

JÖRG RÖMBKE

# Auswirkungen zweier Umweltchemikalien auf die Enchytraeen eines Moderbuchenwalds

## Zusammenfassung

Während eines Zeitraums von 5 Jahren (1981 - 1985) wurden Abundanz, Biomasse, Vertikalverteilung und Altersstadienverteilung der Enchytraeen eines Moderbuchenwalds im nördlichen Schwarzwald (Stadtwald Ettlingen) mittels Aufschlammung erfasst (= Standardprogramm). Durchschnittlich leben an diesem Standort 46.000 Ind/m<sup>2</sup> mit einer Biomasse von 1,31 g Trockengewicht (= 8,80 g Frischgewicht) pro m<sup>2</sup>. Die Populationsdynamik der Tiere verläuft, insbesondere bei der Biomasse, sehr regelmäßig mit Sommerminima und Wintermaxima und wird im Allgemeinen nur durch extreme klimatische Umstände verändert.

Parallel zum Standardprogramm wurden auf unmittelbar benachbarten Flächen im Stadtwald Ettlingen im Rahmen des Chemikalienprogramms zwei Umweltchemikalien (PCP, 2,4,5-T) in jeweils 2 Konzentrationen (1 bzw. 5 g/m<sup>2</sup>) zweimonatlich für 2 Jahre (1982 - 83) ausgebracht. Während dieser Zeit sowie in der ebenfalls zweijährigen Erholungsphase (1984 - 85) wurden die Auswirkungen der Chemikalien auf die Populationsdynamik der Enchytraeen untersucht.

In der Applikationsphase wurde die Zahl der Enchytraeen durch die Chemikalien stark reduziert. Die Wirkung trat dabei konzentrationsabhängig und schichtspezifisch auf. Außerdem beeinflussten die beiden Stoffe die Altersverteilung der Enchytraeen. Gewöhnungseffekte waren mit Ausnahme auf der 2,4,5-T(1)-Fläche nicht feststellbar. Wichtigster Faktor bei der Erklärung der Wirkung der Chemikalien ist ihr geochemisches Verhalten (Löslichkeit, Adsorption, Akkumulation) im Boden. Bis auf die Fläche mit der hohen PCP-Konzentration hatten sich Abundanz und Biomasse zwei Jahre nach Ende der Applikation weitgehend der Kontrolle wieder angeglichen. Dabei traten teilweise erhebliche Überschussreaktionen (mehrere hundert Prozent!) über Kontrollniveau auf, deren Höhe mit der vorhergehenden Wirkung umgekehrt korreliert war. Diese Zunahme ist eine Reaktion der Enchytraeenzönose auf den durch die Chemikalien bedingten Abbaurückstand der Streu, wie sie in ähnlicher Form in anderen Belastungssituationen auch gefunden wurde. Abschätzungen der energetischen Parameter (z.B. Respiration) der Enchytraeenzönose legen nahe, dass die gefundenen Beeinträchtigungen sich auch auf der Ebene ökosystemarer Funktionen (speziell des Streuabbaus) niederschlagen können. Die differenzierte Reaktion der Enchytraeen des Stadtwalds Ettlingen nach Applikation zweier Umweltchemikalien sowie Erfahrungen aus der Literatur belegen ihre Eignung als Monitororganismen in ökotoxikologischen Freilandstudien.

## Abstract

### Effects of two environmental chemicals on the enchytraeids of a mor beech wood forest

During a period of five years (1981 - 1985) abundance, biomass, vertical distribution and age class distribution of enchytraeids living in a mor soil of a beech wood forest (Stadtwald Ettlingen) were determined using a floating technique (= standard program). On average, 46.000 Ind/m<sup>2</sup> with a biomass of 1.31 g dry weight (= 8.80 g fresh weight) pro m<sup>2</sup> were

found. The population dynamics of these animals is quite regular (especially the biomass), showing minima in summer and maxima in winter. Usually this pattern is influenced only by extreme climatic conditions.

In parallel to the standard program two environmental chemicals (PCP, 2,4,5-T) in two concentrations (1 and 5 g/m<sup>2</sup>) were applied at two sites close by the standard plot in the same forest bimonthly for two years (1982 - 83). During this time and during the recovery period (1984 - 85) as well the effects of the chemicals on the population dynamics of the enchytraeids were investigated.

In the application period, the number of enchytraeids decreased considerably. These effects depend on the concentration and the litter layer, respectively. In addition, both chemicals influenced the age class distribution of the worms. Except on the 2,4,5-T(1)-plot no accustoming of the enchytraeid coenosis was detectable. The effects of the chemicals can be explained best by considering their fate in soil (i.e. solubility, adsorption, accumulation).

Abundance and biomass of the enchytraeids were more or less similar on all plots two years after the end of the application period (except on the PCP(5)-plot). Partly extreme surplus reactions (several hundred percent above control level) were observed. The intensity of these reactions was negatively correlated with the intensity of the effects observed beforehand. This increase in enchytraeid number and biomass is caused by the high amount of litter accumulated during the application period. Such a reaction pattern is known from other field studies with enchytraeids. Estimations of enchytraeid energetic parameter (e.g. the respiration) seem to indicate that effects on the worms are responsible for functional changes on an ecosystem level (especially decomposition of litter). The differentiated reaction of the enchytraeids in the "Stadtwald Ettlingen" after application of two environmental chemicals as well as data from literature proof their usefulness as monitoring organisms in ecotoxicological field studies.

## Autor

Dr. JÖRG RÖMBKE, ECT Oekotoxikologie GmbH, Böttgerstr. 2-14, D-65439 Flörsheim am Main.

## Key words

Ecotoxicology, environmental chemicals, mesofauna, Enchytraeidae, beech forest

## 1. Einleitung

Die vorliegende Arbeit ist Teil eines Projekts, das zwischen 1976 und 1985 durch Prof. BECK und seine Arbeitsgruppe am Staatlichen Museum für Naturkunde Karlsruhe in einem Moderbuchenwald im nördlichen Schwarzwaldvorland durchgeführt wurde (BECK et al. 1988). Zentrales Thema dieser Untersuchungen war

die Frage nach der Rolle der Bodenfauna beim Abbau der Laubstreu und dessen Beeinträchtigung durch Chemikalien. In diesem Beitrag wird dem zweiten Aspekt am Beispiel der Tiergruppe der Enchytraeen in toto (d.h. ohne Artauftrennung) nachgegangen. Enchytraeen dürften mit Ausnahme von reinen Wüstengebieten in allen Landökosystemen vorkommen. Sie bevorzugen feuchte, oft saure Böden (DIDDEN 1993). Ob diese Vorliebe auf physiologischen Mechanismen oder auf einer im Vergleich zu anderen Bodentieren, speziell Regenwürmern, geringeren Konkurrenzstärke beruht, ist gegenwärtig nicht entscheidbar. Innerhalb der Zönose "Buchenwaldboden" gehören Enchytraeen zur Saprophyten-Nahrungskette, die sich hauptsächlich vom Bestandesabfall der Buche ernährt, wobei kaum zwischen toter organischer Substanz und Mikroorganismen unterschieden wird (SWIFT et al. 1979). Daher können sie sowohl als Makro- wie Mikrophytophage bzw. als Mycetophage (Pilzfresser) wie Bacteriovore (Bakterienfresser) bezeichnet werden. Trotz der großen Zahl von Räubern (speziell Arthropoden) und Parasiten dürfte die Populationsdynamik der Enchytraeen weitgehend durch das Klima und das Futterangebot (Konkurrenzdruck) reguliert werden (NIELSEN 1955). Die Tiere sind im Boden aggregiert verteilt, was primär durch Umweltfaktoren wie die Nahrungsverfügbarkeit bewirkt wird (CHALUPSKY & LEPS 1985). Sie besiedeln im allgemeinen die obersten Bodenschichten (bis ca. 20 cm Tiefe), wobei viele Arten deutliche Schichtpräferenzen zeigen (O'CONNOR 1967). Enchytraeen wurden bisher trotz weiter Verbreitung und häufigem Vorkommen aufgrund schwieriger Taxonomie nur selten als Monitororganismen benutzt. Wenn dies aber geschah, erwiesen sich die Tiere, unabhängig von der Art der Belastung (Chemikalien, Versauerung etc.), als empfindlich gegenüber anthropogenen Stressfaktoren (DIDDEN & RÖMBKE 2000). Außerdem werden Enchytraeen als Testorganismen in ökotoxikologischen Labortests verwendet (RÖMBKE & MOSER 2000). Internationale Richtlinien zur Testdurchführung liegen vor (z.B. OECD 2000).

Im Mittelpunkt dieser Untersuchung stand daher die Frage, ob die Enchytraeen eines Moderbuchenwalds deutlich und zugleich differenziert auf anthropogene Stressfaktoren reagieren. Dazu wurde ein Standort ausgewählt, in dem 4 Jahre lang die Rolle der Bodenfauna beim Streuabbau untersucht wurde, bevor parallel zu diesem Standardprogramm (1978 – 1981) für weitere 4 Jahre die Auswirkungen zweier modellhaft ausgewählter Umweltchemikalien auf die Bodenbiozönose im sogenannten Chemikalienprogramm (1982 – 1985) studiert wurden.

In dieser Arbeit soll dabei auf die folgenden Fragen eingegangen werden:

– Wie reagiert die Enchytraeenzönose auf die beiden Chemikalien (jeweils in zwei Konzentrationen) während und vor allem nach deren Applikation?

– Bewirken die Chemikalien eine Änderung der Tiefenverteilung der Würmer?

– Gibt es eine unterschiedliche Empfindlichkeit der verschiedenen Altersstadien (juvenil, subadult, adult)?

Diese Informationen werden abschließend dahingehend diskutiert, ob Auswirkungen der Chemikalien auf die Enchytraeenzönose sich auch auf der funktionellen Ebene des Ökosystems Boden, speziell beim Abbau organischen Materials, niederschlagen können. Dabei ist schon hier darauf hinzuweisen, dass dieser Punkt umfassend nur in einem größeren Rahmen (d.h. unter Nutzung aller in dem Projekt erhobenen Daten aus Mikrobiologie, Zoologie und Ökologie) bearbeitet werden kann (vgl. BECK et al. 1988).

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet "Stadtwald Ettlingen" liegt am Nordwestrand des Schwarzwalds, ca. 15 km südlich von Karlsruhe, auf der Südwestseite des Breitenbachtals zwischen den Ortschaften Schluttenbach und Ettlingenweiher (Topographische Karte 7016, Karlsruhe-Süd) in 310-340 m Höhe ü.NN. (Hangneigung 10 - 15°). Pflanzensoziologisch ist das Gebiet ein Hainsimonsbuchenwald (Luzulo-Fagetum). Die bei Versuchsbeginn (1976) 136-jährigen Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.) lassen durch ihre ungestuften, geschlossenen Kronen weder eine Strauch- noch eine Krautschicht aufkommen (Abb. 1).

Der Untergrund besteht aus Gesteinen des Buntsandstein-Hauptkonglomerats (smc<sub>2</sub>). Der Boden ist eine steinige, tiefgründige, oligotrophe Braunerde. Unter der organischen Auflage (bestehend aus einer insgesamt mehrere Zentimeter dicken L-, F- und H-Schicht) beginnt der gut durchwurzelte Mineralboden mit einem ca. 10 cm starken A<sub>h</sub>-Horizont, dem sich ein 60 - 90 cm mächtiger, stark steiniger Bv-Horizont anschließt. Der pH-Wert des Auflagehorizonts beträgt 3,8 - 4,7 (H<sub>2</sub>O), der des Mineralbodens 3,1 - 4,2 (CaCl<sub>2</sub>).

Im nördlichen Schwarzwald ist im Vergleich zu anderen deutschen Mittelgebirgen die Niederschlagsmenge hoch: Der Durchschnitt der Jahre 1979 - 1985 betrug 1017 mm (BECK & MITTMANN 1982). Auffallend ist der Verlauf des Jahres 1983: Nach einem sehr nassen Frühjahr folgte ein sehr warmer und trockener Sommer. Die Lufttemperatur in 50 cm Höhe erreichte durchschnittlich 8,3°C in den Jahren 1979 bis 1985.

### 2.2 Probennahme und -aufarbeitung

Die Erfassung der Enchytraeen erfolgte mittels Aufschlämmung (QA). Alle 8 Wochen (jeweils in den geraden Monaten 1978 bis 1985) sowie einmalig im August 1987 wurden 20 g Material (Frischgewicht) aus der L-, F- und H-Schicht jeder Versuchsfläche ins Labor verbracht und mit Formol (4 %) fixiert. Proben des Mineralbodens wurden nicht genommen, da dort ihre Anzahl vernachlässigbar war. Die so entstandene Aufschlämmung wurde dann sukzessive auf ca. 2 l weiter verdünnt und bei 10-facher Vergrößerung unter dem Binokular durchmustert. Die durch die Fixierung opak-weiß gefärbten Tiere können nur schwer mit großen Nematoden der Gattungen *Prionchulus* und *Eudorylaimus* (ZELL, pers. Mittl.) verwechselt werden. Nach Formolfixierung wurden die Enchytraeen einzeln (ca. 40.000 Exemplare) in Lactophenol aufgehellt und als Dauerpräparat in Polyvinylactophenol (PVLV) einge-



Abbildung 1. Das Untersuchungsgebiet im Stadtwald Ettlingen.

bettet. Die Dauerpräparate sind in der Zoologischen Sammlung des Staatlichen Museum für Naturkunde Karlsruhe (SMNK) hinterlegt. Die Bestimmung erfolgte nach NIELSEN & CHRISTENSEN (1959, 1961).

Von jeder der dominanten Arten wurden, aufgeteilt nach Altersstadien, repräsentative Mengen von Tieren mit einem halbautomatischen Bildanalysegerät (System Videoplan) vermessen. Dabei wurden sowohl taxonomische Merkmale (Borsterverteilung, Segmentzahl) als auch Kennwerte der Biomasseberechnung (Länge, Durchmesser, Volumen) aufgenommen (RÖMBKE & KREYSCH 1988). Das Volumen des einzelnen Tieres wurde mit einem mittleren Dichtefaktor von 1,051 multipliziert (ABRAHAMSEN 1973). Zur besseren Vergleichbarkeit wurden diese Werte auf Trockengewicht umgerechnet (Faktor 0,149 nach AXELSSON et al. 1984). Nach Multiplikation mit den jeweiligen Fangzahlen war damit die Gesamtbiomasse abschätzbar.

Da im Laufe des Jahres die Dicke der einzelnen Schichten in Abhängigkeit vom Laubfall wechselt, wurden die Rohdaten auf einen Quadratmeter umgerechnet, wozu ein Faktor aus dem durchschnittlichen Trockengewicht jeder Schicht, gemittelt aus 8 Jahren, verwendet wurde. In der graphischen Darstellung sind die Ergebnisse als "Gewichtetes Gleitendes Mittel" (O'CONNOR 1971) aufgetragen. Dabei wurde folgende Formel benutzt ( $A$  - Abundanz pro  $m^2$ ,  $M$  - Einzelmonat,  $GGM$  - Gemittelte Abundanz):  $A_{GGM} = (A(M * 2) + A(M - 1) + A(M + 1)) / 4$ . Aufgrund des Probenahmedesigns (keine Replikate) entfällt eine statistische Auswertung. Abweichungen innerhalb eines „Normalbereich“ um die jeweiligen Kontrollwerte (67 - 150 % = Faktor 1,5) herum werden als zufällig angesehen. Darüber hinaus gehende Unterschiede werden im Einzelfall biologisch diskutiert. Zur besseren Übersichtlichkeit wird die Wirkung bei-

der Chemikalien sowohl in Absolutzahlen als auch in Prozent der Kontrolle dargestellt. Aus dem gleichen Grund werden bei der Auswertung mehrfach die Jahressummen des Applikationszeitraums 1982 - 1983 und des Erholungszeitraums 1984 - 1985 gebildet.

### 3. Charakterisierung der Chemikalien

PCP und 2,4,5-T wurden als prinzipiell austauschbare Belastungsfaktoren für das zu betrachtende Ökosystem ausgesucht. Sie gehören zu einer Gruppe von Ende der achtziger Jahre verbotenen Umweltchemikalien, die vom BMFT nach verschiedenen Kriterien als besonders geeignete Referenzsubstanzen für ökotoxikologische Untersuchungen angesehen wurden (SCHEELE 1980). Zur besseren Einschätzung der Versuchsergebnisse sollen im Folgenden kurz ihre wichtigsten physiko-chemischen und toxikologischen Eigenschaften vorgestellt werden.

#### 3.1 PCP = Pentachlorphenol ( $C_6HCl_5O$ )

Verwendung: Fungizid, Konservierungsmittel; selten: Insektizid, Herbizid (Dritte Welt)  
 Löslichkeit: 0,14 g (2,2 g) pro 100 ml Wasser; Angaben in Klammern als Natriumsalz  
 Ausbringungsmenge: In Deutschland nur indirekt über Holzkonservierung etc.



Abbildung 2. Ausbringung der Chemikalien auf der Versuchsfläche.

Sowohl PCP als auch Na-PCP sind Konservierungsmittel mit einem breiten fungiziden und bakteriziden Wirkungsspektrum. Genutzt wurden beide Stoffe hauptsächlich für den Holzschutz, weniger in der Textil- und Lederkonservierung. Aufgrund toxikologischer Kriterien (z.B. Mutagenität) wurde die Produktion in der BRD 1985 eingestellt. Die Wirkung von PCP (zumindest bei Mikroorganismen) scheint in einer Hemmung der membrangebundenen ATPase sowie der oxidativen Phosphorylierung zu bestehen. In fast allen Umweltkompartimenten lassen sich PCP-Spuren nachweisen, wobei oftmals unklar ist, ob PCP selbst oder Metabolite aus anderen chlorierten organischen Stoffen im Einzelfall vorliegen (RIPPEN 1995).

In sauren Böden wird PCP schon in den obersten Schichten stark adsorbiert (vor allem am Humus; SALMINEN & HAIMI 1997), aber bei hohen Niederschlagsmengen wieder desorbiert. Unter neutralen oder basischen Bedingungen ist die Beweglichkeit weitaus größer, so dass es zu einer Versickerung ins Grundwasser kommen kann, wo ein Abbau von PCP sehr unwahrscheinlich ist. Die organische Substanz des Bodens dient dabei als reversibler Speicher. In einem terrestrischen Modellökosystem waren nach 20 Tagen 51 % des applizierten PCP's bzw. seiner Abbauprodukte verdunstet, 48 % verblieben im Boden und 1 % gelangte in die Bodentiere (LU et al. 1978). In den oberen Bodenschichten kann PCP photolytisch abgebaut

werden, wobei bis zur vollständigen Mineralisierung viele chlorierte Zwischenprodukte entstehen. Auf das gesamte Bodenprofil bezogen werden PCP wie Na-PCP überwiegend von Mikroorganismen metabolisiert (oft nach längerer Adaptationsperiode). Je nach mikrobieller Aktivität (temperatur- und feuchteabhängig) wurden im Freiland Halbwertszeiten zwischen 14 und 120 Tagen gefunden. (CROSBY 1981). Trotz dieses im Vergleich zu anderen Umweltchemikalien schnellen Abbaus wird PCP als biologisch schwer abbaubar eingestuft, weil der mikrobielle Abbau mit der fungiziden und bakteriziden Wirkung konkurriert.

### 3.2 2,4,5-T = 2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure ( $C_8H_5Cl_3O_3$ )

Verwendung: Selektives Herbizid

Löslichkeit: 0,25 g/l (bei 20 °C)

Anwendungskonzentrationen (LITZ & BLUME 1985):

Getreidebau 0,3 – 0,9 g/m<sup>2</sup>; Forst, Bahnböschungen ca. 0,6 g/m<sup>2</sup> (punktuell bis 20 g/m<sup>2</sup>)

Die herbizide Wirkung von 2,4,5-T beruht auf der Ähnlichkeit zu bestimmten Hormonen (Auxine, z.B. Indol-essigsäure) von dicotylen Pflanzen. Die Chemikalie stört die Wachstumsregulation sowie, in hohen Konzentrationen, die oxydative Phosphorylierung der Zellen. Die Chemikalie wurde in der Forstwirtschaft zur Unterholz-, Weichholz- und Kräuterbekämpfung in Kiefernschonungen und an Wegrändern benützt

(BERGMANN 1981). In der BRD war der wichtigste Anwendungsbereich, nach der weitgehenden Beschränkung des großflächigen Einsatzes, die Freihaltung der Gleiskörper der Bahn. Trotz vielfältiger Untersuchungen gibt es bis heute keine eindeutige Einschätzung der Toxizität von 2,4,5-T. Aufgrund einiger Studien, meist im Zusammenhang mit seinem Einsatz in Vietnam als Teil des Entlaubungsmittels "Agent Orange" (Ausbringung zusammen mit 2,4 D im Verhältnis 50:50 in einer Konzentration von 2,9 g/m<sup>2</sup>) wurde die Verwendung der Chemikalie in Italien 1970, den USA 1985 und Deutschland 1997 beschränkt bzw. verboten (RIPPEN 1999).

Im Boden kann 2,4,5-T unter günstigen Umständen innerhalb von 1 - 2 Wochen mikrobiell abgebaut werden. In einer Untersuchung des Verhaltens von 2,4,5-T in 10 deutschen Weide- und Waldböden fanden LITZ & BLUME (1985) große Unterschiede in der Abbaurate in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen, insbesondere von der Bindungsintensität durch Huminstoffe sowie der Temperatur: Im Winter (4 - 7°C) werden 50 % des Herbizids in 40 - 220 Tagen, im Sommer (13 - 18°C) dagegen in 8 - 46 Tagen eliminiert. In der warmen Jahreszeit spielt neben dem mikrobiellen Abbau auch die Verdampfung eine nennenswerte Rolle.

### 3.3 Ausbringung

Für jede der beiden auszubringenden Chemikalien wurde auf der Versuchsfläche ein Gebiet von 10 x 20 m abgezaunt. Jeweils die Hälfte dieser Fläche wurde mit einer Konzentration von 1 g/m<sup>2</sup> (= PCP(1) und 2,4,5-T(1)) bzw. mit 5 g/m<sup>2</sup> (= PCP(5) und 2,4,5-T(5))

in zweimonatigem Abstand insgesamt achtmal besprüht (= Applikationsphase 1982 - 1983 im Gegensatz zur Erholungsphase 1984 - 1985). Zur Kontrolle der ausgebrachten Mengen wurde in den Jahren 1982

1983 jeweils eine Probe aus der L-Schicht direkt vor bzw. nach der Applikation aus jeder Chemikalienparzelle entnommen (ZIETZ et al. 1987). Um einen Eindruck von der Vertikalverteilung der ausgebrachten Chemikalien zu bekommen, wurden an fünf Probenahmeterminen auch Proben aus der F- und H-Schicht untersucht.

Im ersten Versuchsjahr wurde die reine Wirksubstanz benutzt, im zweiten dagegen die jeweiligen Salze (Natrium-PCP bzw. Diethylamin-2,4,5-T). Diese Umstellung erfolgte teils aus finanziellen Gründen, teils aus praktischen Erwägungen: Die Chemikalien sind als Salz leichter löslich und daher weitaus einfacher auszubringen. Beide Chemikalien wurden einen Tag vor der Applikation in Isopropanol vorgelöst (40 g pro 0,3 l Alkohol) und kurz vor der Ausbringung mit Wasser im Verhältnis 1:12,5 vermischt. Die Besprühung erfolgte mit einer Motorrückenspritze entsprechend den Ausbringungsvorschriften des "Deutschen Pflanzenschutzdienstes" (Abb. 2). Aufgrund der schwierigen Geländebeschaffenheit war eine gleichmäßige Verteilung schwierig. Nach der Ausbringung wurden die Parzellen mit Wasser besprüht, um die Chemikalien besser in die Streuschicht einzuwaschen.

### 3.4 Rückstandsanalytik

Beide Chemikalien wurden mittels HPLC bestimmt (für Details siehe ZIETZ et al. 1987): Die Wiederfindungsrate betrug für PCP 57 % ± 5,2 %, für 2,4,5-T

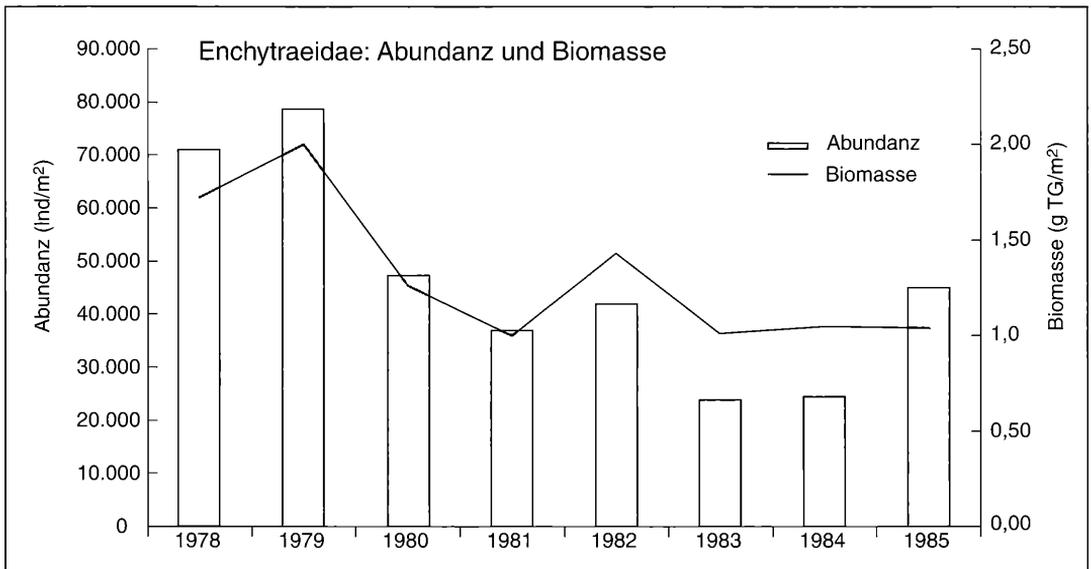


Abbildung 3. Durchschnittliche Abundanz bzw. Biomasse der Enchytraeen 1978 - 1985 im Versuchsgebiet Stadtwald Ettlingen.

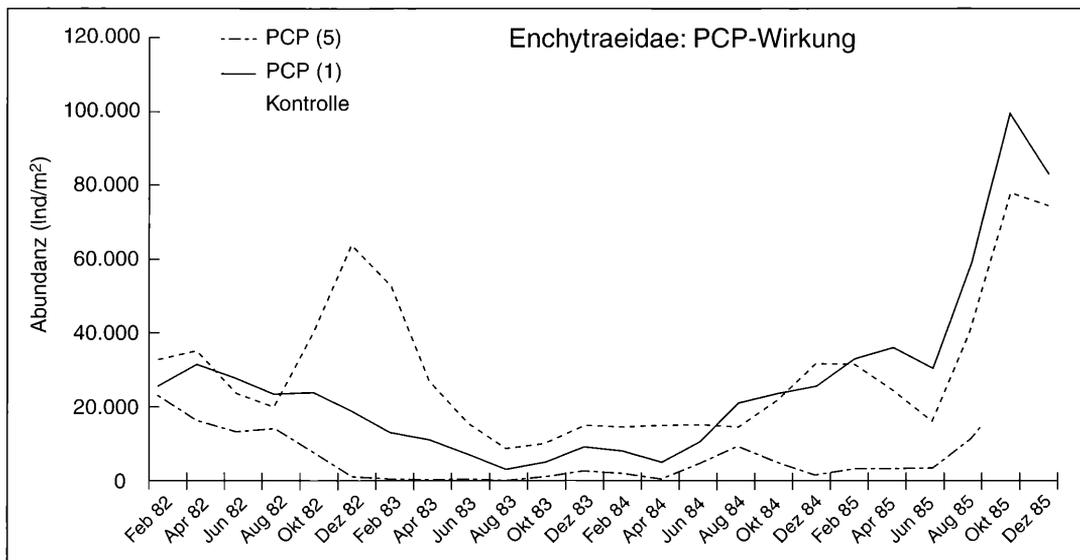


Abbildung 4. Wirkung von PCP auf die Enchytraeen im Stadtwald Ettlingen (Absolutzahlen).

66 %  $\pm$  3,9 %. Für PCP fanden SALMINEN & HAIMI (1997) praktisch identische Raten (ca. 50 %) in einem finnischen Waldboden. Die Nachweisgrenze lag bei 0,1 mg pro kg Streu. Bei PCP wurden die Sollwerte von 1 bzw. 5 g/m<sup>2</sup> direkt nach der Applikation im Durchschnitt erreicht, bei 2,4,5-T dagegen nur in der Hälfte aller Fälle. PCP wurde daher aufgrund seines langsamen Abbaus im Versuchszeitraum akkumuliert (besonders deutlich auf PCP(5)), 2,4,5-T dagegen nicht. Das heißt, dass PCP permanent in hohen, während der Applikationsphase langsam steigenden Konzentrationen vorhanden war, während die durchschnittliche Konzentration von 2,4,5-T direkt nach jeder Ausbringung nur 50 % des Sollwerts erreicht, später meist sogar unter 10 % lag (Tab. 1). Aufgrund der hohen Variabilität der Werte werden in dieser Arbeit alle Ergebnisse auf die jeweilige Nominalkonzentration (= Sollwerte) bezogen.

Tabelle 1. Durchschnittliche Konzentration von PCP und 2,4,5-T in der L-Schicht direkt vor und nach jeder Applikation pro m<sup>2</sup> sowie während der Applikationsphase pro kg Trockensubstanz (Abschätzung).

|                                | PCP(5)          | PCP(1)         | 2,4,5-T(5)     | 2,4,5-T(1)     |
|--------------------------------|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| Sollwerte (g/m <sup>2</sup> )  | 5               | 1              | 5              | 1              |
| vor Appl. (g/m <sup>2</sup> )  | 2,85 $\pm$ 2,0  | 0,43 $\pm$ 0,3 | 0,23 $\pm$ 0,2 | 0,03 $\pm$ 0,1 |
| nach Appl. (g/m <sup>2</sup> ) | 8,71 $\pm$ 2,8  | 1,20 $\pm$ 0,7 | 2,23 $\pm$ 1,7 | 0,49 $\pm$ 0,5 |
| währ. Appl. (g/kg TG)          | 11,26 $\pm$ 7,5 | 1,57 $\pm$ 1,4 | 3,48 $\pm$ 6,3 | 0,49 $\pm$ 0,8 |

Vier Monate nach der letzten Applikation Ende 1983 war 2,4,5-T auf beiden Parzellen kaum mehr nachweisbar: Durchschnittlich wurden bei dieser letzten Probenahme 0,03 g/m<sup>2</sup> in der L-Schicht, 0,014 g/m<sup>2</sup> in der F-Schicht und 0,007 g/m<sup>2</sup> in der H-Schicht gefunden. Auf der PCP(1)-Fläche wurden 2 Monate nach der letzten Ausbringung noch Werte in der erwarteten Größenordnung festgestellt: 0,6, 0,2 bzw. 0,07 g/m<sup>2</sup> in der L-, F- und H-Schicht. Dagegen wurden auf der PCP(5)-Fläche nach über einem Jahr der Erholung immer noch 0,9 g/m<sup>2</sup> in der L-Schicht, 0,6 g/m<sup>2</sup> in der F-Schicht und 0,35 g/m<sup>2</sup> in der H-Schicht gemessen. Besonders überrascht dabei die relativ hohe PCP-Konzentration in der L-Schicht, deren Laub überwiegend 10 Monate nach der letzten Applikation vom Baum gefallen ist. Das hier nachgewiesene PCP dürfte überwiegend aus der oberen F-Schicht stammen und entweder durch kapillaren Wassertransport oder tierische Aktivität nach oben gelangen. Der Abbau erfolgte in den am schnellsten in der L-, am langsamsten in der H-Schicht, wofür neben der unterschiedlichen Intensität des mikrobiellen Anteils der an der Bodenoberfläche zusätzlich wirksame photolytische Abbau verantwortlich sein dürfte. Offenbar wird der mikrobielle Abbau von PCP ab einer bestimmten Konzentration überproportional gehemmt. Toxische Wirkungen auf die Mikroflora von Waldböden wurden im Bereich von 200 – 500 mg/kg gefunden (SALMINEN et al. 1995; ZELLES et al. 1998) – Konzentrationen, die in der L-Schicht der PCP(5)-Fläche während der gesamten Applikationsphase und auf PCP(1) zumindest mehrfach überschritten wurden (Tab. 1).

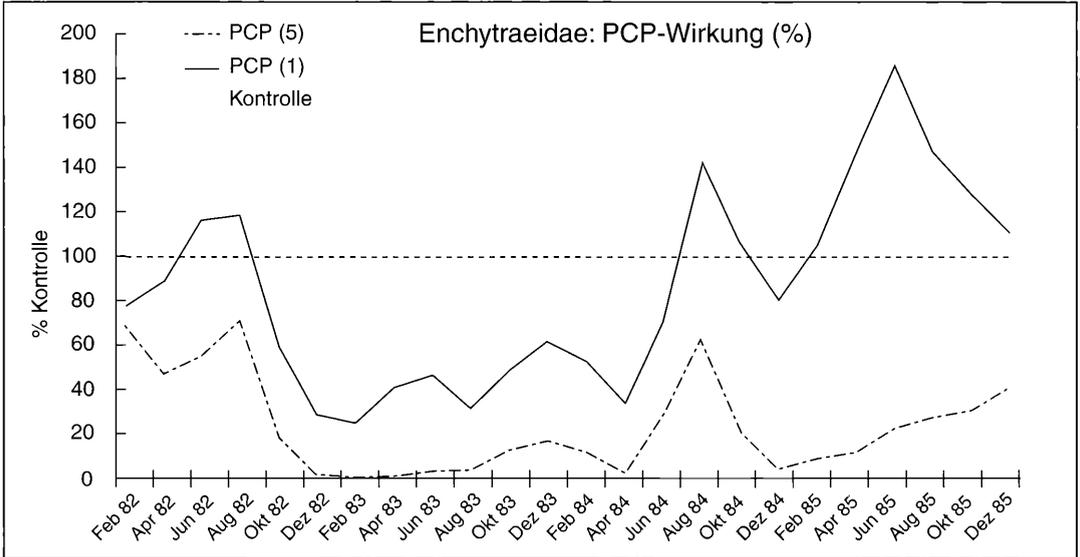


Abbildung 5. Wirkung von PCP auf die Enchytraeen im Stadtwald Ettlingen (relativ zur Kontrolle).

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Populationsdynamik ohne Chemikalienbelastung

Bevor auf die Auswirkungen der Chemikalien eingegangen wird, ist kurz die langjährige Populationsdynamik der Enchytraeen auf der Kontrollfläche im Jahresdurchschnitt darzustellen, um einen Eindruck von der natürlichen Variabilität des Auftretens dieser Tiergruppe am Standort „Stadtwald Ettlingen“ zu bekommen (Römbke 1989). Demnach war in den ersten beiden Jahren (1978/79) die Zahl der Tiere sehr hoch (Abb. 3). Dann hielt sich die Dichte der Tiere für 3 Jahre auf einem mittleren Niveau, bevor es 1983 zu einem drastischen Einbruch kam. Erst 1985 wurde wieder eine Zahl im Jahresdurchschnitt erreicht, die in etwa dem langjährigen Mittel von 46.000 Tieren pro m<sup>2</sup> entspricht. Die Biomasse lag zu Versuchsbeginn ebenfalls sehr hoch (1,6 – 1,9 g TG/m<sup>2</sup>), schwankte seit 1980 aber nur noch wenig zwischen 1,0 (1981) und 1,4 (1982) g TG/m<sup>2</sup>. Der bei der Dichte beobachtete Einbruch 1983/84 samt folgender Erholung ist bei der Biomasse kaum ausgeprägt.

Die Zahl der Enchytraeiden schwankt im Jahresverlauf sehr stark: Das absolute Minimum lag bei 352 Tieren/m<sup>2</sup> (August 1983), das absolute Maximum bei 145.280 pro m<sup>2</sup> (Februar 1979). Dabei wurden Maxima im Winter (Oktober bis Februar) erreicht, während die Minima fast immer im Sommer (Juni - August) lagen. Die Biomasseentwicklung verlief, wie sich schon beim Vergleich der Jahresmittelwerte andeutete, regelmäßiger. Unabhängig vom absoluten Niveau lag das Maximum mit einer Ausnahme (Februar 1979) im-

mer im Dezember, das Minimum im Juni/August. Wie bei der Abundanzentwicklung ist das absolute Minimum (0,14 g FG/m<sup>2</sup>) im August 1983 zu konstatieren. Die sich anschließende Erholungsphase ist nicht am Verlauf der Biomassekurve, sondern nur an ihrem absoluten Niveau erkennbar: Das Wintermaximum 1983/84 fiel z.B. um 30 - 50 % niedriger aus als gewöhnlich.

### 4.2 Effekte der Chemikalien

Im Folgenden werden nur Trends der Chemikalienwirkung diskutiert, da aufgrund des Probenahmedesigns einzelne Abweichungen nicht von Zufallsschwankungen unterscheidbar sind.

#### 4.2.1 Wirkung auf die Populationsdynamik

Die Auswirkung von PCP bzw. 2,4,5-T auf die Gesamtpopulation der Enchytraeen ist als drastisch, aber differenziert zu bezeichnen (Abb. 4 - 7). Im großen und ganzen folgen die Enchytraeen auf den Versuchsflächen dem von der Kontrollfläche bekannten Zyklus mit Wintermaximum und Sommerminimum, wobei es zu vielfältigen Verschiebungen, sowohl durch die Chemikalien als auch durch außergewöhnliche Witterungsumstände bedingt, kommen kann. Insbesondere von Mitte 1983 bis Mitte 1984 ist der Verlauf bei einem auf allen Flächen sehr niedrigem Niveau ungewöhnlich, da das Wintermaximum 1983/84 mit Ausnahme der schwachen Biomasse-Ausprägung auf der Kontrollfläche völlig ausgefallen ist.

Gegenüber der Kontrolle sind Zahl und Biomasse der Tiere auf der Fläche PCP(5) bis zum Ende des Versuchszeitraums sehr stark herabgesetzt (Abb. 4 & 5).

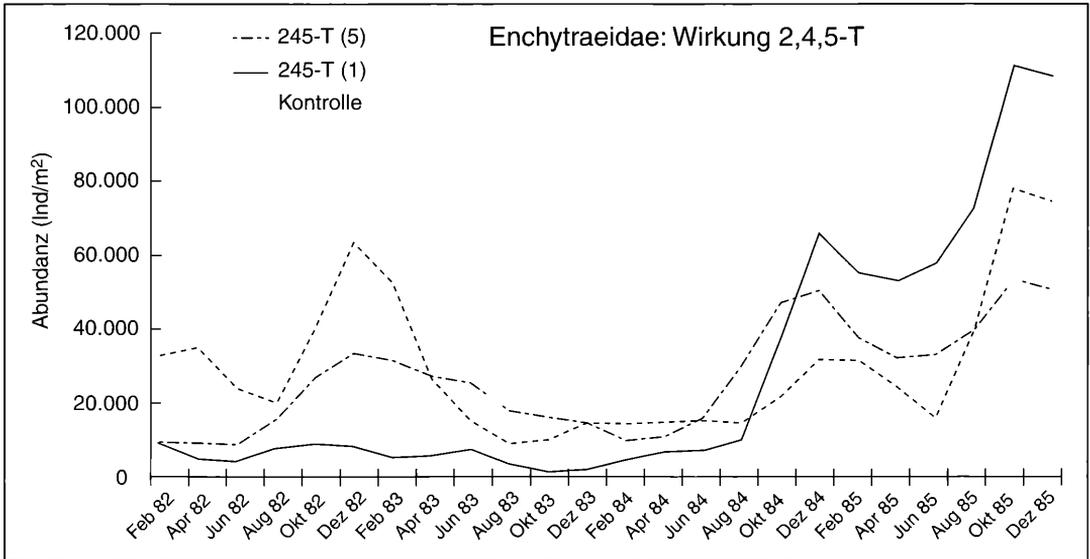


Abbildung 6. Wirkung von 2,4,5-T auf die Enchytraeen im Stadtwald Ettlingen (Absolutzahlen).

Auffallend ist dabei, dass die Wirkung bei der Abundanz erst im Spätsommer 1982, d.h. nach 4 Applikationsterminen, deutlich wird, während die Biomasse kontinuierlich von Beginn an abfällt. Die niedrigere PCP-Konzentration führt von Beginn an zu einer langsamen Reduzierung der Würmer, doch beginnt die Erholung schon ab dem Frühjahr 1984.

Die Tiere auf den beiden 2,4,5-T-Flächen (Abb. 6 & 7) reagieren sofort auf die Applikation mit einem Rückgang auf ca. 30 % der Kontrolle. Dieser Effekt hält bei 2,4,5-T(1) aber nur ein halbes Jahr an, denn im April 1983, d.h. noch unter Belastung, wird der Kontrollwert erstmals überschritten (bei der Biomasse schon im Herbst 1982). Die hohe 2,4,5-T-Konzentration führt bis zum Ende der Applikationsphase zu einer durchgängigen Verringerung der Enchytraeendichte um ca. 70 %. Ihre Anzahl ist dabei praktisch konstant, beginnend direkt nach der Ausbringung bis 4 Monate nach der letzten Ausbringung.

In der Erholungsphase übertrifft die Anzahl der Würmer auf allen Chemikalienflächen mit Ausnahme von PCP(5) diejenige der Kontrolle. Überschussreaktionen im Vergleich zur Kontrolle sind dabei meistens im Sommer bei geringen Absolutwerten festzustellen. Bemerkenswert ist die explosionsartige Zunahme der Tiere auf den 2,4,5-T-Flächen im Sommer 1984. Nach einem teils unterdurchschnittlichen (PCP(1), Kontrolle), teils deutlichem (2,4,5-T(1), 2,4,5-T(5)) winterlichen Maximum 1984/85 deutet sich auf diesen Flächen ein Sommerminimum nur an. Im weiteren Verlauf 1985 können die Würmer auf den Flächen PCP(1) und 2,4,5-T(5) Rekorddichten erreichen, die die ebenfalls hohe Kontrolldichte noch etwas übersteigen.

Tabelle 2. Jahressummen der Anzahl bzw. Biomasse der Enchytraeidae in Prozent der Kontrolle, sowie nach Phasen zusammengefasst.

| Abundanz        |        |        |            |            |        |
|-----------------|--------|--------|------------|------------|--------|
| Jahr bzw. Phase | PCP(5) | PCP(1) | 2,4,5-T(5) | 2,4,5-T(1) | Kontr. |
| 1982            | 34,2   | 68,5   | 20,5       | 44,6       | 100    |
| 1983            | 4,7    | 38,6   | 18,9       | 108,5      | 100    |
| Applikation     | 23,6   | 57,7   | 19,9       | 67,7       | 100    |
| 1984            | 17,2   | 74,9   | 168,1      | 145,6      | 100    |
| 1985            | 30,0   | 130,9  | 169,2      | 92,9       | 100    |
| Erholung        | 26,0   | 113,4  | 168,9      | 109,4      | 100    |
| Biomasse        |        |        |            |            |        |
| Jahr bzw. Phase | PCP(5) | PCP(1) | 2,4,5-T(5) | 2,4,5-T(1) | Kontr. |
| 1982            | 28,1   | 72,3   | 18,9       | 50,7       | 100    |
| 1983            | 6,1    | 70,7   | 42,7       | 319,5      | 100    |
| Applikation     | 22,0   | 71,9   | 25,5       | 125,2      | 100    |
| 1984            | 11,1   | 58,5   | 222,8      | 150,0      | 100    |
| 1985            | 33,0   | 177,1  | 247,6      | 91,3       | 100    |
| Erholung        | 24,3   | 130,1  | 237,8      | 114,5      | 100    |

Betrachtet man die Jahressummen der Abundanz bzw. Biomasse (Tab. 2), so werden diese in der Applikationsphase durch die hohen Konzentrationen deutlich reduziert, während von den niedrigen Konzentrationen 2,4,5-T im ersten und PCP im zweiten Jahr wirken. In der Erholungsphase zeigen sich mit Ausnahme von PCP(5) Überschussreaktionen, deren Ausprägung im umgekehrten Verhältnis zur vorherigen Schädigung steht.

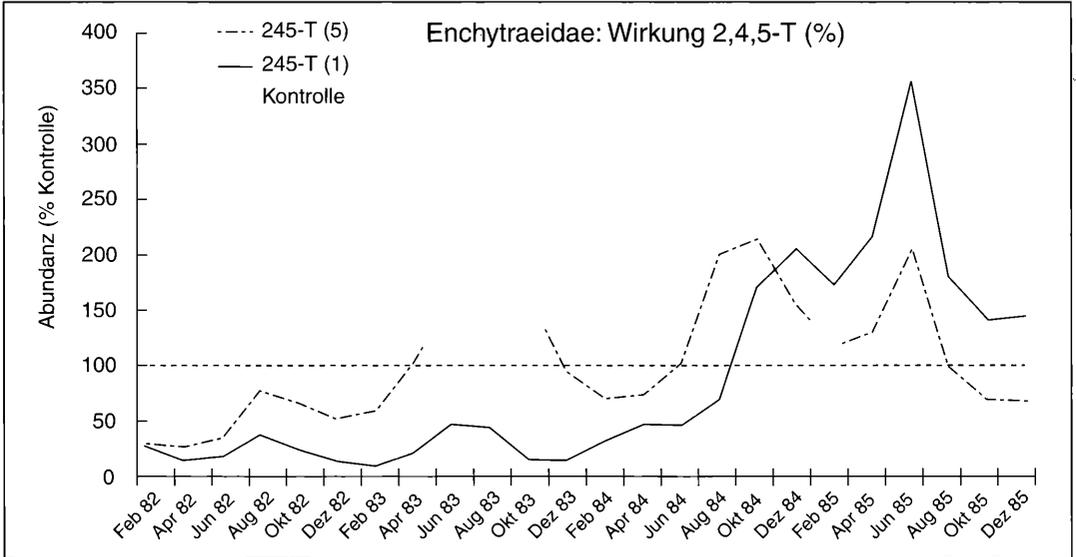


Abbildung 7 Wirkung von 2,4,5-T auf die Enchytraeen im Stadtwald Ettlingen (relativ zur Kontrolle).

Bei der zwei Jahre nach Beendigung der Erholungsphase im August 1987 genommenen einmaligen Probenreihe auf allen fünf Versuchsflächen lag die Abundanz der Enchytraeen auf den vier Chemikalienflächen zwischen 70 % und 110 % der Kontrolle; d.h. es gab keinen Hinweis auf eine noch anhaltende Chemikalienwirkung.

#### 4.2.2 Wirkung auf die Tiefenverteilung

Bei einer getrennten Betrachtung der Streuschichten lassen sich die Jahressummen der Enchytraeen auf den vier Chemikalienflächen (in Prozent der Kontrolle) vergleichen (Tab. 3). Dabei zeigten sich die je nach Schicht unterschiedliche Wirkung der beiden Chemikalien. PCP reduziert demnach nur in der L-Schicht die Anzahl der Enchytraeen sofort, während es in den tieferen Schichten erst im 2. Jahr der Applikationsphase drastisch wirkt (Ausnahme aus unbekanntem Grund: PCP(1) in der F-Schicht). 1985 ist auf PCP(1) in allen 3 Schichten, auf PCP(5) nur in der L- (teilweise) und F-Schicht, eine Erholung zu konstatieren. 2,4,5-T wirkt, selbst in der L-Schicht, weniger drastisch als PCP. Dafür tritt die Wirkung, vor allem in der H-Schicht, sofort ein. In der F-Schicht ist eine Erholung bei der niedrigen Konzentration noch im Jahr 1982, bei der hohen Konzentration erst ab 1984 zu verzeichnen. Auffallend ist, dass 1985 nur in der H-Schicht von 2,4,5-T(1) die sonst auf beiden Flächen in allen Schichten auftretende Überschussreaktion fehlt. Beide Chemikalien wirken demnach 1985 in der H-Schicht stärker als in der F-Schicht.

#### 4.2.3 Wirkung auf die Altersstruktur

Die Verteilung der Würmer auf die einzelnen Altersstadien auf der Kontrollfläche war im Versuchszeitraum weitgehend konstant (72 17 11 %; Tab. 4). Auf der Fläche PCP(5) werden in der Applikationsphase juvenile Tiere relativ stärker beeinträchtigt als subadulte oder adulte Individuen. Auf den anderen drei Chemikalienflächen wurden dagegen die älteren Stadien mehr geschädigt als die Jungtiere. In der Erholungsphase reagieren die Tiere auf jeder Fläche unterschiedlich. Auf PCP(5) fallen bei Anstieg des Juvenil- und des Subadulti-Anteils die Adulti weitgehend aus, bei PCP(1) ändert sich wenig und auf den 2,4,5-T-Flächen ist bei anhaltend geringer Adultzahl aber steigendem Subadultanteil eine beginnende Angleichung an die Kontrolle zu beobachten. Mit Ausnahme der hohen PCP-Konzentration wirken demnach die Chemikalien in der Applikationsphase verstärkt auf ältere Stadien. In der Erholungsphase ist der niedrige Adultanteil eher durch das Ausfallen der vorangegangenen Generationen zu erklären.

#### 4.2.4 Wirkungen auf energetische Parameter

Um die durch die Beeinträchtigung der Enchytraeen-zönose mittelbar auf der Ebene des Bodenökosystems entstehenden Effekte einschätzen zu können, wurde versucht, die Veränderungen auf energetischer Ebene zu quantifizieren. Dazu wurden auf der Grundlage der gemessenen Abundanz- und Biomassewerte sowie unter Bezug auf Umrechnungsfaktoren aus der Literatur (z.B. PETERSEN & LUXTON 1982; für Einzelheiten siehe RÖMBKE 1991) Respiration, Produktion und Konsumtion (jeweils in  $\text{kJ/m}^2\text{*y}$ ) der Enchytraeen auf

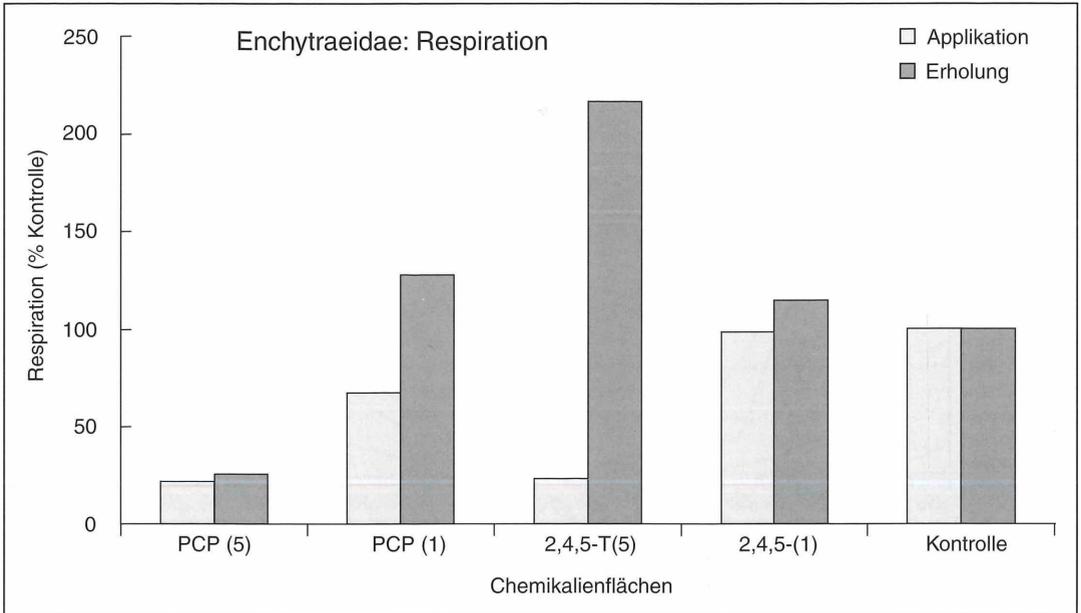


Abbildung 8. Anteil der energetischen Parameter auf den Chemikalienflächen im Vergleich zur Kontrolle des Standardprogramms.

Tabelle 3. Jahressummen der Enchytraeidae in % der Kontrolle nach Schichten getrennt.

|                  | PCP(5) | PCP(1) | 2,4,5-T(5) | 2,4,5-T(1) | Kontr. |
|------------------|--------|--------|------------|------------|--------|
| <b>L-Schicht</b> |        |        |            |            |        |
| 1982             | 0,0    | 5,5    | 16,1       | 28,8       | 100    |
| 1983             | 0,0    | 19,6   | 18,0       | 37,4       | 100    |
| 1984             | 3,8    | 55,8   | 216,0      | 317,6      | 100    |
| 1985             | 57,4   | 111,4  | 225,3      | 411,1      | 100    |
| <b>F-Schicht</b> |        |        |            |            |        |
| 1982             | 45,4   | 108,5  | 55,9       | 96,0       | 100    |
| 1983             | 5,5    | 75,6   | 32,2       | 216,5      | 100    |
| 1984             | 8,1    | 73,1   | 145,7      | 158,2      | 100    |
| 1985             | 77,6   | 214,6  | 230,1      | 170,2      | 100    |
| <b>H-Schicht</b> |        |        |            |            |        |
| 1982             | 32,1   | 57,2   | 7,1        | 25,8       | 100    |
| 1983             | 4,4    | 13,5   | 9,4        | 30,5       | 100    |
| 1984             | 32,5   | 79,5   | 96,0       | 108,4      | 100    |
| 1985             | 14,6   | 104,5  | 149,3      | 65,2       | 100    |

den Chemikalienflächen (zusammengefasst nach Applikations- und Erholungsphase) abgeschätzt und in Bezug zu den Werten der Kontrolle gesetzt.

Am Beispiel der Respiration (Abb. 8) wird deutlich, dass die Effekte der Chemikalien – bedingt durch die einfachen Abschätzungsmethoden – sehr denen bei Abundanz und Biomasse ähneln. In der Erholungsphase ist auf PCP(5) nach dem vorhergehenden starken Rückgang nur eine minimale Zunahme festzustellen. Auf den drei anderen Flächen kommen im umgekehrten Ver-

Tabelle 4. Anteil der drei Altersstadien in % der Gesamtzahl jeder Fläche während der Applikations- und Erholungsphase.

| Stadium            | PCP(5) | PCP(1) | 2,4,5-T(5) | 2,4,5-T(1) | Kontr. |
|--------------------|--------|--------|------------|------------|--------|
| <b>Applikation</b> |        |        |            |            |        |
| Juvenil            | 58,0   | 80,9   | 89,4       | 84,4       | 71,5   |
| Subadult           | 14,3   | 10,4   | 4,8        | 7,8        | 15,9   |
| Adult              | 27,7   | 8,8    | 5,8        | 7,8        | 12,6   |
| <b>Erholung</b>    |        |        |            |            |        |
| Juvenil            | 77,2   | 82,5   | 82,8       | 80,9       | 72,9   |
| Subadult           | 18,1   | 10,7   | 13,1       | 14,2       | 17,3   |
| Adult              | 4,7    | 6,8    | 4,1        | 4,9        | 9,8    |

hältnis zur vorherigen Schädigung Überschussreaktionen vor. Für 2,4,5-T(1) und PCP(1) liegen die Werte noch im Rahmen der normalen Schwankungsbreite, aber auf 2,4,5-T(5) wird die Kontrolle um mehr als den Faktor 2 übertroffen. Während auf der Kontrollfläche die Respiration der Enchytraeen durchschnittlich bei ca. 4 % des Feinstreueintrags von 10.894 kJ/m<sup>2</sup>\*y liegt (BECK & MITTMANN 1982), würde sie demnach auf den Chemikalienflächen in der Applikationsphase auf 1 % (PCP(5), 2,4,5-T(5)) bzw. 2,5 % (PCP(1)) absinken. In der Erholungsphase steigt der Anteil der Enchytraeen erheblich: Von 4,6 % (2,4,5-T(1)) über 5,2 % (PCP(1)) bis zu 8,8 % (2,4,5-T(5)), während es auf PCP(5) bei 1 % bleibt. Entsprechend hoch liegen die Extremwerte bei der Konsumption. Auf 2,4,5-T(5) könnten demnach (zumindest kurzfristig) bis zu 32 % der gesamten Feinstreu von den Enchytraeen gefressen werden.

## 5. Diskussion

### 5.1 Wirkung von Pentachlorphenol

PCP ist eine für Oligochaeten hochtoxische Substanz und wird u.a. deshalb als "umweltgefährlicher" Stoff eingeschätzt (RUDOLPH & BOJE 1986). In Laborversuchen mit der Spezies *Enchytraeus albidus* wurden  $LC_{50}$ -Werte von 33 - 204 mg/kg TG in verschiedenen Bodensubstraten gefunden (RÖMBKE & KNACKER 1989). SALMINEN et al. (1995) bestimmten in einem nicht-standardisierten Labortest eine hohe Toxizität von PCP auf die auch im Stadtwald Ettlingen dominante Art *Cognettia sphagnetorum* (geschätzte  $LC_{50}$ : 154 mg/kg).

PCP wirkt äußerst toxisch auf die Enchytraeen des Stadtwalds Ettlingen. Während der Applikationsphase werden in der L-Schicht alle Würmer abgetötet (oder vertrieben – bei der auch dominanten Art *C. sphagnetorum* wurden Vermeidungsreaktionen auf PCP-kontaminierte Streu nachgewiesen (SALMINEN & SULKAVA 1996)). In den tieferen Schichten treten ähnlich drastische Wirkungen 6 - 8 Monate später ein, wobei die höhere Konzentration immer stärker und, in der H-Schicht, auch früher wirkt als die niedrige Konzentration. Diese Verzögerung ist primär durch die Adsorption des PCP am Humus und die daraus resultierende langsame Tiefenverlagerung der Chemikalie zu erklären (SALMINEN & HAIMI 1997). Nimmt man aufgrund der Labortestergebnisse einen Bereich von ca. 30 - 200 mg/kg Substrat an, in dem PCP eine Halbierung der Enchytraeenabundanz bewirkt, so werden diese Werte auf PCP(5) in allen Schichten bis einschließlich 1984 weit überschritten. Erst 1985 können die aktuellen Konzentrationen in diese Größenordnung absinken, was im Einklang mit der Ende 1985 beginnenden Erholung der Enchytraeenzönose steht. Im Applikationszeitraum liegt die Chemikalienkonzentration auf PCP(1) nur in der L-Schicht wesentlich oberhalb der  $LC_{50}$ -Werte. In den tieferen Schichten ist eher eine etwa fünfzigprozentige Reduktion der Zahl der Enchytraeen zu erwarten, was sehr gut mit dem gefundenen Wert von 58 % übereinstimmt. Studien an finnischen Waldstandorten, die durch den langjährigen Gebrauch von Natrium-PCP-haltigen Holzschutzmitteln kontaminiert wurden, bestätigten die starke Wirkung dieser Substanz auf Enchytraeen (SALMINEN et al. 1995, SALMINEN & HAIMI 1997). Bei einer Nominalkonzentration von 50 mg/kg war die Anzahl der Tiere 15 Wochen nach Applikation um mehr als die Hälfte reduziert, während nach insgesamt 49 Wochen kein Unterschied der Abundanz zur Kontrolle feststellbar war.

Das Fehlen einer höheren Empfindlichkeit jüngerer Enchytraeen gegenüber PCP steht im Gegensatz zur generellen Erwartung, nach der juvenile Tiere gegenüber Umweltchemikalien anfälliger sind als ältere Tiere (WEBER 1953). Allerdings zeigen die Erfahrungen mit *E. albidus* im Labortest, dass die Stadien der Entwick-

lung bis zum Schlüpfvorgang am empfindlichsten sind. Wenn ein Wurm diese Phase überstanden hat, ist mit Sensitivitätsunterschieden im weiteren Verlauf der Entwicklung kaum mehr zu rechnen. Hinweise auf eine Gewöhnung an PCP wurden nicht gefunden. Die im Sommer 1987, also 3,5 Jahre nach Beendigung der Applikation durchgeführte einmalige Probennahme auf allen Versuchsflächen zeigte keine Unterschiede mehr zwischen PCP- und Kontrollflächen.

Für den Beginn der Erholung ist neben dem Rückgang der PCP-Konzentration die differenzierte Reaktion der PCP-abbauenden Mikroflora verantwortlich. Auf PCP(5) ist sie offenbar so extrem geschädigt, dass erst ein Jahr nach Ende der Applikation eine Erholung der Mikroorganismen beginnt, wahrscheinlich bei drastisch verändertem Dominanz-, vielleicht auch Artenspektrum (SCHÖNBORN & DUMPERT 1986). Trotz der nachgewiesenen Schädigung der Mikroflora ist eine Nahrungsverknappung als primäre Ursache der Chemikalienwirkung bei den Würmern zur Deutung der Effekte nicht notwendig, da sich Zeitverlauf und Intensität hinreichend durch direkte toxische Effekte erklären lassen (was auch die Ergebnisse der Laborversuche nahe legen DIDDEN & RÖMBKE 2000).

### 5.2 Wirkung von 2,4,5-T

Nach den bisher veröffentlichten Untersuchungen ist 2,4,5-T für Oligochaeten wenig toxisch (ADEMA et al. 1984). Im Labortest mit *E. albidus* wurden  $LC_{50}$ -Werte zwischen 2400 und 14400 mg/kg gemessen (RÖMBKE & KNACKER 1989). Überraschend ist, dass die auf 2,4,5-T getesteten Arten des Stadtwalds Ettlingen eine deutlich höhere Empfindlichkeit zeigten ( $LC_{50}$ -Werte zwischen 100 und 500 mg/kg), was für unterschiedliche physiologische Wirkmechanismen spricht. Bisher wurden Wirkungen von 2,4,5-T meist auf Verunreinigungen wie TCDD zurückgeführt (RIPPEN 1999), so dass die Ergebnisse aus dem Stadtwald Ettlingen, nach denen auch reines 2,4,5-T bei Enchytraeen Schädigungen hervorrufen kann, die ökotoxikologische Beurteilung dieser Chemikalie modifizieren.

2,4,5-T in hoher Konzentration reduziert Zahl und Biomasse der Enchytraeen während der Applikationsphase deutlich. Nach den durch Labortests bekannten  $LC_{50}$ -Werten wäre ein fünfzigprozentiger Rückgang der Tiere zwischen 100 - 500 mg 2,4,5-T pro kg TG zu erwarten. Diese Größenordnung wird auf den 2,4,5-T-Flächen nur in der L-Schicht der Applikationsphase erreicht (2,4,5-T(1)) bzw. überschritten (2,4,5-T(5)), während in den tieferen Schichten deutlich geringere Werte bei den 5 stichprobenartigen Messungen gefunden wurden, die keine Beeinträchtigung der Tiere hervorrufen sollten. Trotzdem kommt es auf der 2,4,5-T(5)-Fläche auch in den beiden tieferen Schichten 1983 zu eindeutigen Wirkungen. Dies ist wahrscheinlich durch die erhebliche Tiefenverlagerung der Chemikalie zu erklären, die mit den relativ wenigen rück-

standsanalytischen Probennahmen nicht erfasst wurde. In der F-Schicht ist eine Wirkung der niedrigen 2,4,5-T-Konzentration weder in der Belastungs- noch dem größten Teil der Erholungsphase nachweisbar, während in der H-Schicht die Zahl der Tiere in der gesamten Applikationsphase stark erniedrigt ist. Aus ungeklärten Gründen sinkt die Zahl der Enchytraeen Ende 1985 sogar unter die der Kontrolle.

Insgesamt zeigt sich auf der 2,4,5-T(1)-Fläche das Bild einer nur kurz beeinträchtigten Population, die sich, trotz weiter anhaltender Chemikalienausbringung, bald wieder erholt. Offenbar liegt hier eine Gewöhnung der Tiere an den Stressfaktor vor. In dieser Gesamtdarstellung wird aber die unterschiedliche Reaktion in den einzelnen Schichten überdeckt. Nach dem warmen und trockenen Sommer 1983, durch den die Zahl der Tiere auf allen Versuchsflächen stark zurückgeht, erweist sich die Erholung in der L-Schicht als labil, denn sie ist gegenüber der Kontrolle um ca. ein halbes Jahr verzögert. An anderen Standorten kann die Wirkung einer Chemikalie durch Trockenheit sogar maskiert werden, da letztere die Tiere in tiefere Bodenschichten treibt, wo sie der Chemikalie nicht direkt ausgesetzt sind (MARTIKAINEN 1998).

Auch wenn der Zeitverlauf auf beiden Flächen ähnlich ist, so wirkt die hohe Konzentration doch wesentlich toxischer. Hinweise auf eine Gewöhnung der Enchytraeen fehlen auf 2,4,5-T(5). Es bleibt der Widerspruch, dass trotz ähnlicher Chemikalienkonzentrationen die Tiere in der F-Schicht 1982/83 weniger als in der H-Schicht reagieren. Die wahrscheinlichste Erklärung ist, dass diese Chemikalie artspezifisch wirkt, was sowohl durch Netzbeutelversuche (RÖMBKE 1994) als auch durch die Ergebnisse der Labortests nahegelegt wird. Unterschiedliche Auswirkungen einer Chemikalie auf verschiedene Enchytraeenarten (selbst innerhalb einer Gattung) fanden auch BETHGE-BEILFUSS & WESTHEIDE (1987) am Beispiel mehrerer Pestizide und *Enchytraeus*-Species. Vielleicht beruht dies auf der jeweiligen Ausbildung pestizid-abbauender Enzyme (z.B. Glutathion-S-transferase), wie sie z.B. in *E. albidus* nachgewiesen wurde (STENERSEN & OIEN 1981). Die Notwendigkeit des "Anwerfens" solcher vielleicht nur fakultativ vorhandener Enzymkomplexe könnte zugleich eine Erklärung für die zuerst deutliche, aber schon nach wenigen Monaten beendete Wirkung auf der Fläche 2,4,5-T(1) sein.

### 5.3 Beurteilung der Chemikalienwirkung

Die trotz der drastischen Chemikalienwirkung auf allen Versuchsflächen (mit Ausnahme von PCP(5)) nach Abklingen der aktuellen, extrem hohen Belastung zu beobachtende schnelle Erholung der Enchytraeenzönose ist durch die kurzen Generationszeiten der meisten Arten erklärbar. Die schnelle Vermehrung sichert diesen Enchytraeenarten in der Erholungsphase einen Vorsprung gegenüber anderen saprophagen Tiergrup-

pen, die fast alle längere Generationszeiten haben (BECK et al. 1988). Dementsprechend ist bei der Biomasse der Enchytraeen, die weitgehend von großkörperigen Tieren mit univoltinen Lebenszyklus abhängt (*Mesenchytraeus glandulosus*), eine verspätete Erholungsreaktion zu beobachten.

FLETCHER & FREEDMAN (1986) konnten keine Auswirkungen von 2,4,5-T auf die Dekomposition eines Waldstreu-Gemischs bei einer Konzentration von 0,67 g/m<sup>2</sup> finden. Dagegen wird der Abbau der Laubstreu im Stadtwald Ettlingen bei ähnlicher Konzentration (2,4,5-T(1)) etwa ein halbes Jahr verzögert, während es auf 2,4,5-T(5) ca. 1,5 Jahre sind (die entsprechenden Werte für PCP(1) und PCP(5) betragen 1,5 und 2 Jahre, Beck et al. 1988). Dadurch kommt es zur Akkumulation organischen Materials, das nach Abklingen der Belastung von den Enchytraeen genutzt werden kann, zumindest solange, wie nicht andere Faktoren (z.B. andere abiotische Eigenschaften der im Verlauf des Abbauprozesses in tiefere Schichten abgesunkenen Streu) dem entgegenstehen.

Demzufolge sind, genau spiegelbildlich zum Grad der vorherigen Belastung, aber direkt korreliert mit der verfügbaren Nahrungsmenge, Überschussreaktionen bei Abundanz und Biomasse der Enchytraeen zu beobachten. Da nicht nur die Ausprägung, sondern auch die Dauer der Kompensation vom Abbaurückstand abhängt, reichte die Länge des Versuchszeitraums bei PCP(5), teilweise auch bei 2,4,5-T(5) nicht aus, um eine vollständige Wiederangleichung an die Kontrolle festzustellen. Bestes Beispiel für diese Reaktion ist die Biomasseentwicklung, doch lässt sich ein ähnliches Verhältnis auch bei den Abundanzzahlen feststellen. Für die Fläche PCP(5) wäre demnach für den Zeitraum 1986/87 eine noch ausgeprägtere Überschussreaktion als auf den anderen Versuchsflächen zu erwarten. Diese Erwartung konnte bei der einmaligen Probennahme im August 1987 nicht bestätigt werden. Es muss offen bleiben, ob der dabei festgestellte Gleichstand bei den Abundanzzahlen den Beginn oder das Ende einer Überschussreaktion markiert. Selbst das Fehlen einer solchen Reaktion, bedingt durch eine zu tiefgehende Schädigung der Enchytraeenzönose, ist möglich.

Solche abgestuften Überschussreaktionen stellen offenbar die normale Reaktion von Enchytraeen auf eine einmalige Belastung (als solche kann die gesamte Applikationsphase aufgefaßt werden) dar. Die Belastung kann dabei eine Chemikalie (DIDDEN & RÖMBKE 2000) oder eine Biotopveränderung, z. B. ein Kahlschlag, sein (LUNDKVIST 1983); auch natürliche Stressfaktoren wie Trockenheit können solche Reaktionen auslösen (MARTIKAINEN 1998). In allen Fällen war eine verbesserte Nahrungsversorgung der Grund für die Massentwicklung der Enchytraeen. Voraussetzung dafür dürften immer günstige Bedingungen für die Mikroflora sein (LOHM et al. 1977), während der Beitrag geringeren Konkurrenzdrucks, z.B. von Collembolen, schwer

einzuschätzen ist. Der Ausfall von Räubern spielt offenbar nur auf einer mit Insektiziden behandelten Ackerfläche eine Rolle (WAY & SCOPES 1968).

Aufgrund dieser Kompensationsreaktionen und unter Berücksichtigung der wichtigen Rolle der Enchytraeen (quantitativ und qualitativ) bei der Dekomposition des Bestandesabfalls wurde von WAY & SCOPES (1968) der Schluss gezogen, dass eine Belastung als tolerabel anzusehen ist, wenn der Streuabbau (primär die Regulation der Mikroflora) insgesamt nicht beeinträchtigt wird. Wie die Abschätzung der energetischen Parameter der Enchytraeen auf den Chemikalienflächen zeigt, wird mit Ausnahme von PCP(5) der Rückstand aus der Applikationsphase in den ersten 2 Jahren nach Ende der Applikation aufgrund der Überschussreaktionen kompensiert, teilweise sogar übertroffen.

Auswirkungen der Chemikalien auf funktionaler Ebene (z.B. als Defizit in der Nährstoffversorgung der Bäume aufgrund einer Verzögerung des Streuabbaus) sind nicht leicht quantifizierbar. Auch ist unklar, ab welcher Dauer eine solche Beeinträchtigung messbare Veränderungen des Nährstoffzyklus verursachen kann. Allerdings fanden SALMINEN et al. (1995) in Mikrokosmosversuchen, dass die Regulation der Mikroorganismen durch Enchytraeen (und speziell Nematoden) vor allem zu Beginn des Dekompositionsprozesses durch Chemikalien wie PCP so beeinflusst werden kann, dass langfristig Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt des Waldbodens nicht auszuschließen sind. Chemikalien, die potenziell solch drastische Wirkungen auf das Gesamtsystem hervorrufen können, dürfen nicht in die Umwelt gelangen und sind damit als nicht tolerierbar anzusehen.

Bei der Beurteilung der Tolerierbarkeit einer nach zwei Jahren wieder weitgehend ausgeglichenen Wirkung sind demnach zwei Kriterien anzulegen: Ausmaß und Nachhaltigkeit (DOMSCH et al. 1983), wobei diese nicht nur auf der Ebene der Funktion einer Tiergruppe oder des Gesamtsystems, sondern auch für die jeweilige Struktur (Artenspektrum und Dominanzgefüge) zu gelten haben (BECK et al. 1988). Das heißt, selbst wenn die Enchytraeen den Leistungsrückstand auf den Versuchflächen vollständig aufgeholt haben, ist es nicht gleichgültig, ob diese Funktion von wenigen Arten oder der natürlicherweise an diesem Standort vorkommenden Zönose erbracht wurde. Wie an anderer Stelle gezeigt wurde (RÖMBKE 1994), wird die normale Artenzahl (Kontrollfläche: ca. 10) während der Applikationsphase stark reduziert (häufig tritt nur noch *C. sphagnetorum* auf), so dass auch dieses Ergebnis für eine Nicht-Tolerierbarkeit des Einsatzes solch toxischer Umweltchemikalien spricht.

Abschließend ist die praktische Frage zu beantworten, ob Enchytraeen aufgrund der vorliegenden Untersuchung für ein Biomonitoring nutzbar sind. Ihre differenzierte Reaktion im Freiland bestätigt die grundsätzliche Eignung für diesen Zweck. Neben einer Reihe von Ar-

beiten, in denen die Würmer ähnlich wie im Stadtwald Ettlungen reagieren (z.B. KITAZAWA & KITAZAWA 1980; PIRHONEN & HUHTA 1984; MOSER et al. 1999) gibt es einige wenige Beispiele, in denen ihr Auftreten nicht mit anthropogenen Belastungsfaktoren korrelierbar war. Neben methodischen Gründen, z.B. unzureichenden Extraktionsverfahren (McCOLL 1984) kommen für solche Fälle belastungsspezifische Gründe in Frage (MILLS & ALLEY 1973). Als einzige Einschränkung gegen eine verstärkte Nutzung der Enchytraeen für Monitoringzwecke bleibt demnach der geringe Wissensstand bezüglich Taxonomie und Ökologie der einzelnen Arten (BENGTSSON & RUNDGREN 1984). Die vorliegende Arbeit soll daher ein Beitrag zur Verbesserung der ökologischen Kenntnisse über Enchytraeen sein, um die weitergehende Nutzung dieser auf den ersten Blick so einheitlichen und unscheinbaren Tiergruppe zu ermöglichen.

#### Danksagung

Ich danke in besonderer Weise Herrn Prof. LUDWIG BECK für die langjährige Unterstützung meiner wissenschaftlichen Arbeit und die durch ihn aufgebaute außerordentlich erfolgreiche Kooperation zwischen dem Naturkundemuseum Karlsruhe und der Firma ECT Oekotoxikologie GmbH. Besonders wertvoll ist mir die Erinnerung an viele gemeinsame Exkursionen und Tagungsauftritte und die uns verbindende Freundschaft.

#### 6. Literatur

- ABRAHAMSEN, G. (1973): Studies on body-volume, body-surface area, density and live weight of Enchytraeidae (Oligochaeta). – *Pedobiologia*, **13**: 6-15.
- ADEMA, D. M., BARUG, D. & VONK, J. W. (1984): Comparison of the effects of several chemicals on microorganisms, higher plants and earthworms. – In: *Actes Symp. Int. "Ecotoxicologie terrestre"*: 199-214; Les Arcs.
- AXELSSON, B., LOHM, U. & PERSSON, T. (1984): Enchytraeids, lumbricids and soil arthropods in a northern deciduous woodland - a quantitative study. – *Holarctic Ecology*, **7**: 91-103.
- BECK, L. & MITTMANN, H.-W. (1982): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 2. Klima, Streuproduktion und Bodenstreu. – *Carolinea*, **40**: 65-90.
- BECK, L., DUMPERT, K., FRANKE, U., MITTMANN, H.-W., RÖMBKE, J. & SCHÖNBORN, W. (1988): Vergleichende ökologische Untersuchungen in einem Buchenwald nach Einwirkung von Umweltchemikalien. – *Jülich Spezial*, **439**: 548-702.
- BENGTSSON, G. & RUNDGREN, S. (1982): Population density and species number of enchytraeids in coniferous forest soils polluted by a brass mill. – *Pedobiologia*, **24**: 211-218.
- BERGMANN, J.H. (1981): *Herbizide in der Forstwirtschaft*. – Berlin (VEB Deutsch. Landwirtschaftsverl.).
- BETHGE-BEILFUSS, D. & WESTHEIDE, W. (1986): Subletale Schädigungen terrestrischer Enchytraeiden (Oligochaeta, Annelida) durch Pflanzenbehandlungsmittel. – *Verh. Ges. Ökol.*, **16**: 417-422.
- CHALUPSKY, J. & LEPS, J. (1985): The spatial pattern of Enchytraeidae (Oligochaeta). – *Oecologia*, **68**: 153-157.
- CROSBY, D. G. (1981): Environmental chemistry of Pentachlorophenol. – *Pure Appl. Chem.*, **53**: 1051-1080.

- DIDDEN, W. A. M. (1993): Ecology of terrestrial Enchytraeidae. – *Pedobiologia*, **37**: 2-29.
- DIDDEN, W. A. M. & RÖMBKE, J. (2000): Enchytraeids as indicator organisms for chemical stress in terrestrial ecosystems. – *Ecotox. Envir. Safety* (im Druck).
- DOMSCH, K.H., JAGNOW, G. & ANDERSON, T.H. (1983): An ecological concept for the assessment of side-effects of agro-chemicals on soil microorganisms. – *Residue Review*, **86**: 65-105.
- FLETCHER, K. & FREEDMAN, B. (1986): Effects of the herbicides Glyphosate, 2,4,5-Trichlorophenoxyacetic acid, and 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid on forest litter decomposition. – *Can. J. Forest Res.*, **16**: 6-9.
- KITAZAWA, Y. & KITAZAWA, T. (1980): Influence of application of a fungicide, an insecticide, and a compost upon soil biotic community. – *Proc. VII Int. Coll. Soil Zool.*: 94-108.
- LITZ, N. & BLUME, H.-P. (1985): The behavior of the herbicide 2,4,5-T in German soils under arable land and forest. *Zeit. Pflanzenern. Bodenkd.*, **148**: 289-305.
- LOHM, U., LUNDKVIST, H., PERSSON, T. & WIRÉN, A. (1977): Effects of nitrogen fertilization on the abundance of enchytraeids and microarthropods in Scots pine forests. – *Studia forestalia Suecia*, **140**: 5-23.
- LU, P.-Y., METCALF, R. I. & COLE, L. K. (1978): The environmental fate of <sup>14</sup>C-Pentachlorophenol in laboratory model ecosystems. – In: RANGA, RAO, K. (Ed.) *Pentachlorophenol. Chemistry, Pharmacology, and Environmental Toxicology*: 58-68; London/New York (Plenum Press).
- LUNDKVIST, H. (1983): Effects of clear-cutting on the Enchytraeids in a Scots Pine forest soil in central Sweden. – *J. Appl. Ecol.*, **20**: 873-886.
- MARTIKAINEN, E. (1998): Environmental Factors Influencing Effects of Chemicals on Soil Animals. *Studies at Population and Community Levels*. – 121 S.; Dissertation, University Jyväskylä, Finland.
- MCCOLL, H. P. (1984): Nematicides and field population of Enchytraeids and Earthworms. – *Soil Biol. Biochem.*, **16**: 139-144.
- MILLS, J. T. & ALLEY, B. P. (1973): Interactions between biotic components in soils and their modification by management practices in Canada: A review. – *Can. J. Plant Sci.*, **53**: 425-441.
- MOSER, T., FÖRSTER, B. & RÖMBKE, J. (1999): Overview on the use of Enchytraeidae in Terrestrial Model Ecosystems (or „microcosm“) investigations. – *Newsletter on Enchytraeidae*, **6**: 111-116.
- NIELSEN, C. O. (1955): Studies on Enchytraeidae 5. Factors causing seasonal fluctuations in numbers. – *Oikos*, **6**: 153-169.
- 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. Supplement 1. – *Natura Jutlandica*, **10**: 1-23.
- O'CONNOR, F. B. (1967): The Enchytraeidae. – In: BURGESS, A. & RAW, F. (Ed.). *Soil Biology*: 212-257; London, New York.
- O'CONNOR, F. B. (1971): The enchytraeids. – In: PHILLIPSON, J. (Ed.). *Methods of study in quantitative soil ecology*: 83-106; Oxford (IBP Handbook, Blackwell).
- OECD (Organisation for Economic Development) (2000): OECD-Guideline for Testing of Chemicals Proposal for a new guideline No. 220. *Enchytraeidae Reproduction Test*. Paris.
- PETERSEN, H. & LUXTON, M. (1982): A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. – *Oikos*, **39**: 287-388.
- PIRHONEN, R. & HUHTA, V. (1984): Petroleum fractions in soil: Effects on populations of Nematoda, Enchytraeidae and Microarthropoda. – *Soil Biol. Biochem.*, **16**: 347-350.
- RIPPEN, G. (1995): *Handbuch der Umweltchemikalien*. – 27 Erg.Lfg., 67 S.; Landsberg (Ecomed).
- RIPPEN, G. (1999): *Handbuch der Umweltchemikalien*. – 47 Erg.Lfg., 18 S.; Landsberg (Ecomed).
- RÖMBKE, J. & KREYSCH, H.-G. (1988): Nutzung eines halbautomatischen Bildauswertegerätes zur Erfassung biometrischer Kenndaten von Enchytraeiden (Oligochaeta). – *Pedobiologia*, **32**: 267-271.
- RÖMBKE, J. (1989): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 12. Die Enchytraeidae. – *Carolinea*, **47**: 55-92.
- RÖMBKE, J. & KNACKER, T. (1989): Aquatic toxicity test for enchytraeids. – *Hydrobiologia*, **180**: 235-242.
- RÖMBKE, J. (1991): Estimates of the Enchytraeidae (Oligochaeta, Annelida) contribution to energy flow in the soil system of an acid beech wood forest. – *Biol. Fertil. Soils*, **11**: 255-260.
- RÖMBKE, J. (1994): Die Auswirkungen von Umweltchemikalien auf die Enchytraeidae (Oligochaeta) eines Moder-Buchenwalds. – *Mitt. Hamburg. Zool. Mus. Inst.*, **89** Ergbd. 2: 187-197.
- RÖMBKE, J. & MOSER, T. (2000): Enchytraeid Reproduction Test (ERT): Description of the method and results of a ring-test (in prep.).
- RUDDOLPH, P. & BOJE, R. (1986): *Ökotoxikologie*. – 105 S.; Landsberg (Ecomed).
- SALMINEN, J. & SILKAVA, P. (1996): Distribution of soil animals in patchily contaminated soil. – *Soil Biol. Biochem.*, **28**: 1349-1355.
- SALMINEN, J., HAIMI, J., SIRONEN, A. & AHTIAINEN, J. (1995): Effects of Pentachlorophenol and Biotic Interactions on Soil Fauna and Decomposition in Humus Soil. – *Ecotox. Envir. Safety*, **31**: 250-257
- SALMINEN, J. & HAIMI, J. (1997): Effects of pentachlorophenol on soil organisms and decomposition in forest soil. – *J. Appl. Ecol.*, **34**: 101-110.
- SCHÉELE, B. (1980): Reference chemicals as aids in evaluating a research programme - selecting aims and criteria. – *Chemosphere*, **9**: 293-309.
- SCHÖNBORN, W. & DUMPERT, K. (1986): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 8. Die Mikroflora. *Carolinea*, **44**: 129-138.
- STENERSEN, J. & OIEN, N. (1981): Glutathione-S-transferases in earthworms (Lumbricidae). Substrate specificity tissue and species distribution and molecular weight. – *Comp. Biochem. Physiol.*, **69 C**: 243-252.
- SWIFT, M. J., HEAL, O. W., & ANDERSON, J. M. (1979): Decomposition in terrestrial ecosystems. – *Studies in Ecology* **5**, 372 S.; Oxford (Blackwell)
- WAY, M. Y. & SCOPES, N. E. A. (1968): Studies on the persistence and effects on soil fauna of some soil-applied systemic insecticides. – *Ann. Appl. Biol.*, **62**: 199-214.
- WEBER, G. (1953): Die Makrofauna leichter und schwerer Ackerböden und ihre Beeinflussung durch Pflanzenschutzmittel. – *Zeit. Pflanzenern. Bodenkd.*, **61**: 107-118.
- ZELLES, L., EL-KABBANY, S., SCHEUNERT, I. & KÖRTE, F. (1989): Effects of pentachlorophenol-<sup>14</sup>C and HgCl<sub>2</sub> on the microflora of various soils in comparison to biodegradation and volatilization. – *Chemosphere*, **19**: 1721-1727
- ZIETZ, E., DUMPERT, K. & J. RÖMBKE (1987): Effects of Pentachlorophenol and 2,4,5-Trichlorophenol on a soil ecosystem. I. Application and residue analysis. – *Science Total Environm.*, **61**: 153-165.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Andrias](#)

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: [15](#)

Autor(en)/Author(s): Römbke Jörg

Artikel/Article: [Auswirkungen zweier Umweltchemikalien auf die Enchytraeen eines Moderbuchenwalds 205-218](#)