1.73	1.0	1.73	3.3	2.52		
Summe	63.8	38.68	79.7	19.14	98.7	38.08	71.3	34.08	89.0	27.06		
<i>Enchytraeus</i> sp.	3.7	3.72	11.7	5.51	3.0	3.00	6.7	6.11	5.0	2.00		
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	1.3	2.80	0.0	0.00	0.7	1.15	0.3	0.58	1.0	1.73		
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.8	1.17	2.0	2.65	0.3	0.58	1.3	2.31	0.0	0.00		
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.5	0.84	1.0	1.73	0.0	0.00	0.7	1.15	0.7	1.15		
Summe	6.3	7.00	14.7	7.37	4.0	3.61	9.0	7.81	6.7	3.21		
<i>Fridericia</i> sp. groß	0.5	1.22	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia</i> sp. klein	7.7	5.89	8.0	5.57	6.7	6.51	0.7	1.15	0.0	0.00		
<i>Fridericia</i> 4:2	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia bisetosa</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia bulbosa</i>	2.0	2.00	6.0	6.00	1.7	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia christeri</i>	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia rätzeli</i>	0.3	0.82	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia sylvatica</i>	3.2	3.25	11.3	11.02	7.3	2.89	0.0	0.00	0.7	1.15		
Summe	13.7	10.88	25.7	19.73	15.7	9.71	0.7	1.15	0.7	1.15		
<i>Henlea</i> sp.	9.0	8.99	10.3	8.08	14.7	8.02	1.0	1.73	0.0	0.00		
<i>Henlea nasuta</i>	1.5	1.52	0.7	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Henlea perpusilla</i>	2.2	1.72	1.3	2.31	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Henlea ventriculosa</i>	3.7	4.68	4.3	6.66	1.7	1.53	0.0	0.00	0.0	0.00		
Summe	16.3	11.78	16.7	17.79	16.3	7.02	1.0	1.73	0.0	0.00		
Rest	6.2	2.64	10.3	1.53	9.0	3.61	4.0	2.00	8.3	4.04		
Gesamt	106.3	62.23	147.0	37.24	143.7	48.42	86.0	43.49	105.0	32.74		
Individuen/m ²	46467.7	27193.43	64239.0	16274.95	62782.3	21158.8	37582.0	19003.22	45885.0	14308.00		
Anzahl Arten	10.5	3.02	9.7	4.04	9.0	2.65	5.7	2.52	6.0	1.00		
% Juvenile	66.7	11.34	56.8	14.05	75.6	8.19	61.1	18.65	83.1	2.46		
Shannon-Wiener Index	1.72	0.36	1.64	0.43	1.41	0.22	1.16	0.20	0.87	0.07		

Tab. A.3: Amsterdam, TME-Vortest, Probenahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+8											
	A0		A1		A2		A3		A4			
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta</i> sp.	42.7	12.75	33.0	10.58	37.7	12.66	23.0	9.00	25.7	4.16		
<i>Achaeta</i> DKL	0.2	0.41	2.0	3.46	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58		
<i>Achaeta</i> . OHFL	33.3	17.53	18.7	10.60	16.0	6.08	6.0	2.65	1.7	2.08		
<i>Achaeta</i> WAG	6.8	4.17	1.3	2.31	8.7	3.06	15.7	2.52	6.7	4.04		
Summe	83.0	28.01	55.0	23.64	62.7	19.76	44.7	12.90	34.3	8.50		
<i>Enchytraeus</i> sp.	2.7	2.58	4.3	3.79	4.0	3.61	9.7	10.02	7.3	2.08		
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.2	0.41	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	1.0	1.00		
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	1.3	1.53	0.0	0.00		
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.3	0.82	0.3	0.58	0.7	1.15	8.7	7.57	1.7	2.89		
Summe	3.2	3.31	4.7	4.16	5.3	4.51	19.7	17.90	10.0	4.36		
<i>Fridericia</i> sp. groß	0.3	0.82	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia</i> sp. klein	8.7	7.55	20.7	28.87	9.3	8.62	2.0	2.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia</i> 4:2	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia bisetosa</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00		
<i>Fridericia bulbosa</i>	7.3	8.36	26.3	20.31	12.0	5.20	0.3	0.58	0.0	0.00		
<i>Fridericia christeni</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia ratzeli</i>	0.2	0.41	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia sylvatica</i>	4.0	5.14	6.7	9.07	2.0	1.73	0.0	0.00	0.0	0.00		
Summe	20.5	20.28	54.0	53.36	24.3	13.50	2.7	2.31	0.0	0.00		
<i>Henlea</i> sp.	3.2	2.79	6.7	5.69	10.0	5.20	0.7	1.15	0.0	0.00		
<i>Henlea nasuta</i>	1.7	2.66	0.3	0.58	7.3	5.86	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Henlea perpusilla</i>	1.2	1.47	3.7	2.08	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00		
<i>Henlea ventriculosa</i>	2.2	2.32	3.7	4.73	5.7	1.53	0.0	0.00	0.0	0.00		
Summe	8.2	6.11	14.3	12.86	23.3	4.04	1.0	1.73	0.0	0.00		
Rest	10.0	6.39	7.7	3.21	4.7	4.16	8.0	3.61	5.0	2.65		
Gesamt	124.8	52.24	135.7	69.97	120.3	18.15	76.0	35.03	49.3	8.74		
Individuen/m ²	54552.2	22830.3	59286.3	30578.6	52585.7	7930.5	33212.0	15307.5	21558.7	3818.0		
Anzahl Arten	9.3	2.50	9.3	1.53	11.7	2.52	7.0	4.00	5.0	1.00		
% Juvenile	52.3	10.47	48.3	8.44	52.9	3.45	49.4	8.00	75.4	12.52		
Shannon-Wiener Index	1.60	0.39	1.74	0.23	2.03	0.24	1.52	0.50	1.15	0.26		

Tab. A.5: Amsterdam, TME-Ringtest, Probennahmezeitpunkt w+1. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	A0				W+1 A1				A6			
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	<i>Achaeta</i> sp.	16.2	4.09	25.7	26.65	30.0	12.12					
<i>Achaeta</i> DKL	0.2	0.45	0.0	0.00	0.7	0.58						
<i>Achaeta</i> . OHFL	1.4	0.89	1.0	1.73	0.3	0.58						
<i>Achaeta</i> WAG	2.2	2.68	3.7	3.51	3.7	3.51						
Summe	20.0	5.70	30.3	31.56	32.3	11.02						
<i>Enchytraeus</i> sp.	8.4	3.21	3.3	2.89	6.7	3.79						
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	1.2	1.30	0.3	0.58	1.0	1.00						
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.7	1.15						
<i>Enchytraeus christenseni</i>	1.4	1.14	0.7	1.15	1.3	1.53						
Summe	11.0	4.95	4.3	4.04	9.7	5.69						
<i>Fridericia</i> sp. groß	3.0	3.46	0.0	0.00	1.3	0.58						
<i>Fridericia</i> sp. klein	9.8	4.66	5.7	1.15	8.0	1.73						
<i>Fridericia</i> OHSP	1.4	1.52	0.7	0.58	1.7	2.08						
<i>Fridericia leidigy</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00						
<i>Fridericia bisetosa</i>	1.0	1.41	0.3	0.58	0.0	0.00						
<i>Fridericia bulbosa</i>	2.2	2.95	0.3	0.58	1.0	1.00						
<i>Fridericia ratzeli</i>	0.6	0.89	0.0	0.00	0.0	0.00						
<i>Fridericia sylvatica</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00						
Summe	18.0	11.90	7.0	1.73	12.0	1.00						
<i>Henlea</i> sp.	5.6	4.56	4.0	2.65	10.7	3.51						
<i>Henlea nasuta</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00						
<i>Henlea perpusilla</i>	1.0	1.41	0.0	0.00	1.3	0.58						
<i>Henlea ventriculosa</i>	2.6	2.07	2.3	2.08	1.7	2.08						
Summe	9.2	7.66	6.3	4.73	13.7	6.03						
Rest	4.8	2.59	5.0	2.65	5.3	1.15						
Gesamt	63.0	30.53	53.0	37.32	73.0	22.61						
Individuen/m ²	27531.0	13341.03	23161.0	16310.11	31901.0	9878.5						
Anzahl Arten	10.8	3.42	7.3	2.08	10.7	0.58						
% Juvenile	67.2	10.00	58.1	7.44	70.8	7.35						
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	56.4	21.99	42.4	14.65	54.4	13.36						
Shannon-Wiener Index	1.96	0.47	1.48	0.39	1.80	0.10						

Tab. A.6: Amsterdam, TME-Ringtest, Probennahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (*MW*) und die Standardabweichung (*SD*) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m² und den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht.

	W+8													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
Gesamt Individuen/m ²	84.8	42.95	79.7	25.72	37.7	22.50	60.3	25.01	42.7	21.13	33.3	29.02	37.7	15.31
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	37072.2	18768.46	34814.3	11238.07	16460.3	9833.3	26365.7	10927.9	18645.3	9232.3	14566.7	12683.0	16460.3	6689.6
	40.9	15.07	37.0	10.56	62.2	5.07	47.4	8.71	47.5	17.47	39.8	17.33	35.5	7.17

Tab. A.7: Amsterdam, TME-Ringtest, Probenahmezeitpunkt w+16. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+16													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta</i> sp.	32.7	24.71	30.0	3.61	23.3	6.11	51.3	26.63	32.0	14.73	36.0	12.49	59.0	48.03
<i>Achaeta</i> DKL	1.2	1.33	1.7	2.08	2.3	0.58	5.7	3.79	2.3	1.53	6.0	2.00	1.3	1.53
<i>Achaeta</i> . OHFL	1.5	1.76	3.0	2.65	5.3	2.08	4.7	2.31	3.3	2.89	6.7	1.53	2.3	2.08
<i>Achaeta</i> WAG	28.7	19.38	27.3	10.69	44.0	26.91	40.3	22.50	31.0	27.18	37.0	16.52	45.7	58.59
Summe	64.0	44.17	62.0	14.80	75.0	34.04	102.0	49.43	68.7	42.71	85.7	27.75	108.3	105.97
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0.5	0.84	0.0	0.00	0.7	1.15	0.7	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus</i> sp.	4.7	5.72	7.0	3.61	7.3	5.86	14.7	8.08	19.3	17.39	7.3	4.73	34.3	25.42
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.2	0.41	0.7	1.15	1.3	2.31	3.0	1.00	2.3	2.52	1.0	1.00	1.0	1.00
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus christenseni</i>	1.2	2.04	1.7	1.53	2.7	2.08	5.0	5.00	3.3	2.08	4.0	3.61	7.7	6.81
Summe	6.0	7.69	9.3	6.03	11.3	10.21	22.7	14.05	25.0	21.00	12.3	8.96	43.0	30.51
<i>Fridericia</i> sp. groß	1.0	1.10	4.3	2.08	3.0	1.73	4.0	5.29	2.7	2.52	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> sp. klein	23.5	10.21	28.7	6.66	29.3	3.06	40.3	17.04	23.3	6.51	11.0	5.00	6.3	3.79
<i>Fridericia</i> OHSP	4.3	3.56	4.7	2.08	4.3	1.15	4.3	3.21	2.3	3.21	0.7	0.58	0.3	0.58
<i>Fridericia leidigy</i>	1.0	1.10	1.0	1.00	0.3	0.58	1.0	1.00	0.7	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Fridericia</i> 4:2	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> PB	0.8	1.33	1.0	1.73	2.0	1.00	2.3	2.08	2.0	2.65	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Fridericia</i> bisetosa	0.7	0.82	1.0	1.00	1.3	1.15	1.0	1.00	0.7	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> bulbosa	19.8	10.07	13.7	6.43	16.3	2.52	22.7	6.43	7.0	5.57	0.7	1.15	0.7	0.58
<i>Fridericia</i> ratzeli	0.0	0.00	0.3	0.58	0.7	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> sylvatica	0.5	1.22	0.7	1.15	1.0	1.00	1.0	1.73	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	51.7	20.59	55.3	10.79	58.3	9.02	77.3	34.65	39.0	18.00	12.3	6.11	8.0	5.20
<i>Henlea</i> sp.	5.0	1.90	7.3	2.31	6.0	3.46	6.7	8.96	3.7	3.06	3.0	3.00	2.0	3.46
<i>Henlea</i> nasuta	0.5	0.55	1.0	1.00	1.0	1.73	0.7	1.15	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Henlea</i> perpusilla	0.3	0.52	1.7	0.58	1.3	1.53	2.3	4.04	0.3	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58
<i>Henlea</i> ventriculosa	0.5	0.55	1.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.7	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	6.3	2.42	11.0	1.00	8.7	5.03	9.7	14.15	5.0	4.58	3.7	2.08	2.3	4.04
Rest	8.2	4.96	9.7	3.51	9.7	2.52	14.0	7.81	13.0	6.08	12.0	3.00	14.0	10.82
Gesamt	136.7	71.35	147.3	35.22	163.7	51.79	226.3	116.45	150.7	89.79	126.0	38.20	175.7	154.64
Individuen/m ²	59723.3	31178.25	64384.7	15390.43	71522.3	22632.8	98907.7	50890.0	65841.3	39238.4	55062.0	16692.0	76766.3	67578.8
Anzahl Arten	11.8	0.98	14.7	0.58	15.3	3.06	15.0	3.46	13.3	2.08	9.7	1.15	9.0	3.46
% Juvenile	51.3	3.63	56.8	4.59	46.0	5.70	55.4	9.44	62.2	11.98	50.3	9.72	72.5	17.95
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	59.2	9.02	65.7	10.04	79.9	6.68	68.4	1.01	53.6	10.33	68.2	15.04	70.5	19.39
Shannon-Wiener Index	1.94	0.11	2.17	0.02	2.15	0.17	2.08	0.22	2.02	0.19	1.72	0.24	1.44	0.28

Tab. A.8: Amsterdam, Freiland-Validierungsstudie, Probenahmezeitpunkt w+1. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	A0		W+1 A1		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	<i>Achaeta sp.</i>	15.6	13.74	14.0	16.09	17.3
<i>Achaeta bohemica</i>	1.0	0.71	0.3	0.58	4.3	3.06
<i>Achaeta DKL</i>	2.6	2.88	0.7	0.58	0.3	0.58
<i>Achaeta OHFL</i>	1.8	1.64	0.7	1.15	1.3	0.58
<i>Achaeta WAG</i>	5.4	4.16	1.7	1.53	4.3	4.93
Summe	26.4	21.69	17.3	18.88	27.7	22.94
<i>Enchytraeus sp.</i>	9.8	5.07	15.7	9.87	7.7	5.51
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	3.6	1.34	2.3	1.53	1.3	1.15
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.4	0.55	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Enchytraeus christenseni</i>	5.6	5.55	2.7	1.53	3.3	4.16
Summe	19.4	11.04	21.0	11.36	12.3	10.50
<i>Fridericia sp. groß</i>	2.0	1.58	0.7	1.15	0.0	0.00
<i>Fridericia sp. klein</i>	20.0	11.98	12.0	5.57	3.7	4.73
<i>Fridericia OHSP</i>	3.4	2.07	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Fridericia leidigy</i>	1.2	1.64	1.0	1.73	0.7	1.15
<i>Fridericia bisetosa</i>	1.2	0.84	0.7	1.15	0.0	0.00
<i>Fridericia bulboides</i>	0.2	0.45	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bulbosa</i>	7.6	3.13	2.7	2.08	1.0	1.73
<i>Fridericia maculata</i>	0.0	0.00	0.7	0.58	1.0	1.00
<i>Fridericia ratzeli</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia sylvatica</i>	0.6	0.89	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	36.2	19.12	18.0	7.55	6.3	8.50
<i>Henlea sp.</i>	7.4	7.09	3.7	3.21	0.7	1.15
<i>Henlea nasuta</i>	0.8	0.84	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Henlea perpusilla</i>	2.8	2.49	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Henlea ventriculosa</i>	1.2	2.17	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	12.2	8.58	4.0	3.61	0.7	1.15
Rest	7.8	3.96	8.0	5.29	5.0	1.73
Gesamt	102.0	58.49	68.3	36.36	52.0	42.51
Individuen/m²	44574.0	25557.96	29861.7	15891.02	22724.0	18576.4
Anzahl Arten	15.2	1.64	11.0	1.73	9.0	3.46
% Juvenile	56.5	4.15	74.3	6.94	61.3	10.54
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	49.1	17.63	76.5	10.37	43.3	10.72
Shannon-Wiener Index	2.37	0.09	1.90	0.03	1.75	0.25

Tab. A.9: Amsterdam, Freiland-Validierungsstudie, Probenahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (*MW*) und die Standardabweichung (*SD*) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m² und den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht.

	W+8													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>
Gesamt Individuen/m ²	35.7	14.45	64.0	16.52	38.0	8.66	50.0	25.16	12.0	5.20	22.7	9.61	6.0	4.36
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	15586.3	6312.60	27968.0	7220.42	16606.0	3784.5	21850.0	10994.7	5244.0	2270.7	9905.3	4199.1	2622.0	1904.8
	50.4	9.99	50.9	1.58	60.4	12.77	59.5	14.02	45.6	32.03	6.8	7.17	47.7	45.40

Tab. A.10: Amsterdam, Freiland-Validierungsstudie, Probenahmezeitpunkt w+16. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+16													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta</i> sp.	21.5	8.64	26.7	3.51	15.7	3.21	22.3	5.51	13.3	9.29	15.3	11.93	17.7	15.04
<i>Achaeta bohemica</i>	0.8	1.17	0.3	0.58	0.7	0.58	3.0	2.65	0.0	0.00	2.7	4.62	1.7	1.53
<i>Achaeta</i> DKL	0.3	0.52	0.7	1.15	0.7	1.15	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58	1.3	0.58
<i>Achaeta</i> OHFL	1.3	0.82	2.3	2.08	0.0	0.00	0.7	0.58	1.3	1.53	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Achaeta</i> WAG	5.5	1.05	7.0	4.00	2.3	1.53	5.7	2.31	8.0	6.56	6.7	7.02	3.3	3.21
Summe	29.5	8.02	37.0	8.72	19.3	4.73	32.0	9.85	22.7	16.20	25.0	23.00	24.3	19.86
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0.3	0.82	0.0	0.00	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus</i> sp.	1.5	1.22	2.7	2.52	1.0	1.00	2.7	3.79	3.7	5.51	1.0	1.00	2.0	1.00
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.7	1.15	0.7	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.2	0.41	3.0	1.73	0.0	0.00	0.3	0.58	1.3	1.53	0.7	0.58	0.3	0.58
Summe	1.7	1.51	5.7	4.16	1.0	1.00	3.7	5.51	5.7	8.14	1.7	1.53	2.3	1.15
<i>Fridericia</i> sp. groß	0.5	0.84	0.7	0.58	1.0	1.00	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> sp. klein	5.8	1.17	13.0	3.46	5.7	4.04	5.3	5.13	3.3	4.16	2.7	2.52	1.0	1.00
<i>Fridericia</i> OHSP	1.2	0.98	1.7	1.53	0.0	0.00	1.0	1.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> PB	0.8	0.98	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> 4:2	0.5	0.55	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> leidigy	1.2	1.17	1.7	1.53	0.7	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58	1.0	1.00	0.3	0.58
<i>Fridericia</i> bisetosa	0.8	1.33	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.7	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> bulbosa	1.5	1.05	2.3	1.15	0.3	0.58	0.7	1.15	1.0	1.00	0.7	0.58	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> ratzei	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> sylvatica	0.3	0.82	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	12.7	1.51	20.3	1.53	8.3	3.51	7.7	7.64	6.0	4.58	4.3	4.04	1.3	1.15
<i>Henlea</i> sp.	2.0	1.26	3.0	2.65	1.3	1.53	1.3	1.53	5.0	4.36	1.0	1.73	0.3	0.58
<i>Henlea nasuta</i>	0.8	0.75	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	1.3	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Henlea perpusilla</i>	0.2	0.41	0.3	0.58	0.0	0.00	0.7	1.15	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Henlea ventriculosa</i>	0.2	0.41	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00
Summe	3.2	1.17	3.7	2.52	1.7	1.53	2.0	1.73	6.3	5.51	1.7	2.89	0.3	0.58
Rest	6.4	1.34	6.7	0.58	5.0	3.61	4.7	3.21	5.0	4.00	3.7	3.21	2.7	2.52
Gesamt	55.4	8.88	73.3	1.53	35.7	14.64	50.3	20.60	45.7	25.66	36.3	31.88	31.0	23.07
Individuen/m²	24209.8	3879.22	32046.7	667.53	15586.3	6397.7	21995.7	9001.9	19956.3	11212.5	15877.7	13931.6	13547.0	10079.5
Anzahl Arten	11.2	0.84	11.0	1.00	7.7	1.53	9.0	5.20	8.3	3.79	6.7	4.93	6.7	1.53
% Juvenile	67.3	7.71	70.1	6.66	80.7	3.39	71.6	4.84	62.3	13.68	75.4	22.71	75.1	4.22
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	51.9	33.23	55.2	19.44	40.7	12.07	38.3	23.17	46.4	14.14	48.5	44.98	31.3	20.42
Shannon-Wiener Index	1.87	0.20	1.86	0.08	1.50	0.20	1.54	0.46	1.70	0.58	1.08	0.94	1.30	0.21

Tab. A.11: Bangor, TME-Vortest, Probennahmezeitpunkte w-1 und w+1. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W-1		A0		A1		A2		A3		A4	
	A0		A0		A1		A2		A3		A4	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta sp.</i>	5.9	4.52	11.5	6.63	10.0	4.36	9.3	7.09	9.3	8.62	10.0	8.00
<i>Achaeta bohemica</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Achaeta microcosmi</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Achaeta Bangor</i>	4.5	3.38	8.3	4.55	5.3	3.06	9.0	11.27	2.3	1.53	4.7	3.21
Summe	10.4	7.05	19.8	8.77	15.3	5.51	18.3	18.15	12.0	9.64	14.7	11.06
<i>Enchytraeus sp.</i>	0.4	0.74	0.2	0.41	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00
Summe	0.4	0.74	0.2	0.41	0.0	0.00	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Fridericia sp. groß</i>	2.3	3.15	0.5	0.55	0.0	0.00	1.7	2.08	0.0	0.00	1.7	1.53
<i>Fridericia sp. klein</i>	0.5	1.07	1.7	2.66	0.3	0.58	1.3	2.31	0.0	0.00	1.0	1.00
<i>Fridericia 4:2</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia OHSP</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia alata</i>	0.0	0.00	0.3	0.52	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bisetosa</i>	0.3	0.71	0.2	0.41	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bulboides</i>	0.0	0.00	0.2	0.41	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia connata</i>	0.0	0.00	0.3	0.82	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia galba</i>	1.5	2.14	1.0	2.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia paroniana</i>	0.0	0.00	0.3	0.52	0.0	0.00	1.0	1.73	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia perrieri</i>	0.6	1.06	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	5.1	6.49	4.5	5.01	0.7	0.58	4.3	6.66	0.0	0.00	2.7	1.15
<i>Henlea sp.</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Rest	3.1	2.47	3.3	0.82	2.0	2.00	2.7	4.62	0.7	1.15	2.3	2.08
Gesamt	19.0	15.21	27.8	9.37	18.0	6.24	25.7	28.94	13.0	9.54	19.7	14.05
Individuen/m²	9671.0	7743.30	14167.2	4768.51	9162.0	3178.70	13064.3	14728.79	6617.0	4855.55	10010.3	7150.20
Anzahl Arten	3.3	1.39	4.5	2.07	2.7	0.58	4.0	2.00	2.3	0.58	3.3	0.58
% Juvenile	54.7	8.26	57.2	14.06	64.7	12.76	64.4	13.33	52.7	46.84	74.2	6.82
Shannon-Wiener Index	1.10	0.37	1.10	0.41	0.75	0.14	1.08	0.43	0.60	0.23	0.99	0.06

Tab. A.13: Bangor, TME-Vortest, Probennahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+8											
	A0		A1		A2		A3		A4			
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta sp.</i>	6.8	4.12	3.0	1.00	14.0	4.58	4.3	5.13	5.3	0.58		
<i>Achaeta bohemica</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Achaeta microcosmi</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Achaeta Bangor</i>	5.3	4.27	1.7	1.53	7.0	3.61	5.3	3.06	5.7	1.53		
Summe	12.2	6.52	4.7	0.58	21.0	7.21	9.7	8.02	11.0	2.00		
<i>Enchytraeus sp.</i>	3.2	5.04	0.3	0.58	0.0	0.00	0.7	0.58	1.3	1.15		
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.5	1.22	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.2	0.41	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
Summe	3.8	6.62	0.3	0.58	0.0	0.00	0.7	0.58	1.3	1.15		
<i>Fridericia sp. groß</i>	1.0	1.26	1.0	1.00	0.3	0.58	0.7	1.15	0.0	0.00		
<i>Fridericia sp. klein</i>	2.8	2.04	6.0	8.72	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00		
<i>Fridericia 4:2</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia OHSP</i>	0.7	0.82	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia alata</i>	0.3	0.52	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia bisetosa</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia bulboides</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia connata</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia galba</i>	0.7	1.21	0.7	0.58	0.0	0.00	0.7	1.15	0.0	0.00		
<i>Fridericia paroniana</i>	0.7	1.21	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia perrieri</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
Summe	6.2	4.26	8.0	9.85	0.3	0.58	1.7	2.89	0.0	0.00		
<i>Henlea sp.</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
Rest	3.0	2.37	1.7	2.08	2.7	2.52	0.3	0.58	1.0	1.00		
Gesamt	25.2	8.42	14.7	11.72	24.0	9.54	12.3	6.81	13.3	3.21		
Individuen/m²	12809.8	4287.90	7465.3	5964.94	12216.0	4855.55	6277.7	3464.69	6786.7	1636.21		
Anzahl Arten	5.5	2.43	4.3	1.15	2.3	0.58	3.3	0.58	2.7	0.58		
% Juvenile	62.7	15.13	71.8	19.46	67.4	11.00	46.9	9.61	54.1	9.12		
Shannon-Wiener Index	1.33	0.42	1.17	0.22	0.67	0.01	1.04	0.27	0.91	0.19		

Tab. A.15: Bangor, TME-Ringtest, Probennahmezeitpunkt w+1. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+1					
	A0		A1		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta</i> sp.	21.6	11.15	18.0	5.00	9.7	6.66
<i>Achaeta bohemica</i>	18.6	7.80	18.3	9.61	9.0	3.61
<i>Achaeta microcosmi</i>	1.0	1.00	2.7	2.89	0.3	0.58
<i>Achaeta Bangor</i>	7.4	5.37	3.3	1.15	1.0	1.00
<i>Achaeta OHSP</i>	1.6	1.52	0.0	0.00	0.7	0.58
Summe	50.2	18.90	42.3	8.02	20.7	10.07
<i>Enchytraeus</i> sp.	4.4	4.39	2.7	2.08	1.7	2.89
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.2	0.45	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.4	0.89	0.3	0.58	0.0	0.00
Summe	5.0	4.85	3.0	2.65	1.7	2.89
<i>Fridericia</i> sp. groß	4.0	4.00	1.3	0.58	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> sp. klein	13.6	7.02	5.7	1.53	1.0	1.73
<i>Fridericia leidigy</i>	0.2	0.45	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Fridericia alata</i>	0.8	0.84	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bisetosa</i>	0.4	0.55	0.7	0.58	0.3	0.58
<i>Fridericia connata</i>	0.2	0.45	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia galba</i>	1.4	0.89	2.7	2.52	0.7	0.58
<i>Fridericia isseli</i>	1.0	1.41	1.7	2.08	0.0	0.00
<i>Fridericia perrieri</i>	1.2	0.84	1.0	1.00	0.0	0.00
Summe	22.8	10.28	13.3	8.02	2.0	2.65
<i>Henlea</i> sp.	0.8	1.30	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Henlea ventriculosa</i>	0.2	0.45	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	1.0	1.73	0.0	0.00	0.0	0.00
Rest	5.4	2.30	4.0	2.00	2.7	1.15
Gesamt	84.4	27.65	62.7	18.15	27.0	15.72
Individuen/m ²	42959.6	14071.80	31897.3	9237.10	13743.0	7999.6
Anzahl Arten	10.8	1.10	9.3	3.06	5.3	2.31
% Juvenile	55.3	9.16	50.7	18.95	45.1	15.09
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	59.3	17.28	60.3	9.83	36.3	18.15
Shannon-Wiener Index	1.89	0.11	1.72	0.43	1.33	0.46

Tab. A.16: Bangor, TME-Ringtest, Probenahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m² und den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht.

	W+8													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
Gesamt	65.8	27.48	46.7	39.58	26.7	28.11	40.7	5.51	33.3	21.46	17.7	4.51	22.3	8.74
Individuen/m ²	33509.2	13989.32	23753.3	20144.66	13573.3	14309.4	20699.3	2803.4	16966.7	10920.8	8992.3	2295.2	11367.7	4447.1
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	71.1	11.77	54.4	8.70	20.5	11.26	41.8	17.34	25.8	5.13	15.6	9.04	36.4	20.76

Tab. A.17: Bangor, TME-Ringtest, Probennahmezeitpunkt w+16. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+16													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta sp.</i>	9.3	5.65	5.0	4.00	18.0	8.49	9.3	7.77	6.3	4.93	8.7	3.21	5.7	4.51
<i>Achaeta bohemica</i>	3.5	3.99	2.3	1.53	2.5	0.71	4.3	4.04	1.7	1.53	1.3	1.15	0.7	1.15
<i>Achaeta microcosmi</i>	3.2	2.40	4.0	4.36	4.0	4.24	6.0	5.29	0.3	0.58	1.0	1.73	1.0	1.73
<i>Achaeta Bangor</i>	2.3	1.51	1.3	1.53	5.0	1.41	2.3	4.04	0.7	0.58	2.7	1.53	0.3	0.58
<i>Achaeta OHSP</i>	3.0	1.67	2.7	0.58	3.0	1.41	2.7	1.53	4.0	2.65	5.0	3.61	2.7	2.52
Summe	21.3	13.20	15.3	11.15	21.7	19.55	24.7	22.03	13.0	8.66	18.7	8.08	10.3	9.29
<i>Enchytraeus sp.</i>	2.3	1.37	3.0	3.46	1.0	1.41	5.0	2.65	1.3	1.53	1.3	0.58	1.3	2.31
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.3	0.52	0.3	0.58	0.0	0.00	1.3	1.53	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.2	0.41	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	1.3	2.31	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	2.8	1.47	3.3	4.04	0.7	1.15	6.7	3.79	3.0	2.65	1.3	0.58	1.3	2.31
<i>Fridericia sp. groß</i>	8.0	5.33	6.3	7.77	6.5	3.54	4.3	2.52	0.7	1.15	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Fridericia sp. klein</i>	9.5	5.50	5.0	4.58	10.5	2.12	8.0	5.29	1.3	0.58	3.0	1.73	0.7	1.15
<i>Fridericia leidigy</i>	1.0	1.26	0.7	1.15	0.0	0.00	0.7	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Fridericia 6/-SV/reg.</i>	2.3	2.16	0.7	1.15	1.0	0.00	0.7	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Fridericia alata</i>	1.3	1.21	1.0	1.00	2.5	2.12	2.7	1.53	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bisetosa</i>	1.7	1.63	0.0	0.00	0.0	0.00	0.7	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia connata</i>	0.2	0.41	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia galba</i>	3.0	1.67	1.3	1.53	1.5	2.12	1.7	2.08	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia isseli</i>	0.5	0.84	0.3	0.58	1.0	0.00	1.0	1.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia perrieri</i>	0.7	0.52	0.0	0.00	1.0	0.00	1.0	1.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	28.2	12.88	15.3	12.50	24.0	9.90	20.7	10.50	2.7	1.15	3.7	1.53	1.0	1.73
<i>Henlea sp.</i>	0.2	0.41	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Henlea nasuta</i>	0.2	0.41	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	0.3	0.82	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00
Rest	4.3	2.73	1.0	0.00	1.5	2.12	2.0	1.73	1.0	1.00	2.5	2.12	0.3	0.58
Gesamt	57.0	24.39	35.3	26.76	59.0	2.83	54.3	25.32	19.7	7.37	25.7	10.79	13.0	10.82
Individuen/m ²	29013.0	12413.76	17984.7	13623.08	30031.0	1439.7	27655.7	12890.2	10010.3	3751.9	13064.3	5490.0	6617.0	5505.7
Anzahl Arten	12.3	1.86	9.3	1.53	11.0	0.00	12.3	2.31	6.7	1.53	6.7	1.15	3.7	2.89
% Juvenile	55.2	12.35	48.9	20.78	62.7	8.15	52.4	10.91	49.9	14.40	59.9	15.95	58.3	38.19
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	53.9	22.50	26.2	-	67.7	38.70	39.2	31.46	62.4	23.12	12.3	8.82	45.3	8.08
Shannon-Wiener Index	2.26	0.13	2.09	0.10	2.03	0.19	2.31	0.08	1.72	0.24	1.60	0.26	0.96	0.59

Tab. A.18: Bangor, Freiland-Validierungsstudie, Probennahmezeitpunkt w+1. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+1					
	A0		A1		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta</i> sp.	19.8	13.16	9.0	7.81	14.7	8.33
<i>A. bohemica</i>	11.4	4.39	15.0	7.00	15.3	14.05
<i>Achaeta microcosmi</i>	0.2	0.45	1.3	1.53	0.3	0.58
<i>Achaeta Bangor</i>	4.6	3.91	4.3	1.15	3.3	2.52
<i>Achaeta OHSP</i>	1.6	1.52	1.3	0.58	2.7	1.53
Summe	37.6	19.63	31.0	17.35	36.3	23.16
<i>Enchytraeus</i> sp.	2.6	1.34	1.7	1.53	2.0	3.46
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	1.6	1.14	0.0	0.00	0.7	0.58
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.4	0.89	0.7	0.58	0.0	0.00
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.4	0.55	0.0	0.00	0.3	0.58
Summe	5.0	1.58	2.3	2.08	3.0	3.46
<i>Fridericia</i> sp. groß	10.0	2.83	4.3	4.51	3.7	3.79
<i>Fridericia</i> sp. klein	12.4	2.30	12.3	6.11	16.3	15.37
<i>Fridericia leidigy</i>	1.0	1.22	2.0	1.73	3.7	3.21
<i>Fridericia DKL</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.7	1.15
<i>Fridericia alata</i>	2.4	1.52	4.0	2.65	2.3	1.53
<i>Fridericia bisetosa</i>	2.0	1.22	4.0	3.46	0.7	0.58
<i>Fridericia cornata</i>	1.0	1.73	0.3	0.58	0.3	0.58
<i>Fridericia galba</i>	5.4	1.34	1.7	1.53	1.7	1.15
<i>Fridericia isseli</i>	1.2	1.30	1.3	1.53	1.3	2.31
<i>Fridericia perrieri</i>	1.8	1.10	3.3	2.08	4.0	5.29
Summe	37.2	5.40	33.3	16.86	34.7	31.39
<i>Henlea</i> sp.	1.4	1.34	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Henlea nasuta</i>	0.2	0.45	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Henlea ventriculosa</i>	0.4	0.89	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	2.0	2.12	0.0	0.00	0.3	0.58
Rest	5.6	2.51	4.3	2.08	8.0	5.29
Gesamt	87.4	23.03	71.0	35.00	82.3	63.01
Individuen/m ²	44486.6	11721.38	36139.0	17815.00	41907.7	32072.4
Anzahl Arten	13.4	1.14	12.3	3.06	12.0	4.00
% Juvenile	56.2	6.31	39.1	6.03	50.0	8.18
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	67.5	6.71	55.5	17.21	51.7	20.42
Shannon-Wiener Index	2.25	0.11	2.18	0.24	2.09	0.13

Tab. A.19: Bangor, Freiland-Validierungsstudie, Probenahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (*MW*) und die Standardabweichung (*SD*) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m² und den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht.

	W+8													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>
Gesamt	73.2	13.33	78.0	24.02	94.7	33.47	100.0	46.77	43.0	18.36	52.7	41.04	46.0	13.00
Individuen/m ²	37241.8	6786.45	39702.0	12226.60	48185.3	17036.9	50900.0	23803.6	21887.0	9344.0	26807.3	20889.7	23414.0	6617.0
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	55.3	7.39	48.7	11.38	47.4	11.06	55.3	8.85	55.4	8.29	22.7	14.05	27.7	12.03

Tab. A.20: Bangor, Freiland-Validierungsstudie, Probenahmezeitpunkt w+16. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+16													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta</i> sp.	8.7	4.89	7.3	4.93	18.7	11.15	26.0	5.57	16.0	9.00	15.7	10.26	14.0	3.00
<i>Achaeta bohemica</i>	1.2	1.17	2.3	2.08	3.7	2.08	5.3	2.31	1.3	0.58	4.7	2.89	4.3	1.53
<i>Achaeta microcosmi</i>	0.2	0.41	1.7	0.58	2.3	2.31	2.3	1.53	0.3	0.58	2.7	3.06	1.0	1.00
<i>Achaeta</i> BANGOR	5.5	2.95	9.0	3.61	10.7	3.51	11.7	2.52	6.3	1.53	9.3	4.62	7.0	3.61
<i>Achaeta</i> OHSP	1.8	2.48	1.7	1.53	3.0	1.00	5.3	3.06	2.7	1.53	3.3	3.51	2.3	0.58
Summe	17.3	10.33	22.0	10.54	38.3	12.58	50.7	8.02	26.7	10.41	35.7	19.55	28.7	8.02
<i>Enchytraeus</i> sp.	1.3	1.37	0.7	0.58	2.0	2.00	3.3	2.08	1.7	2.08	3.3	0.58	4.7	1.15
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.7	0.58
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.0	0.00	1.0	1.73	0.0	0.00	0.7	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58	1.3	0.58
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00
Summe	1.3	1.37	1.7	2.08	2.0	2.00	4.3	3.06	2.3	2.31	4.0	1.00	6.7	1.15
<i>Fridericia</i> sp. groß	3.3	1.21	8.0	3.00	2.3	2.31	5.7	3.06	1.0	1.00	2.0	1.73	0.3	0.58
<i>Fridericia</i> sp. klein	7.3	4.03	9.7	5.86	10.3	5.77	13.3	2.31	4.0	1.00	7.3	3.51	2.3	1.53
<i>Fridericia leidigy</i>	1.0	1.10	1.7	1.53	2.0	2.00	2.3	3.21	0.3	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58
<i>Fridericia</i> 6/-SV/reg.	0.7	1.21	2.0	1.00	1.0	1.00	1.7	1.53	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Fridericia alata</i>	2.5	2.26	3.0	4.36	2.7	4.62	2.3	1.53	1.0	1.73	0.7	1.15	0.0	0.00
<i>Fridericia bisetosa</i>	0.8	1.17	2.3	1.15	1.0	1.00	0.7	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Fridericia connata</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia galba</i>	2.2	1.17	2.3	0.58	1.0	1.00	1.3	1.53	1.0	1.00	0.7	1.15	0.7	1.15
<i>Fridericia isseli</i>	1.0	1.10	0.7	0.58	1.3	2.31	1.3	0.58	0.3	0.58	0.7	1.15	0.7	1.15
<i>Fridericia perrieri</i>	0.5	0.84	0.3	0.58	0.0	0.00	1.0	1.73	0.0	0.00	1.3	1.53	0.0	0.00
Summe	19.3	7.84	30.0	11.27	21.7	18.58	29.7	10.60	8.3	0.58	13.3	7.37	4.7	3.06
<i>Henlea</i> sp.	0.2	0.41	0.7	1.15	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Henlea perpusilla</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00
Summe	0.2	0.41	0.7	1.15	0.3	0.58	0.7	0.58	0.0	0.00	0.7	1.15	0.0	0.00
Rest	4.0	0.89	3.7	2.08	7.0	3.61	6.0	1.73	3.3	1.15	5.3	4.93	5.0	1.00
Gesamt	42.2	18.08	58.0	24.43	69.3	34.21	91.3	12.58	40.7	12.66	59.0	32.60	45.0	11.53
Individuen/m ²	21462.8	9203.85	29522.0	12436.69	35290.7	17413.0	46488.7	6404.8	20699.3	6445.1	30031.0	16595.3	22905.0	5870.1
Anzahl Arten	9.7	2.16	12.0	4.36	10.3	2.52	13.7	2.08	9.0	1.00	10.0	2.65	9.7	0.58
% Juvenile	54.6	5.15	47.2	6.12	52.6	13.24	57.6	5.72	59.4	10.20	53.0	3.60	54.0	4.04
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	56.1	7.47	60.9	24.81	67.1	8.77	60.3	4.76	53.1	17.26	46.0	9.48	17.2	4.84
Shannon-Wiener Index	2.08	0.15	2.25	0.19	2.00	0.33	2.15	0.23	1.78	0.12	2.03	0.09	1.92	0.05

Tab. A.21: Coimbra, TME-Vortest, Probenahmezeitpunkte w-1 und w+1. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W-1		A0		A1		A2		A3		A4	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0.1	0.35	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus sp.</i>	0.0	0.00	2.0	3.16	2.0	3.46	0.3	0.58	3.0	2.65	0.0	0.00
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.3	0.71	0.3	0.82	0.3	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00
Summe	0.3	0.71	2.3	3.01	2.3	4.04	0.7	0.58	3.3	2.89	0.0	0.00
<i>Fridericia sp. groß</i>	0.0	0.00	0.3	0.82	1.0	1.00	0.3	0.58	1.0	1.73	0.0	0.00
<i>Fridericia sp. klein</i>	0.0	0.00	2.2	3.06	2.7	4.62	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia 4:2</i>	1.1	1.36	2.2	2.23	1.3	2.31	0.7	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia leidigy</i>	3.1	2.03	1.7	2.73	1.7	2.08	0.7	1.15	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Fridericia OHSP</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia galba</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	4.3	3.37	6.3	4.32	6.7	6.43	2.0	1.73	1.3	1.53	0.0	0.00
<i>Henlea sp.</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Marionina sp.</i>	0.3	0.46	1.2	1.33	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	1.3	1.53
Rest	1.1	0.99	0.8	1.33	2.7	2.31	0.7	1.15	1.7	0.58	0.7	1.15
Gesamt	6.0	4.14	10.7	8.87	12.0	11.79	3.3	2.52	6.3	1.15	2.0	1.00
Individuen/m ²	3054.0	2107.46	5429.3	4514.54	6108.0	6001.02	1696.7	1280.96	3223.7	587.74	1018.0	509.00
Anzahl Arten	2.8	1.04	3.0	1.26	3.0	1.73	2.3	1.15	1.7	0.58	0.7	0.58
% Juvenile	8.8	18.08	43.3	31.67	48.7	28.12	30.6	33.68	87.8	10.72	100.0	0.00
Shannon-Wiener Index	0.57	0.39	0.90	0.52	0.87	0.48	0.71	0.62	0.32	0.28	0.00	0.00

Tab. A.22: Coimbra, TME-Vortest, Probenahmezeitpunkt w+4. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+4											
	A0		A1		A2		A3		A4			
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0.0	0.00	0.7	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus</i> sp.	1.3	1.75	2.3	3.21	1.7	2.08	1.0	1.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.0	0.00	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	1.3	1.75	2.7	3.79	2.0	2.65	1.0	1.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> sp. groß	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> sp. klein	3.2	3.60	3.3	3.06	4.7	3.06	1.3	1.53	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> 4:2	1.7	1.21	2.3	1.15	1.3	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia leidigy</i>	4.0	3.52	3.3	3.51	1.7	1.53	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia OHSP</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia galba</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	8.8	3.13	9.0	6.24	7.7	1.53	1.3	1.53	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Henlea</i> sp.	0.2	0.41	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Marionina</i> sp.	0.2	0.41	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Rest	2.3	0.82	2.3	1.15	1.7	1.15	0.7	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00
Gesamt	12.8	4.96	14.7	6.66	11.3	5.13	3.0	2.65	0.0	0.00	0.0	0.00
Individuen/m ²	6532.2	2522.85	7465.3	3389.09	5768.7	2611.99	1527.0	1346.69	-	-	-	-
Anzahl Arten	3.3	1.21	4.0	1.73	3.7	1.53	2.0	2.00	-	-	-	-
% Juvenile	41.6	37.47	37.5	35.85	63.5	33.78	100.0	0.00	-	-	-	-
Shannon-Wiener Index	0.77	0.46	1.11	0.47	0.99	0.59	0.40	0.35	-	-	-	-

Tab. A.23: Coimbra, TME-Vortest, Probenahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+8											
	A0		A1		A2		A3		A4			
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD		
<i>Buchholzia appendiculata</i>	1.5	2.51	0.3	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00		
<i>Enchytraeus sp.</i>	2.2	2.14	3.7	2.52	5.3	5.77	2.3	1.53	0.7	1.15		
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.3	0.52	0.3	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00		
Summe	2.5	2.59	4.0	3.00	5.7	6.35	2.7	1.53	0.7	1.15		
<i>Fridericia sp. groß</i>	0.2	0.41	0.0	0.00	1.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia sp. klein</i>	7.0	2.10	4.0	2.65	5.3	2.08	0.3	0.58	0.3	0.58		
<i>Fridericia 4:2</i>	2.8	2.14	1.3	1.53	1.0	1.00	0.3	0.58	0.0	0.00		
<i>Fridericia leidigy</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia OHSP</i>	0.2	0.41	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Fridericia galba</i>	0.3	0.52	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00		
Summe	10.5	4.46	5.7	4.73	7.7	1.53	0.7	1.15	0.3	0.58		
<i>Henlea sp.</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
<i>Marionina sp.</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00		
Rest	2.2	1.33	1.0	1.73	2.7	1.15	1.0	1.00	0.7	1.15		
Gesamt	16.7	7.34	11.0	2.65	16.3	9.29	4.7	2.52	1.7	1.53		
Individuen/m²	8483.3	3735.75	5599.0	1346.69	8313.7	4729.41	2375.3	1280.96	848.3	777.51		
Anzahl Arten	4.8	2.04	4.3	1.53	5.3	2.52	3.0	2.00	1.0	1.00		
% Juvenile	76.0	13.06	81.0	12.45	87.1	12.52	86.7	23.09	100.0	0.00		
Shannon-Wiener Index	1.03	0.55	1.03	0.21	1.16	0.32	0.68	0.67	0.00	0.00		

Tab. A.24: Coimbra, TME-Vortest, Probennahmezeitpunkt w+16. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+16											
	A0		A1		A2		A3		A4			
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	1.0	1.73	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus</i> sp.	0.3	0.52	0.3	0.58	3.3	3.06	4.7	1.53	0.3	0.58	0.3	0.58
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.0	0.00	0.3	0.58	0.3	0.58	1.3	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58
Summe	0.3	0.52	0.7	0.58	3.7	3.51	6.0	1.73	0.7	1.15	0.7	1.15
<i>Fridericia</i> sp. groß	1.2	2.86	2.3	1.53	2.0	3.46	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> sp. klein	8.7	10.11	6.3	3.06	11.7	9.71	0.3	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58
<i>Fridericia</i> 4:2	3.3	3.20	2.7	1.15	2.7	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia leidigy</i>	1.2	2.86	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia OHSP</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia galba</i>	0.3	0.52	0.7	1.15	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	14.7	16.98	12.0	3.00	16.7	12.01	0.3	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58
<i>Henlea</i> sp.	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Marionina</i> sp.	0.2	0.41	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Rest	1.3	1.63	1.7	0.58	2.7	2.08	0.7	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
Gesamt	16.5	17.86	14.3	3.06	24.0	17.52	7.0	1.73	1.0	1.73	1.0	1.73
Individuen/m²	8398.5	9092.46	7295.7	1555.02	12216.0	8918.40	3563.0	881.61	509.0	881.61	509.0	881.61
Anzahl Arten	3.3	1.63	4.0	2.00	4.0	2.00	3.0	1.00	1.0	1.00	1.0	1.73
% Juvenile	73.5	25.23	72.9	14.80	66.0	39.85	79.0	7.19	66.7	0.00	66.7	0.00
Shannon-Wiener Index	0.76	0.54	1.13	0.24	0.95	0.42	0.65	0.27	0.37	0.63	0.37	0.63

Tab. A.25: Coimbra, TME-Ringtest, Probenahmezeitpunkt w+1. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+1					
	A0		A1		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Buchholzia appendiculata</i>	6.0	2.1	0.7	0.6	0.3	0.6
<i>Enchytraeus sp.</i>	20.6	4.7	6.3	4.2	8.0	4.6
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	2.8	2.8	3.3	4.0	2.0	2.0
<i>Enchytraeus christenseni</i>	1.8	2.0	0.3	0.6	1.0	1.0
Summe	25.2	8.2	10.0	7.9	11.0	5.3
<i>Fridericia sp. groß</i>	1.6	1.5	0.3	0.6	0.3	0.6
<i>Fridericia sp. klein</i>	23.2	16.6	1.7	0.6	4.0	1.7
<i>Fridericia 4:2</i>	9.6	6.5	0.3	0.6	3.0	2.6
<i>Fridericia OHSP</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6
<i>Fridericia leidigy</i>	1.4	1.7	0.3	0.6	1.7	2.9
<i>Fridericia galba</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Summe	35.8	23.0	2.7	2.1	9.3	6.8
<i>Henlea sp.</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Marionina sp.</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Rest	4.4	2.3	1.7	1.5	1.3	0.6
Gesamt	71.4	31.69	15.0	11.79	22.0	2.65
Individuen/m ²	36342.6	16130.56	7635.0	6001.02	11198.0	1346.7
Anzahl Arten	5.6	1.67	4.7	1.53	5.3	0.58
% Juvenile	68.0	5.94	68.7	12.06	60.8	18.60
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	67.2	21.74	66.0	5.74	35.9	14.18
Shannon-Wiener Index	1.43	0.35	1.25	0.26	1.42	0.30

Tab. A.26: Coimbra, TME-Ringtest, Probenahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (*MW*) und die Standardabweichung (*SD*) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m² und den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht.

	W+8													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>
Gesamt Individuen/m ²	32.7	10.39	33.7	25.77	34.3	31.07	31.0	14.53	23.0	9.54	12.0	5.29	22.7	9.29
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	16627.3	5286.42	17136.3	13119.30	17475.7	15814.5	15779.0	7393.7	11707.0	4855.6	6108.0	2693.4	11537.3	4729.4
	60.0	7.21	72.5	5.36	63.4	26.07	58.0	22.14	49.6	16.10	38.1	21.67	46.1	34.25

Tab. A.27: Coimbra, TME-Ringtest, Probennahmezeitpunkt w+16. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Buchholzia appendiculata</i>	1.3	1.21	0.0	0.00	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus sp.</i>	2.0	1.10	5.0	1.73	2.7	3.79	6.7	5.51	5.7	7.37	13.0	7.21	4.7	3.51
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.2	0.41	0.3	0.58	0.0	0.00	1.3	1.53	1.0	1.73	4.0	2.65	0.3	0.58
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.2	0.41	0.7	0.58	1.3	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58	2.7	0.58	0.0	0.00
Summe	2.3	1.37	6.0	2.65	4.0	3.61	8.3	7.57	7.0	9.64	19.7	10.02	5.0	4.00
<i>Fridericia sp. groß</i>	1.0	0.89	2.3	2.08	3.3	4.93	3.7	2.31	0.7	0.58	0.3	0.58	1.7	1.15
<i>Fridericia sp. klein</i>	15.7	9.11	14.7	13.87	7.0	2.65	8.7	6.03	5.3	4.73	3.7	2.08	3.0	0.00
<i>Fridericia 4-2</i>	1.7	1.75	0.7	0.58	0.7	0.58	4.3	2.31	0.3	0.58	2.3	2.08	1.7	1.15
<i>Fridericia ledigy</i>	2.5	1.52	1.3	1.53	1.0	1.00	1.3	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00	0.7	0.58
<i>Fridericia OHSP</i>	2.7	1.63	1.0	1.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia perrieri</i>	0.2	0.41	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia BOP</i>	2.3	1.86	0.7	0.58	0.3	0.58	2.7	2.31	0.3	0.58	0.7	0.58	0.3	0.58
<i>Fridericia 4-4 braun</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Fridericia galba</i>	0.7	0.82	0.3	0.58	0.0	0.00	2.0	2.00	0.3	0.58	1.0	1.00	0.3	0.58
<i>Fridericia paroniana</i>	0.0	0.00	0.7	0.58	0.7	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	26.7	10.76	21.7	19.14	13.3	4.51	23.3	14.57	7.3	6.43	8.0	4.58	8.0	2.00
<i>Henlea sp.</i>	0.2	0.41	0.3	0.58	0.0	0.00	0.7	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Henlea perpusilla</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	0.2	0.41	0.3	0.58	0.0	0.00	1.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Marionina sp.</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Rest	2.2	1.17	3.0	2.65	2.3	2.08	3.3	2.52	1.0	1.73	2.0	1.00	1.0	1.73
Gesamt	32.7	11.02	31.0	23.90	20.0	5.57	36.3	23.01	15.7	17.16	29.7	6.03	15.0	5.29
Individuen/m ²	16627.3	5609.79	15779.0	12162.86	10180.0	2834.0	18493.7	11710.7	7974.3	8732.5	15100.3	3068.1	7635.0	2693.4
Anzahl Arten	7.3	1.37	7.0	2.65	5.7	0.58	8.0	2.65	3.7	4.73	6.0	1.73	5.7	1.53
% Juvenile	60.6	9.37	78.4	8.19	71.3	11.93	58.5	5.61	87.1	18.25	59.6	11.52	67.4	20.02
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	74.2	10.34	70.2	8.98	68.5	29.21	58.6	7.81	62.2	11.84	64.5	17.70	56.3	24.34
Shannon-Wiener Index	1.57	0.34	1.48	0.06	1.44	0.03	1.93	0.26	1.24	0.64	1.51	0.36	1.65	0.19

Tab. A.28: Coimbra, Freiland-Validierungsstudie, Probenahmezeitpunkt w+1. Mittelwert (*MW*) und die Standardabweichung (*SD*) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+1					
	A0		A1		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0.4	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Enchytraeus sp.</i>	7.2	4.3	4.0	3.6	5.0	1.0
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	1.0	1.4	1.0	1.7	0.3	0.6
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.4	0.9	0.3	0.6	0.3	0.6
Summe	8.6	6.0	5.3	5.5	5.7	0.6
<i>Fridericia sp. groß</i>	0.0	0.0	0.7	1.2	0.3	0.6
<i>Fridericia sp. klein</i>	15.6	13.1	14.7	13.0	14.0	9.8
<i>Fridericia bulboides</i>	3.2	5.0	3.3	3.5	1.0	1.7
<i>Fridericia leidigy</i>	0.6	0.5	3.0	4.4	0.7	0.6
<i>Fridericia 4:4 braun</i>	1.0	1.4	1.3	2.3	2.3	3.2
<i>Fridericia BOP</i>	0.6	0.9	4.3	4.5	3.3	4.9
<i>Fridericia galba</i>	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Summe	21.2	17.9	27.3	28.4	21.7	16.0
<i>Henlea sp.</i>	0.6	1.3	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Marionina sp.</i>	0.6	1.3	0.3	0.6	0.3	0.6
Rest	2.6	2.1	3.3	3.1	3.0	3.0
Gesamt	34.0	26.41	36.7	37.82	30.7	18.88
Individuen/m ²	17306.0	13442.80	18663.3	19250.25	15609.3	9608.3
Anzahl Arten	5.6	2.07	5.3	4.51	5.3	3.21
% Juvenile	78.0	7.84	75.1	22.90	76.3	22.37
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	56.1	25.60	45.7	39.83	64.1	15.13
Shannon-Wiener Index	1.24	0.34	1.07	0.97	1.20	0.57

Tab. A.29: Coimbra, Freiland-Validierungsstudie, Probenahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (*MW*) und die Standardabweichung (*SD*) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m² und den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht.

	W+8													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>
Gesamt	38.3	20.39	47.0	18.83	37.0	23.37	35.3	10.31	35.0	46.44	22.8	11.64	22.8	11.64
Individuen/m ²	19511.7	10379.94	23923.0	9585.79	18833.0	11893.6	17942.3	5246.7	17815.0	23637.9	11579.8	5926.8	11579.8	5926.8
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	66.8	14.59	68.9	11.61	78.7	8.67	71.5	15.98	60.4	20.16	65.1	35.23	65.1	35.23

Tab. A.30: Coimbra, Freiland-Validierungsstudie, Probennahmezeitpunkt w+16. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+16													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0.3	0.52	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus sp.</i>	2.0	2.28	1.0	1.00	1.7	1.53	6.0	3.46	3.7	3.21	2.3	1.15	2.0	1.00
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.7	1.21	1.0	0.00	0.7	0.58	0.7	1.15	1.0	1.73	0.3	0.58	0.7	1.15
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.8	0.98	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.3	0.58
Summe	3.5	4.28	2.0	1.00	2.3	2.08	7.0	3.61	5.0	4.58	2.7	0.58	3.0	1.00
<i>Fridericia sp. groß</i>	0.5	0.84	2.0	1.73	3.3	4.16	1.3	1.15	1.3	1.53	5.0	4.36	3.3	1.53
<i>Fridericia sp. klein</i>	4.8	3.76	5.7	5.69	5.7	6.35	7.0	2.65	6.3	6.11	12.3	8.14	9.0	5.29
<i>Fridericia bulboides</i>	1.0	1.26	0.3	0.58	0.7	1.15	0.7	1.15	1.3	1.53	1.0	1.00	2.0	1.73
<i>Fridericia ledigy</i>	0.2	0.41	0.3	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58	0.7	0.58	0.7	0.58	0.0	0.00
<i>Fridericia 4:4 braun</i>	1.8	1.72	0.3	0.58	1.3	1.15	3.0	2.65	1.0	1.73	3.0	1.00	2.3	1.53
<i>Fridericia BOP</i>	1.7	1.51	1.3	1.15	0.0	0.00	1.7	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia galba</i>	0.0	0.00	1.0	1.00	1.0	1.73	1.3	1.53	0.0	0.00	2.0	1.73	1.3	2.31
<i>Fridericia paranonina</i>			1.7	1.53	1.0	0.00	0.7	0.58	1.0	1.00	0.3	0.58	0.7	1.15
Summe	10.0	7.87	12.7	10.26	13.3	13.05	16.0	5.20	11.7	11.59	24.3	14.15	18.7	12.50
<i>Henlea sp.</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Marionina sp.</i>	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.7	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Rest	1.5	1.87	15.3	11.15	15.7	14.84	4.0	2.00	2.3	2.08	4.7	1.53	4.3	3.21
Gesamt	15.3	13.08	30.3	21.73	31.3	29.69	27.7	9.07	19.0	15.00	31.7	16.17	26.0	15.72
Individuen/m ²	7804.7	6657.34	15439.7	11062.21	15948.7	15110.8	14082.3	4618.5	9671.0	7635.0	16118.3	8228.4	13234.0	7999.6
Anzahl Arten	4.5	3.45	6.3	2.52	5.0	2.65	6.7	1.15	4.7	2.08	6.0	1.00	5.0	2.00
% Juvenile	52.8	4.16	55.6	9.51	63.9	12.73	63.1	3.37	63.7	12.18	65.0	22.32	72.5	15.90
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	59.1	33.73	40.0	9.23	32.8	14.83	59.1	11.63	68.2	31.58	62.7	11.45	81.2	10.73
Shannon-Wiener Index	1.43	0.57	1.72	0.16	1.40	0.67	1.75	0.05	1.45	0.26	1.49	0.14	1.52	0.28

Tab. A.31: Flörsheim, TME-Vortest, Probenahmezeitpunkte w-1 und w+1. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W-1 A0			A0			A1			W+1 A2			A3			A4		
	MW	SD		MW	SD		MW	SD		MW	SD		MW	SD		MW	SD	
<i>Achaeta</i> sp.	0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00	
<i>Buchholzia appendiculata</i>	1.6	2.83		3.5	4.59		1.3	2.31		4.0	4.00		0.0	0.00		1.0	1.73	
<i>Enchytraeus</i> sp.	2.9	3.09		5.3	4.46		10.7	8.08		1.7	0.58		7.0	2.65		3.0	1.73	
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	2.3	1.67		1.3	1.03		3.7	2.52		0.7	1.15		1.0	1.00		0.0	0.00	
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00	
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.9	0.99		1.2	1.17		1.3	2.31		0.0	0.00		2.0	1.73		0.0	0.00	
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.0	0.00		0.3	0.52		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00	
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00	
Summe	6.0	4.66		8.2	6.11		15.7	8.96		2.3	1.53		10.0	3.61		3.0	1.73	
<i>Fridericia</i> sp. groß	2.6	2.56		6.0	2.83		7.7	9.07		3.7	2.08		5.3	2.89		6.0	8.66	
<i>Fridericia</i> sp. klein	9.5	5.29		23.2	6.37		34.7	38.55		16.3	14.01		20.0	13.53		21.7	15.04	
<i>Fridericia</i> 4:2	0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00	
<i>Fridericia christeri</i>	0.0	0.00		0.7	1.21		0.0	0.00		2.7	0.58		1.0	0.00		2.7	3.79	
<i>Fridericia bisetosa</i>	0.5	0.76		1.2	1.33		0.0	0.00		0.3	0.58		2.0	1.73		2.0	2.65	
<i>Fridericia bulboides</i>	1.9	2.10		9.7	4.37		6.7	8.14		5.7	4.51		3.7	2.08		2.0	2.65	
<i>Fridericia connata</i>	0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00	
<i>Fridericia galba</i>	0.1	0.35		0.5	0.55		2.0	2.65		0.3	0.58		0.3	0.58		0.0	0.00	
<i>Fridericia isseli</i>	0.6	0.74		2.0	1.67		1.7	1.53		2.0	1.73		1.0	1.00		0.0	0.00	
<i>Fridericia leidigy</i>	0.5	1.07		0.0	0.00		0.3	0.58		0.3	0.58		0.3	0.58		0.0	0.00	
<i>Fridericia perrieri</i>	0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00	
<i>Fridericia ratzeli</i>	0.0	0.00		0.0	0.00		0.3	0.58		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00	
<i>Fridericia sylvatica</i>	1.0	1.20		3.8	3.49		1.0	1.00		0.3	0.58		1.7	1.15		0.7	0.58	
Summe	16.8	8.56		47.0	15.45		54.3	56.87		31.7	17.79		35.3	17.21		35.0	17.44	
<i>Henlea</i> sp.	1.1	1.4		5.0	3.69		6.7	7.02		1.0	1.00		2.7	2.52		0.3	0.58	
<i>Henlea nasuta</i>	0.3	0.7		1.5	2.07		0.7	1.15		0.0	0.00		0.7	1.15		0.0	0.00	
<i>Henlea perpusilla</i>	0.5	0.9		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00		0.0	0.00	
Summe	1.9	1.96		6.5	3.21		7.3	8.08		1.0	1.00		3.3	2.89		0.3	0.58	
<i>Marionina</i> sp.	1.1	1.64		2.2	2.48		4.7	3.06		1.0	1.00		1.7	1.53		2.0	2.00	
<i>Marionina vesiculata</i>	0.6	0.74		1.7	3.14		0.3	0.58		0.0	0.00		0.3	0.58		0.0	0.00	
Summe	1.8	1.83		3.8	4.36		5.0	3.61		1.0	1.00		2.0	1.73		2.0	2.00	
Rest	31.1	14.72		12.3	4.93		12.3	9.24		10.3	2.08		8.0	1.00		13.7	11.02	
Gesamt	59.1	26.69		81.3	32.20		96.0	85.08		50.3	24.58		58.7	24.13		55.0	33.15	
Individuen/m ²	24004.8	10834.38		33021.3	13072.11		38976.0	34543.42		20435.3	9980.78		23818.7	9797.42		22330.0	13459.37	
Anzahl Arten	7.3	1.67		10.7	1.86		9.7	2.08		8.3	0.58		10.3	3.06		6.0	2.65	
% Juvenile	59.5	13.36		61.1	6.02		70.8	15.57		57.3	4.96		68.9	11.37		73.0	20.21	
Shannon-Wiener Index	1.82	0.18		2.02	0.18		1.92	0.13		1.83	0.20		1.92	0.02		1.31	0.46	

Tab. A.32: Flörsheim, TME-Vortest, Probenahmezeitpunkt w+4. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	W+4											
	A0		A1		A2		A3		A4			
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta</i> sp.	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Buchholzia appendiculata</i>	2.7	2.58	8.7	8.08	0.7	1.15	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus</i> sp.	10.0	2.97	13.3	2.08	6.3	5.86	12.0	2.00	4.3	3.21	4.3	3.21
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	1.5	2.35	6.0	1.73	2.0	2.00	0.0	0.00	1.3	2.31	1.3	2.31
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.8	1.33	0.3	0.58	0.0	0.00	1.7	2.08	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.8	1.17	1.3	1.53	0.7	0.58	0.7	1.15	0.3	0.58	1.7	2.08
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0.5	0.84	0.3	0.58	1.0	1.73	0.3	0.58	1.7	2.08	1.7	2.08
Summe	13.7	5.47	21.3	3.51	10.3	9.24	14.7	4.16	9.0	4.58	9.0	4.58
<i>Fridericia</i> sp. groß	7.0	5.25	4.3	4.93	3.0	3.61	4.0	0.00	0.3	0.58	0.3	0.58
<i>Fridericia</i> sp. klein	22.7	7.58	38.0	15.10	9.7	1.15	13.0	8.19	0.3	0.58	0.3	0.58
<i>Fridericia</i> 4:2	0.3	0.52	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia christeri</i>	0.3	0.52	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bisetosa</i>	1.5	2.51	0.3	0.58	2.0	2.00	1.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bulboides</i>	2.8	2.79	2.7	1.53	0.3	0.58	0.0	0.00	0.7	1.15	0.7	1.15
<i>Fridericia connata</i>	0.5	1.22	0.7	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia galba</i>	0.7	1.21	0.7	1.15	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia isseli</i>	4.5	4.42	6.3	4.04	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia leidigy</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia perrieri</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia ratzeli</i>	1.2	0.75	2.7	2.31	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia sylvatica</i>	1.3	1.03	1.0	1.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	42.8	19.49	56.7	24.09	15.7	6.43	18.3	7.77	1.3	0.58	1.3	0.58
<i>Henlea</i> sp.	29.2	13.96	45.7	13.05	10.3	16.20	6.0	4.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Henlea nasuta</i>	2.2	2.93	2.7	3.79	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Henlea perpusilla</i>	1.2	1.17	0.0	0.00	0.7	0.58	0.7	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	32.5	16.74	48.3	13.43	11.3	16.17	7.0	3.61	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Marionina</i> sp.	2.2	2.86	4.0	2.65	1.0	1.73	1.0	1.73	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Marionina vesiculata</i>	0.3	0.52	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	2.5	2.88	4.0	2.65	1.0	1.73	1.0	1.73	0.0	0.00	0.0	0.00
Rest	15.3	8.78	22.0	5.20	5.7	3.06	4.7	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58
Gesamt	109.5	41.25	161.0	43.31	44.7	17.21	46.0	5.57	10.7	5.03	10.7	5.03
Individuen/m ²	44457.0	16747.19	65366.0	17585.00	18134.7	6989.02	18676.0	2260.51	4330.7	2043.49	4330.7	2043.49
Anzahl Arten	12.5	1.52	12.0	2.65	8.0	1.73	7.0	2.65	3.7	0.58	3.7	0.58
% Juvenile	77.1	5.95	75.6	1.83	73.4	18.33	86.2	10.19	50.0	16.67	50.0	16.67
Shannon-Wiener Index	2.06	0.16	1.90	0.18	1.69	0.39	1.67	0.31	1.24	0.03	1.24	0.03

Tab. A.33: Flörsheim, TME-Vortest, Probenahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	A0		A1		A2		A3		A4	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta</i> sp.	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	1.0	1.73	0.0	0.00
<i>Buchholzia appendiculata</i>	6.3	3.88	1.7	1.53	2.3	2.08	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Enchytraeus</i> sp.	19.8	12.06	19.7	14.50	10.0	3.00	8.0	2.00	2.7	2.52
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	1.8	2.79	3.0	3.61	1.7	2.89	1.3	0.58	0.0	0.00
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.3	0.82	0.7	1.15	0.3	0.58	0.7	0.58	0.3	0.58
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.5	0.84	3.7	6.35	1.3	1.53	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	22.5	13.11	27.0	21.07	13.3	5.77	10.3	3.06	3.0	3.00
<i>Fridericia</i> sp. groß	7.3	4.13	2.7	2.89	1.0	1.00	1.7	1.53	0.0	0.00
<i>Fridericia</i> sp. klein	47.0	17.29	19.3	9.61	8.0	7.00	6.7	5.51	1.0	1.00
<i>Fridericia</i> 4:2	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia christeri</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	1.0	1.73	0.0	0.00
<i>Fridericia bisetosa</i>	1.2	1.94	0.3	0.58	0.7	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bulboides</i>	5.3	4.32	4.3	3.06	0.7	1.15	0.3	0.58	0.7	0.58
<i>Fridericia connata</i>	1.7	2.88	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia galba</i>	1.2	1.83	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia isseli</i>	1.5	2.07	1.7	1.53	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia leidigy</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia perrieri</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia ratzeli</i>	0.7	0.82	1.0	1.73	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia sylvatica</i>	1.5	1.97	1.7	0.58	1.0	1.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	67.3	25.59	31.3	8.02	11.7	8.50	9.7	8.33	1.7	1.53
<i>Henlea</i> sp.	15.3	9.00	1.3	1.53	0.7	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Henlea nasuta</i>	1.8	2.32	1.0	1.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Henlea perpusilla</i>	1.7	1.51	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	18.8	11.16	2.7	2.08	1.3	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Marionina</i> sp.	5.8	6.24	1.0	1.73	1.7	1.53	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Marionina vesiculata</i>	0.8	1.17	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	6.7	7.39	1.3	2.31	1.7	1.53	0.0	0.00	0.3	0.58
Rest	12.7	2.16	7.3	5.69	4.0	2.65	2.0	1.00	2.7	1.53
Gesamt	134.3	34.35	71.3	34.85	34.3	15.31	23.3	7.51	7.7	5.86
Individuen/m ²	54539.3	13945.77	28961.3	14148.00	13939.3	6215.03	9473.3	3047.25	3112.7	2378.94
Anzahl Arten	11.2	2.93	10.0	1.00	8.0	2.65	5.3	0.58	2.7	2.31
% Juvenile	77.1	9.97	69.2	4.15	69.8	10.13	80.6	2.44	53.6	46.70
Shannon-Wiener Index	1.88	0.22	1.88	0.18	1.73	0.22	1.41	0.18	1.18	0.14

Tab. A.34: Flörsheim, TME-Vortest, Probenahmezeitpunkt w+16. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenanzahl, die Gesamtindividuenanzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtabundanz und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	A0		A1		A2		A3		A4	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta</i> sp.	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0.3	0.82	0.3	0.58	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus</i> sp.	3.8	3.71	8.3	8.50	11.7	15.14	6.0	3.00	3.0	1.73
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.2	0.41	2.7	0.58	0.3	0.58	0.3	0.58	1.0	1.00
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.2	0.41	0.3	0.58	1.3	1.53	1.3	1.15	0.3	0.58
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.7	1.21	0.0	0.00	0.7	1.15	0.7	0.58	0.0	0.00
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	4.8	4.71	11.7	8.02	14.0	18.36	8.3	4.04	4.3	2.52
<i>Fridericia</i> sp. groß	11.2	5.78	7.0	2.00	11.3	4.16	0.3	0.58	0.3	0.58
<i>Fridericia</i> sp. klein	24.0	11.58	22.3	7.57	28.0	15.59	8.3	2.52	4.0	3.00
<i>Fridericia</i> 4:2	0.0	0.00	2.0	2.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia christeri</i>	0.2	0.41	1.0	1.73	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bisetosa</i>	8.0	6.42	1.3	1.53	2.3	1.15	1.0	1.00	0.0	0.00
<i>Fridericia bulboides</i>	5.3	6.44	5.3	5.13	12.7	14.36	1.3	1.15	0.7	0.58
<i>Fridericia connata</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia galba</i>	2.5	1.64	2.7	1.15	1.7	2.08	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia isseli</i>	3.8	2.79	1.0	1.73	1.3	1.15	0.3	0.58	0.0	0.00
<i>Fridericia leidigy</i>	0.3	0.82	0.3	0.58	3.7	3.21	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia perrieri</i>	0.0	0.00	0.0	0.00	0.3	0.58	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia ratzeli</i>	1.3	1.21	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Fridericia sylvatica</i>	0.8	0.98	0.0	0.00	4.0	4.36	0.0	0.00	0.3	0.58
Summe	57.5	27.05	43.0	9.17	65.3	43.09	11.3	3.21	5.3	3.79
<i>Henlea</i> sp.	6.7	7.31	3.0	3.00	10.0	17.32	4.3	2.52	0.0	0.00
<i>Henlea nasuta</i>	0.2	0.41	0.0	0.00	0.7	1.15	0.0	0.00	0.3	0.58
<i>Henlea perpusilla</i>	1.5	1.97	0.7	1.15	3.0	5.20	0.3	0.58	0.0	0.00
Summe	8.3	9.44	3.7	4.04	13.7	23.67	4.7	2.52	0.3	0.58
<i>Marionina</i> sp.	2.3	2.94	1.0	1.73	3.0	5.20	0.0	0.00	0.0	0.00
<i>Marionina vesiculata</i>	1.0	1.26	0.0	0.00	0.7	1.15	0.0	0.00	0.0	0.00
Summe	3.3	2.94	1.0	1.73	3.7	6.35	0.0	0.00	0.0	0.00
Rest	10.8	6.37	13.7	3.79	7.3	4.16	5.7	2.31	2.0	2.65
Gesamt	85.2	47.79	73.3	20.03	104.3	96.03	30.0	6.08	12.0	7.81
Individuen/m ²	34577.7	19402.24	29773.3	8133.52	42359.3	38987.28	12180.0	2469.60	4872.0	3170.96
Anzahl Arten	10.3	1.51	9.3	2.52	10.7	5.51	6.7	1.53	4.3	2.08
% Juvenile	64.1	5.72	68.5	9.09	68.4	3.97	78.6	6.01	80.6	17.35
Shannon-Wiener Index	1.99	0.21	1.89	0.33	1.87	0.42	1.62	0.07	1.19	0.54

Tab. A.35: Flörsheim, TME-Ringtest, Probenahmezeitpunkt w+1. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	A0		W+1 A1		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta sp.</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Achaeta bibulba</i>	0	0	0	0	0	0
Summe	0	0	0	0	0	0
<i>Buchholzia appendiculata</i>	11.2	11.3	23.0	13.5	2.7	3.1
<i>Enchytraeus sp.</i>	15.6	8.9	26.0	8.0	18.3	10.4
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	1.8	3.5	4.3	3.8	4.0	4.4
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Enchytraeus lacteus</i>	1.4	1.7	0.7	0.6	0.3	0.6
<i>Enchytraeus christenseni</i>	0.6	0.9	2.7	1.5	1.7	1.2
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Summe	19.4	12.6	33.7	12.1	24.3	16.4
<i>Fridericia sp. groß</i>	8.2	3.6	6.7	7.0	5.7	4.2
<i>Fridericia sp. klein</i>	27.8	13.5	32.0	13.1	36.0	21.7
<i>Fridericia 4:2</i>	3.6	6.1	1.0	1.0	1.0	1.7
<i>Fridericia PB</i>	2.6	2.1	4.0	1.0	0.3	0.6
<i>Fridericia OHSP</i>	0.8	1.3	2.0	2.6	0.3	0.6
<i>Fridericia bisetosa</i>	3.4	2.4	1.7	1.5	0.3	0.6
<i>Fridericia bulboides</i>	5.8	4.6	2.0	2.6	2.3	1.2
<i>Fridericia connata</i>	1.2	1.8	0.7	0.6	0.0	0.0
<i>Fridericia galba</i>	1.0	1.2	0.7	0.6	2.3	1.2
<i>Fridericia isseli</i>	0.4	0.9	0.7	1.2	0.0	0.0
<i>Fridericia leidigy</i>	1.6	2.5	1.0	1.0	1.0	1.7
<i>Fridericia perrieri</i>	0.2	0.4	0.3	0.6	0.7	0.6
<i>Fridericia ratzei</i>	0.4	0.5	0.0	0.0	1.0	1.7
<i>Fridericia regularis</i>	0.2	0.4	3.7	4.0	2.0	2.6
<i>Fridericia sylvatica</i>	4.0	2.1	7.7	8.1	1.7	2.1
Summe	61.2	22.3	64.0	34.0	54.7	28.0
<i>Henlea sp.</i>	16.0	12.3	16.3	7.8	11.0	4.6
<i>Henlea nasuta</i>	0.4	0.9	0.3	0.6	0.3	0.6
<i>Henlea perpusilla</i>	2.2	1.9	0.3	0.6	0.3	0.6
<i>Henlea ventriculosa</i>	0.8	0.8	0.3	0.6	1.3	2.3
Summe	19.4	15.0	17.3	7.5	13.0	7.0
<i>Marionina sp.</i>	0.4	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Marionina vesiculata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Summe	0.4	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0
Rest	10.6	1.7	16.7	4.5	12.3	5.0
Gesamt	122.2	53.34	154.7	34.12	107.0	52.00
Individuen/m ²	49613.2	21654.31	62794.7	13853.67	43442.0	21112.0
Anzahl Arten	14.0	4.53	15.3	3.21	13.0	2.65
% Juvenile	67.7	10.52	70.9	7.40	76.1	11.65
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	70.8	18.92	76.1	12.08	57.4	6.03
Shannon-Wiener Index	2.22	0.25	2.12	0.18	1.97	0.31

Tab. A.36: Flörsheim, TME-Ringtest, Probenahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (*MW*) und die Standardabweichung (*SD*) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m² und den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht.

	W+8													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>	<i>MW</i>	<i>SD</i>
Gesamt Individuen/m ²	89.8	34.11	87.3	47.23	35.7	4.04	55.3	27.50	11.3	2.52	15.3	10.02	13.7	11.59
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	36458.8	13850.29	35457.3	19173.92	14480.7	1640.8	22465.3	11165.6	4601.3	1021.7	6225.3	4066.8	5548.7	4705.6
	75.7	8.59	76.4	13.42	59.9	10.33	54.2	23.91	29.7	3.19	37.6	11.98	26.3	35.05

Tab. A.37: Flörsheim, TME-Ringtest, Probenahmezeitpunkt w+16. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achaeta bibulba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Summe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Buchholzia appendiculata</i>	9.5	11.0	10.7	6.4	2.0	1.4	1.3	2.3	4.0	6.9	0.3	0.6	0.7	1.2
<i>Enchytraeus sp.</i>	11.8	4.6	25.7	13.0	15.7	11.6	12.0	2.0	13.3	8.1	26.0	6.1	11.7	9.0
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	3.7	3.0	3.7	3.1	2.7	1.2	3.7	2.9	3.0	1.0	3.7	2.1	0.0	0.0
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	0.0	0.0	0.7	1.2	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Enchytraeus lacteus</i>	1.3	1.2	1.7	1.5	3.7	4.7	1.0	1.0	1.0	1.0	1.3	1.5	1.7	1.2
<i>Enchytraeus christenseni</i>	4.7	2.0	5.7	3.2	5.0	2.6	1.7	0.6	2.0	0.0	4.7	1.2	0.7	1.2
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0.3	0.5	0.3	0.6	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.3	0.6
Summe	21.8	6.7	37.7	19.1	27.3	19.6	18.7	3.5	19.3	9.1	36.0	7.2	14.3	11.7
<i>Fridericia sp. groß</i>	4.2	2.6	8.7	4.6	1.7	1.2	0.7	0.6	0.3	0.6	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Fridericia sp. klein</i>	14.3	6.1	25.0	11.5	13.3	2.1	9.0	5.3	9.7	5.5	7.0	2.6	0.7	0.6
<i>Fridericia 4:2</i>	0.8	0.8	2.7	0.6	2.0	1.0	0.0	0.0	1.3	1.5	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Fridericia PB</i>	0.3	0.8	0.3	0.6	1.0	1.0	0.3	0.6	1.0	1.0	0.0	0.0	0.7	1.2
<i>Fridericia ESP</i>	0.8	1.2	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia OHSP</i>	1.3	0.8	4.3	1.2	2.0	2.0	2.0	2.6	1.7	2.1	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Fridericia DKL</i>	1.2	0.8	1.3	1.5	0.7	0.6	2.0	2.0	1.0	1.7	2.7	2.9	0.3	0.6
<i>Fridericia bisetosa</i>	1.7	1.6	1.3	1.5	0.0	0.0	1.0	1.7	0.7	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia bulboides</i>	8.0	4.0	8.3	1.5	6.3	4.2	3.0	3.6	2.3	0.6	0.0	0.0	1.3	0.6
<i>Fridericia connata</i>	0.2	0.4	1.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia galba</i>	1.3	1.5	1.7	1.5	0.7	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6
<i>Fridericia isseii</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia leidigy</i>	1.5	1.4	1.3	2.3	0.3	0.6	0.3	0.6	1.3	0.6	0.7	0.6	0.0	0.0
<i>Fridericia perrieri</i>	0.5	0.8	0.7	0.6	1.3	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia ratzeii</i>	0.3	0.5	0.3	0.6	0.3	0.6	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia regularis</i>	0.2	0.4	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia sylvatica</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Summe	36.7	12.4	57.3	14.2	30.0	4.4	18.7	13.3	20.0	11.5	11.3	6.0	3.3	0.6
<i>Henlea sp.</i>	2.7	2.4	2.7	2.5	3.7	3.8	0.7	1.2	3.7	2.1	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Henlea nasuta</i>	0.5	1.2	0.3	0.6	1.0	1.0	0.0	0.0	0.7	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Henlea perpusilla</i>	0.3	0.5	0.7	0.6	1.3	1.5	0.0	0.0	1.3	1.5	0.0	0.0	0.3	0.6
<i>Henlea ventriculosa</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.3	0.6
Summe	3.5	3.9	3.7	3.1	6.3	3.5	0.7	1.2	6.0	3.6	0.3	0.6	0.7	1.2
<i>Marionina sp.</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Marionina vesiculata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1.7	0.3	0.6	0.0	0.0
Summe	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1.7	0.3	0.6	0.0	0.0
Rest	5.3	3.2	6.7	3.8	5.7	1.2	3.3	0.6	5.0	2.0	6.3	1.2	1.7	1.2
Gesamt	76.8	30.46	116.0	34.39	70.7	21.50	42.7	17.01	55.3	28.92	54.7	7.37	20.7	13.61
Individuen/m ²	31194.3	12366.46	47096.0	13964.28	28690.7	8729.8	17322.7	6905.98	22465.3	11741.29	22194.7	2992.67	8390.7	5527.17
Anzahl Arten	13.8	2.14	15.3	2.08	14.3	1.53	9.0	1.73	13.7	2.89	8.3	1.53	6.3	2.08
% Juvenile	52.7	10.25	61.8	5.87	52.2	8.51	61.2	8.75	57.4	7.16	70.2	1.89	61.4	24.75
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	65.8	9.52	71.4	15.42	53.5	20.61	54.4	4.18	40.7	15.77	63.2	10.92	50.7	21.12
Shannon-Wiener Index	2.28	0.20	2.29	0.20	2.27	0.11	1.87	0.20	2.21	0.21	1.49	0.28	1.28	0.50

Tab. A.38: Flörsheim, Freiland-Validierungsstudie, Probenahmezeitpunkt w+1. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	A0		W+1 A1		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta sp.</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Achaeta tibulba</i>	0	0	0	0	0	0
Summe	0	0	0	0	0	0
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Enchytraeus sp.</i>	4.0	1.6	4.0	4.0	4.7	1.5
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	1.4	1.1	1.0	1.7	0.3	0.6
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Enchytraeus christenseni</i>	1.8	2.2	1.3	1.2	1.3	0.6
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6
Summe	7.4	4.6	6.3	3.5	6.7	2.5
<i>Fridericia sp. groß</i>	3.6	2.6	3.7	2.9	6.3	4.7
<i>Fridericia sp. klein</i>	11.0	6.2	6.3	5.9	11.3	11.9
<i>Fridericia 4:2</i>	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Fridericia PB</i>	0.2	0.4	0.0	0.0	0.7	0.6
<i>Fridericia OHSP</i>	1.0	1.0	0.0	0.0	0.7	1.2
<i>Fridericia bisetosa</i>	4.2	5.6	3.0	1.0	3.0	1.7
<i>Fridericia bulboides</i>	1.4	1.1	0.0	0.0	1.7	2.1
<i>Fridericia connata</i>	0.4	0.5	0.7	1.2	0.0	0.0
<i>Fridericia galba</i>	0.6	0.9	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Fridericia isself</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia leidigy</i>	4.0	3.5	0.3	0.6	0.3	0.6
<i>Fridericia perrieri</i>	0.2	0.4	0.0	0.0	0.3	0.6
<i>Fridericia ratzei</i>	0.6	0.9	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Fridericia regularis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia sylvatica</i>	3.2	2.7	0.0	0.0	1.7	1.5
Summe	30.4	19.2	15.0	9.5	26.0	22.6
<i>Henlea sp.</i>	0.8	0.4	1.3	1.5	2.7	3.1
<i>Henlea nasuta</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Henlea perpusilla</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Henlea ventriculosa</i>	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Summe	1.0	0.7	1.3	1.5	2.7	3.1
<i>Marionina sp.</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Marionina vesiculata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Summe	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Rest	4.2	0.8	2.7	2.1	4.3	2.9
Gesamt	43.2	19.41	25.3	16.44	39.7	30.53
Individuen/m ²	17539.2	7879.96	10285.3	6675.38	16104.7	12396.9
Anzahl Arten	10.2	1.92	6.0	1.73	8.3	3.79
% Juvenile	51.2	6.79	59.2	23.57	71.9	6.09
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	64.1	16.47	56.7	6.03	48.5	18.16
Shannon-Wiener Index	2.19	0.21	1.76	0.07	1.98	0.45

Tab. A.39: Flörsheim, Freiland-Validierungsstudie, Probenahmezeitpunkt w+8. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m² und den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht.

	W+8													
	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
Gesamt Individuen/m ²	39.5	18.13	25.3	10.60	16.0	9.17	20.0	14.18	21.7	9.50	10.3	4.73	5.7	4.16
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	16037.0	7360.81	10285.3	4303.09	6496.0	3721.1	8120.0	5756.0	8796.7	3858.8	4195.3	1918.7	2300.7	1690.3
	33.3	16.50	24.0	16.35	40.5	15.33	25.0	7.35	29.8	18.01	32.9	29.55	47.6	50.17

Tab. A.40: Flörsheim, Freiland-Validierungsstudie, Probenahmezeitpunkt w+16. Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) aus den Werten aller Replikate der unterschiedlichen Applikationsraten (A0 – A4) für die Individuenzahl pro Art, die Individuenzahl pro Gattung, die Gesamtindividuenzahl, die Gesamtindividuenzahl pro m², die Artenanzahl, den %-Anteil der Juvenilen an der Gesamtindividuenzahl, den %-Anteil an der Gesamtindividuenzahl in der 0 - 2.5 cm Bodenschicht und den Shannon-Wiener Index.

Spezies	A0		A1		A2		A3		A4		A5		A6	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
<i>Achaeta sp.</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Achaeta bibulba</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Summe	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0.7	0.8	2.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Enchytraeus sp.</i>	5.8	4.7	6.7	3.1	11.0	11.8	3.3	3.2	2.3	0.6	5.7	6.4	1.3	2.3
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0.5	0.8	1.3	1.5	1.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.6	0.3	0.6
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Enchytraeus christenseni</i>	1.5	1.4	2.3	0.6	2.3	4.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Summe	7.8	6.7	10.3	5.1	14.3	15.9	3.7	3.8	2.3	0.6	7.0	7.9	1.7	2.1
<i>Fridericia sp. groß</i>	3.3	2.7	3.0	1.7	1.3	1.5	1.0	1.7	0.0	0.0	1.3	1.5	0.0	0.0
<i>Fridericia sp. klein</i>	7.8	5.4	13.7	9.6	16.7	6.8	5.0	5.0	5.0	1.7	4.3	3.8	1.0	1.0
<i>Fridericia 4;2</i>	0.7	0.8	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia PB</i>	0.5	0.5	0.7	1.2	0.7	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Fridericia DKL</i>	0.5	0.5	0.3	0.6	1.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	1.3	2.3	0.0	0.0
<i>Fridericia OHSP</i>	0.5	0.8	0.7	1.2	1.0	1.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0
<i>Fridericia bisetosa</i>	0.7	0.5	0.0	0.0	0.3	0.6	1.0	1.7	0.7	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia bulboides</i>	1.3	1.2	1.0	1.7	1.7	1.5	1.0	1.0	0.0	0.0	1.7	1.5	0.0	0.0
<i>Fridericia connata</i>	0.3	0.5	0.3	0.6	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia galba</i>	0.3	0.8	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia iselli</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia leidigy</i>	0.2	0.4	0.3	0.6	1.3	2.3	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia perrieri</i>	0.2	0.4	0.0	0.0	0.7	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Fridericia ratzei</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fridericia regularis</i>	0.5	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Fridericia sylvatica</i>	0.5	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Summe	17.3	8.3	20.7	16.3	25.7	10.1	10.7	10.6	7.0	2.0	9.7	9.1	1.3	1.2
<i>Henlea sp.</i>	2.7	3.9	1.3	1.5	3.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1.0	0.0	0.0
<i>Henlea nasuta</i>	0.2	0.4	1.0	1.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Henlea perpusilla</i>	0.2	0.4	0.3	0.6	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0
<i>Henlea ventriculosa</i>	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Summe	3.2	3.8	2.7	3.1	3.7	1.2	0.3	0.6	0.0	0.0	1.3	1.5	0.0	0.0
<i>Marionina sp.</i>	7.2	10.0	2.3	3.2	0.0	0.0	4.7	6.4	6.7	5.1	1.7	1.5	0.3	0.6
<i>Marionina vesiculata</i>	1.7	3.1	0.7	0.6	0.0	0.0	1.0	1.7	1.7	0.6	0.7	0.6	0.0	0.0
Summe	8.8	13.1	3.0	2.6	0.0	0.0	5.7	5.5	8.3	5.0	2.3	1.5	0.3	0.6
Rest	3.8	3.5	4.0	3.5	5.0	4.4	3.3	2.5	2.0	1.0	1.3	1.2	0.3	0.6
Gesamt	41.7	32.76	42.7	28.29	48.7	30.53	24.3	22.90	19.7	7.57	21.7	16.44	3.7	3.79
Individuen/m ²	16916.7	13299.62	17322.7	11485.81	19756.7	12396.9	9879.3	9296.72	7984.7	3074.18	8796.7	6675.38	1488.7	1537.09
Anzahl Arten	10.2	3.37	10.3	4.16	9.7	0.58	7.3	4.51	5.7	0.58	7.3	4.62	2.0	1.00
% Juvenile	66.7	11.40	72.0	9.17	71.1	6.84	53.1	29.16	75.7	13.99	77.3	23.09	50.0	50.00
% Bodenschicht 0 - 2.5 cm	31.4	27.11	25.6	20.24	27.1	15.04	14.4	18.51	20.5	10.80	12.5	14.63	4.2	7.22
Shannon-Wiener Index	2.04	0.31	1.98	0.20	1.77	0.08	1.60	0.59	1.50	0.19	1.56	0.82	0.55	0.49

