

## Diskussionsbeiträge

# Nematoden in der ökotoxikologischen Forschung

– Plädoyer für eine vernachlässigte, jedoch sehr aussagekräftige Tiergruppe

<sup>1</sup>Walter Traunspurger, <sup>2</sup>Christian Steinberg, <sup>3</sup>Tom Bongers

<sup>1</sup> Zoologisches Institut der Universität München, Abteilung Limnologie, Seidlstraße 25, D-80335 München

<sup>2</sup> GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Ökologische Chemie, Neuherberg, Postfach 1129, D-85758 Oberschleißheim

<sup>3</sup> Department of Nematology, Wageningen Agricultural University, PB 8123, NL-6700 ES Wageningen, The Netherlands

**Korrespondenzautor:** Dr. Walter Traunspurger, Zoologisches Institut der Universität München, Abteilung Limnologie, Luisenstraße 14  
D-80333 München

### Zusammenfassung

In diesem Beitrag wird auf die ökologische Rolle von freilebenden Nematoden (Fadenwürmer) sowie auf eine Anwendung innerhalb ökotoxikologischer Arbeiten eingegangen. Nematoden sind, abgesehen von Protozoen, sowohl im Boden als auch in Sedimenten zahlenmäßig die häufigste Tiergruppe. Die Tatsache, daß diese Tiergruppe zudem artenreich ist und verschiedene trophische Niveaus umfaßt, könnte sie für ökotoxikologische Arbeiten prädestinieren, wenn ihre Taxonomie nicht so schwierig wäre. Wir stellen einen ataxonomischen und einen taxonomischen Bioindikations-Ansatz vor, mit denen auf die Belastung sowohl von terrestrischen als auch aquatischen Ökosystemen rückgeschlossen werden kann. Für beide Systeme kann folglich mit einheitlichen Indikationsansätzen gearbeitet werden. Ebenso lassen sich über bestimmte morphologische Besonderheiten mögliche Biomarker ableiten. Aus der ökologischen Rolle innerhalb der Nährstoffkreisläufe und des Abbaus von schwerverwertbaren Substraten (z.B. Chitin) schließen wir ferner, daß Nematoden auch in der Umweltbiotechnologie eine größere Rolle als bisher spielen können.

**Schlüsselwörter:** Nematoden; biologische Testmethoden; terrestrische und aquatische Ökosysteme; Ökotoxikologie

## 1 Einleitung

Ökotoxikologische Untersuchungen haben folgende Aufgaben:

- das ökotoxische Potential von Chemikalien festzustellen und
- Auswirkungen von bestehenden Chemikalienbelastungen in der Umwelt zu erheben und zu beurteilen.

Während für das erste Aufgabenfeld wohl etablierte Labortests auf Mono- bis Multispezies-Ebene zur Verfügung stehen und in ihrer Aussage auch ausreichend sind, tritt die ökotoxikologische Forschung über die Auswirkungen konkreter Umweltbelastungen weitgehend auf der Stelle. Hierfür gibt es zahlreiche Gründe.

Zum einen ist die Feldarbeit von Funktions- und vor allem Strukturveränderungen ausgewählter Biozönosen sehr arbeits- und damit zeitintensiv. In der terrestrischen Ökoto-

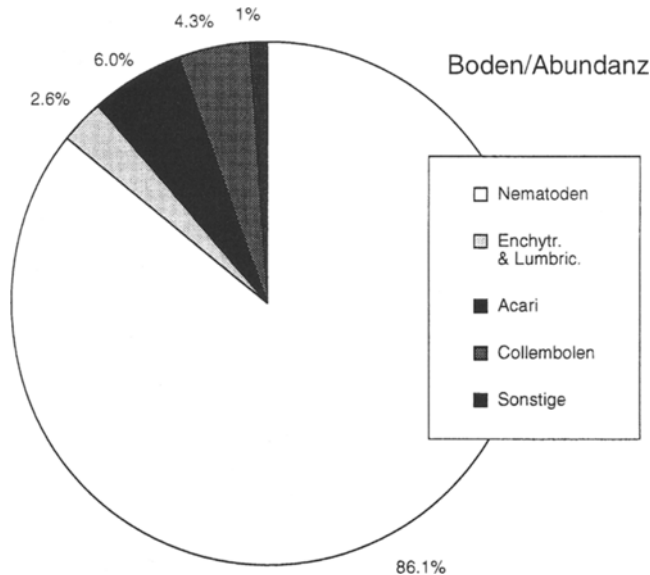
xikologie, insbesondere der Pflanzenschutzmittelbewertung, begnügt man sich deshalb weitgehend mit relativ einfachen Funktionstests (DOMSCH et al. 1983; OTTOW 1985; MAAS 1987). Die so gewonnenen Aussagen beziehen sich in ihrer überwiegenden Zahl ferner nur auf einzelne Belastungen; eine Beurteilung der multiplen Belastung der Umwelt, um die es sich schließlich meistens handelt, ist nur in wenigen Fällen möglich. Einig ist sich die Fachwelt allerdings in einem Punkt: Für die Erhebung und Bewertung von Chemikalien verursachten Belastungszuständen in Ökosystemen reicht die Feststellung von Konzentrationen der Schadstoffe in der Umwelt nicht aus. Es sind in jedem Fall Wirkungsuntersuchungen von Nöten.

Zum anderen ist zu fragen, ob die immanente Forderung, die an ökotoxikologische Untersuchungen gestellt wird, nämlich die nach faunistischer Repräsentativität bei der Effekterhebung, tatsächlich hinreichend erfüllt wird. Für den Fall der tierischen Boden- und Gewässersedimentbewohner innerhalb der Metazoen kann dies klar verneint werden. Im besonderen Maße gilt dies für die freilebenden Nematoden. Der Grund hierfür liegt zum Teil darin, daß die Tiergruppe taxonomisch schwierig ist. In diesem Beitrag versuchen wir zum einen, die quantitative und qualitative Bedeutung dieser Tiere herauszuarbeiten, und zum anderen, ihre Verwendbarkeit in ökotoxikologischen Studien zu demonstrieren. Durch einen neuen, nämlich weitgehend ataxonomischen Ansatz wird ferner der Bioindikationswert der Nematoden vorgestellt.

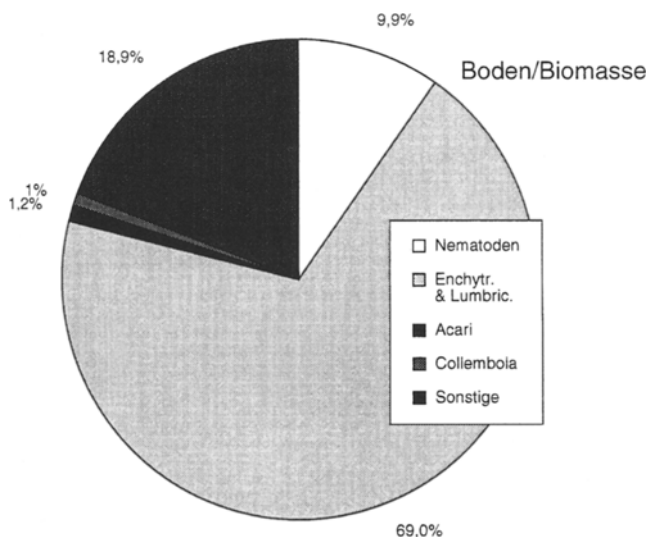
Die Faunenanalyse eines für Mittel- und Nordeuropa repräsentativen Bodens, gibt die **Abb. 1** wieder (nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989): Mit 86 % der Individuen ( $=1 \cdot 10^6$  Individuen pro  $m^2$ ) stellen die Nematoden den weitaus größten Anteil aller Wirbellosen ( $\rightarrow$  *Abb. 1a*). Wenigborster-Würmer (Enchyträen und Lumbriciden) kommen auf 2,6 % und Acari (Milben) auf 6 %. Collembolen (Springschwänze), die gegenwärtig als Testorganismen für Wirkungstests in der Diskussion sind (Iso 1991), bringen es auf gut 4 %. Andere Arthropoden wie Tausendfüßler und Urinsekten sind ebenfalls zahlenmäßig von untergeordneter Bedeutung.

Betrachtet man die Biomasse der Bodenbewohner (→ *Abb. 1b*), so dominieren in den terrestrischen Böden die Anneliden (69 %). Die Nematoden sind mit etwa 10 % vertreten. Allerdings ist die Umsatzrate der Nematoden im Vergleich zur Makrofauna nach den Untersuchungen von GERLACH (1971; 1978) und MCINTYRE (1969) etwa drei- bis fünfmal größer als für das Makrobenthos.

Diese Zahlen sind, wohl gemerkt, Mittelwerte. In Einzeluntersuchungen kann das Verhältnis noch weiter zugunsten der Nematoden verschoben sein. So erreichen die Nematoden mit Individuendichten (Abundanzen) um  $7,7 \cdot 10^6$  pro



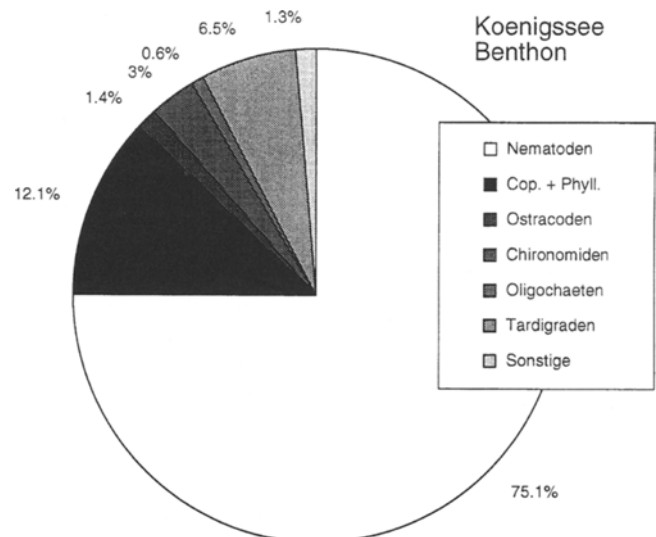
**Abb. 1a:** Mittlere, prozentuale, auf Individuen bezogene Zusammensetzung der Bodenfauna (aus SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Nematoden = Fadenwürmer; Enchytr. = kleine Borstenwürmer; Lumbric. = Regenwürmer im weiteren Sinne; Acari = Milben; Collembolen = Springschwänze; Sonstige = Insektenlarven, Rädertiere u.a.



**Abb. 1b:** Mittlere, prozentuale, auf Biomasse bezogene Zusammensetzung der Bodenfauna (aus SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989). Legende siehe *Abb. 1a*

$m^2$  (→ *Tabelle 1*) in einem schwedischen Ackerboden gar 99 % der gesamten Wirbellosen. Collembolen kommen in dieser Untersuchung mit  $1,8 \cdot 10^4$  Individuen pro  $m^2$  gerade auf 0,2 %! Enchyträen, Lumbriciden, Acari und weitere Arthropoden liegen in der Summe ebenfalls unter 1 %. In Salzwiesen in den Niederlanden fanden BONGERS und CLAASSEN (1991) sogar bis zu rund  $50 \cdot 10^6$  Nematoden pro  $m^2$ .

Auch in limnischen Systemen, in denen die absoluten Werte ein bis zwei Zehnerpotenzen unter den Dichten der Böden liegen (→ *Tabelle 1*), erbringen Faunenanalysen immer eine deutliche Dominanz der Nematoden gegenüber allen anderen Tiergruppen. Im Benthos des oligotrophen Königssees wurden zwischen 14.000 und gut eine Million Nematoden pro  $m^2$  gefunden (TRAUNSPURGER 1991a), das sind rund 75 % der gesamten Wirbellosen (→ *Abb. 2*). Die Biomasse der Nematoden betrug je nach der untersuchten Tiefe des Königssees 3–165 mgFG/ $m^2$ . Nach den Untersuchungen von HOLOPAINEN und PAASIVIRTA (1977) in einem finnischen See beträgt der Biomasseanteil der Nematoden am Gesamtmeiobenthos 1/3 im Litoral und 1/2 im Profundal.



**Abb. 2:** Prozentuale, auf Individuen bezogene Zusammensetzung der Benthonfauna (> 40  $\mu m$ ) im oligotrophen Königssee (aus TRAUNSPURGER 1991a). Cop. + Phyll. = Hüpferlinge und Blattfußkrebse; Ostracoden = Muschelkrebse; Chironomiden = Zuckmückenlarven; Oligochaeten = Wenigborster-Würmer; Tardigraden = Bärtierchen. Unter den sonstigen verbergen sich u.a. Muscheln

Der Vergleich von terrestrischen und limnischen Faunenanalysen verdeutlicht allerdings noch einen weiteren sehr wichtigen Umstand: Neben den quantitativ relativ unbedeutenden Oligochaeten, zu denen auch die Enchyträen und Lumbriciden gehören, sind Nematoden die einzige Tiergruppe der Metazoen, die Vertreter mit hohen Abundanzen in beiden Lebensräumen aufzuweisen hat. Mit anderen Worten heißt dies, daß die Nematoden als arten- und individuenreiche Biozönose den Vorteil bieten, einerseits eine Bioindikation für Belastungszustände über Struktur-Veränderun-

**Tabelle 1:** Abundanz und Biomasse (Frischgewicht = FG) von Nematoden in verschiedenen Biotopen. Die Tiefenangaben beziehen sich auf die untersuchte Boden-, bzw. Sedimenttiefe

Ökosystem	Tiefe (cm)	Abundanz 10 <sup>6</sup> Ind./m <sup>2</sup>	Biomasse FG (mg/m <sup>2</sup> )	Quelle
<b>terrestrisch:</b>				
Ackerboden	0–20	4,0–9,0		BOSTRÖM & SOHLENIUS (1986)
Wald	0–15	1,1–6,9	2000–8400	FERRIS & FERRIS (1974)
Nadelwald	0–10	4,11	464	SOHLENIUS (1979)
sandiger Waldboden	0–25	0,5–7,0	192–691	WASILEWSKA (1971)
Grasland	0–60	1,8–7,3	38–918	FRECKMAN et al. (1979)
Grasland		5,0–8,0		INGHAM & DELTING (1984)
Weideland	0–10	1,0–6,4		YEATES (1982, 1984)
Salzwiese (Niederlande)		1,4–51,4		BONGERS & CLAASSEN (1991)
<b>limnisch:</b>				
Königssee	0–20	0,014–1,024	3–165	TRAUNSPURGER (1991a)
Funtensee	0–5	0,015–0,07	60	TRAUNSPURGER (1991b)
Grünsee	0–5	0,01–0,26	12	TRAUNSPURGER (1991b)
Schwarzensee	0–5	0,028–0,081	65	TRAUNSPURGER (1991b)
Neusiedlersee	0–15	0,078–0,618		SCHIEMER et al. (1969)
Piburger See	0–12	bis 0,150		PEHOFFER (1989)
Österreich				
Zegrzynskie-Reservoir, Polen		0,006–0,275		PREJS & BERNARD (1985)
versch. Seen, Polen	0–5	bis 1,650	4–1600	PREJS (1976, 1977)
Pääjärvi, Finnland	0–6	0,006–0,186	968	HOLOPAINEN & PAASIVIRTA (1977)
<b>marin:</b>				
Tiefsee	0–15	0,041–0,093	15–155	TIETJEN et al. (1989)
Niantic-Ästuar, Nord-Amerika	0–5	0,8–4,8	3,3–32	TIETJEN (1969)
Pettaquamscutt-Ästuar			8,5–47,2	
Nord-Amerika	0–5	0,8–2,9		TIETJEN (1969)

gen der Lebensgemeinschaften zu ermöglichen und andererseits ein Indikations- und Bewertungssystem greifbar nahe erscheinen lassen, das sich sowohl auf terrestrische als auch aquatische Systeme anwenden läßt, um so die Wirkung eines Schadstoffes (oder auch Gemisches) in den verschiedenen Umweltkompartimenten mit einem einheitlichen System messen zu können. Unter dem Begriff Bioindikation ist an dieser Stelle folgende Definition zu verstehen: Populationen oder Gemeinschaften verändern sich durch Belastung mit Chemikalien in so charakteristischer Weise, daß durch Erhebung der Populationsstruktur auf Qualität und u.U. auf Quantität der Belastung zurückgeschlossen werden kann. Die eindrucksvollsten Beispiele für derartige Bioindikationssysteme stammen aus der Untersuchung versauerter Stillgewässer (z.B. STEINBERG et al. 1988).

## 2 Nematoden in ökotoxikologischen Studien

In den letzten Jahren wurden vermehrt ökotoxikologische Untersuchungen mit Nematodenarten durchgeführt. Dabei wurde in den meisten Untersuchungen (neben der Bestimmung der Letalität) auf subletale Effekte, wie Wachstum und Entwicklung, ein besonderes Augenmerk gerichtet. Hier seien vor allem die Arbeiten von SAMOILOFF (SAMOILOFF 1990; SAMOILOFF et al. 1980, 1983; SAMOILOFF & BOGAERT 1984) erwähnt, die *Panagrellus redivivus* als Testspezies verwendeten. Sie prüfen neben Schwermetallen auch karzinogene und mutagene Umweltchemikalien, sowie chemische Fraktionen von aquatischen Sedimentpro-

ben. Wesentliche Ergebnisse der Schwermetalltoxizität lieferten VRANKEN et al., die in ihren ökotoxikologischen Untersuchungen Monhysteridenarten (*Monhystera disjuncta* und *M. microphthalma*) benützten (VRANKEN et al. 1984a, b, 1985, 1988, 1989, 1991; VRANKEN & HEIP 1986). Weiterhin wurde *Caenorhabditis elegans* als Testorganismus von COOMANS & VANDERHAEGHEN (1985) beschrieben und WILLIAMS & DUSENBERRY (1990) testeten mit der letzteren Spezies die Toxizität von Schwermetallen.

Tabelle 2 zeigt stellvertretend einen Vergleich der Toxizitätsdaten von *Caenorhabditis elegans*, *Monhystera disjuncta*, Daphnien und verschiedener Invertebraten bzw. Benthosorganismen. Aus Tabelle 2 wird ersichtlich, daß im Vergleich mit der Nematodenspezies *Caenorhabditis elegans* Daphnien bei sechs der untersuchten Metalle sensibler (Ag, Cu, Hg, Zn, Tl, As) und weniger empfindlich bei vier Metallen (Cr, Pb, Be, Ni) reagieren. Für Cadmium erhalten wir etwa gleiche Werte. Mißt man die Toxizitätsdaten von *Caenorhabditis elegans* an den Durchschnittswerten für benthische Invertebraten (Daten aus EPA), so reagiert diese Spezies bei allen Metallen sensibler. Allerdings zeigen die Untersuchungen von VRANKEN und seinen Mitarbeitern, daß es Nematodenarten (z.B. *Monhystera disjuncta*) gibt, die sehr resistent gegenüber Schwermetallen sind bzw. ähnliche Werte aufweisen wie die übrigen Benthosorganismen.

Interessant sind die Ergebnisse vor allem im Hinblick auf die Wirkung von partikel- oder matrixgebundenen Umweltchemikalien auf die Benthosfauna, die bisher in den

**Tabelle 2:** Vergleich der Letalität von *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) mit *Monhystrera disjuncta*, Daphnia (Crustacea), Invertebraten und anderen Benthosbewohnern.

*Caenorhabditis elegans* (96-h LC50, µg/l), *Monhystrera disjuncta* (96-h LC50 Juvenile zweites Stadium, mg/l), Daphnia, Invertebraten, Benthos (96-h LC50), µg/l)

Anmerkung: Daten von *C. elegans*, Daphnia, Invertebrata und Benthos aus WILLIAMS & DUSENBERRY 1990, *Monhystrera disjuncta* aus VRANKEN et al. 1991

Metall	<i>C. elegans</i> (95 % VI)	<i>M. disjuncta</i> (95 % VI)	Daphnia (Range)	Invertebr. (Range)	Benthos
Cr	59 (30–100)	21 (16,8–25,7)	6400 (–)	16326 (67–59900)	3200–43100
Cd	61 (10–300)	37	55 (9,9–140)	3091 (8,6–28000)	70–8400
Pb	62 (50–100)		1158 (612–1910)	7745 (124–40800)	–
Ag	102 (10–4980)		10 (0,25–49)	545 (0,25–4500)	–
Cu	256 (200–700)	2,4 (2,2–2,5)	33 (9,8–69)	776 (9,8–8300)	30–9300
Hg	439 (300–700)	5,6 (4,7–6,7)	5 (–)	872 (0,02–2000)	20–2100
Ni	1000 (50–2000)	103 (94,4–113,1)	1867 (510–4960)	6950 (510–33500)	8600–30200
Zn	1320 (700–2600)	24,6 (22,7–26,6)	403 (100–655)	8772 (100–58100)	8100–58100
Tl	123000 (112000–135000)		1,4 (–)	1,4 (–)	–
As	173000 (163000–183000)		2687 (1044–5278)	7690 (182–22040)	–

meisten ökotoxikologischen Studien unberücksichtigt bleiben. Möglicherweise sind ausgewählte Nematodenarten die am besten geeigneten Organismen für das Benthos, die Daphnien dagegen für das Freiwasser.

Aus unserer Sicht bieten sich Nematoden für ökotoxikologische Studien – abgesehen von bestehenden Labortests – auf drei Gebieten an:

- Expositionsmonitoring auf boden- oder sedimentgebundene organische Xenobiotika
- Bioindikation und Effektmonitoring
- Umweltbiotechnologischer Einsatz (Bioremediation)

Zu diesen drei Punkten werden im folgenden informative Beispiele angeführt.

### 2.1 Expositionsmonitoring auf boden- oder sedimentgebundene organische Xenobiotika

Es ist ein Gemeinplatz, daß Konzentrationen von Chemikalien in der Umwelt keine Aussage über die Bioverfügbarkeit dieser Stoffe liefern. Erst durch die Akkumulation in der Biota kann es überhaupt zu Intoxikationen kommen. Biokonzentrierte (Biokonzentration = nicht gerichtete Schadstoffanreicherung über Epithelien und Membranen aus dem umgebenden Milieu) oder bioakkumulierte (Bioakkumulation = Schadstoffanreicherung über die Nahrung) Schadstoffe können deshalb treffend auch als Exposition am Wirkort oder im Wirkorganismus definiert werden.

Neben der Erfassung der Schadstoffkonzentration in der Umwelt ist ein wichtiger Schritt innerhalb ökotoxikologischer Studien die Erhebung des bioverfügbaren Anteils dieser Schadstoffe. Dies geht am einfachsten durch die Be-

stimmung der Biokonzentrations/akkumulations-Faktoren. Aus pragmatischen Gründen sind die geeignetsten Benthosorganismen für diese Bestimmung die Oligochaeten und die Weichtiere. Man wird aber in jenen Fällen, in denen die Oligochaeten und Weichtiere nur in geringen Abundanzen auftreten oder fehlen, nach Alternativen suchen müssen. Die Nematoden bieten sich für ein derartiges Monitoring aus drei Gründen an:

- Nematoden sind – verglichen mit anderen Tiergruppen der Pedosphäre oder Gewässersedimente wie Käfer, Insekten-(Larven), Oligochaeten, Crustaceen – recht ortstreu und darüberhinaus durch ihre Lebensweise mit dem Substrat in sehr engem Kontakt.
- Nematoden enthalten 20 bis 30 % (Extremwerte: 10 bis 40 %) des Trockengewichts an Lipiden (NICHOLAS 1984). In der Studie von LEE & ATKINSON (1976) werden z.B. für einen adulten Nematoden der Art *Caenorhabditis* 34–36 % und für *Aphelenchus avenae* 32–34 % angegeben. Bei einem Frischgewichtsanteil von 20 % sind diese Gehalte mit denen von Fischen vergleichbar (GEYER et al. 1985). Da die Biokonzentration persistenter organischer Chemikalien eine Funktion des Lipidgehaltes der Tiere ist, kann nach der Regressionsgleichung von GEYER et al. (1985) (→ Abb. 3) mit Biokonzentrationsfaktoren, (bezogen auf Frischgewicht BCF<sub>FG</sub>-Werte) beispielsweise für 1, 2, 4-Trichlorbenzol (log Kow = 3,93) um 1600 gerechnet werden. Diese Werte dürften allerdings um rund den Faktor 1.6 höher sein: Für Freiwasserorganismen lagen die Steigungen der Regressionen von BCF-Werten (auf Frischgewicht bezogen) in Abhängigkeit von der Lipophilie (Kow-Wert) der Substanzen stets unter 1 (meistens um 0,9) (GEYER et al. 1991). Bei sedimentbewoh-

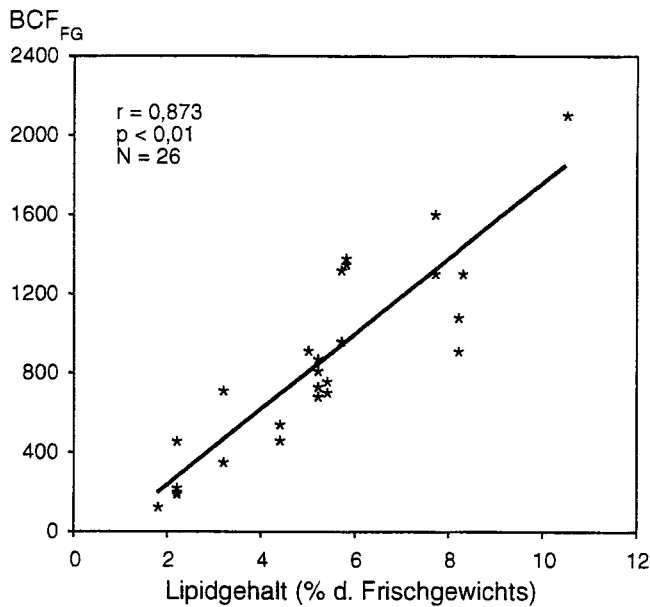


Abb. 3: Biokonzentrationsfaktoren für 1,2,4-Trichlorbenzol bei Fischen in Abhängigkeit vom Lipidgehalt (nach GEYER et al. 1985)

nenden Tieren wie Tubificiden betrug dieser Wert dagegen 1,4 (GABRIC et al. 1990).

- Bei den Nematoden gibt es verschiedene Ernährungstypen, darunter auch Bakterien- und Pilzfresser. Die Tiere dieser Gruppe stellen somit das zweite trophische Glied der Detritus-Nahrungskette dar. Eine Schadstoffaufnahme kann bei diesen Gruppen auch über kontaminierte Nahrung geschehen, es erfolgt daher eine Bioakkumulation, die bei organischen Stoffen mit Kow-Werten  $>5$  eine wichtige Rolle spielt (THOMANN 1989). Nematoden können somit das Integral aller direkt und indirekt bioverfügbaren Schadstoffe in Böden oder Gewässersedimenten reflektieren.

## 2.2 Bioindikation und Effektmonitoring

Klassischerweise werden ökotoxische Effekte über Veränderungen in Strukturen und Funktionen von ausgewählten Biozönosen verfolgt (KFA 1988, 1989). Dieser Ansatz ist zum einen vergleichsweise arbeitsintensiv und birgt in vielen Fällen einige Unsicherheiten in sich. Zu diesen Unsicherheiten zählen beispielsweise die mangelhafte Kenntnis über den „Normal“-Zustand einer Biozönose, da einerseits natürliche Stressoren (außergewöhnliche Trockenheit oder Feuchte, hohe oder niedrige Temperaturen oder Krankheiten) im Ökosystem auftreten können und zudem meistens unbekannt ist, in welcher Phase der natürlichen Belastung oder Erholung sich das System gerade befindet, und andererseits sich Ökosysteme auch im Klimaxstadium weiter entwickeln. Ferner ist eine durch chemische Stoffe hervorgerufene Strukturveränderung stets nur die Spätfolge einer direkten oder indirekten Intoxikation, verbunden mit nachfolgenden Konkurrenz- und Sukzessions-Prozessen.

Dennoch lassen sich erstaunliche Beispiele für Bioindikationen von Belastungen mit anorganischen und organi-

schen Chemikalien durch Nematoden-Assoziationen finden, die bislang noch nicht systematisch zu einem Bioindikationssystem ausgebaut wurden.

Die Nematoden bieten beim Effektmonitoring eine Vielzahl von Vorteilen gegenüber den meisten anderen Organismengruppen:

- Sie sind die häufigste Organismengruppe der Metazoen, besiedeln nahezu alle Ökosysteme, weisen in der Regel eine hohe Artenzahl und Diversität auf; sind daher gut geeignet für ökologische und statistische Analysen.
- Sie sind leicht und routinemäßig zu jeder Jahreszeit zu sammeln und zu isolieren und können nach den Erfahrungen aus der Landbauhochschule in Wageningen gut bis zur Gattung bestimmt werden.
- Die Probeentnahme ist für die zu untersuchende Lokalität ein relativ geringer Eingriff bzw. eine geringe Störung in das Ökosystem (was bei der Makrofauna nicht möglich ist).
- Durch ihre durchlässige Cuticula stehen sie in direktem Kontakt mit dem Porenwasser und den Schadstoffen.
- Sie sind permanente Bewohner der aquatischen und terrestrischen Böden und können bei einem Schadstoffeintrag nicht flüchten.
- Viele Arten haben kurze Generationszeiten von wenigen Tagen bis zu einigen Monaten und können rasch auf Umweltveränderungen reagieren.
- Sie bilden eine sehr heterogene Organismengruppe, einerseits mit Arten, die sehr sensibel auf Schadstoffe reagieren, und andererseits mit Arten, die extremen Belastungen oder anaeroben Verhältnissen widerstehen. Sie zeigen somit eine große Variabilität in ihrer Lebensstrategie.
- Die Nematoden sind auch in Bezug auf ihre Nahrung eine sehr heterogene Gruppe (Algen-, Bakterien-, Pilz-, Pflanzen-, Allesfresser, Räuber) und vertreten somit mehrere verschiedene trophische Ebenen.

Im folgenden werden Ansätze für ein Effektmonitoring mit Nematoden angeführt, erstens an Hand der Verteilung der Ernährungstypen (ataxonomischer Ansatz) und zweitens mittels der Verteilung unterschiedlicher Lebensformstrategien (r- bzw. K-Strategen im weiteren Sinne). Für die Einordnung der Nematodengattungen bzw. ihrer Arten zu verschiedenen Lebensformstrategien kann der Ansatz von ZULLINI & PAGANI (1989) zu Hilfe genommen werden. Die Autoren setzen dabei das Verhältnis Eivolumen/Nematodenvolumen in Bezug zur Reproduktionsstrategie der Nematodenarten (r-Strategen produzieren zahlreiche und kleine Eier, K-Strategen wenige und große Eier) und ordnen somit mittels morphologischer Merkmale die Nematodenspezies den r- bzw. K-Strategen im weiteren Sinne zu. Die schwierige Taxonomie kann also in einem ersten Bewertungsansatz mit ataxonomischen Ansätzen erfolgreich umgangen bzw. ergänzt werden.

### 2.2.1 Verteilung der Ernährungstypen (feeding-types)

Die Nematoden repräsentieren sowohl die Gruppe der Primärkonsumenten (z.B. Bakterien- und Algenfresser) als auch die der Sekundärkonsumenten (z.B. Räuber, Allesfres-

ser). Außerdem stellen sie selbst für eine Reihe von Organismengruppen wie Bakterien, Pilze, Protozoen, Crustaceen, Collembolen und Insektenlarven eine Nahrungsquelle dar.

Für die Zuordnung der Nematoden zu Ernährungstypen sind keine systematischen Kenntnisse nötig. Sie erfolgt an Hand morphologischer Merkmale der Mundhöhle und der Analyse des Darminhalts. Im folgenden wird das System von Wieser verwendet, das von mehreren Autoren modifiziert worden ist.

In den Tabellen 3 und 4 bedeuten (nach WIESER 1953):

**1 A:** Formen ohne eigentliche Mundhöhle, d.h. die Mundöffnung führt mehr oder weniger direkt in das Ösophaguslumen. Größere Objekte können nicht aufgenommen werden. Es wurde die Bezeichnung selective depositfeeder eingeführt (unter deposit sind hier Sinkstoffe zu verstehen). Die Nahrung dieser Tiere besteht vor allem aus Bakterien und Detritus.

**1 B:** Arten mit konischer, schalenförmiger oder weit zylindrischer Mundhöhle. In manchen Fällen, z.B. bei *Monhystrera*-Arten, ist die Trennung von der vorherigen Kategorie nur künstlich. Die Vergrößerung der Mundhöhle ermöglicht nicht nur eine quantitative Steigerung des aufgenommenen Materials, sondern auch eine qualitative Änderung seiner Zusammensetzung. Bei diesen Arten ist ein häufigeres Vorkommen von Diatomeen (Kieselalgen) im Darm zu beobachten. Für diese Gruppe wurde der Begriff non-selective deposit-feeder geprägt.

**2 A:** Die Mundhöhleneinrichtungen sind klein bis mittelgroß und dienen dem Schaben, Raspeln oder Stechen beim Nahrungserwerb. Die Nahrung besteht vor allem aus selektiv aufgenommenen Algen. Dieser Typ wird als epistrate-feeder (Sandlecker) bezeichnet.

**2 B:** Die Mundhöhleneinrichtungen sind groß und zum Ergreifen von tierischer Beute oder zum Anstechen tierischer oder pflanzlicher Objekte geeignet. Die Mundhöhle ist lang oder mit verschiedenen Zähnchenfeldern und Zähnchenleisten versehen, die ein Zurückgleiten der Beute verhindern oder aber die Bewaffnung ist trotz enger Mundhöhle kompliziert und auf den Spitzen der Zähne münden Drüsen aus. Diese Gruppe umfaßt Räuber und Allesfresser.

Als Beispiel sei eine Untersuchung von LAMBSHEAD (1986) angeführt, der die Verteilung der Ernährungstypen der Nematoden bei unbelasteten und belasteten Sedimenten (vor allem durch Industrie und Landwirtschaft) aus dem marinen Bereich untersuchte. Die Tabelle 3 zeigt die Ergebnisse.

Demnach dominierten in dieser Studie in den unbelasteten Sedimenten (vor allem Probestelle 1 und 2) die Ernährungstypen 1A und 2A. In den belasteten Sedimenten (vor allem Probestelle 5 und 6) ist eine höhere relative Abundanz des Ernährungstyps 1 B zu verzeichnen, während der Ernährungstyp 2 A auch in den belasteten Sedimenten eine wichtige Komponente darstellt. Der Autor weist aber in seiner Freilandstudie darauf hin, daß vor allem die Sedimentbeschaffenheit (dies trifft vor allem auf die Probestelle 4 zu) eine entscheidende Rolle bei der Verteilung der Ernäh-

**Tabelle 3:** Relative Häufigkeit der Ernährungstypen der Nematoden aus unbelasteten (1–3) und belasteten Sedimenten (4–6), sowie der berechnete Maturity-Index für jede Probestelle (LAMBSHEAD 1986)

Ernährungstyp	Sediment					
	1	2	3	4	5	6
1A	28	49	9	36	10	19
1B	13	7	15	8	50	38
2A	57	41	73	52	36	40
2B	2	3	3	3	4	3
Maturity-Index	2,55	2,75	2,31	2,03	2,13	2,21

**Tabelle 4:** Relative Häufigkeit der Ernährungstypen der Nematoden aus dem Fließgewässer PO (ZULLINI 1976), sowie der berechnete Maturity-Index für jede Probestelle. Die Standorte 1–5 kennzeichnen eine zunehmende Belastung des Flusses (u.a. ermittelt aus Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, Fischttest)

Ernährungstyp	Standort				
	1	2	3	4	5
1A	0,5	0,1	–	–	–
1B	18,6	27,6	21,6	35,6	56,3
2A	10,6	9,0	50,7	16,7	22,5
2B	70,0	63,2	27,4	47,6	21,3
Maturity-Index	2,29	2,26	1,15	1,82	101

rungstypen an den einzelnen Probestellen spielt. Dies kann zum Beispiel in Mikrokosmenversuchen durch die Bestückung aller Becken mit dem gleichen Sediment aber ausgeschlossen werden.

Als weiteres Beispiel soll die Freilandstudie von ZULLINI (1976) dienen, der die Nematodenfauna des Flusses Po in Italien unter verschiedenen Belastungen untersuchte. Tabelle 4 zeigt die relative Verteilung der Ernährungstypen.

Die Tabelle 4 zeigt eine deutliche Zunahme des Ernährungstyps 1 B bei einer gleichzeitigen Abnahme des Ernährungstyps 2 B. Auch hier dürfte die Heterogenität des Sediments eine nicht zu vernachlässigende Rolle auf die Zusammensetzung der Ernährungstypen der Nematoden spielen. Hier sollten Daten aus physiko-chemischen Analysen der Sedimente zukünftig in die Bewertung miteinbezogen werden.

Diese beiden Beispiele mögen genügen, um die Wirkung von Belastungen auf die Verteilung der Ernährungstypen zu zeigen. Ergänzend sei die Untersuchung von VRANKEN et al. (1988) erwähnt, die den Ernährungstyp 1 B als sehr resistent gegen anorganische Verschmutzungen wie Schwermetalle angibt. Dieser Ernährungstyp kann häufig vollkommen die Pflanzenfresser (Typ 2 A und 2 B) ersetzen.

Die Zusammenfassung zu Ernährungstypen hat den Vorteil, daß die nicht leichte Bestimmung der Nematoden in einem ersten Bewertungsansatz umgangen werden kann, indem man nach bestimmten morphologischen Merkmalen der Mundregion schaut und eine Abschätzung über den „Zustand des Ökosystems“ erhält. Ferner überwindet man auf diese Weise mögliche zoogeographische Grenzen, womit die erwähnte Bioindikation allgemeiner anwendbar wird.

Neben diesen ataxonomischen Ansatz wird der taxonomische Ansatz eine nicht zu ersetzende Rolle für ein erfolgreiches Effektmonitoring spielen. Einen interessanten Index entwickelte BONGERS (1990), der im folgenden erläutert wird.

### 2.2.2 Effektmonitoring mit dem Maturity Index (Bongers 1990)

Unter den Nematoden werden Arten mit einer Generationszeit von einigen Tagen, aber auch Arten mit einer Generationszeit bis zu einem Jahr angetroffen. Die kurzlebenden Arten zeigen ein Merkmalskomplex (u.a. viele und kleine Eier), die es diesen Arten ermöglicht, ein neues Habitat schnell zu besiedeln. Bei einer Änderung des Ökosystems, resultierend in Form neuer Nischen, können die schnell reproduzierenden Arten dominant werden. Die Relation zwischen „Kolonisten“ (colonizers) und „Aspekten“ (persisters) kann durch den Maturity-Index ausgedrückt werden. Bei diesem Index werden die Nematodenfamilien bzw. Nematodengattungen in einer Zahlenreihe von 1 (colonizers) bis 5 (persisters) auf Basis ihres Merkmalskomplexes zugeordnet. Der Maturity-Index nimmt während der Sukzession zu, während er bei einer Eutrophierung abnimmt. Für viele Organismen ist festgestellt worden, daß sich Stress in einer Zunahme von kleinen, schnell reproduzierenden Arten auswirkt. Dies gilt auch für Nematoden. Obwohl der Mechanismus noch nicht geklärt ist, ist empirisch festgestellt worden, daß der Maturity-Index sehr empfindlich gegenüber Stressfaktoren wie Schwermetallbelastung (BONGERS et al. 1991) reagiert. Der berechnete Maturity-Index in den Tabellen 3 und 4 zeigt bereits, daß die belasteten Sedimente einen niedrigeren Maturity-Index aufweisen als die unbelasteten. Im folgenden werden drei weitere Beispiele angeführt, für die dieser Index ermittelt wurde.

CANTELMO und RAO (1978) untersuchten die Wirkung von Pentachlorphenol (PCP) auf die Nematodenfauna in Modellökosystemen. Der Maturity-Index ist in Tabelle 5 enthalten.

Tabelle 5: Maturity-Index (exklusiv *Oncholaimus domesticus*) für die Nematodenfauna bei unterschiedlichen PCP Konzentrationen

	Konzentration ( $\mu\text{g/l}$ PCP)			
	0	7	76	622
Maturity Index	2,24	2,29	2,11	1,24

Die Tabelle 5 zeigt, daß mit steigender PCP Konzentration eine deutliche Abnahme des Maturity Index erfolgt. Die Zunahme von 2,24 auf 2,29 nach Belastung mit 7  $\mu\text{g/l}$  PCP ist nicht signifikant.

Die Nematodenuntersuchung von WEISS und LARINK (1991) soll als weiteres Beispiel für eine Belastungs-Aussage über den Maturity-Index dienen. Die Autoren führten ihre Studie im terrestrischen Bereich durch. Dabei wurde

ein Kontrollfeld, ein Feld mit Klärschlamm und ein Feld mit Klärschlamm und Schwermetallen untersucht. Tabelle 6 zeigt, daß der Maturity-Index mit steigender Belastung des Bodens abnimmt.

Tabelle 6: Maturity-Index (MI) für die Nematodenfauna unterschiedlich behandelter landwirtschaftlicher Flächen

	Untersuchungsgebiet		
	Kontrollfeld	Feld mit Klärschlamm	Feld mit Klärschlamm
MI	2,25	1,61	1,44

### 2.2.3 Biomarker in der ökotoxikologischen Forschung

Einen anderen, nicht weniger interessanten Weg beschreitet der Einsatz von Biomarkern.

Unter Biomarkern sind alle molekularen, biochemischen, zytologischen oder histologischen Veränderungen, die durch Chemikalienbelastungen hervorgerufen werden, zu verstehen. Biomarker sind bereits im subletalen, subakuten Konzentrationsniveau detektierbar. Sie stellen somit eine spezielle Art der Früherkennung von Schäden an Organismen oder Biozönosen dar. Durch die Zellkonstanz der Nematoden und ihrer geringen Anzahl der Zellen (etwa 1000 Zellen pro Individuum) scheinen die Nematoden eine geeignete Organismengruppe für mögliche Biomarker in ökotoxikologischen Studien zu sein.

Die auffälligsten Veränderungen infolge Detoxierungsreaktionen in Tieren treten in der Leber oder analogen Organen auf. Bei den Nematoden übernehmen hauptsächlich die einzellige Ventraldrüse und die Diffusion durch die Körperhaut die Funktion der Exkretion. Weiterhin sind hypodermale Drüsen, das Prärektum oder Coelomocyten in diesem Zusammenhang zu nennen. Hieraus lassen sich allgemein drei Möglichkeiten von Biomarkern ableiten:

- zytologische Veränderungen (z.B. Hautblasen, vielfache Vulven, Drüsenveränderungen) als Folge von Chemikalienbelastungen, die bei Nematoden aufgrund ihres überschaubaren Körperbaus direkt verfolgt werden können. Schwierige Präparation wie aufwendiges Schneiden kann deshalb entfallen.
- biochemische Veränderungen (z.B. Enzyme, Proteine, Stressproteine) als Folge von Chemikalienbelastungen.
- Veränderungen in der Entwicklung (z.B. Morphologie der Gonaden) als Folge von Chemikalienbelastungen.

Für beide Arten der Biomarker wären als erster Schritt, wenn diese Art des Effektmonitorings etabliert werden soll, Dosis-Wirkungs-Beziehungen mit ausgewählten Chemikalien (einzeln oder im Gemisch) aufzustellen, um die quantitativen Veränderungen in den Nematoden in Abhängigkeit der Chemikalienbelastung herauszufinden. Wenn sich positive Ergebnisse einstellen, müßten als nächster Schritt Feldstudien erfolgen, an die sich eine Validierung anschließen sollte. Denn die positiven Biomarker-Feldstudien bedürfen der Validierung ihrer öko(toxiko)logischen Relevanz. Das bedeutet, daß in Vergleichsstudien (wie beispielsweise von CANTELMO & RAO 1978), in denen Strukturveränderungen der betreffenden Biozönose nach Chemikalienbelastung er-

hoben wird, abgeklärt werden muß, welche ökotoxikologischen Risiken mit derartigen Früherkennungsansätzen abgedeckt werden können.

Die ersten diesbezüglichen Berichte zeigen nicht nur, daß sich Nematoden in dieser Hinsicht gut eignen, sondern auch, daß diese Tiere zudem sehr empfindlich reagieren. So führten DUTKA et al. (1990) eine vergleichende ökotoxikologische Untersuchung von Testorganismen mit belastetem Wasser, Sediment sowie suspendierendem Sediment durch. Für die Nematoden wurde als Testorganismus *Panagrellus redivivus* ausgewählt. Alle Proben zeigten einen Einfluß auf die Entwicklung der Nematoden, wobei fünf Proben den Reifeprozess der Nematoden vollständig hemmten. Nach SAMOILOFF (1990) kann die nicht vollendete Entwicklung zum Adultstadium als Indiz für gentoxische Effekte gewertet werden. Interessanterweise zeigten die beiden Bakterientests Mutatox bzw. der SOS-Chromotest nur geringe bzw. keine Effekte in diesen Proben.

Der Befund, daß Nematoden empfindlicher als andere Organismen, meistens Bakterien, auf Schadstoffe in Sedimenten reagieren, bestätigte sich in der Untersuchung von SAMOILOFF (1990). Die Untersuchung von 143 Fließgewässersedimenten aus Saskatchewan ergab:

23 Proben enthielten bei der chemischen Analyse Stoffe, die in der Prioritätsliste enthalten sind. Von diesen waren 5 Proben für Nematoden und Bakterien toxisch, 8 nur für Nematoden und 10 Proben zeigten keine toxikologische Wirkung auf Nematoden bzw. Bakterien. 12 der verbleibenden 120 Proben, die keine Stoffe der Prioritätsliste enthielten, waren sowohl für Nematoden als auch für Bakterien toxisch, während 14 Proben nur für Bakterien und gar 28 nur für Nematoden toxisch waren. Nematoden gaben also offensichtlich in mehr Fällen als Bakterien alarmierende Befunde.

### 2.3 Umweltbiotechnologischer Einsatz (Bioremediation)

Nematoden eignen sich nicht nur zum Feststellen von Kontaminationen und deren Auswirkungen in der Umwelt, sondern wahrscheinlich auch bei der Sanierung bestimmter organischer Verschmutzungen. Dies läßt sich aus ihrer ökologischen Nische ablesen. Sowohl in Sedimenten als auch in Böden übernehmen die Ernährungstypen 1 A und 1 B die Funktion als Bakterienfresser und Individuen vom Ernährungstyp 2 B die Funktion als Pilzhyphenfresser (→ Abb. 4). Sie spielen somit direkt und indirekt eine wichtige Rolle beim Detritusabbau.

Von TROFYMOW & COLEMAN (1982) wurde an terrestrischen Systemen gezeigt, daß ein erhöhter Abbau von organischem, relativ schwer abbaubarem Material durch Nematoden-Fraßdruck ablaufen kann. Dies geschieht über folgende Wege, die sich gegenseitig nicht auszuschließen brauchen:

- Die Mikroflora wird in der logarithmischen Wachstumsphase gehalten.
- Es werden Nährstoffe bioverfügbar gemacht.
- Es wird eine relativ immobile Mikroflora dispergiert.

Der ökosystemare Effekt hiervon ist, daß die Bioverfügbar-

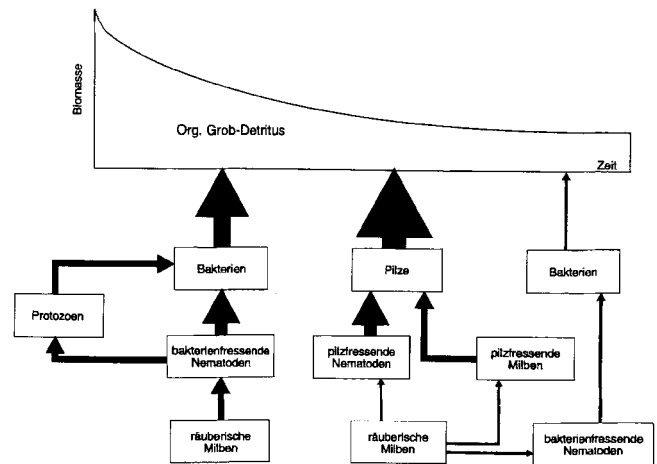


Abb. 4: Verallgemeinertes Schema für den Streuabbau und die trophischen Beziehungen in einem nordamerikanischen Wüstenboden. Die Quantitäten der Stoffflüsse sind durch die Dicke der Pfeile gekennzeichnet. Prinzipiell gelten dieselben Beziehungen auch für Böden des gemäßigten Klimas (aus WHITFORD et al. 1982)

keit von Nährstoffen erhöht wird, was z.B. eine erhöhte Nutzpflanzenproduktion nach sich zieht, wie sie wiederum für agrarische Systeme nachgewiesen wurde (INGHAM et al. 1986).

Die erhöhte mikrobielle Aktivität bewirkt aber auch, daß Biopolymere wie Cellulose und sogar Chitin einem verstärkten Abbau unterworfen sind (→ Abb. 5, 6). Diese Untersuchungen wurden in kleinen terrestrischen Mikrokosmen durchgeführt, die mit sandigen Lehm bestückt wurden (TROFYMOW & COLEMAN 1982). Daraus läßt sich ableiten, daß die Mikroflora sicherlich auch zu weiteren Dekompositionsleistungen über direkten Metabolismus oder über Co-Metabolismus in der Lage sein wird, sofern die Substrate über den Schwellenwerten für die Aufnahme liegen. Interessant wird diese Frage für eine umweltbiotechnologische Sanierung von Kontaminationen mit organischen Che-

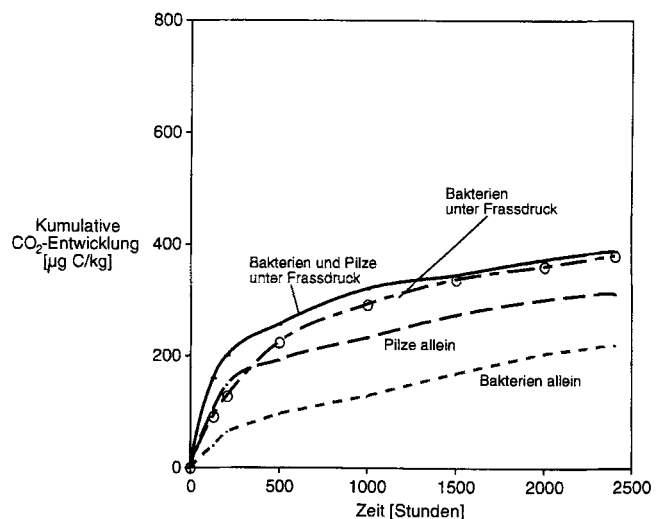


Abb. 5: Mittlere kumulative CO<sub>2</sub>-Entwicklung in Mikrokosmen, die mit 314 µg/kg (Cellulose-C pro Trockenboden) aufgestockt wurden (Untersuchung von TROFYMOW & COLEMAN 1982)



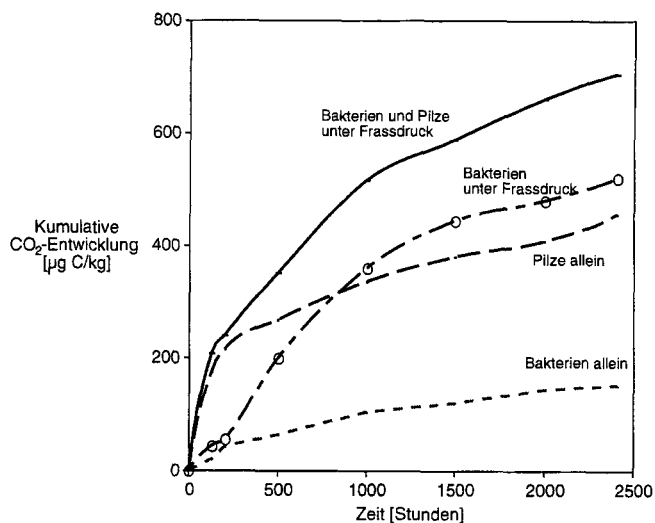


Abb. 6: Mittlere kumulative CO<sub>2</sub>-Entwicklung in Mikrokosmen, die mit 314 µg/kg (Cellulose-C pro Trockenboden) und 686 µg/kg (Chitin-C pro Trockenboden) aufgestockt wurden (Untersuchung von TROFYMOW & COLEMAN 1982)

mikalien: pestizidbelastete landwirtschaftliche Flächen, Industrie-Altstandorte, sonstige Altlasten etc., denn es gibt keinen plausiblen Grund, warum erhöhter Fraßdruck von Nematoden auf mikrobielle Destruenten, die beispielsweise Kohlenwasserstoffe aus Mineralöl abbauen können, deren Leistungsvermögen über die erwähnten Mechanismen nicht noch steigern können sollte.

#### 4 Literatur

- BONGERS, T.: The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83 (1990) 14–19
- BONGERS, T. & Y. CLAASSEN: Bepaling van de effecten van toxicanten op de nematodenfauna van het land Saefinghe. *Vakgr. Nematologie AUW. Meded. Nr. 248* (1991)
- BONGERS, T.; R. ALKEMADE & G.W. YEATES: Interpretation of disturbance induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 76 (1991) 135–142
- BOSTRÖM, S. & B. SOHLENIUS: Short-term dynamics of nematode communities in arable soil. Influence of a perennial and an annual cropping system. *Pedobiologia* 29 (1986) 345–357
- CANTELMO, F.R. & K.R. RAO: Effect of pentachlorophenol (PCP) on meiobenthic communities established in an experimental system. *Mar. Biol.* 46 (1978) 17–22
- COOMANS, A. & R. VANDERHAEGHEN: *In vitro* testing toxicities In: Plant nematology laboratory manual, B.M. Zuckerman, W.F. Mai & M.B. Harrison (eds.) 29 (1985) 173–176. University of Massachusetts
- DOMSCH, K.H.; G. JAGENOW & T.H. ANDERSON: An ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemicals on soil microorganisms. *Residue Rev.* 86 (1983) 65–105
- DUTKA, B.J.; K.K. KWAN; S.S. RAO; A. JURKOVIC; R. MCINNIS; G.A. MACINNIS; B. BROWNLEE & D. LIU: Ecotoxicological study of waters, sediment and suspended sediments in the Athabasca, Peace and Slave rivers. *NWRI Contribution* (1990) 90–88a
- FERRIS, V.R. & J.M. FERRIS: Interrelationships between nematode and plant communities in agricultural ecosystems. *Agro-Ecosystems*, 1 (1974) 275–299
- FRECKMAN, D.W.; D.A. DUNCAN & J.R. LARSON: Nematode density and biomass in an annual grassland ecosystem. *J. Range Managem.* 32 (1979) 418–422
- GABRIC, A.J.; D.W. CONELL & P.R. BELL: A kinetic model for bioconcentration of lipophilic compounds by oligochaetes. *Wat. Res.* 24 (1990) 1225–1231
- GERLACH, S.A.: On the importance of marine meiofauna for the benthos communities. *Oecologia (Berl.)*, 6 (1971) 176–190
- GERLACH, S.A.: Food-chain relationship in subtidal silty sand marine sediments on the role of meiofauna in stimulating bacterial productivity. *Oecologia (Berl.)*, 33 (1978) 55–69
- GEYER, H.; I. SCHEUNERT & F. KORTE: Relationship between the lipid content of fish and their bioconcentration potential of 1, 2, 4-trichlorobenzene. *Chemosphere* 14 (1985) 545–555
- GEYER, H.J.; I. SCHEUNERT; R. BRÜGGEMANN; C. STEINBERG; F. KORTE & A. KETTRUP: Qsar for organic chemical bioconcentration in *Daphnia*, algae and mussel. *Sci. Total Environ.* 109/110 (1991) 387–394
- HOLOPAINEN, I.J. & L. PAASIVIRTA: Abundances and biomass of the meiozoobenthos in the oligotrophic and mesohumic lake Pääjärvi, southern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 14 (1977) 124–134
- INGHAM, R.E. & J.K. DELTING: Plant-herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie. III. Soil nematode populations and root biomass on *Cynomys ludovicianus* colonies and adjacent uncolonized areas. *Oecologia* 63 (1984) 307–313
- INGHAM, E.R.; J.A. TROFYMOW; R.N. AMES; H.W. HUNT; C.R. MORLEY; J.C. MOORE & D.C. COLEMAN: Trophic interactions and nitrogen cycling in a semi-arid grassland soil. I. Seasonal dynamics of the natural populations, their interactions and effects on nitrogen cycling. *J. Appl. Ecol.* 23 (1986) 597–614
- INGHAM, E.R.; J.A. TROFYMOW; R.N. AMES; H.W. HUNT; C.R. MORLEY; J.C. MOORE & D.C. COLEMAN: Trophic interactions and nitrogen cycling in a semi-arid grassland soil. II. System responses to removal of different groups of soil microbes or fauna. *J. Appl. Ecol.* 23 (1986) 615–630
- ISO (International Organization for Standardization): Soil quality – Effects of soil pollutants on collembola: Determination of the inhibition of reproduction (Draft), Paris, Febr. 1991
- KFA (Kernforschungsanlage Jülich), Hrsg.: Auffindung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen. Bände 9 und 12 (1988, 1989)
- LAMBSHEAD, P.J.D.: Sub-catastrophic sewage and industrial waste contamination as revealed by marine nematode faunal analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2 (1986) 247–260
- LEE, D.L. & H.J. ATKINSON: Physiology of nematodes. The Macmillan Press, Ltd., London and Basingstoke (1976) 215
- MAAS, G.: Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenorganismen sowie die Bewertung der Ergebnisse. *Mitt. der Biolog. Bundesanstalt Berlin* 234 (1987) 43–46
- MCINTYRE, A.D.: Ecology of marine meiobenthos. *Biol. Reviews*, 44 (1969) 245–290
- NICHOLAS, W.L.: The Biology of Free-living Nematodes. Clarendon Press, Oxford, 2nd edition (1984) 251
- OTTOW, J.C.G.: Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf die Mikroflora von Böden. *Naturwiss. Rundsch.* 38 (1985) 181–189
- PEHOFER, H.: Spatial distribution of the nematode fauna and production of three nematodes (*Tobrilus gracilis*, *Monhystera stagnalis*, *Ethmolaimus pratensis*) in the profundal of Piburger See (Austria, 913 m a.s.l.). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 74 (1989) 135–168
- PREJS, K.: Bottom fauna. In: Selected Problems of Lake Littoral Ecology. Ed.: E. Pieczynska, Wyd. Uniw. Warsz. (1976) 123–144
- PREJS, K.: The species diversity, numbers and biomass of benthic nematodes in central part of lakes with different trophy. *Ecol. pol.* 25 (1) (1977) 31–44
- PREJS, K. & B. BERNARD: Meiobenthos of man-made Lake Zegrzyńskie. *Ekol. pol.* 33 (1985) 499–509
- SAMOILOFF, M.R.: The nematode toxicity assay using *Panagrellus redivivus*. *Biological Assessment* 5 (1990) 309–318
- SAMOILOFF, M.R.; S. SCHULZ, Y. JORDAN; K. DENICH & E. ARNOTT: A rapid simple long-term toxicity test using the nematode *Panagrellus redivivus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37 (1980) 1167–1174
- SAMOILOFF, M.R.; J. BELL; D.A. BIRKHOLZ; G.R.B. WEBSTER; E.G. ARNOTT; R. PULAK & A. MADRID: Combined bioassay-chemical

- fractionation scheme for the determination and ranking of toxic chemicals in sediments. *Environ. Sci. Technol.* 17 (6) (1983) 329–334
- [35] SAMOILOFF, M.R. & T. BOGAERT: The use of nematodes in marine ecotoxicology. In: *Ecotoxicological testing for the marine environment*, G. Persoone, E. Jaspers & C. Claus (eds.). State Univ. Ghent and Inst. Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium. Vol 1 (1984) 407–425
- [36] SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL: *Lehrbuch der Bodenkunde*. 12. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart (1989)
- [37] SCHIEMER, F.; H. LÖFFLER & H. DOLLFUSS: The benthic communities of Neusiedlersee (Austria). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 17 (1969) 201–208
- [38] SOHLENIUS, B.: A carbon budget for nematodes, rotifers and tardigrades in a Swedish coniferous forest soil. *Holarct. Ecol.* 2 (1979) 30–40
- [39] SOHLENIUS, B.: Influence of cropping system and nitrogen input on soil fauna and microorganisms in a Swedish arable soil. *Biol. Fertil. Soils* 9 (1990) 168–173
- [40] STEINBERG, C., H. HARTMANN; K. ARZET & D. KRAUSE-DELLIN: Paleoindication of acidification of Kleiner Arbersee (Federal Republic of Germany, Bavarian Forest) by chydorids, chrysophytes, and diatoms. *J. Paleolimnol.* 1 (1988) 149–157
- [41] THOMANN, R.V.: Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains. *Environ. Sci. Technol.* 23 (1989) 699–707
- [42] TIETJEN, J.H.: The ecology of shallow water meiofauna in two New England Estuaries. *Oecologia* 2 (1969) 251–291
- [43] TIETJEN, J.H.; J.W. DEMING; G.T. ROWE; S. MACKO & R.J. WILKE: Meiobenthos of the Hatteras Abyssal Plain and Puerto Rico Trench: abundance, biomass and associations with bacteria and particulate fluxes. *Deep-Sea Research* 36 (1989) 1567–1577
- [44] TRAUNSPURGER, W.: Das Meiobenthos des Königssees. Systematische und ökologische Untersuchungen unter besonderer Berücksichtigung der Nematoda. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 22 (1991 a) 1–129
- [45] TRAUNSPURGER, W.: Das Meiobenthos des Funtensees, Grünsees und Schwarzensees. Quantitative Erfassung unter besonderer Berücksichtigung der Nematoda. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 22 (1991 b) 130–152
- [46] TROFYMOW, J.A. & D.C. COLEMAN: The role of bacterivorous and fungivorous nematodes in cellulose and chitin decomposition in the context of a root/rhizosphere/soil conceptual model. In: *Nematodes in Soil Ecosystems*. Ed.: D.W. Freckman, University of Texas Press, Austin (1982) 117–138
- [47] VRANKEN, G.; D. VAN BRUSSEL; R. VANDERHAEGHEN & C. HEIP: Research on the development of a standardized ecotoxicological test on marine nematodes. I. Culturing conditions and criteria for two Monhysterids, *Monhystera disjuncta* and *Monhystera microphthalma*. In: *Ecotoxicological testing for the marine environment*, G. Persoone, E. Jaspers & C. Claus (eds.). State Univ. Ghent and Inst. Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium. 2 (1984 a) 159–184
- [48] VRANKEN, G.; R. VANDERHAEGHEN; D. VAN BRUSSEL; C. HEIP & C. HERMANS: The toxicity of Mercury on the free-living marine nematode *Monhystera disjuncta* Bastian, 1865. In: *Ecotoxicological testing for the marine environment*, G. Persoone, E. Jaspers & C. Claus (eds.). State Univ. Ghent and Inst. Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium. 2 (1984 b) 271–291
- [49] VRANKEN, G.; R. VANDERHAEGHEN & C. HEIP: Toxicity of cadmium to freelifving marine and brackish water nematodes (*Monhystera microphthalma*, *Monhystera disjuncta*, *Pellioditis marina*). *Dis. aquat. Org.*, 1 (1985) 49–58
- [50] VRANKEN, G. & C. HEIP: Toxicity of Copper, Mercury and Lead to a marine nematode. *Mar. Poll. Bull.*, 17 (10) (1986) 453–457
- [51] VRANKEN, G.; C. TIRE & C. HEIP: The toxicity of paired metal mixtures to the nematode (Bastian, 1865). *Mar. Environ. Res.* 26 (1988) 161–179
- [52] VRANKEN, G.; C. TIRE & C. HEIP: Effect of temperature and food on hexavalent chromium toxicity to the marine nematode *Monhystera disjuncta*. *Mar. Environ. Res.*, 27 (1989) 127–136
- [53] VRANKEN, G.; R. VANDERHAEGHEN & C. HEIP: Effects of pollutants on lifehistory parameters of the marine nematode *Monhystera disjuncta*. *ICES J. mar. Sci.*, 48 (1991) 325–334
- [54] WASILEWSKA, L.: Nematodes of the dunes of the Kampinos forest II. Community structure based on numbers of individuals, state of biomass and respiratory metabolism. *Ecol. Pol.* 19 (1971) 651–688
- [55] WEISS, B. & O. LARINK: Influence of sewage sludge and heavy metals on nematodes in an arable soil. *Biol. Fertil. Soils* 12 (1991) 5–9
- [56] WHITFORD, W.G.; D.W. FRECKMAN; P.F. SANTOS; N.Z. ELKINS & L.W. PARKER: The role of nematodes in decomposition in desert ecosystems. In: *Nematodes in Soil Ecosystems*. Ed.: D.W. Freckman, University of Texas Press, Austin (1982) 98–116
- [57] WIESER, W.: Die Beziehung zwischen Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Ark. Zool.* 4 (1953) 439–484
- [58] WILLIAMS, P.L. & D.B. DUSENBERY: Aquatic toxicity testing using the nematode, *Caenorhabditis elegans*. *Environ. Toxicol. Chem.* 9 (1990) 1285–1290
- [59] YEATES, G.W.: Variation of pasture nematode populations over thirtysix months in a summer dry silt loam. *Pedobiologia* 24 (1982) 329–346
- [60] YEATES, G.W.: Variation of pasture nematode populations over thirtysix months in a summer moist silt loam. *Pedobiologia* 27 (1984) 207–219
- [61] ZULLINI, A.: Nematodes as indicators of river pollution. *Nematol. Medit.* 4 (1976) 13–22
- [62] ZULLINI, A. & M. PAGANI: The ecological meaning of relative egg size in soil and freshwater nematodes. *Nematologica* 35 (1989)

## Kurznachricht

### Ökologisches Frühwarnsystem KOMPASS

In Zusammenarbeit mit Euro Chlor, Brüssel, und dem Chlorine Chemical Council, CCC, des amerikanischen Chemieverbandes CMA erarbeitet eine Projektgruppe im Verband der Chemischen Industrie in Frankfurt am Main ein ökologisches Frühwarnsystem.

Das **Kompas** Frühwarnsystem zielt auf eine Auswertung ökologisch relevanter Erkenntnisse zur Chemie im Vorfeld einer öffentlichen Diskussion.

Mit Hilfe geeigneter Kriterien sollen unerwünschte Veränderungen bzw. mögliche Gefährdungen von Mensch und Umwelt als Folge eines Eintrags bestimmter Stoffe in die Umwelt auf der Grundlage wissenschaftlicher Plausibilität erfasst werden. Das im Verband der Chemischen Industrie entwickelte System operiert mit internationalen Datenbanken und speziell adaptierten Software-Konzepten.

Flankiert werden die gewonnenen Erkenntnisse durch ein internationales Netz wissenschaftlicher Berater sowie Trendanalysen von Biomonitoring Daten. Die Auswertung der Ergebnisse soll eine plausible Früherkennung möglicher Gefährdungspotentiale und deren rechtzeitige Begrenzung bzw. Vermeidung ermöglichen.

Das Projekt befindet sich derzeit in der Pilotphase, die Ende 1995 abgeschlossen sein wird. Die Projektleitung liegt bei Herrn Dr. Ian MEERKAMP van EMBDEN im Verband der Chemischen Industrie, Karlstr. 21, D-60329 Frankfurt.

Das Frühwarnsystem ist konzeptionell als Ergänzung zu den grundsätzlichen Anstrengungen der Chemie im Bereich des Umweltschutzes und der Herstellung umweltverträglicher Produkte zu sehen.

Ob bzw. in welcher Form das Konzept in die Praxis umgesetzt werden kann, kann erst nach sorgfältiger Prüfung und Erörterung des Ergebnisses der Pilotphase entschieden werden.