

## 6 DISKUSSION

### 6.1 Artenspektrum, Abundanzen und Dominanzen der Enchytraeiden der untersuchten Rieselfeldflächen

Auf allen untersuchten **Rieselfeldflächen** liegt die **Besiedlungsdichte** auf niedrigem Niveau bei im Mittel unter 7000 Ind./m<sup>2</sup>. Auffällig ist nur, dass die Abundanzen auf der Fläche T 14 signifikant höher sind als auf den Flächen RefB und nPAK. Ähnlich niedrige Gesamtabundanzen wie auf den Rieselfeldflächen finden sich andernorts auf intensiv genutzten oder gestörten Standorten, so z. B. auf Ackerflächen (LANGMAACK ET AL. 1996), an Straßenrändern (HECK & RÖMBKE 1992) oder auf jüngeren, rekultivierten Tagebaukippen (DÜKER ET AL. 1999). Auf landwirtschaftlich genutzten Rieselfeldern mit regelmäßiger Bewässerung können die Abundanzen dagegen mit 10.000 bis 30.000 Ind./m<sup>2</sup> höher liegen (MÖLLER 1969, HECK & ACHAZI 1995). Die Besiedlungsdichte hängt dann allerdings von der Berieselungshäufigkeit und -dauer im Jahresverlauf ab.

Deutlich sind die Unterschiede aller Rieselfeldflächen zu der unberieselten **Forstfläche** mit im Mittel etwa 30.300 Ind./m<sup>2</sup>. Dabei lieferte die Probenahme vom August 1996 mit über 90.000 Ind./m<sup>2</sup> einen für saure Forstböden charakteristischen Wert (FRÜND & GRAEFE 1992, DIDDEN 1993), während bei den anderen Probenahmen ungewöhnlich niedrige Abundanzen gefunden wurden. HECK & ACHAZI (1995) geben für eine andere Fläche im Bucher Forst 64.200 Ind./m<sup>2</sup> an. Aus dem Berliner Grunewald sind Dichten von 42.100 – 98.100 Ind./m<sup>2</sup> dokumentiert (HECK & RÖMBKE 1992). Ursache für die relativ niedrigen Abundanzen der Fläche Forst können die für bodenzoologische Untersuchungen eher geringe Zahl der Parallelproben (DUNGER & FIELDER 1997) und die an einem Termin in Zusammenhang mit dem Besiedlungsversuch verringerte Probenahmetiefe sein.

Die **Artenzahl** liegt auf den untersuchten Rieselfeldflächen bei  $\leq 9$  und ist damit als vergleichsweise niedrig einzustufen. Von Flächen mit Klarwasser- oder Abwasserverrieselung sind Artenspektren von 12–22 Arten bekannt (HECK & ACHAZI 1995, MÖLLER 1971). Der unberieselte Kontrollstandort (Forst) weist keine höheren Artenzahlen auf als die Rieselfeldflächen. Für stark saure Forstböden ist die vorgefundene Artenarmut durchaus typisch, da nur wenige säuretolerante

Enchytraeidenarten an die dort herrschenden Bodenverhältnisse (pH-Wert  $\leq 4,0$ , Moder- oder Rohhumusaufgabe) angepasst sind (ABRAHAMSEN 1972, GRAEFE 1989, 1993a, JANS & FUNKE 1989).

Neben den rein quantitativen Parametern Abundanz und Artenzahl gibt das **Artenspektrum** Aufschluss über weitere Gemeinsamkeiten, aber auch Unterschiede zwischen den Flächen. Ungeachtet unterschiedlicher Dominanzen einzelner Arten ist auf allen Rieselfeldflächen derselbe Zersetzergesellschaftstyp festzustellen. Das Fridericio-Enchytraeetum, das durch Enchytraeus- und Fridericia-Arten dominiert wird, ist nach GRAEFE (1993a) typisch für „gestörte Böden und Standorte mit Nahrungsungleichgewichten“, wie sie die Rieselfeldböden darstellen. Damit im Zusammenhang steht, dass Vertreter der Gattung Enchytraeus häufig als r-Strategen oder Pionierarten eingeordnet werden aufgrund ihrer Fähigkeit, sich bei günstiger werdenden Bedingungen stark zu vermehren und dadurch neue Habitate schnell zu besiedeln (DÓZSA-FARKAS 1996, GRAEFE & SCHMELZ 1999). Eine hohe Dominanz von Pionierarten der Gattung Enchytraeus ist charakteristisch für die Initial- und Pionierphase einer Sukzession oder für Systeme, die durch regelmäßigen anthropogenen Einfluss in einem künstlichen Pionierstadium gehalten werden, wie Ackerstandorte. Es erscheint daher plausibel, dass diese Arten auf den Rieselfeldböden mit ihrer jungen Bodengenese überproportional vertreten sind. Sie sind auch von anderen Rieselfeldflächen und Ackerstandorten bekannt (DIDDEN 1991, HECK & ACHAZI 1995, GRAEFE 1997a). Im Laufe einer Sukzession nimmt die relative Häufigkeit der Pionierarten ab und K-Strategen gewinnen an Bedeutung (WEIDEMANN ET AL. 1988, DÜKER ET AL. 1999). Diese sind auf den Rieselfeldflächen überwiegend durch die Gattungen Fridericia und Henlea vertreten. Hier ist die hohe Dominanz (um 40 %) von *Henlea ventriculosa* auf den Flächen nPAK und gbB hervorzuheben. Diese Gemeinsamkeit der beiden Flächen scheint wegen der deutlichen Unterschiede hinsichtlich pH-Wert, Humusgehalt und Schwermetallgehalten zunächst verwunderlich. Eine weitere Ähnlichkeit beider Flächen ist allerdings der Laubbaumbestand (*Populus sp.*), der möglicherweise für ähnliche Klimaverhältnisse und Streuqualität im Vergleich zu den anderen Rieselfeldflächen sorgt. Ob diese Faktoren für das Vorkommen von *H. ventriculosa* hier entscheidend sind, bleibt jedoch unklar, da es hinsichtlich Zeigerwerten und H-Typ (vgl. Tab. 23) keine Unterschiede zu den dominanten Enchytraeus-Arten gibt. Untersuchungen zur Autökologie, z. B. Nahrungspräferenzen, von *H. ventriculosa* liegen nicht vor. Während die Rieselfeld-

flächen also 11-13 Jahre nach der Aufforstung noch eine für gestörte Standorte typische Zersetzergesellschaft zeigen, liegt auf der Forstfläche die für saure Forstböden mit Moderhumusformen oder Rohhumus typische Zersetzergesellschaft, das Achaeto-Cognettietum, vor.

Bei einem Vergleich der **Populationsstruktur** der intensiv untersuchten Flächen RefB und nPAK finden sich nur geringe Unterschiede. Im Herbst 1996 zeigt auf nPAK die Population einen höheren Anteil Juveniler als auf RefB. Ursache dafür ist möglicherweise das durch die Laubstreu auf nPAK verbesserte Nahrungsangebot für Zersetzerorganismen. Ein recht hoher Anteil Juveniler auf der Forstfläche (76 %) deckt sich mit Funden von HECK & RÖMBKE (1990), die aus einer Untersuchung im Berliner Grunewald einen Anteil von 78 % Juveniler (Kiefernaltbestand) bzw. 68 % (Kiefernjungbestand) angeben. Auch dort war die fragmentierende Art *Cognettia sphagnetorum* eine der dominierenden Arten. Treten in einer Population nur sich geschlechtlich vermehrende Arten auf, so liegt der Gesamtanteil der Juvenilen an der Population sicher niedriger (CHALUPSKÝ 1994). RÖMBKE (1989a) gibt für verschiedene Enchytraeidenarten eines Buchenwaldbodens den Anteil der Juvenilen mit 40,8-70,4 % an. Dies kommt den Verhältnissen auf den Rieselfeldflächen (ohne fragmentierende Arten) näher.

Eine Ursache für die niedrigen Abundanzen und Artenzahlen ist wahrscheinlich die kurze Entwicklungszeit der Böden und der Bodenzoozönose seit der Bodenbearbeitung nach Ende der Berieselung. Detaillierte Untersuchungen zu den **Ausbreitungsmechanismen** und –geschwindigkeiten von Enchytraeidenpopulationen im Freiland liegen nicht vor. Es ist davon auszugehen, dass Bodentiere, außer durch aktive Fortbewegung, auch passiv durch größere Tiere oder den Menschen sowie durch Luft- und Wassertransport verbreitet werden können (DUNGER & WANNER 1999). Auf die eingewanderten oder eingeschleppten Arten wirkt dann die Gesamtheit der Umweltfaktoren nach DUNGER & WANNER (1999) als ein „Ansiedlungsfilter“, durch den die nicht an diese Faktoren angepassten Arten wieder eliminiert werden, bevor sie stabile Populationen bilden können. Für das hier betrachtete Untersuchungsgebiet ist für die Zeit der Abwasserverrieselung in Abhängigkeit von der Nutzung der Flächen von einer räumlich heterogenen Verteilung der Enchytraeiden-Populationen auszugehen. So fand KOWALSKY (1964) in einem Rieselfeldgebiet im Westen Berlins auf Schlamm-trockenbeeten und

ganzjährig berieselten Weiden keine Enchytraeiden und Regenwürmer, wohl aber auf den Parzellenrainen und auf nur im Winterhalbjahr berieselten Äckern. Es ist wahrscheinlich, dass bei der Bodenbearbeitung und Planierung der Rieselfeldflächen in Berlin-Buch nach Ende der Berieselung Enchytraeiden-Populationen aus eng begrenzten Habitaten, z. B. den Parzellenrainen, über größere Flächen verteilt worden sind. Außerdem sind bei der Bepflanzung der Flächen sicher mit den Wurzelballen Tiere eingeschleppt worden. In beiden Fällen wurden Arten in Habitate versetzt, an deren Umwelbedingungen sie nicht notwendigerweise angepasst waren. Unter geeigneten Bodenbedingungen kann sich die Enchytraeiden-Population aus dem im Boden vorhandenen Arteninventar recht schnell vermehren. WEIDEMANN ET AL. (1988) wiesen an einer rekultivierten Deponieabdeckung innerhalb eines Jahres eine Abundanzzunahme von unter 1000 Ind./m<sup>2</sup> auf über 20.000 Ind./m<sup>2</sup> nach. Das schmale Artenspektrum und die geringen Abundanzen auch der wenig belasteten Rieselfeldböden sprechen dafür, dass auf den untersuchten Flächen Bedingungen herrschen, unter denen nur wenige der eingetragenen oder bereits vorhandenen Arten sich langfristig etablieren konnten. Auf die Bedeutung einiger abiotischer Faktoren wird in den folgenden Abschnitten näher eingegangen. Die Rolle biotischer Einflussfaktoren wurde in der vorliegenden Arbeit nicht untersucht. Es soll in diesem Zusammenhang aber darauf hingewiesen werden, dass auf den meisten der untersuchten Flächen Regenwürmer fehlen oder nur in sehr geringer Abundanz vorhanden sind (THIELEMANN 1995). Der gestaltende Einfluss, den Lumbriciden auf ihren Lebensraum und damit auch auf die Sukzession von Bodenlebensgemeinschaften ausüben, fehlt hier also (DUNGER 1990, LAWTON 1994). Eine Ausnahme bildet die Fläche T 14, wo 1995 von THIELEMANN (1995) drei Lumbricidenarten mit insgesamt 41,1 Ind./m<sup>2</sup> nachgewiesen wurden.

## 6.2 Bedeutung des Faktors Bodenfeuchte für Enchytraeiden

Als eine weitere Ursache für die geringe Siedlungsdichte der Enchytraeiden sind die phasenweise sehr geringen Wassergehalte anzusehen. Im **Laborversuch** konnte für zwei Enchytraeus-Arten gezeigt werden, dass bei im Freiland gemessenen Wassergehalten die Reproduktion eingeschränkt sein kann (ab 31,4 % der WHK) oder ganz eingestellt wird (bei 10,5 % der WHK). Die Bodenfeuchte, unterhalb derer eine erhöhte Mortalität von Enchytraeiden auftritt, wird in der Literatur für andere Arten mit 7-13 % der WHK (*Cognettia sphagnetorum* bei ABRAHAMSEN 1971) bzw. mit 20 % der

WHK (*Fridericia galba* bei DÓZSA-FARKAS 1977) angegeben. *Cognettia sphagnetorum* und *Mesenchytraeus* spp. können bei 15 % der WHK überleben, zeigen dann aber keinen Biomassezuwachs (PERSSON & DE VALK 2000). HEALY (1980) fand an Standorten mit weniger als 10 % (FG) Wassergehalt tendenziell geringere Individuenzahlen (im Mittel etwa 25.000 Ind./m<sup>2</sup>) als an feuchteren Standorten. In Einklang damit steht, dass höhere Siedlungsdichten als die hier gefundenen (über 25.000 Ind./m<sup>2</sup>) auf Rieselfeldflächen festgestellt wurden, die noch berieselt werden (HECK & ACHAZI 1995). Man muss folglich davon ausgehen, dass die geringe Bodenfeuchte phasenweise ein begrenzender Faktor für die Existenz der Enchytraeiden auf den Rieselfeldflächen gewesen ist. Von Bedeutung für die Trockenheitstoleranz von Enchytraeiden sind u. a. Dauer der Trockenphase sowie die Temperatur. Bei 17-26 °C stellte DÓZSA-FARKAS (1977) eine größere Empfindlichkeit von *Fridericia galba* gegen niedrige Wassergehalte fest als bei 9-13,5 °C. Insbesondere vegetationsfreie Bereiche, wie am Standort nPCB(-), die sich im Sommer an der Oberfläche stark aufheizen, stellen damit hohe Anforderungen an die Trockenheitstoleranz von Enchytraeiden. Mit einer Versuchsdauer von 21 Tagen im Reproduktionsversuch wird die Empfindlichkeit von *Enchytraeus christenseni* gegenüber Trockenheit wahrscheinlich eher unterschätzt, da die Trockenperioden im Freiland mehrere Monate dauern können. Darüber hinaus kann die Konkurrenzfähigkeit einzelner Arten gegenüber anderen Bodentiergruppen von der Bodenfeuchte abhängen, was mit den hier durchgeführten Monospezies-Versuchen nicht erfasst wird (HUHTA ET AL. 1998).

Von den untersuchten **Freilandflächen** wurden auf gbB die geringsten mittleren Wassergehalte und die niedrigste WHK gemessen. Dies deckt sich mit einer Studie von SCHLENTHER ET AL. (1992), die am Standort gbB von 13 Standorten die geringste für das Pflanzenwachstum nutzbare Feldkapazität sowie eine sehr hohe Trockengefährdungsstufe fanden. Die geringe Bodenfeuchte der Fläche gbB könnte zusammen mit dem niedrigen Humusgehalt für die geringen Abundanzen an diesem Standort verantwortlich sein, da pH-Wert und Schwermetallbelastung hier als ungünstige Einflussfaktoren ausscheiden. Aufgrund der geringen Zahl der Probenahmetermine auf der Fläche gbB konnten Unterschiede in der Bodenfeuchte gegenüber anderen Flächen jedoch nicht statistisch abgesichert werden. Für den Standort T 14 konnten dagegen signifikant höhere Wassergehalte gegenüber RefB und nPAK nachgewiesen werden, die auch unter Berücksichtigung der höheren WHK bei T 14 bestehen. Da auch die Gesamtabundanzen der Enchytraeiden bei

T 14 gegenüber RefB und nPAK signifikant erhöht sind, liegt es nahe, hier einen Zusammenhang zu vermuten. Diese Vermutung wird unterstützt durch die Feststellung, dass auf T 14 seltener Wassergehalte (% WHK) gemessen wurden, die im Laborversuch eine Reproduktionseinschränkung hervorriefen.

Enchytraeiden sind in gewissem Umfang zur **Überdauerung von Trockenphasen** in der Lage, z. B. durch vertikale Migration und die Ablage von Kokons, die relativ unempfindlich gegen Austrocknung sind (LAGERLÖF & STRANDH 1997). Bezüglich der Vertikalverteilung sind bei Trockenheit auf der Fläche RefB weniger Tiere in der obersten Tiefenstufe zu finden als darunter. Diese Umkehr der bei ausreichender Bodenfeuchte „üblichen“ Vertikalverteilung wird vermutlich sowohl durch Absterben der Tiere in den oberen Zentimetern als auch durch Vertikalwanderungen hervorgerufen und wird auch von anderen Autoren beschrieben (GRÖNGRÖFT 1981, MELLIN 1989). Trotz Überdauerungsstrategien kann es während Trockenphasen zu einer Reduktion der Enchytraeiden-Abundanzen um 80-90 % kommen. Die anschließende Regeneration benötigt Monate bis Jahre und hängt vom Artenspektrum und den Umweltbedingungen ab (NIELSEN 1955, NURMINEN 1967, GRÖNGRÖFT 1981, RÖMBKE 1989a). So führten die geringen Niederschläge zwischen Juli und November 1995 zu einem fast völligen Populationszusammenbruch auf den Flächen RefB und nPAK (916 Ind./m<sup>2</sup>). Nach der anschließenden trockenen Kälteperiode (1995/1996) erholten sich die Populationen 1996 wieder. Nach dem trocken-kalten Winter 1996/1997 blieben die Abundanzen allerdings bis zum Ende des Untersuchungszeitraums unter den Werten von 1996. Außerdem konnten auf der Fläche nPAK 1997 und 1998 keine Fridericia-Arten mehr nachgewiesen werden. Angesichts der insgesamt geringen Abundanzen auf den Rieselfeldflächen scheint es nahe liegend, dass hier durch Perioden ungünstiger Witterung die Populationen so dezimiert werden können, dass irreversible Ausfälle einzelner Arten auftreten.

Eine signifikant negative Korrelation der **Enchytraeiden-Abundanzen** mit der Wasserspannung in organischen Auflagehorizonten beschreibt GRÖNGRÖFT (1981). Für die Rieselfeldböden konnte jedoch keine Korrelation zwischen den Enchytraeiden-Abundanzen und den Wassergehalten derselben Probenpunkte nachgewiesen werden. Ursache dafür ist u. a., dass diese beiden Parameter aus methodischen Gründen nicht an derselben Probe ermittelt werden können, sondern dafür zwei Proben in 10-20 cm Entfernung entnommen wurden. Dabei war oft schon

makroskopisch sicht- und fühlbar, dass die beiden Proben unterschiedlich feucht waren. Dies wird möglicherweise durch die sehr ungleichmäßige Wiederbefeuchtung der Böden nach Austrocknung verursacht (HOFFMANN ET AL. 1995). Ein weiteres Problem ist die mäßige Aussagekraft des aktuellen Wassergehaltes über die Feuchtesituation der vorhergehenden Wochen, die aber für die Populationsentwicklung der Enchytraeiden von Bedeutung ist (NURMINEN 1967). Zusätzlich zu dieser zeitlichen Verschiebung des Witterungseffektes auf die Abundanzen überlagern sich Vertikalwanderung, Absterben und Vermehrung der Enchytraeiden anscheinend so, dass mit Hilfe einer statistischen Korrelationsrechnung bezüglich Wassergehalt und Abundanzen die Auswirkung der Bodenfeuchte auf die Population nicht nachzuweisen ist (RÖMBKE 1989a, VAN VLIET ET AL. 1997).

Die Ergebnisse zeigen, dass auf den artenarmen Rieselfeldflächen die **Arten** *Henlea ventriculosa*, *Fridericia bulbosa* und *Enchytraeus buchholzi* mit hohen Dominanzen vertreten sind. Diese zählen zu den wenigen Arten, die von HEALY (1980) in Böden mit niedrigen Wassergehalten häufig gefunden wurden und können als relativ unempfindlich gegenüber Trockenheit gelten. Bei GRAEFE & SCHMELZ (1999) wird allen auf den Rieselfeldflächen häufig vorkommenden Arten ein indifferentes Verhalten gegenüber dem Faktor Feuchte zugeordnet und daher kein Feuchtezeigerwert vergeben. Von der auf der Fläche Forst vorkommenden *Cognettia sphagnetorum* ist aus Laborversuchen bekannt, dass geringe Bodenfeuchte toleriert wird, feuchte oder sogar nasse Verhältnisse jedoch bevorzugt werden (HUHTA ET AL. 1998, YLI-OLLI & HUHTA 2000). Damit stehen die Feuchteverhältnisse auf den Rieselfeldflächen möglicherweise einer Einwanderung dieser Art aus dem Bucher Forst (mit höheren Bodenwassergehalten) entgegen.

Eine **Wassersättigung** des Bodens wird von Enchytraeiden offenbar besser ertragen als eine Austrocknung. Die Reproduktion kam im Laborversuch mit *Enchytraeus christenseni* bei  $\geq 100$  % der WHK nicht völlig zum Erliegen. Allerdings verließen die Tiere den Boden und hielten sich an dessen Oberfläche oder der Gefäßwand auf, wie es auch bei DÓZSA-FARKAS (1977) beschrieben wird. Begrenzender Faktor für das Überleben der Tiere ist in diesem Fall der Sauerstoff. Da mit steigender Temperatur die Löslichkeit von  $O_2$  in Wasser sinkt, ist auch die Toleranz einer Wassersättigung des Bodens temperaturabhängig. Eine Überstauung während der Sommermonate wird von terrestrischen Oligochaeten daher nur schlecht toleriert.

Aus Auen-Ökosystemen ist bekannt, dass je nach Dauer und Häufigkeit der Überschwemmung unterschiedliche Zersetzergesellschaften vorliegen (GRAEFE & BEYLICH 1999). Über das mögliche Artenspektrum der Rieselfeldflächen zur Zeit der Rieselnutzung soll hier nicht spekuliert werden. Wahrscheinlich ist jedoch, dass Arten, die an den Wasserhaushalt der Böden zur Zeit der Abwasserverrieselung angepasst waren, unter den neuen – trockeneren - Bedingungen nach der Nutzungsänderung nicht mehr konkurrenz- oder existenzfähig waren. Für die untersuchten Flächen ist der Aspekt der Nässetoleranz von Enchytraeiden aktuell zwar nicht von Belang, sollte jedoch berücksichtigt werden, falls im Rahmen der Rekultivierung eine Klarwasserverrieselung und / oder Anhebung des Grundwasserspiegels geplant wird.

### 6.3 Bedeutung des pH-Wertes für Enchytraeiden

Seit Ende der Verrieselung hat eine **Versauerung** der Rieselfeldböden stattgefunden (HOFFMANN & RENGER 1998). Zur Versauerung kommt es, wenn die Säurefreisetzung im Boden, ggf. zuzüglich des anthropogenen Säureeintrags, die Pufferkapazität des Bodens langfristig übersteigt. An Waldstandorten ist dies besonders bei basenarmen Ausgangsgesteinen der Fall, wie sie auch im Untersuchungsgebiet vorliegen. Im Zuge des Versauerungsprozesses kommt es zu Veränderungen der Zersetzergesellschaft (GRAEFE 1999). Von besonderer Bedeutung ist das Verschwinden anecischer und endogäischer Regenwürmer und in Verbindung damit eine starke Verringerung der Bioturbation. Durch Anhäufung des Bestandsabfalls und Hemmung des Streuabbaus kommt es letztendlich zum Wandel der Humusform von Mull zu Moder oder Rohhumus (SCHEU 1987, SKAMBRACKS 1996). Im Laufe dieses Prozesses werden die säureempfindlichen Enchytraeidenarten durch säuretolerante abgelöst (GRAEFE 1989). Auf landwirtschaftlichen Flächen kann eine Extensivierung durch den damit verbundenen Wegfall der Kalkung zu deutlichen pH-Wert-Absenkungen innerhalb weniger Jahre führen (JAHN ET AL. 1994). Auch in diesem Fall kommt es besonders an schlecht gepufferten, sandigen Standorten zu einer Veränderung der Zersetzergesellschaft (GRAEFE 1999). Auf den ehemaligen Rieselfeldern liegt aus der Sicht der Bodenorganismen insofern eine Extremsituation vor, als dass mit der Nutzungsänderung nicht nur eine Versauerung einsetzte, sondern gleichzeitig weitere tief greifende Veränderungen, z. B. von Wasserhaushalt und Bodenstruktur, stattfanden.



Zwischen den untersuchten Rieselfeldflächen gibt es graduelle Unterschiede im pH-Wert, die aber kaum in direktem Zusammenhang mit den Enchytraeiden-**Abundanzen** der Flächen zu stehen scheinen. So wurden auf T 14 signifikant höhere Abundanzen als auf RefB gefunden, aber etwas niedrigere pH-Werte gemessen. Umgekehrt zeigt die Fläche gbB mit dem höchsten pH-Wert keine höheren Abundanzen als die anderen Rieselfeldflächen. Einzig auf der Fläche nPCB(-) fallen sehr niedrige pH-Werte mit einem fast völligen Fehlen der Enchytraeiden zusammen.

Die unter 6.1 und 6.2 angestellten Überlegungen zu Besiedlungsmöglichkeiten und ungünstiger Feuchtesituation der Rieselfeldböden lassen das Vorkommen einer artenarmen Variante des Fridericio-Enchytraeetums schlüssig erscheinen. Diese **Zersetzer-gesellschaft** wird jedoch meist an Ackerstandorten gefunden, die durch Kalkung höhere pH-Werte aufweisen als die hier betrachteten Böden. Die auf den Rieselfeldflächen dominanten Arten der Gattungen Enchytraeus, Fridericia und Henlea werden als Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger eingestuft (GRAEFE & SCHMELZ 1999) und finden damit auf vielen Rieselfeldflächen hinsichtlich der Bodenazidität keine optimalen Bedingungen vor. Andererseits zählen jedoch zu den Säurezeigern unter den Enchytraeiden kaum Pionierarten. Einige Säurezeiger bevorzugen außerdem die Of- und Oh-Horizonte der Humusformen Moder oder Rohhumus als Lebensraum. Die organische Auflage der untersuchten Rieselfeldböden dagegen besteht, wenn vorhanden, meist nur aus einem L-Horizont von unter 3 cm Mächtigkeit. Damit werden die Rieselfeldböden den Ansprüchen einiger säuretoleranter Arten an Habitatstruktur und Nahrungsressourcen nicht gerecht. Aus diesen Gründen sind trotz niedriger pH-Werte auf den untersuchten Flächen kaum säuretolerante Enchytraeidenarten nachzuweisen. Eine Verschiebung der Zersetzer-gesellschaften in Richtung des für saure Forststandorte typischen Achaeto-Cognettietums ist bisher, wenn überhaupt, nur ansatzweise festzustellen. Das Vorkommen von *Achaeta brevivasa* auf der Fläche gbB deutet in diese Richtung. Insgesamt müssen die niedrigen Abundanzen auf den Rieselfeldflächen vor dem Hintergrund des vorgefundenen Artenspektrums in Kombination mit den stark sauren Bedingungen gesehen werden.

Die Laborversuche bestätigen die durch die Reaktionszahl 7 beschriebene **geringe Säuretoleranz** der meisten Enchytraeus-Arten. Die auf den meisten Rieselfeldflächen im Mineralboden gemessenen pH-Werte von 3,6-4,9 führten im Laborversuch mit angesäuertem Standardboden zu Einschränkungen der Reproduktion und erhöhter Mortalität bei *Enchytraeus christenseni*. Auch *Enchytraeus crypticus* reagiert im Reproduktionsversuch bei einer pH-Absenkung von 6,0 auf 5,3 mit deutlich gehemmter Reproduktion (BEYLICH ET AL. 1997). In einem Besiedlungsexperiment meidet *Enchytraeus buchholzi* offenbar Bodenproben mit Säurebehandlung (pH 4,1) im Vergleich zur Kontrolle (pH 4,6) (HÄGVAR & ABRAHAMSEN 1980). Säurebelastung stellt für die genannten Enchytraeus-Arten demnach einen Stressfaktor dar. Zwar kommt es auch bei der säuretoleranten *Cognettia sphagnetorum* im Freilandversuch bei einer Ansäuerung zum Abundanzrückgang, jedoch erst bei pH-Werten < 4 (ABRAHAMSEN 1983).

Die Effekte der **Aufkalkung** im Laborversuch mit *Enchytraeus christenseni* sind schwer interpretierbar, da nur bei der schwach gekalkten Variante ein (negativer) Effekt auf die Reproduktion erkennbar war, nicht aber bei der Variante mit dem höchsten pH-Wert. Für *Enchytraeus crypticus* konnte bei einer Aufkalkung von LUFA 2.2 Standardboden auf pH ca. 7,6 eine Minderung der Reproduktion um etwa 75% festgestellt werden (BEYLICH ET AL. 1997). HÄGVAR & ABRAHAMSEN (1980) und ABRAHAMSEN (1983) beschreiben dagegen eine Förderung von *Enchytraeus buchholzi* durch Kalkung im Freilandversuch bzw. im Besiedlungsexperiment. Für die acidophile Art *Cognettia sphagnetorum* wird dagegen mehrfach eine negative Reaktion auf eine Kalkung beschrieben (ABRAHAMSEN 1983, HUHTA ET AL. 1983, JANS & FUNKE 1989). Unter Freilandbedingungen wurden im Zusammenhang mit der Waldschadensforschung eine Vielzahl von Studien zur Auswirkung von Waldbodenkalkung auf die Bodenfauna durchgeführt (HUHTA 1979, BÄÄTH ET AL. 1980, SCHAUERMANN 1985, IRMLER & HEYDEMANN 1989, HECK ET AL. 1992). Tendenziell reagieren die Enchytraeidenpopulationen saurer Waldböden auf Kalkdüngung mit einer Verminderung der Abundanzen bei gleichzeitiger Erhöhung der Dominanzen von weniger säuretoleranten Arten, z. B. der Gattung *Enchytraeus* (GRAEFE 1989, JANS & FUNKE 1989). Es tritt also im Prinzip eine Umkehrung des bei der Versauerung auftretenden Prozesses ein.

Die **Ursachen** negativer Effekte von Kalkung und Ansäuerung in den geschilderten Untersuchungen können sowohl direkter als auch indirekter Art sein. BÄATH ET AL. (1980) vermuten osmotischen Stress sowohl bei Säure- als auch bei Kalkzugabe durch eine Erhöhung der Osmolarität der Bodenlösung. An Regenwürmern konnte nachgewiesen werden, dass bestimmte Nervenfasern durch Säure, andere durch NaCl stimuliert werden können. Dabei scheinen Säurerezeptoren bei *Aporrectodea longa* über die gesamte Körperoberfläche verteilt zu sein (LAVERACK 1960, 1961). Die Säuregehalte, die eine Reaktion auslösten, sind artspezifisch und stehen möglicherweise in Zusammenhang mit den im Freiland präferierten Bodenbedingungen. Es wurde außerdem nachgewiesen, dass sich durch eine Kalkung auch das Verhältnis von Bakterien zu Pilzen im Boden ändert und damit das Nahrungsangebot der Enchytraeiden (BÄATH ET AL. 1980). Ein weiterer Aspekt ist die verstärkte Freisetzung von Aluminium-Ionen in die Bodenlösung bei pH-Werten von  $< 4,2$  (ULRICH 1981). Die Toxizität von Aluminium für terrestrische Oligochaeten ist mehrfach beschrieben worden (GRAEFE 1991, RUNDGREN & NILSSON 1997, PHILLIPS & BOLGER 1998). Der Zusammenhang zwischen pH-Wert und Schwermetalllöslichkeit wird in Abschnitt 6.4 behandelt.

Welche Auswirkungen das gleichzeitige Auftreten von **Säure- und Trockenstress** auf Enchytraeiden hat, wird in den bisher zitierten Arbeiten kaum thematisiert. In der vorliegenden Arbeit konnte für *Enchytraeus christenseni* im Laborversuch gezeigt werden, dass eine Ansäuerung des Bodens bei Verringerung der Bodenfeuchte die Reproduktion stärker einschränkt als jeder dieser Faktoren für sich. Dagegen konnten YLI-OLLI & HUHTA (2000) in einem Laborversuch mit *Cognettia sphagnetorum* keine Wechselwirkung zwischen den Faktoren pH-Wert und Feuchte feststellen. FEDERSCHMIDT & RÖMBKE (1995) beschreiben zwar einen signifikanten Zusammenhang zwischen Bodenwassergehalt bzw. Boden-pH und den Enchytraeiden-Abundanzen, treffen jedoch keine Aussage über Interaktionen zwischen diesen Faktoren. Aufgrund der starken saisonalen Abundanzschwankungen von Enchytraeiden sind derartige Wechselwirkungen in Freilanduntersuchungen wohl nur schlecht nachzuweisen. Eine Auswirkung der Veränderung beider Faktoren auf das Artenspektrum ist dagegen langfristig feststellbar. Bei GRAEFE (1993b) wird die Veränderung der Zersetzergesellschaft Achaeto-Cognettietum durch Kalkstaubeintrag und Wiedervernässung unter Grünlandnutzung zu einem Octolasietum tyrtaei beschrieben. Der umgekehrte Prozess ist für eine Versauerung bei Trockenlegung

einer Fläche zu vermuten. Diese Konstellation ist - von den Rieselfeldflächen abgesehen - unter Freilandbedingungen allerdings eher selten, da eine Entwässerung von Standorten meist mit Nutzungsintensivierung und Kalkung einher geht. HEALY (1980) ist zu entnehmen, dass trockenheitstolerante Arten meist nicht säuretolerant sind und umgekehrt. Bei gleichzeitiger Versauerung und Austrocknung eines Standorts ist daher eine Verarmung des Arteninventars zu erwarten. Ist schon die Ausgangssituation durch ein schmales Artenspektrum charakterisiert, wie vermutlich auf den Rieselfeldflächen, so ist nach Trockenlegung und mit fortschreitender Versauerung eine Zunahme der Artendiversität unwahrscheinlich.

#### **6.4 Auswirkung erhöhter Schwermetallgehalte auf Enchytraeiden**

Die mit dem Königswasseraufschluss extrahierten **Schwermetallgehalte** werden in der vorliegenden Arbeit der Kürze halber als Gesamtgehalte bezeichnet. Es muss dabei jedoch berücksichtigt werden, dass je nach Element und Bodenart mit dieser Methode die wirklichen Gesamtgehalte mehr oder weniger stark unterschätzt werden (DIN/ISO 11466 1997). Den Anteil der königswasserextrahierbaren Gehalte an den Gesamtgehalten geben z. B. HORNBURG & LÜER (1999) für Cu, Cd und Zn mit > 80 % an. Für Cr liegt der Anteil bei nur 54 %. Für ökotoxikologische Fragestellungen bieten aber weder der echte Gesamtgehalt noch der königswasserextrahierbare Gehalt eine ausreichende Grundlage (HERRCHEN ET AL. 1997). Geeigneter sind dafür Verfahren, die den so genannten mobilen Anteil abschätzen, also den Schwermetallanteil, der unter natürlichen Bedingungen zur Schwermetallkonzentration in der Bodenlösung beitragen kann. Dazu gehören u. a. die Extraktion mit Aqua dest., 0,1 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung oder der hier verwendete Ammoniumnitrat-Aufschluss. Für diesen „mobilen Anteil“ wird manchmal auch die Bezeichnung „bioverfügbarer Anteil“ verwendet. Diese Wortwahl ist insofern ungenau, als dass der für einen Organismus aus der Umwelt verfügbare Anteil eines Stoffes nicht nur von dem Gehalt löslicher und leicht nachlieferbarer Fraktionen dieses Stoffes im Boden abhängt („environmental availability“, PEIJNENBURG ET AL. 1997; s. a. DIN 19730 1997; FENT 1998). Die Bioverfügbarkeit eines Stoffes wird u. a. auch durch die möglichen Aufnahme-mechanismen in den Organismus beeinflusst („environmental bioavailability“) sowie durch die Verteilung des Stoffes im Organismus („toxicological bioavailability“). Da Oligochaeten in der Lage sind, über die nur schwach cuticularisierte Epidermis gelöste Substanzen aufzunehmen, wird meist davon ausgegangen, dass der

Aufnahmepfad aus der Bodenlösung über die Körperoberfläche bei dieser Tiergruppe eine wesentliche Rolle spielt (SPURGEON & HOPKIN 1996a, PEIJNENBURG ET AL. 1997). Allerdings liegt der in der Bodenlösung vorhandene Schwermetallanteil nur zum Teil als freie Metall-Ionen vor. Ein weiterer Teil ist an lösliche organische Komplexbildner gebunden (HERMS & BRÜMMER 1984). Inwieweit diese organisch komplexierten Ionen auch von Oligochaeten aus der Bodenlösung aufgenommen werden und damit toxisch wirken können, ist unklar. Im Folgenden werden der Einfachheit halber für den  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbaren Schwermetallanteil die Begriffe „mobil“ und „verfügbar“ synonym benutzt.

Wesentlicher Einflussfaktor für die **Löslichkeit** von Schwermetallen ist die Bodenazidität. Von verschiedenen Autoren wurde eine enge negative Beziehung zwischen dem pH-Wert und dem mobilen bzw. in der Bodenlösung vorhandenen Anteil an Zink, Kupfer und Cadmium nachgewiesen (HORNBERG & BRÜMMER 1993, JANSSEN ET AL. 1997).  $\text{H}^+$ -Ionen konkurrieren mit Schwermetallen um Bindungsplätze, beeinflussen die Oberflächenladungen von Adsorbentien und die Speziation von Metallen in der Bodenlösung. Ein Anteil der mobilen Fraktion von >10 % am Gesamtgehalt wird bei Cadmium schon bei < pH 6,5 erreicht, während dies bei Zink erst bei pH < 5,3 und bei Kupfer bei pH < 4,5 der Fall ist (HORNBERG & BRÜMMER 1993). Damit in Einklang steht, dass in den hier untersuchten Rieselfeldböden (pH ~ 4,0-5,0) für Zink und Cadmium deutlich höhere mobile Gehalte gemessen wurden als für Kupfer. Für den Verteilungsquotienten Bodenfestphase/Bodenlösung ( $K_p$ ) spielen außerdem Eisen- und Manganoxide, der Gehalt an löslichen und unlöslichen organischen Substanzen sowie der Mineralbestand und Salzgehalt des Bodens eine Rolle. Die Bedeutung dieser Faktoren für die Löslichkeit und Bindung unterscheidet sich von Schwermetall zu Schwermetall (Tab. 42).

Tab. 42: Prozesse der Löslichkeit und Bindung von ausgewählten Schwermetallen

<b>Prozess / Kennwert...</b>	<b>...sinkt in dieser Reihenfolge</b>	<b>Autoren</b>
gelöster Metallanteil am Gesamtgehalt im Bereich pH 3-6	Cd>Zn>Cu>Pb	HERMS & BRÜMMER 1984
pH unterhalb dessen Mobilisierung beginnt	Cd=Zn>Pb>Cu	HERMS & BRÜMMER 1984
Immobilisierung durch hochmolekulare, org. Substanzen	Cu>Cd>Zn>Pb	HERMS & BRÜMMER 1984
Mobilisierung durch lösliche organische Komplexbildner	Cu>Cd>Zn>Pb	HERMS & BRÜMMER 1984
pH, bei dem mobiler Anteil > 10%	Cd>Zn>Cu>Pb	HORNBERG & BRÜMMER 1993

Die von SCHLENTHER ET AL. (1992) im Untersuchungsgebiet im Oberboden ermittelten **mobilen Gehalte** liegen bei Cadmium, Kupfer und Zink in ähnlichen Größenordnungen wie die Messwerte der vorliegenden Arbeit. Auffällig ist, dass bei T 14 der mobile Anteil für alle untersuchten Schwermetalle höher ist als bei den anderen Flächen (Abb. 11-14). Humusgehalt, pH-Wert und Bodenart unterscheiden sich im Vergleich zu den anderen Flächen aber kaum, so dass diese Größen keine Begründung für eine herabgesetzte Schwermetallbindung bei T 14 liefern.

Die Auswahl der Untersuchungsflächen war aufgrund von bereits vorliegenden Bodenanalysen erfolgt (Tab. 1). Im Vergleich mit diesen **Voruntersuchungen** lieferten die Messungen von 1999 bei der Fläche RefB für Cd, Zn und Cu höhere Gesamtgehalte. Bei den übrigen Flächen liegen die neueren Werte für Cd und Zn dagegen eher niedriger als zuvor. Die Fläche RefB ist nach diesen Ergebnissen den höher belasteten Untersuchungsflächen nPAK, T 14 und nPCB zuzuordnen. Die Differenz zu früheren Untersuchungen ist durch die Heterogenität der Flächen begründet. So beschreiben HOFFMANN ET AL. (1995) für eine Rieselfeldfläche im Untersuchungsgebiet Unterschiede der Schwermetallgehalte auf hohem Niveau um den Faktor 3 innerhalb von 10 m.

Die **Hintergrundgehalte** für Zink, Cadmium und Kupfer sowie die **Vorsorgewerte** der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für diese Metalle sind auf den Flächen RefB, nPAK, T 14 und nPCB z. T. deutlich überschritten (Tab. 43., vgl. Abb. 11-14). Darüber hinaus wird der von WILKE ET AL. (2001) für den Pfad Boden - Bodenorganismen vorgeschlagene Prüfwert für Cadmium (5,0 mg/kg) ebenfalls auf RefB, T 14 und nPCB überschritten. Eine Beeinträchtigung der Bodenfunktionen, hier insbesondere der Lebensraumfunktion, durch Schwermetalle auf diesen Flächen erscheint daher naheliegend.

Tab. 43: Mittlere Gehalte, Hintergrund- und Vorsorgewerte für Zink, Cadmium und Kupfer (mg/kg)

Werte	Autor	Zink	Cadmium	Kupfer
Mittlere Schwermetallgehalte Sandböden	HINDEL & FLEIGE (1991)	10-20	< 0,3	< 3-4
Obergrenze Normalbereich Sandböden	HINDEL & FLEIGE (1991)	25-50	1,5	5-15
Hintergrundgehalte, Ackerboden Berlin	LABO (1998)	35	0,4	21
Hintergrundgehalte, Wald-Auflage	LABO (1998)	36,9	1,172	152
Vorsorgewert Sandböden	BBODSCHV (1999)	60	0,4	20

Zwischen den unterschiedlichen Schwermetallgehalten der einzelnen Flächen einerseits und den **Enchytraeiden-Abundanzen** andererseits ist allerdings kaum ein Zusammenhang erkennbar. Die geringsten Gesamtabundanzen wurden auf der Fläche nPCB gefunden. Während dort in vegetationsfreien Bereichen (nPCB(-)) an mehreren Terminen keine Enchytraeiden nachgewiesen werden konnten, wurden in angrenzenden Bereichen mit einer bestehenden Krautschicht (nPCB(+)) Tiere in geringer Dichte gefunden. Dies ist insofern erstaunlich, als dass bei nPCB(-) deutlich niedrigere Schwermetallgehalte gemessen wurden. Allerdings muss auch hier wieder die Heterogenität der Flächen berücksichtigt werden. Bei der Begleituntersuchung zum Besiedlungsversuch im Freiland (s. Abschnitt 6.6) wurden insbesondere im organischen Horizont von nPCB(-), aber z. T. auch im Mineralboden höhere Schwermetallgesamtgehalte gemessen (vgl. Abb. 11-14 mit Tab. 28). Es erscheint darüber hinaus denkbar, dass es bedingt durch die Heterogenität in nPCB(+) schwach kontaminierte Mikrohabitate gibt, die den Enchytraeiden eine Existenz ermöglichen. Dafür würde auch sprechen, dass die Tiere bei der Aufschwemmung der Proben zur Extraktion meist verendet sind, was bei keiner anderen Fläche der Fall war. Die Möglichkeit einer toxischen Wirkung des Extraktionswassers durch aus dem Boden gelöste Metalle wird auch bei GRAEFE (1991) beschrieben. Bei nPCB(+) könnte außerdem ein positiver Einfluss der Vegetation über eine Verbesserung des Mikroklimas oder Nahrungsangebots gegenüber nPCB(-) gegeben sein. Nach der Fläche nPCB(+) weist T 14 die höchsten mobilen Gehalte der untersuchten Schwermetalle auf, was sich allerdings nicht in geringeren Abundanzen im Vergleich mit den anderen Flächen niederschlägt. Da auf T 14 die Abundanzen im Mittel von sechs Probenahmeterminen sogar höher sind als bei RefB und nPAK, sind hier wahrscheinlich andere Faktoren, wie die höhere Bodenfeuchte, entscheidend. Mögliche Ursachen für die geringen Abundanzen der gering belasteten Flächen T 26 und gbB wurden bereits in den Abschnitten 6.1 bis 6.3 angesprochen.

**Freilanduntersuchungen** an Enchytraeiden in schwermetallbelasteten Böden mit Bodeneigenschaften und Schadstoffkombinationen, die denen der Rieselfeldflächen vergleichbar sind, liegen nur in geringer Zahl vor. Bei BENGTTSSON & RUNDGREN (1982) sind Artenzahlen und Abundanzen in einem Schwermetallgradienten in der Umgebung einer Messinghütte dokumentiert. Stark eingeschränkte Abundanzen sowie eine Verschiebung der Vertikalverteilung zugunsten tieferer Horizonte waren dort ab 169 mg Zn/kg (NH<sub>4</sub>-Acetat-extrahierbare Fraktion) festzustellen. Ähnliche

Werte wurden mit der weniger effektiven  $\text{NH}_4$ -Nitrat-Extraktion auch auf den hoch belasteten Rieselfeldern gefunden (s. Abb. 11). Eine phasenweise überflutete Mähwiese mit ähnlichem pH-Wert und etwa 1,5fachen Kupfer- sowie Zinkgehalten wie bei der nPCB(+)-Fläche untersuchten BORN ET AL. (1988) hinsichtlich der Besiedlung mit Enchytraeiden. Sie fanden im Vergleich zur gering belasteten Kontrollfläche deutlich weniger Arten (10 gegenüber 17) und geringere Individuenzahlen je Quadratmeter (12800 gegenüber 28900). Diese beiden Untersuchungen sprechen dafür, dass auch auf den Rieselfeldflächen die Schwermetallbelastung eine Ursache für die niedrigen Abundanzen und Artenzahlen sein kann. Ein enger Zusammenhang zwischen Schwermetallgehalten und Enchytraeidenpopulationen ist bei Freilanduntersuchungen aber häufig nicht nachzuweisen. Zwischen beiden Größen lassen sich insbesondere dann kaum enge Beziehungen herstellen, wenn Artenzahl und Abundanzen gering, die Schwankungen der Letzteren aber hoch sind (NOTENBOOM 1998). SALMINEN & HAIMI (1999) stellten tendenziell niedrigere Abundanzen von *Cognettia sphagnetorum* auf einer schwermetallbelasteten Forstfläche (Cu:  $\bar{x}$  = 2084 mg/kg, Ni:  $\bar{x}$  = 298 mg/kg) im Vergleich zu einer Referenzfläche fest. Eine Korrelation zwischen den Abundanzen und Schwermetallgehalten einzelner Probenpunkte bestand allerdings auch dort nicht, was die Autoren auf eine sehr kleinskalige Variabilität sowohl der Enchytraeidendichte als auch der Schwermetallgehalte zurückführen, wie sie auch auf den Rieselfeldflächen gegeben ist.

Da ein **Nachweis von Effekten** erhöhter Schwermetallgehalte im Freiland auf die Enchytraeidenpopulationen nicht immer einfach ist, sollen hier die Laborergebnisse zu den Freilanddaten in Beziehung gesetzt werden. Die Eigenschaften des dotierten LUFA 2.2-Bodens sind, was Bodenart, Humusgehalt und mobilen Zinkanteil betrifft, den untersuchten Rieselfeldböden relativ ähnlich, so dass ein Vergleich vertretbar erscheint. Die für Zink ermittelten  $\text{EC}_{50}$ -Werte für die Reproduktion werden auf den Rieselfeldflächen häufig überschritten (Tab. 44). Für *Enchytraeus christenseni* überschreiten die Zinkgehalte auf drei Flächen auch die  $\text{LC}_{50}$ , für *Enchytraeus sp.* (RefB5) nur auf nPCB(+). Dasselbe Bild ergibt sich für *E. christenseni* bezüglich der in angesäuertem Boden ermittelte  $\text{EC}_{50}$ . Die Gegenüberstellung von Freiland- und Labordaten zeigt, dass ein negativer Einfluss der im Freiland erhöhten Zinkgehalte auf Reproduktion und z. T. Sterblichkeit der untersuchten Arten und damit auf deren Abundanzen sehr wahrscheinlich ist.



Tab. 44: Vergleich der im Labor ermittelten EC<sub>50</sub>-Werte (Reproduktion) bzw. LC<sub>50</sub>-Werte (Mortalität) für Zink mit den Zinkgehalten der Rieselfeldböden, getrennt nach Gesamtgehalten und mobiler Fraktion. +: Überschreitung der EC<sub>50</sub> bzw. LC<sub>50</sub>, -: Unterschreitung der EC<sub>50</sub> bzw. LC<sub>50</sub>, *E. chr.*: *Enchytraeus christenseni*, *E. sp.*: *Enchytraeus sp.* (RefB5). Vgl. Abb. 11 und Tab. 36-37

Fläche	EC <sub>50</sub>				LC <sub>50</sub>			
	Gesamtgehalt		mobil		Gesamtgehalt		mobil	
	<i>E. chr.</i>	<i>E. sp.</i>	<i>E. chr.</i>	<i>E. sp.</i>	<i>E. chr.</i>	<i>E. sp.</i>	<i>E. chr.</i>	<i>E. sp.</i>
RefB	+	+	+	+	+	-	-	-
nPAK	+	+	+	+	+	-	-	-
T 14	+	+	+	+	-	-	-	-
nPCB(-)	+	+	+	+	-	-	-	-
nPCB(+)	+	+	+	+	+	+	+	+
gbB	-	-	-	-	-	-	-	-
T 26	+	+	+	+	-	-	-	-
Forst	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>EC<sub>50</sub> (mg/kg)</b>	75,9	73,0	16,7	15,8	271,8	423,6	81,4	131,5

Aus **Laborversuchen** existieren inzwischen eine Reihe Daten zur Zinktoxizität bei Enchytraeiden. Auch hier ist die Vergleichbarkeit durch unterschiedliche Rahmenbedingungen eingeschränkt. NOTENBOOM ET AL. (1994), POSTHUMA ET AL. (1997) sowie NOTENBOOM (1998) beschreiben für *Enchytraeus crypticus* mehrere Reproduktionsversuche mit Zink in OECD-Kunstboden, die EC<sub>50</sub>-Werte von 186 bis 336 mg/kg lieferten (Tab. 45). Dies zeigt, dass selbst bei ähnlichen Versuchsbedingungen die für eine Art ermittelten EC<sub>50</sub>-Werte deutlich schwanken können. Die in der vorliegenden Arbeit ermittelten EC<sub>50</sub>-Werte für Zink liegen im Vergleich zu den meisten in Tabelle 45 angeführten Literaturdaten um das 2,5-4,5fache niedriger. Dies wird u. a. darauf zurückgeführt, dass viele der zitierten Untersuchungen OECD-Kunstboden einsetzen, der einen höheren pH-Wert und einen höheren Gehalt organischer Substanz als LUFA 2.2 aufweist. Das zugegebene Zink ist durch die anderen Bindungseigenschaften dieses Bodens sehr wahrscheinlich weniger bioverfügbar als in LUFA 2.2. Ein Vergleich von EC<sub>50</sub>-Daten für Zink aus verschiedenen Böden wird erleichtert, indem die Daten mithilfe der folgenden Formel auf einen „Standardboden NL“ mit 10 % organischer Substanz und 25 % Tongehalt umgerechnet werden, wie dies in den Niederlanden praktiziert wird (JANUS 1993):

$$EC_{\text{Standard}} = (EC_{\text{Experiment}} * 140) / (50 + 1,5 * (2 * \% \text{ Tongehalt} + \% \text{ org. Substanz}))$$

Für die hier ermittelten EC<sub>50</sub>-Werte ergeben sich nach Umrechnung EC<sub>50Standard</sub>-Werte von 131-140 mg Zn/kg. Ein Vergleich mit den bei NOTENBOOM (1998) angegebenen Werten ( $\bar{x}$  = 277 mg Zn/kg), die ebenfalls auf den o. g.

„Standardboden NL“ umgerechnet sind, ergibt dann noch eine Abweichung um den Faktor 2. Die beste Vergleichsmöglichkeit bietet jedoch die Gegenüberstellung von EC<sub>50</sub>-Werten auf Basis der mobilen Gehalte, zumal in die obige Formel der pH-Wert nicht eingeht. Falls diese Daten überhaupt ermittelt werden, stellt sich allerdings das Problem der Verwendung verschiedener Extraktionsmittel zur Messung des mobilen Gehalts (z. B. NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extrakt, CaCl<sub>2</sub>-Extrakt, Wasser). In zwei der zitierten Studien mit *Enchytraeus crypticus* (Tab. 45) sind die EC<sub>50</sub>-Werte für mobile Zinkgehalte (18-20 mg/kg, bezogen auf CaCl<sub>2</sub>-Extrakt-Gehalte) angegeben. Sie stimmen mit denen der vorliegenden Arbeit (15,8-16,7 mg/kg, bezogen auf NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extrakt) gut überein, trotz deutlich höherer auf den Gesamtgehalt bezogenen EC<sub>50</sub>-Werte. Dasselbe gilt für die auf die wasserlöslichen Gehalte bezogenen Effektkonzentrationen aus einer Studie mit *Eisenia fetida* (Lumbricidae), die mit hinsichtlich pH (5,0) und Torfgehalt (5 %) modifiziertem OECD-Boden durchgeführt wurde.

Tab. 45: Auswahl ökotoxikologischer Wirkdaten für Zink (mg/kg TG). EC<sub>50</sub>: Effektkonzentration mit 50 % Effekt auf die Reproduktion, LC<sub>50</sub>: Konzentration mit 50 % Effekt auf die Mortalität, in Klammern: mobile Gehalte

Autor	mg/kg	Zinkfraktion	Effekt	Boden	Art	pH / org. Substanz
NOTENBOOM ET AL. (1994)	186	Gesamtgehalt	EC <sub>50</sub>	OECD-Boden	<i>Enchytraeus crypticus</i>	6,2 10 % (Torf)
NOTENBOOM ET AL. (1994)	251	Gesamtgehalt	EC <sub>50</sub>	OECD-Boden	<i>Enchytraeus crypticus</i>	6,2 10 % (Torf)
NOTENBOOM (1998)	254 (18)	Gesamtgehalt (CaCl <sub>2</sub> -Extrakt)	EC <sub>50</sub>	OECD-Boden	<i>Enchytraeus crypticus</i>	5,9-6,4 10 % (Torf)
NOTENBOOM (1998)	212 (144)	Gesamtgehalt (CaCl <sub>2</sub> -Extrakt)	EC <sub>50</sub>	OECD-Boden	<i>Enchytraeus crypticus</i>	5,9 10 % (Torf)
NOTENBOOM (1998)	262 (149)	Gesamtgehalt (CaCl <sub>2</sub> -Extrakt)	EC <sub>50</sub>	Freilandboden	<i>Enchytraeus crypticus</i>	7,2 2 %
POSTHUMA ET AL. (1997)	336 (20)	Gesamtgehalt (CaCl <sub>2</sub> -Extrakt)	EC <sub>50</sub>	OECD-Boden	<i>Enchytraeus crypticus</i>	6,5-6,6 10 % (Torf)
POSTHUMA ET AL. (1997)	188	Gesamtgehalt	EC <sub>50</sub>	OECD-Boden	<i>Enchytraeus crypticus</i>	6,6-6,4 10 % (Torf)
SPURGEON & HOPKIN (1996a)	199 (12,9)	Gesamtgehalt (Wasserextrakt)	EC <sub>50</sub>	OECD-Boden	<i>Eisenia fetida</i>	5,0 5 % (Torf)
SPURGEON & HOPKIN (1996a)	591 (82,6)	Gesamtgehalt (Wasserextrakt)	LC <sub>50</sub>	OECD-Boden	<i>Eisenia fetida</i>	5,0 5 % (Torf)

Meist wird davon ausgegangen, dass Schwermetalle in „alten“ **Kontaminationen** im Freiland weniger verfügbar sind als frisch zugefügte Schwermetallsalze im Laborversuch (SALMINEN & HAIMI 2001). SPURGEON ET AL. (1994) und SPURGEON & HOPKIN (1995) fanden im Laborversuch mit *Eisenia fetida* deutlich empfindlichere Reaktionen auf verschiedene Schwermetalle als in ähnlich belasteten Freilandböden. SMIT & VAN GESTEL (1998) berichten von 5-8fach geringeren Effekten von Zink auf *Folsomia candida* (Collembola) in dotiertem Boden nach 1,5 Jahren Alterung im Freiland. Der Alterungsversuch in der vorliegenden Arbeit war mit 26 Wochen möglicherweise zu kurz, um einen Effekt auf die  $EC_{50}$  zu zeigen. HORNBURG & BRÜMMER (1993) gehen davon aus, dass nach Eintritt einer Schwermetallkontamination Jahre bis zur Gleichgewichtseinstellung der verschiedenen Bindungsformen vergehen. Eine frische Kontamination mit löslichen Schwermetallsalzen wäre demnach nicht mit Altlastböden vergleichbar hinsichtlich des mobilen Schwermetallanteils. Die Gleichgewichtseinstellung zwischen Boden und Bodenlösung im Freiland ist u. U. anders als unter Laborbedingungen, z. B. wegen anderer Eigenschaften der Bodenlösung hinsichtlich Ionenstärke, pH, Redoxpotential und Gehalt an löslichen organischen Substanzen (JANSSEN ET AL. 1997). Die Analysen des aufdotierten Standardbodens LUFA 2.2 zeigen, dass der ursprüngliche Zinkgehalt des Bodens zu einem viel geringeren Teil mobil ist als das zugemischte Zink. Die Rieselfeldböden zeigen allerdings ähnliche mobile Zinkanteile wie der dotierte LUFA 2.2-Boden (s. Anhang 3).

Da auf den Rieselfeldern außer Zink **weitere Schwermetalle** vorkommen, die hier im Laborversuch nicht untersucht wurden, sind einige Daten zu Wirkschwellen für Schwermetalle in Tabelle 46 zusammengestellt. Deren Vergleich mit den Schwermetallgehalten der Rieselfeldflächen zeigt eine mögliche Beeinträchtigung der Enchytraeiden durch Kupfer auf der Fläche nPCB (vgl. Abb. 13, Tab. 28). Für Chrom waren für Enchytraeiden keine geeigneten Toxizitätsdaten verfügbar. Der hier ersatzweise herangezogene Wert für *Eisenia andrei* (Lumbricidae) ist auf allen Flächen außer T 26 und gbB überschritten. Von Cadmium und Blei gehen nach den vorliegenden Daten (vgl. Abb. 12, Tab. 1 und 28) auf den Rieselfeldflächen wahrscheinlich kaum toxische Effekte für die Enchytraeiden-Population aus. Zink hat damit von den hier betrachteten Schwermetallen die größte Bedeutung für die Enchytraeiden der Rieselfeldflächen. Die Bewertung von Zink als wesentlichstem Schwermetall für die Bodenfauna in Altlastböden ist auch aus anderen Untersuchungen bekannt (SPURGEON & HOPKIN 1996a, POSTHUMA ET AL. 1998b).

Tab. 46: Auswahl ökotoxikologischer Wirkdaten für Blei, Cadmium, Kupfer und Chrom (mg/kg TG).  
 LC<sub>50</sub>: Konzentration mit 50 % Effekt auf die Mortalität, EC<sub>50</sub>: Konzentration mit 50 % Effekt,  
 NOEC: no observed effect concentration, LOEC: lowest observed effect concentration

Autor	Metall	Parameter	mg/kg	Boden	Art
ELZER (1995)	Pb	NOEC <sub>Reproduktion</sub> LOEC <sub>Reproduktion</sub>	270 456	Gartenboden: pH(H <sub>2</sub> O) 7,3, 9,6 % Humus	<i>Enchytraeus buchholzi</i>
ELZER (1995)	Cd	NOEC <sub>Reproduktion</sub>	35		
DÜKER (1995)	Cd	LOEC <sub>Reproduktion</sub>	116	LUFA 2.2	<i>Enchytraeus crypticus</i>
ACHAZI & BEYLICH (1997)	Cd	NOEC <sub>Mortalität</sub>	215	LUFA 2.2	<i>Enchytraeus crypticus</i>
RÖMBKE (1989b)	Cd	LC <sub>50</sub>	3680	OECD-Boden	<i>Enchytraeus albidus</i>
BEYLICH ET AL. (1997)	Cu	NOEC <sub>Reproduktion</sub> LOEC <sub>Reproduktion</sub>	102 184	LUFA 2.2	<i>Enchytraeus crypticus</i>
BEYLICH ET AL. (1997)	Cu	NOEC <sub>Mortalität</sub> LOEC <sub>Mortalität</sub>	318 635	LUFA 2.2	<i>Enchytraeus crypticus</i>
AUGUSTSSON & RUNDGREN (1998)	Cu	EC <sub>50</sub> Fragmentation	676	LUFA 2.2 + Torf (1:3)	<i>Cognettia sphagnetorum</i>
SALMINEN & HAIMI (2001)	Cu	LC <sub>50</sub>	1769	Freilandboden (Kiefernforst)	<i>Cognettia sphagnetorum</i>
SALMINEN & HAIMI (2001)	Cu	LC <sub>50</sub> , Tiere adaptiert	2041	Freilandboden (Kiefernforst)	<i>Cognettia sphagnetorum</i>
VAN GESTEL ET AL. (1993)	Cr	LOEC <sub>Reproduktion</sub>	100	OECD-Boden	<i>Eisenia andrei (Lumbricidae)</i>

Die Schwermetallbelastung als eine Hauptursache für die Beeinträchtigung der **Lebensraumfunktion** ist allein aus den Freilanddaten nicht zu begründen, da auch gering belastete Flächen (gbB, T 26) geringe Abundanzen und Artenzahlen zeigen. Unter diesem Aspekt wurde die Wirkung einiger Rieselfeldböden des Untersuchungsgebiets auf die Reproduktion von Enchytraeiden von HECK (1995) in Laborversuchen untersucht. Im Bodenmaterial der Flächen nPCB und nPAK kam die Reproduktion von *Enchytraeus crypticus* und *Enchytraeus albidus* fast völlig zum Erliegen. In gbB-Bodenmaterial konnten sich dagegen beide Arten reproduzieren, wenngleich in geringerem Maße als in LUFA 2.2. Dies spricht dafür, dass auf der Fläche gbB die Abundanzen durch Trockenheit und geringe Nahrungsressourcen eingeschränkt sind - Faktoren, die im Laborversuch optimiert werden. Eine übergreifende Betrachtung von Freilandergebnissen, Laborergebnissen und Literaturdaten führt insgesamt zu dem Schluss, dass die Schwermetallgehalte auf den Flächen RefB, nPAK, T 14 und nPCB die Lebensraumfunktion der Böden einschränken.

## 6.5 Einfluss von Bodenfeuchte, pH-Wert und weiterer abiotischer Faktoren auf die Toxizität von Zink

Ökotoxikologische Labortests sind üblicherweise so konzipiert, dass die Testorganismen, abgesehen von der Schadstoffexposition, möglichst optimale Bedingungen vorfinden. Im Freiland sind Bodentiere jedoch neben einer Schadstoffbelastung häufig weiteren Stressfaktoren ausgesetzt. Dadurch kann die Reaktion der Tiere auf Schadstoffe im Vergleich zu den im Labor ermittelten Ergebnissen verändert sein. In den Abschnitten 6.2 und 6.3 wurde die Empfindlichkeit von Enchytraeiden gegenüber Bodenfeuchte und Bodenazidität dargestellt. Im Folgenden soll der Einfluss dieser und anderer Faktoren auf die Toxizität von Schwermetallen betrachtet werden.

Die Laborversuche zeigen, dass die untersuchten Enchytraeidenarten auf verringerte **Bodenfeuchte** mit herabgesetzter Reproduktion und schwächerem Längenwachstum reagieren. Auf die Toxizität von Zink hat ein bezüglich Reproduktion und Wachstum ungünstiger Wassergehalt dagegen keine verstärkende Wirkung. Es scheint im Gegenteil so zu sein, dass bei Trockenheit die Toxizität von Zink zumindest bei geringen Zinkgehalten herabgesetzt ist (Abb. 56). Zu ähnlichen Effekten liegen kaum Untersuchungen vor. In einem Experiment zur Toxizität von Cadmium mit *Folsomia candida* kommt es bei verschiedenen Feuchtestufen zwar zu unterschiedlichen Reproduktionsraten (VAN GESTEL & VAN DIEPEN 1997). Eine Abhängigkeit der  $EC_{50\text{Reproduktion}}$  von der Bodenfeuchte ergibt sich daraus jedoch nicht, so dass die Autoren diesem Faktor keine praxisrelevante Bedeutung zubilligen. Von MARINUSSEN ET AL. (1997) wurde in einigen Fällen eine erhöhte Akkumulation von Kupfer bei *Lumbricus rubellus* in der feuchtesten Versuchsvariante (WG 45 % des TG) gefunden. Mit der Begründung, dass Regenwürmer derart nasse Böden meiden, wird dieser Effekt allerdings für unerheblich erachtet. In einer Studie mit *Enchytraeus sp.* beschreiben PUURTINEN & MARTIKAINEN (1997) unterschiedliche Wirkungen zweier Pestizide bei unterschiedlichen Wassergehalten. Dabei war die Toxizität von Dimethoat bei Wassergehalten von 55 % und 70 % der WHK erhöht, bei Benomyl dagegen bei 70 % der WHK verringert gegenüber den trockeneren Varianten. Die LOECs waren in diesem Versuch also von der Feuchte abhängig. Diese Beobachtung trifft auch in der vorliegenden Arbeit bezüglich der Zinktoxizität zu. Für die Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit von Daten aus Enchytraeiden-Tests scheint daher die Einhaltung einer eng definierten Bodenfeuchte ratsam.

Als **Ursachen** für unterschiedliche Effekte in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte sind verschiedene Faktorenkomplexe denkbar, die unterschiedliche Aspekte der Verfügbarkeit betreffen:

1. Mit Veränderung des Wassergehalts ändern sich die Sorption des Schadstoffs, dessen Konzentration in der Bodenlösung, bei Metallen ev. auch Speziation und Komplexierung (environmental availability).
2. Bei zunehmender Trockenheit ändern sich Verhalten, Bewegungs- und Stoffwechselaktivität von Bodentieren, wodurch die aufgenommene, aber auch die abgegebene Schadstoffmenge beeinflusst wird (environmental bioavailability und toxicological bioavailability, s. S.114).

Bei einer Analyse der Cadmiumgehalte (Gesamtgehalte, NH<sub>4</sub>-Acetat-Extrakt und wässriger Extrakt) in unterschiedlichen Feuchtestufen fanden VAN GESTEL & VAN DIEPEN (1997) im Rahmen eines Collembolentests keine signifikanten Unterschiede. Welche der möglichen Faktoren in der vorliegenden Arbeit eine Rolle für die durch Trockenheit verringerte Toxizität von Zink spielen, lässt sich auf der Grundlage der vorhandenen Daten nicht entscheiden.

Inwieweit die Ergebnisse aus den kombinierten Zink – Bodenfeuchtetests für die **Freilandsituation** von Bedeutung sind, ist fraglich. Auf den Rieselfeldflächen sind einerseits die Gehalte an Zink und anderen Schwermetallen höher als im Laborversuch, andererseits ist die Austrocknung phasenweise stärker ausgeprägt. Ist die Enchytraeiden-Population durch Schwermetallbelastung und niedrigen pH-Wert sowieso klein, kann eine Trockenphase u. U. zum fast völligen Zusammenbruch der Population führen, selbst wenn auch unter Freilandbedingungen die Zinktoxizität bei Trockenheit etwas geringer sein sollte.

In Abschnitt 6.4 wurde bereits erwähnt, dass die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden mit sinkendem **pH-Wert** tendenziell zunimmt. Ökotoxikologische Untersuchungen thematisieren meistens den Zusammenhang zwischen pH-Wert und Bioverfügbarkeit bzw. Akkumulation in Bodentieren (MA 1982, MARINUSSEN ET AL. 1997, POSTHUMA ET AL. 1998a). Die Beziehung zwischen Effektkonzentrationen (EC<sub>50</sub>, LOEC etc.) und dem pH-Wert des Testmediums wird dagegen nur selten betrachtet (SANDIFER & HOPKIN 1996, SPURGEON & HOPKIN 1996a). In Abschnitt 5.5.8 ist dargestellt, dass die Reproduktion durch Zink unter Säureeinfluss stärker

eingeschränkt wird als ohne Säurezugabe und die  $EC_{50}$  bei pH 4,9 etwas niedriger liegt als bei pH 5,2. Da die verfügbaren Zinkanteile im angesäuerten Standardboden gegenüber dem nicht angesäuerten erhöht waren (Abb. 39), entspricht dieses Ergebnis den Erwartungen. Bezogen auf die mobilen Gehalte sind übereinstimmende EC-Werte für die Testansätze mit unterschiedlichen pH-Werten zu erwarten, da die mobilen Gehalte den verfügbaren Zinkanteil besser repräsentieren als die Gesamtgehalte. Die Abweichungen zwischen den beiden  $EC_{50\text{Reproduktion}}$ -Werten (mobil) (Tab. 36) sind vermutlich auch auf die geringe Datenbasis der für die Umrechnung verwendeten Regressionsgeraden (Abb. 66 und 67) zurückzuführen.

Aufgrund des Zusammenhangs zwischen pH-Wert und Schwermetalllöslichkeit kann eine Verringerung der Schwermetallverfügbarkeit durch eine **Kalkung** des Bodens erreicht werden (BENGTSSON & RUNDGREN 1992). In Laborversuchen mit *Enchytraeus crypticus* und Kupferacetat konnte durch Kalkung des Bodens von pH < 6,0 auf pH > 7,0 die  $NOEC_{\text{Mortalität}}$  erheblich angehoben werden (BEYLICH ET AL. 1997). Die Reproduktion wurde in derselben Studie dagegen durch eine pH-Anhebung auf > 7,5 in der Kontrolle gehemmt und erreichte erst bei einem Kupfergehalt von 184 mg/kg den höchsten Wert, um dann mit steigender Kupferkonzentration wieder abzufallen. Außerdem zeigte sich bei einem Laborversuch mit Rieselfeldboden der Flächen nPAK und nPCB (pH 4,4-4,5) mit *Enchytraeus crypticus* eine stark eingeschränkte Reproduktion, die aber durch Kalkung der Böden auf pH 6,3-6,5 erheblich gesteigert werden konnte (ACHAZI ET AL. 1996). Bei Böden mit bereits anfänglich etwas höherem pH-Wert hatte die Kalkung keinen oder sogar einen negativen Effekt. Möglicherweise spielt bei negativen Kalkungseffekten auf die Reproduktion von Enchytraeiden eine herabgesetzte Verfügbarkeit von Spurenelementen (z. B. Zink und Kupfer) eine Rolle.

Bei der Verwendung von Schwermetallsalzen kann die Erhöhung der **Salinität** der Bodenlösung von Bedeutung für die Toxizität sein. SCHRADER ET AL. (1998) schließen aus einem Laborversuch mit Larven von *Poecilus cupreus* (Carabidae), dass besonders Schwermetallchloride problematisch sind. Die Larven reagierten auf  $CaCl_2$ - und  $CuSO_4$ -Lösungen weniger empfindlich als auf eine  $CuCl_2$ -Lösung gleicher Molarität (11,8 mmol/kg TG). Außerdem kann es bei hohen Chloridkonzentrationen zur Bildung von Metall-Chlorid-Komplexen kommen, von denen unklar ist, ob sie von Enchytraeiden genauso wie Metallkationen aufgenommen werden können

(POSTHUMA ET AL. 1997). Bei NEUHAUSER ET AL. (1984) ergaben sich allerdings keine signifikanten Unterschiede im Reproduktionstest mit *Eisenia fetida* für die Acetate, Chloride, Nitrate und Sulfate der Metalle Cadmium, Kupfer, Blei, Nickel und Zink. Die in der vorliegenden Arbeit berechnete  $EC_{50\text{Reproduktion}}$  für  $CaCl_2$  von 4,35 mmol/kg entspricht einer Chloridmenge bei der Zugabe von 284,45 mg Zn/kg als Zinkchlorid ( $\hat{=} 592,82 \text{ mg ZnCl}_2/\text{kg} \hat{=} 4,35 \text{ mmol/kg}$ ). Zinkgehalte dieser Größenordnung wurden bei den Reproduktionstests Zink 1-3 zwar verwendet. Eine Wirkung auf die Reproduktion von *Enchytraeus christenseni* setzte allerdings meist deutlich unterhalb dieser Zinkkonzentration ein. Ein Effekt des Chlorids insbesondere bei den niedrigen Zinkkonzentrationen der Kombinationsversuche wird daher für unwahrscheinlich gehalten. Eine erhöhte Mortalität der Adulten war auch bei der jeweils höchsten Konzentration in keinem der Reproduktionsversuche mit NaCl und  $CaCl_2$  festzustellen. Ein Effekt der Chloridionen in den Mortalitätsversuchen mit Zinkchlorid wird daher ausgeschlossen. Die Wirkung von Chloridionen auf *Enchytraeus sp.* (RefB5) wurde nicht untersucht. Von anderen *Enchytraeus*-Arten sind jedoch eher höhere Toleranzen gegenüber NaCl bekannt als die hier für *E. christenseni* festgestellte (SIEBERS & BULNHEIM 1977, POSTHUMA ET AL. 1997).

Von Bedeutung für die Bindung von Schwermetallen in Böden sind außerdem **Humusgehalt** und **Tongehalt** (Bodenart). Sowohl organische Substanz als auch Tonminerale tragen negative Ladungen, die Bindungsplätze für (Schwer-)Metallkationen darstellen. Auf Rieselfeldflächen ist daher im Allgemeinen eine enge Korrelation zwischen Humusgehalt und Schwermetallbelastung gegeben (RENGER ET AL. 1995). Auch von den hier untersuchten Flächen weisen die am geringsten belasteten die niedrigsten Gehalte organischer Substanz auf (Tab. 17 und Abb. 11-14). Durch sehr geringe Humusgehalte, wie auf der Fläche gbB, können sich allerdings ungünstige Bedingungen hinsichtlich Wasserhaltekapazität und Nahrungsressourcen für Bodenorganismen ergeben. SPURGEON & WEEKS (1998) zeigten in einem Laborversuch mit *Eisenia fetida*, dass sich Böden mit 5 % bzw. 15 % organischer Substanz unterschiedlich hinsichtlich der Toxizität von Zink verhalten. Bei pH 6,0 wird eine Differenz um den Faktor 2,5 für die  $LC_{50}$  angegeben bei pH 4,0 ist der Unterschied dagegen kaum ausgeprägt. Mit LUFA 2.2 wurde ein Standardboden ausgewählt, der den meisten der untersuchten Rieselfeldflächen in Humus- und Tongehalt relativ ähnlich ist, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten.



Die Laborversuche wurden bei einer **Temperatur** von 15 °C durchgeführt. Diese Abweichung von der Testvorschrift (ISO/WD 16387 2000: 20 °C) wurde vorgenommen, um den Freilandbedingungen näher zu kommen. Die Temperaturmesswerte auf den Rieselfeldflächen lagen in 5 cm Tiefe nur selten über 15° C. Die Toleranz gegenüber Zink ist bei *Eisenia fetida* bei 15° C größer als bei 25 °C (SPURGEON ET AL. 1997). Dieser Temperatureffekt ist gegenüber den Modifikationen der Schwermetallwirkung durch die oben angeführten Bodenfaktoren aber wohl eher von untergeordneter Bedeutung (SPURGEON & WEEKS 1998).

Abschließend soll kurz auf die Einflüsse **organischer Schadstoffe**, insbesondere der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und der Polychlorierten Biphenyle (PCB) auf die Enchytraeidenpopulationen der Rieselfeldböden eingegangen werden. ACHAZI ET AL. (1995) beschreiben signifikante Effekte auf die Reproduktion von *Enchytraeus crypticus* durch Benzo(a)pyren ab 100 mg/kg bzw. durch Fluoranthen ab 1200 mg/kg. Diese Werte liegen weit oberhalb der auf Rieselfeldflächen gemessenen Werte für die Summe der PAKs (PIEPER ET AL. 1998, KRATZ 1995). Für PCB52 ergaben sich fördernde Effekte auf die Reproduktion von *Enchytraeus crypticus* bei 2 und 20 mg/kg. Ein hemmender Effekt konnte auch bei 100 mg/kg nicht festgestellt werden (ACHAZI & BEYLICH 1997). Zum Vergleich: Selbst auf der hoch belasteten Fläche nPCB liegt der Gehalt der Summe der PCBs unter 1 mg/kg. Aufgrund dieser Daten wird davon ausgegangen, dass durch keine der beiden Stoffgruppen eine Verminderung der Enchytraeiden-Population auf den Rieselfeldflächen gegeben ist.

## 6.6 Besiedlungsversuche mit Enchytraeiden im Freiland

### 6.6.1 Versuchsfläche RefB

In zwei Besiedlungsexperimenten wurde die Eignung des nPCB(-)-Bodens als Lebensraum für Enchytraeiden untersucht. Die Versuchsergebnisse von der RefB-Fläche müssen vor dem Hintergrund extremer Witterungsverhältnisse vor und während der Versuchslaufzeit betrachtet werden. Durch die geringen Niederschläge im Sommer 1995 waren die Enchytraeiden-Population und die Bodenfeuchte zu Versuchsbeginn auf einem sehr niedrigen Niveau. Damit bot der Boden nur ein geringes Potential zur Besiedlung der Testgefäße. Bei Versuchsende waren die Abundanzen der Enchytraeiden in allen Varianten sehr niedrig, so dass die

Ergebnisse nur sehr zurückhaltend interpretiert werden sollten. Der Vergleich der Kontrollen mit bzw. ohne Testgefäß zeigt jedenfalls, dass Behälter der verwendeten Art grundsätzlich von Enchytraeiden besiedelt wurden, wobei die Siedlungsdichte etwa derjenigen im ungestörten Boden entsprach.

Die Besiedlung der mit nPCB(-)-Mineralboden gefüllten Testgefäße erfolgte ausschließlich durch *Enchytraeus buchholzi*. Andere Arten, die ebenfalls auf der RefB-Fläche vorkamen, wie *Henlea ventriculosa* und *Fridericia bulbosa*, sind offenbar zu selten oder haben als K-Strategen ein zu geringes Ausbreitungspotential, als dass sie bei der Besiedlung eine Rolle gespielt hätten.

Im Abschnitt 6.4 wurde bereits dargestellt, dass die in dieser Arbeit ermittelten  $EC_{50}$ -Werte für Zink sowie aus der Literatur zu entnehmende Wirkschwellen für weitere Schwermetalle im nPCB-Boden deutlich überschritten sind. Die einwandernden Tiere kamen allerdings aus einem ähnlich belasteten Boden (s. Tab. 28). Eine Adaptation an erhöhte Schwermetallgehalte und dadurch verringerte Empfindlichkeit wird z. B. für *Cognettia sphagnetorum* beschrieben (SALMINEN & HAIMI 2001). Möglicherweise ist daher in diesem Fall der niedrigere pH-Wert in den Testgefäßen mit nPCB-Material ausschlaggebend für deren geringere Besiedlung. Bei Laborversuchen konnte allerdings keine stärkere Besiedlung des gekalkten nPCB-Materials im Vergleich mit ungekalktem nachgewiesen werden: beide Varianten wurden im Wahlversuch erheblich geringer besiedelt als LUFA 2.2 (ACHAZI ET AL. 1996).

### **6.6.2 Versuchsfläche Forst**

Beim Besiedlungsversuch auf der Forstfläche wies das hochbelastete organische nPCB(-)-Material in den Testgefäßen eine stärkere Besiedlung mit Enchytraeiden auf als der Boden derselben Tiefenstufe der anderen beiden (Kontroll-)Varianten. Möglicherweise spielte hier durch den hohen Gehalt organischer Substanz ein relativ zum Gesamtgehalt niedriger mobiler Schwermetallanteil eine Rolle. Die Besiedlung erfolgte hauptsächlich durch *Cognettia sphagnetorum*, die wegen ihrer Fähigkeit zur Fragmentation ein hohes Ausbreitungspotential hat. Die Reaktion dieser Art auf Kupfer wurde von AUGUSTSSON & RUNDGREN (1998) in Laborversuchen in einem Boden mit 66% organischer Substanz (Torf) untersucht. Dabei wurde eine  $EC_{50}$  für die Fragmentation von 676 mg Cu/kg ermittelt. In einer anderen Untersuchung wird für *C. sphagnetorum* in einem Forstboden (72,3% Humusgehalt) eine  $NOEC_{Mortalität}$

für Kupfer von 1185 mg/kg angegeben (SALMINEN & HAIMI 2001). Außer den Schwermetallgehalten sind hier möglicherweise auch die Qualität des organischen Materials und die Mikroflora im nPCB-Testgefäß von Bedeutung, die aufgrund der abweichenden Herkunft sicher anders gewesen sind als in den anderen Varianten. Bei unterschiedlicher Futterqualität wurden für *C. sphagnetorum* deutlich verschiedene  $EC_{50}$ -Werte gefunden (AUGUSTSSON & RUNDGREN 1998). Die zitierten Effektkonzentrationen für Kupfer liegen im Bereich des im Testmaterial gemessenen Werts (1090 mg/kg). Das Testmaterial enthält zudem weitere Schwermetalle in erheblichen Mengen, für die bezüglich *C. sphagnetorum* aber keine in organischem Bodenmaterial erhobenen Daten vorliegen. Ebenso wenig liegen zu den anderen auf der Fläche Forst vorkommenden Arten ökotoxikologische Daten zu Schwermetallwirkungen vor. Ein negativer Einfluss der Schwermetalle auf die Besiedlung des Testmaterials scheint auf der Basis der in der Literatur vorhandenen Daten möglich, verhindert aber nicht grundsätzlich die Besiedlung dieses Materials. Der niedrige pH-Wert des Testmaterials spielt für die Enchytraeiden hier keine Rolle, da der umgebende Boden mindestens ebenso sauer ist und alle auf der Fläche nachgewiesenen Arten Mäßig- bis Starksäurezeiger sind.

### 6.7 Eignung der Segmentzahl als zusätzlicher Testparameter im Reproduktionsversuch

Im ersten Versuch, bei dem der Parameter „**Körperlänge**“ der adulten Testorganismen erfasst wurde, wurden sowohl Segmentzahl als auch Länge in Millimetern ermittelt (Abb. 33). Der Segmentzählung wurde daraufhin der Vorzug gegenüber der Längenmessung gegeben, da erstere mit dem Mikroskop erfolgt und Beschädigungen eines Tieres damit erkannt werden können. Tiere, die an einem Ende beschädigt waren, fanden keinen Eingang in die Segmentzählung, da bei ihnen davon ausgegangen werden muss, dass eine unbestimmte Anzahl Segmente fehlt. Die Längenmessung erfolgte dagegen mit Hilfe einer Stereolupe und Millimeterpapier und wird als weniger präzise angesehen.

Enchytraeiden wachsen durch **Bildung neuer Segmente** am Hinterende auch nach Erreichen der Geschlechtsreife noch (LEARNER 1972). Da die Zählung der Segmente nur mikroskopisch erfolgen kann und die lebenden Tiere dies nicht immer unversehrt überstehen, können so untersuchte Tiere nicht mehr für ökotoxikologische Tests

eingesetzt werden. Eine Längenmessung derselben Tiere vor und nach dem Test (analog zur Biomassebestimmung beim Regenwurmtest, s. DIN/ISO 11268-2 2000) ist also nicht möglich. Es ließ sich jedoch nachweisen, dass die adulten Testtiere zu Testende signifikant größer waren als Tiere aus derselben Zuchtschale zu Testbeginn (s. Abb. 57 und 61). Dieses Ergebnis zeigt, dass die Tiere während des Tests gewachsen sind.

Ein **Vergleich** der Effekte auf Segmentzahl und Reproduktion ergibt, dass:

- beide Parameter dieselbe Reaktion zeigen in den Reproduktionstests WG 2, Zink 2, Zink 3 sowie Chloride 2 ( $\text{CaCl}_2$ ),
- die Segmentzahl der empfindlichere Parameter ist bei zwei Versuchen zur Bodenfeuchte (pH - WG, Zink - WG 1),
- die Segmentzahl der weniger empfindliche Parameter ist in den Versuchen Zink - pH 1, Chloride 2 (NaCl).

Dies gilt nur für die Wirkschwellen, die jeweils im selben Versuch ermittelt wurden. Die Segmentzahl scheint sich also insgesamt ähnlich zu verhalten wie die Reproduktion. Erwähnenswert ist noch, dass im Reproduktionstest Zink – pH 1 die Segmentzahl bei 60 mg Zn/kg signifikant erhöht ist, während die Reproduktion bei dieser Konzentration bereits signifikant reduziert ist. Ein ähnliches Phänomen ist auch aus Regenwurmtests mit Zink bekannt (MALECKI ET AL. 1982, SPURGEON & HOPKIN 1999). Allgemein ist davon auszugehen, dass das Überleben in einer schwermetallbelasteten Umgebung den Energieverbrauch eines Tieres erhöht, da Energie z. B. für die Vermeidung der Aufnahme oder die Elimination von Schwermetallen aufgewendet werden muss. Dadurch steht u. U. weniger Energie für Wachstum und Vermehrung zur Verfügung, so dass diese Prozesse eingeschränkt werden (SPURGEON & HOPKIN 1996b). In Abhängigkeit von Metall und physiologischem Zustand des Tieres kommt es dabei aber nicht notwendigerweise zur gleichzeitigen Reduzierung von Biomassezuwachs und Reproduktion, so dass Abweichungen in der Reaktion dieser Prozesse auf eine Schwermetallexposition möglich sind. Eine Förderung von Wachstum und/oder Reproduktion bei niedrigen Testkonzentrationen an essentiellen Schwermetallen, wie Kupfer und Zink, ist aus Untersuchungen an Lumbriciden bekannt (VAN GESTEL ET AL. 1993, PANDA ET AL. 1999).

Die Versuchsergebnisse zeigen, dass das Wachstum bei geringer **Bodenfeuchte** eingeschränkt wird (Abb. 33, 38 und 57). DÓZSA-FARKAS (1977) beschreibt sogar eine Verkürzung bei *Fridericia galba* bei starker Trockenheit im Laborversuch sowie eine anschließende Regeneration nach Besserung der Bedingungen. In einem Reproduktionstest mit einem Pestizid (Dimethoat) bei drei Feuchtestufen kam es ebenfalls zur Verkürzung der Adulten von *Enchytraeus sp.* in der trockensten Variante (Wassergehalt 40 % der WHK) (PUURTINEN & MARTIKAINEN 1997). Dabei reagierte der Parameter Körperlänge empfindlicher als die Reproduktion, während in den beiden feuchteren Varianten keine Unterschiede in der Empfindlichkeit bestanden.

**Zusammenfassend** ist festzustellen: In Enchytraeiden-Toxizitätstests liefert der Parameter Segmentzahl keine grundsätzlich anderen Aussagen als der Parameter Reproduktion. Da die Segmentzählung außerdem recht zeitaufwendig ist, ist sie für Routineuntersuchungen nicht zu empfehlen. Bei speziellen Fragestellungen, insbesondere unter Einbeziehung des Faktors Bodenfeuchte, kann die Segmentzählung dagegen zusätzliche Informationen liefern.

## 6.8 Bezug der ermittelten Wirkschwellen zu Grenzwerten für Zink

Zur Bewertung von Beeinträchtigungen, die von Bodenbelastungen auf die Bodenfunktionen ausgehen, sind in den letzten Jahren in vielen Industrienationen **Bodengrenzwerte** für verschiedene Schwermetalle und organische Schadstoffe entwickelt worden. Diese Grenzwerte können allgemeingültig oder auf einen Expositionspfad bezogen sein, nach Bodenart, Humusgehalt und pH-Wert differenziert sein, und sie verfolgen unterschiedliche Schutzziele. Für den Pfad Boden-Bodenorganismen liegen bisher relativ wenig Werte vor. In Tabelle 47 sind einige Beispiele für Zink zusammengestellt. Die Bodenwerte, die für den Pfad Boden-Bodenorganismen in Dänemark und den Niederlanden entwickelt wurden (SCOTT-FORDSMAND & PEDERSEN 1995, CROMMENTUIJN ET AL. 1997), tragen vorsorgenden Charakter, da sie aus NOEC-Daten abgeleitet wurden. Dennoch liegen sie oberhalb der EC<sub>50</sub>-Werte, die in der vorliegenden Arbeit ermittelt wurden. Ursache dafür ist u. a., dass die Bodenwerte sich auf den „niederländischen Standardboden“ beziehen oder anhand von Toxizitätsdaten aus Tests mit OECD-Böden abgeschätzt wurden. Bei beiden Böden liegt der Ton- und Humusgehalt über demjenigen von LUFA 2.2 Standardboden und die Verfügbarkeit von Zink ist daher niedriger (SPURGEON & HOPKIN 1996a). Der

Vorsorgewert der BBODSCHV (1999) für Sandböden liegt dagegen knapp unterhalb der Effektkonzentrationen für Zink bei *Enchytraeus christenseni* und *E. sp.* (RefB5).

Tab. 47: Auswahl von Boden-Grenzwerten für Zink (mg/kg TG), z. T. mit Bezug zum Pfad Boden-Bodenorganismen. Werte bezogen auf Gesamtgehalte, wenn nicht anders angegeben. H: Humusgehalt, T: Tongehalt

Autor	Bezeichnung	mg/kg	Bemerkungen
BENGTSSON & TRAVNIK (1989)	„guide for further experiments“	< 500	Schätzung aus Freiland und Laboruntersuchungen (nur Bodenfauna)
SCOTT-FORDSMAND & PEDERSEN (1995)	Soil Quality Criterion	100	basierend auf NOEC-Werten aus Tests mit Bodenorganismen und Pflanzen
CROMMENTUIJN ET AL. (1997)	Target Value	140	für „Standardboden NL“ mit 10 % H und 25 % T; basierend auf niederländischen Hintergrundgehalten (inkl. diffuser anthropogener Belastung)
CROMMENTUIJN ET AL. (1997)	Target Value	87,5	wie voriger, aber für Sandböden mit 5 % H und 10 % T, umgerechnet nach JANUS (1993), s. Formel S. 119
CROMMENTUIJN ET AL. (1997)	Maximum Permissible Concentration (MPC)	160	≅ Hintergrundgehalt (s. o.) zuzüglich maximal akzeptabler Zufuhr (Maximum Permissible Addition, MPA), für Boden mit 10 % H und 25 % T; MPA anhand von NOECs abgeleitet
PRÜEß ET AL. (1991)	Allg. Prüfwert (bezogen auf NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> extrahierbaren Gehalt)	10	für Böden in Südwestdeutschland, für pH > 4,5; Besorgnis für Lebensraumfunktion nur bei erheblicher Prüfwertüberschreitung
BBODSCHV (1999)	Vorsorgewert	60	für Sandböden; H ≤ 8 %, unabhängig von Pfad und Nutzung

Wirkdaten aus stark sauren Böden liegen kaum vor, da ein pH-Bereich von 5,5-6,5 den Ansprüchen der häufig verwendeten Testorganismen eher entspricht (HEIDEN ET AL. 2000). Die auf dieser Basis abgeleiteten Grenzwerte unterschätzen jedoch für stärker saure Böden möglicherweise das Risiko, das von einer Schwermetallbelastung ausgeht (VAN STRAALEN & BERGEMA 1995). Wegen der bereits mehrfach erwähnten Effekte von Bodenazidität, Bodenart und Humusgehalt auf Effektkonzentrationen aus ökotoxikologischen Tests, erscheint es erstrebenswert, Grenzwerte für Schwermetallgehalte in Böden als **mobile Gehalte** anzugeben anstatt auf den Gesamtgehalt bezogen (SPURGEON & HOPKIN 1996a, POSTHUMA ET AL. 1998b). Dafür liegen jedoch bisher wenig Daten aus ökotoxikologischen Wirkungsuntersuchungen vor. Von PRÜEß ET AL. (1991) wurde ein Versuch zur Ableitung von Vorsorge- und Prüfwerten auf der Basis von NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbaren Gehalten unternommen. Der dort vorgeschlagene allgemeine Prüfwert für Zink von 10 mg/kg steht in einem plausiblen Verhältnis zu den hier berechneten EC<sub>50</sub>-Werten (Tab. 36-37).

## 6.9 Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lassen sich aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Abundanzen und Artenspektrum der Enchytraeiden deuten auf eine Beeinträchtigung der Lebensraumfunktion der untersuchten Rieselfeldböden hin. Die Artengemeinschaft zeigt 11-13 Jahre nach der Aufforstung der Flächen keine Ähnlichkeit mit der Artengemeinschaft des angrenzenden sauren Forstbodens.
- Die geringe bis fehlende Besiedlung der Rieselfeldflächen ist auf eine negative Kombinationswirkung von niedrigem pH-Wert, Trockenphasen und stofflicher Belastung zurückzuführen, die der Einwanderung von Pionierarten und der Etablierung einer stabilen Enchytraeiden-Population entgegenstehen.
- Eine Förderung der Habitatqualität für Enchytraeiden sollte eine Verbesserung des Wasserhaushalts beinhalten. Ein positiver Einfluss ist auch durch die Schaffung einer flächendeckenden, standortgerechten (Baum-)Vegetation zu erwarten, die für Beschattung und zusätzliche Nahrungsressourcen sorgt. Die Wirkung einer Kalkung auf die Enchytraeiden ist auf der Basis der vorliegenden Daten nicht abschließend zu bewerten. Entsprechende Maßnahmen sollten auch von bodenzoologischer Seite wissenschaftlich begleitet werden.
- Ein Vergleich von Freilanddaten und Laborergebnissen wäre ohne die Berücksichtigung der mobilen Schwermetallgehalte ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extrakt) schlecht möglich gewesen. Die Messung der mobilen Gehalte bei Freilanduntersuchungen zusätzlich zu den Gesamtgehalten ist dringend zu empfehlen. Entsprechend sollten auch die bei ökotoxikologischen Laboruntersuchungen ermittelten Effektkonzentrationen auf der Basis der mobilen Gehalte angegeben werden.
- Eine Veränderung der Reaktion von Testorganismen auf Schwermetalle durch die Variation weiterer Bodenfaktoren sollte sowohl hinsichtlich direkter Effekte auf die Organismen als auch bezüglich indirekter Effekte, wie einer veränderten Verfügbarkeit des Schwermetalls, betrachtet werden.

Die Untersuchung der Enchytraeidenzönose deutet auf eine gestörte Lebensraumfunktion der Rieselfeldböden hin. Auch bei anderen Bodentiergruppen (Lumbriciden, Collembolen, Oribatiden) war die Artenzahl im Untersuchungsgebiet gering. Außerdem konnte an Köderstreifen-Untersuchungen eine nur geringe Fraßaktivität der Zersetzerorganismen nachgewiesen werden (PIEPER ET AL. 1998). Durch die eingeschränkte Aktivität der Zersetzergesellschaft sind langfristig negative Auswirkungen auf Streuabbau und Stoffkreisläufe nicht auszuschließen.

## 7 ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY

Untersucht wurden sechs ehemalige, teils aufgeforstete **Rieselfeldflächen** und eine unbelastete Forstfläche im Norden Berlins. Dabei wurde angestrebt, Zusammenhänge zwischen Abundanzen und Artenspektrum der **Enchytraeiden**, der **Schwermetallbelastung** der Flächen sowie weiteren Bodenfaktoren, insbesondere **Bodenfeuchte** und **Bodenazidität**, aufzudecken. Den Freilandhebungen wurden Laboruntersuchungen zur Wirkung von unterschiedlichen Bodenwassergehalten und pH-Werten auf Enchytraeiden zur Seite gestellt. Darauf aufbauend wurden Effektkonzentrationen bezüglich Mortalität und Reproduktion für zwei Enchytraeidenarten für das Schwermetall **Zink** unter Modifikation von Bodenfeuchte und pH-Wert ermittelt.

Die Abwasserverrieselung im Untersuchungsgebiet wurde 1985 eingestellt. Die **Freilanduntersuchungen** fanden über vier Jahre von 1995-1998 statt. Zwischen den ehemaligen Rieselfeldflächen zeigten sich eher geringe Unterschiede hinsichtlich Abundanzen und Artenspektrum. Hervorzuheben ist die Fläche T 14 mit sowohl signifikant höheren Wassergehalten als auch höheren Enchytraeidenabundanzen. Auf der am höchsten belasteten Fläche nPCB wurden nur sporadisch Enchytraeiden gefunden, die überwiegend bei der Nassextraktion der Tiere aus den Bodenproben verendeten. Bei den anderen Rieselfeldflächen schien keine Beziehung zwischen Schwermetallgehalt und Abundanzen zu bestehen. Die Enchytraeidenzönose der Rieselfeldflächen ist mit sechs bis neun Arten als **artenarm** zu bezeichnen. Dominant sind Pionierarten der Gattung *Enchytraeus* sowie *Henlea ventriculosa* und *Fridericia bulbosa*. Alle dominanten Arten sind als **Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger** einzustufen, trotz der überwiegend stark sauren Böden ( $\text{pH}(\text{CaCl}_2) < 5,0$ ). Diese Diskrepanz erklärt zum Teil die geringen Abundanzen. Auf der zum Vergleich herangezogenen, unbelasteten Forstfläche wurde eine Population aus ebenfalls wenigen, aber säuretoleranten Arten gefunden, die in deutlich höheren Abundanzen vorkamen.

Die **Laborversuche** wurden mit zwei der auf den Rieselfeldern vorkommenden Arten, *Enchytraeus christenseni* und *Enchytraeus sp. (RefB5)*, in LUFA 2.2-Boden (Standardboden Typ 2.2 der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer), durchgeführt. Die Reproduktion beider Arten war bei einem **Wassergehalt**  $\leq 15\%$  TG ( $\hat{=}$  31,4 % WHK) gegenüber höheren Wassergehalten



signifikant eingeschränkt. Die Reproduktion von *Enchytraeus christenseni* war außerdem bei **pH-Werten** von 4,2 und 4,8 in angesäuertem LUFA 2.2 gehemmt. In einem Kombinationsversuch mit leicht ungünstigen Feuchte- und pH-Bedingungen zeigte sich eine signifikante Hemmung der Reproduktion erst mit Zusammentreffen beider Faktoren im ungünstigen Bereich.

Begleitend zu den ökotoxikologischen Versuchen mit Zink wurden die **Gesamtgehalte** (Königswasser-Extrakt) und **mobilen Gehalte** (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extrakt) von dotiertem LUFA 2.2-Boden gemessen. Die Effektkonzentrationen werden daher sowohl bezogen auf die Gesamtgehalte als auch bezogen auf die mobilen Gehalte angegeben. Die **LC<sub>50</sub>** für Zink liegt für *E. christenseni* bei 271,8 mg/kg (gesamt) bzw. 81,4 mg/kg (mobil). Für *E. sp. (RefB5)* liegen die LC<sub>50</sub>-Werte bei 423,6 mg Zn/kg (gesamt) bzw. 131,5 mg Zn/kg (mobil). Für die Reproduktion von *E. christenseni* wurden **EC<sub>50</sub>**-Werte von 75,9 mg Zn/kg (gesamt) bzw. 16,7 mg Zn/kg (mobil) berechnet. Die entsprechenden Werte für *E. sp. (RefB5)* liegen in auf demselben Niveau: 73,0 mg Zn/kg (gesamt) und 15,8 mg Zn/kg (mobil).

Eine **Ansäuerung** des Bodens bewirkte eine stärkere Hemmung der Reproduktion von *E. christenseni* bei Zinkgesamtgehalten von 60 mg/kg und 81 mg/kg im Vergleich mit Boden ohne Säurezugabe. Die EC<sub>50</sub> für die Reproduktion liegt im angesäuerten Boden (pH 4,9) mit 70,6 mg/kg (gesamt) jedoch nur geringfügig niedriger als ohne Säurezugabe (pH 5,2). Bezogen auf den mobilen Gehalte betrug die EC<sub>50</sub> für die Reproduktion im angesäuerten Boden 20,2 mg Zn/kg. Bei leicht ungünstigem **Wassergehalt** (15 % TG) fiel die Reproduktionseinschränkung bei 60 mg Zn/kg und bei 81 mg Zn/kg geringer aus als beim günstigeren Wassergehalt (20 % TG). Durch die Verwendung von Zinkchlorid für die Dotierung des Boden wurde der Gehalt an **Chloridionen** im Boden erhöht. Deren Toxizität wird in den hier relevanten Konzentrationen als nebensächlich eingeschätzt, denn für *E. christenseni* wurde eine EC<sub>50Reproduktion</sub> für CaCl<sub>2</sub> von 483 mg/kg ermittelt.

Als zusätzlicher subletaler Parameter im Reproduktionstest wurde als Maß für das Wachstum die **Segmentzahl** der Adulten betrachtet. Auf eine Veränderung der Bodenfeuchte reagiert dieser Parameter anscheinend empfindlicher als die Reproduktion. Davon abgesehen zeigt sich keine eindeutige Tendenz im Vergleich der beiden Parameter bezüglich der Sensitivität.

Auf allen Rieselfeldflächen, mit einer Ausnahme, **überschreiten** die Zinkgehalte die  $EC_{50}$ -Werte der beiden untersuchten Enchytraeus-Arten für Zink. Auf einer Fläche (nPCB) werden außerdem auch die  $LC_{50}$ -Werte überschritten. Darüber hinaus erreicht die Bodenfeuchte im Freiland häufig niedrige Werte, die im Laborversuch eine starke Reproduktionseinschränkung hervorrufen. Die Bodenversauerung hat sowohl für die dominanten Enchytraeidenarten direkt als auch im Hinblick auf die Schwermetallmobilität negative Auswirkungen. Die auf den Rieselfeldflächen gegebene Faktorenkombination bietet damit säureempfindlichen Pionierarten nur eingeschränkte Existenzmöglichkeiten. Säuretolerante Arten besitzen dagegen nur ein geringes Ausbreitungspotential oder finden als Besiedler der organischen Auflagehorizonte auf den Rieselfeldflächen keinen geeigneten Lebensraum vor. Diese Aussage wird auch durch einen **Versuch zur Besiedlung** von belastetem Bodenmaterial auf der Forstfläche und einer Rieselfeldfläche gestützt. Insgesamt muss die **Lebensraumfunktion** der untersuchten Rieselfeldböden als deutlich beeinträchtigt angesehen werden.

## SUMMARY

Investigation sites were situated on partly afforested **sewage fields** (six sites) and in an uncontaminated forest (one site) north of Berlin (Germany). Scope of the study was to detect correlations between abundance and species composition of the Enchytraeidae (Oligochaeta) on the one hand and the contamination with **heavy metals**, soil **moisture** and soil **acidity** on the other hand. Field investigations were accompanied by laboratory tests concerning the influence of soil water content and soil pH on enchytraeids. In addition, effect concentrations for mortality and reproduction for two enchytraeid species were determined for **zinc** under different moisture and pH conditions.

Waste water irrigation on the investigated sites was given up in 1985. The **field studies** took place from 1995 till 1998. Abundances and species composition showed relatively small differences between the examined sewage fields. Only on one site (T 14) enchytraeid abundance as well as soil water contents were significantly higher than on the other sites. On the most contaminated site enchytraeids were found sporadically only and they often died during wet extraction of the soil samples. For the other sites no connection seemed to exist between density of enchytraeids and heavy metal contents of the soil. The enchytraeid population of the sewage fields only comprised six to nine species. Most dominant were r-selected species of the genus *Enchytraeus* and also *Henlea ventriculosa* and *Fridericia bulbosa*. All dominant species can be considered as **indicators** of slightly acid to slightly alkaline soils, although the investigated soils were strongly acid ( $\text{pH}(\text{CaCl}_2) < 5.0$ ). This discrepancy partly explains the low enchytraeid densities. The species composition of the uncontaminated forest site, which was examined for comparison, consisted of few but acid tolerant species that showed higher densities.

The **laboratory tests** were conducted with two species occurring on the investigation sites, *Enchytraeus christenseni* and *Enchytraeus sp.* (RefB5). Test substrate was LUFA 2.2 standard soil, a commercially available sandy soil. The reproduction of both species was significantly reduced at a **water content** of  $\leq 15$  % DW ( $\hat{=}$  31.4 % WHC). Further, reproduction of *E. christenseni* was inhibited at **pH** 4.2 and 4.8 in acidified LUFA 2.2. In a test combining slightly unfavourable moisture and pH conditions, reproduction was only reduced with both factors on an adverse level.

In connection with the ecotoxicological tests zinc contents of the LUFA 2.2 soil were analysed as **total contents** (aqua regia extract) and **mobile fraction** (ammonium nitrate extract). Effect concentrations are thus given based on total contents as well as on mobile contents. The **LC<sub>50</sub>** for zinc for *E. christenseni* is 271.8 mg/kg (total) and 81.4 mg/kg (mobile) respectively. For *E. sp. (RefB5)* the following **LC<sub>50</sub>**-values were determined: 423.6 mg Zn/kg (total) and 131.5 mg Zn/kg (mobile). The reproduction test with *E. christenseni* produced **EC<sub>50</sub>**-values of 75.9 mg Zn/kg (total) and 16.7 mg Zn/kg (mobile). The corresponding effect concentrations for *E. sp. (RefB5)* are on a similar level: 73.0 mg Zn/kg (total) und 15.8 mg Zn/kg (mobile).

**Soil acidification** resulted in a stronger response of *E. christenseni* at total zinc contents of 60 mg/kg and 81 mg/kg in comparison to soil without acid addition. However, the **EC<sub>50</sub>** of acidified soil (pH 4.9) was estimated 70.6 mg/kg which is only marginally lower than without acid (pH 5.2). The **EC<sub>50</sub>** in acidified soil calculated on the basis of mobile zinc was 20.2 mg/kg. At a slightly unfavourable **water content** (15 % DW) the reduction of the reproduction at 60 mg/kg and 81 mg/kg was less severe than at the more favourable moisture (20 % DW). Because zinc was added to the test soil as chloride, the concentration of **chloride ions** in the test soil was increased. Anyway, the toxicity of these ions was considered insignificant in the concentrations relevant for the conducted tests, as the **EC<sub>50reproduction</sub>** for Calciumchloride determined for *Enchytraeus christenseni* was 483 mg/kg.

As an additional sublethal parameter in the enchytraeid reproduction test the **segment number** of the adults was investigated. This parameter seems to be more sensitive against changes in soil moisture than the reproduction. Concerning zinc toxicity and acidity no clear tendency towards a higher sensitivity of either reproduction or segment number was observed

On most sewage fields the zinc contents **exceeded** the **EC<sub>50</sub>**-values of both examined species. On one site the zinc contents were even beyond the **LC<sub>50</sub>**s. Further, soil moisture in the field was often below water contents that caused considerable inhibition of reproduction under laboratory conditions. Soil acidification had negative effects on the dominant enchytraeid species as well as on the mobility of heavy metals. This combination of adverse factors in the sewage field soils

---

restricts the viability of neutrophilic, r-selected species. On the other hand, acidtolerant species have a low potential for dispersion or require a humus layer as habitat which is mostly missing on the sewage fields. This was also the outcome of an experiment to investigate the **colonization** of contaminated soil material on the forest site and one of the sewage field sites. In total, the **habitat function** of the contaminated sewage field soils is considered seriously impaired.