

Beitragsserien: Phytoremediation organischer Schadstoffe

Hrsg.: Stefan Trapp¹ und Ulrich Karlson²

¹Miljø & Ressourcer, DTU, DK-2800 Kongens Lyngby, Dänemark

²Mikrobiel Økologi & Bioteknologi, Danmarks Miljøundersøgelser, Postfach 358, DK-4000 Roskilde, Dänemark

Erprobung und Erfolgskontrolle eines Phytoremediationsverfahrens zur Sanierung Sprengstoff-kontaminierter Böden

Teil II: Ergebnisse eines Freilandexperimentes *

Hartmut Koehler¹, Tobias Frische¹, Ingo Dobner¹, Peter Behrend¹, Maike Schaefer¹, Heidi Taubner¹, Bernd Jastorff¹, Jürgen Warrelmann¹ und Ulrich Walter²

¹ Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie (UFT), Universität Bremen, Leobener Str., D-28359 Bremen

² Umweltschutz Nord GmbH & Co., Industriepark 6, D-27777 Ganderkesee

Korrespondenzautor: Dr. Hartmut Koehler; e-mail: a13r@uni-bremen.de

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2001.09.068>

Zusammenfassung. Die Befunde des in seiner Konzeption in Teil I dargestellten Freilandexperimentes dokumentieren die TNT-Abreicherung und Erholung des Standortes im Laufe der Phytoremediation. Das Monitoring umfasst Erhebungen im Feld (Nitroaromatengehalte in Boden, Sickerwasser und Pflanzen; Erfassung von Bodenorganismen und Streuabbau) und den Einsatz einer Biotestbatterie mit 6 Einzeltests. Die Daten belegen die hohe Heterogenität der TNT-Kontamination, eine rasche initiale Abreicherung und eine geringe Verlagerung von Nitroaromaten in Pflanzen und Sickerwasser. Die anfänglich rasche Transformation des TNT zu Aminodinitrotoluolen lässt nach 3 Monaten deutlich nach. Mit Hilfe der Biotestbatterie wird die Toxizität des Bodens differenziert beurteilbar; die bodenbiologischen Befunde lassen Langzeitwirkungen der TNT-Belastung wahrscheinlich werden. Eine Gesamtbeurteilung des Projekts wird im dritten Teil der Artikelserie erfolgen.

Schlagwörter: Biotestbatterie; Bodenfauna; Monitoring; Mykorrhiza; Phytoremediation; Rhizosphäre; Rüstungsaltslasten; Sprengstoffproduktionsstätte; TNT; Weißfäulepilze

Abstract. Testing and Monitoring the Phytoremediation of Soils Contaminated with Explosives (Series)

Part II: Results of a Field Experiment

Results of a field experiment (please refer to Warrelmann et al. 2000a) document TNT-degradation and regeneration after the establishment of a phytoremediation. Various approaches are included in a complex monitoring system, which are conducted in the field (nitroaromatics in soil, seepage water, and plants; soil fauna; soil fungi; decomposition) as well as in the lab (a battery of 6 biotests). The data document a high heterogeneity of the TNT-contamination, a rapid initial decrease and a mediocre displacement of nitroaromatics in plants and seepage water. The initial rapid transformation of TNT to aminodinitrotoluenes ceases significantly after 3 months. Results of the biotest battery allow a sophisticated assessment of soil toxicity; the results from the soil ecological field investigations make the long-term effects of TNT-contamination likely. In a third part of the series of articles, a synopsis and judgement of the project will be delivered.

Keywords: Armament site; biotest-battery; monitoring; mycorrhiza; ordnance plant; phytoremediation; rhizosphere; soil-fauna; TNT; white-rot fungi

Einleitung

In Teil I der Publikation mit dem Titel 'Konzeption und Einrichtung eines Freilandexperimentes' wurden die Grundzüge einer maßstabsgerechten Erprobung eines Phytoremediationsverfahrens am Standort 'Werk Tanne' bei Clausthal-Zellerfeld dargelegt (Warrelmann et al. 2000a). Während

des 2. Weltkriegs gehörte das Werk zu den größten Sprengstoffproduktionsstätten des Deutschen Reiches. Das Gelände weist weiträumige starke Kontaminationen des Erdreichs mit 2,4,6-Trinitrotoluol (TNT), Zwischen- und Nebenprodukten aus dem Herstellungsprozess sowie mit Abbauprodukten (Metabolite, insbesondere Aminodinitrotoluole) auf. Ferner liegen industrietypische Belastungen vor (Schwermetalle, PAKs).

* Teil I: Konzeption und Einrichtung eines Freilandexperimentes [UWSF 12 (6) 351–357 (2000)]

Bedingt durch die historische Nutzung des Standortes (Nähe zum Tonsilerde-Lager) besteht die Kontamination überwiegend aus TNT, 2,4-ADNT und 2,6-ADNT. Polare Verbindungen konnten nicht nachgewiesen werden. Die Schwermetallgehalte weisen vor dem Hintergrund der harztypischen Belastung mit Ausnahme erhöhter Bleiwerte (300–1800 mg/kg TM) keine Auffälligkeiten auf. PAKs sind in geringer Konzentration nachweisbar.

Die Phytoremediationsmaßnahme wurde über 1,5 Jahre mit einem komplexen Monitoring verfolgt. Es umfasst die Nitroaromatenanalytik von Boden, Sickerwasser und Pflanzenorganen sowie eine Biotestbatterie aus sechs Einzeltests und Erhebungen zur Entwicklung des Bodentierbesatzes (Nematoden; Raubmilben: Gamasina) sowie zu Pilzaktivität und Streuabbau.

1 Standort und Probefläche

Die westlich an das so genannte Tonsilerdelager (Gebäude 110) angrenzende Probefläche mit den Versuchsvarianten liegt in 560 m Höhe; das Klima ist mit 1300 mm mittlerem Jahresniederschlag und mit einer mittleren Jahrestemperatur von 6,2°C humid und kühl. Die Braunerde aus lößhaltiger Fließerde über Grauwacke weist Skelettgehalte zwischen 50 und 73% auf, ist mittel bis sehr humos bei pH-Werten zwischen 3,5 und 5.

Mit praxisingerechtem Geräteeinsatz wurden vier Versuchsparzellen von jeweils 4,5 m · 6,5 m eingerichtet:

U unbelastet; gefräst (30 cm Tiefe); Bepflanzung mit mykorrhizierten *Picea abies* und *Populus tremula* (*Pisolithus tinctorius*, *Paxillus involutus*) und *Sambucus nigra* (ohne Mykorrhiza); Pilz-Schredder-Stroh-Substrat (Weißfäule-Pilze *Pleurotes ostreatus*, *Trametes versicolor*); Abdeckung aus Rindenmulch.

B mit Nitroaromaten kontaminiert; sonst wie *U*.

P wie *B*, aber ohne Pilz-Schredder-Stroh-Substrat.

M wie *P*, aber ohne Bepflanzung: nur mechanischer Eingriff.

Hinzu kommt:

K belastete Kontrollfläche ohne Baumbestand, in einem anliegenden Fichtenforst gelegen, ohne jeden Eingriff.

Die Flächeneinrichtung ist in Warrelmann et al. (2000a) ausführlich beschrieben.

2 Material und Methoden

Über zwei Vegetationsperioden (Mai 1999 bis Oktober 2000) wurde in räumlich und zeitlich eng abgestimmter Beprobung ein umfassendes Monitoring durchgeführt, das die Erfassung von Nitroaromaten in Boden, Sickerwasser und Pflanzen, eine Biotestbatterie und bodenökologische Untersuchungen umfasst.

2.1 Probenahme

Für die Erfassung der Nitroaromaten im Boden wurden im Mai 1999, August 1999, Mai 2000 und Oktober 2000 Rasterbeprobungen mit Abständen von 50 cm durchgeführt (24 Einstiche je Variante, unterteilt in die Tiefen 0–10 cm und 10–30 cm, August 1999 nur 0–10 cm). Sickerwasser wurde mit Hilfe von je 2 Keramik-Saugkerzen je Fläche (Einbautiefe 60 cm) an insgesamt 14 Terminen von September 1999 bis Oktober 2000 gesammelt. Pflanzenproben von zehn Fichten (*Picea abies*), fünf Pappeln (*Populus tremula*) und fünf Holunder (*Sambucus nigra*) der Varianten U, B, P (Wurzeln und Spross) wurden im Oktober 1999, im Mai 2000 und Oktober 2000 entnommen und in Anlehnung an Görge et al. (1994) extrahiert. Die Nitroaromatenbelastung in nächster Umgebung der beprobten Pflanzenindividuen wurde erfasst.

Zeitgleich zu den Rasterbeprobungen wurden Mischproben aus 8 Einstichen je Fläche (0–30 cm Tiefe) für die Biotestbatterie hergestellt. In unmittelbarer Nachbarschaft zu diesen wurde Boden für die bodenökologischen Untersuchungen entnommen und ebenfalls zu Mischproben vereint (0–5, 5–10 cm Tiefe).

2.2 Nitroaromaten-Analytik

Für die quantitative Erfassung der Nitroaromaten in Boden, Sickerwasser und Pflanzengewebe wurden zwei Verfahren eingesetzt: HPLC und thermische Desorption gekoppelt mit GC/MS (Warrelmann et al. 2000b). Damit konnten auch niedrige Gehalte an Nitroaromaten in Pflanzenmaterial detektiert werden.

Es wurde nach USEPA 8330 auf insgesamt 15 Nitroaromaten getestet, wovon sich lediglich 2,4,6-Trinitrotoluol und seine primären Metaboliten (4-Amino-2,6-Dinitrotoluol, 2-Amino-4,6-Dinitrotoluol) als relevant erwiesen, die im folgenden summarisch als Nitroaromaten angesprochen werden.

Mögliches Vorhandensein polarer Komponenten wurde mit HPLC/DAD geprüft (Bruns-Nagel et al. 1999) und nicht bestätigt.

2.3 Biotestbatterie

Mit Hilfe der Biotestbatterie wurde je Flächenvariante eine Mischprobe vom Sanierungsbeginn (Mai 1999) und vorläufigen Abschluss des Beobachtungszeitraumes (Oktober 2000) hinsichtlich ökotoxikologischer Schädigungspotentiale untersucht (ausführliche Beschreibung in Warrelmann et al. 2000a). Im Sanierungsverlauf (Oktober 1999 sowie Mai 2000) erfolgte lediglich ein 'Screening' auf akute Leuchtbakterientoxizität von Bodeneluat. Der Regenwurmtest mit *Eisenia fetida* wurde zum Sanierungsende als Ergänzung in die Biotestbatterie aufgenommen. Die Daten wurden gemäß der in **Tabelle 1** aufgeführten Testparameter und Beurteilungskriterien interpretiert. Im Hinblick auf eine integrierende Darstellung der gesamten Ergebnisse wurde ein einfa-

ches Beurteilungsschema gewählt. Die Festsetzung der zugehörigen Kriterien erfolgte auf der Basis eigener Teststatistiken, in Anlehnung an Simini et al. (1995) sowie den in Heiden et al. (2000) diskutierten Vorschlägen und Erkenntnissen.

2.4 Bodenökologische Untersuchungen

Das bodenökologische Monitoring greift auf die Erfassung von Nematoden und Gamasina sowie auf die Ermittlung des

Streuabbaus zurück (Eisenbeis et al. 1999; ausführliche Beschreibung und Begründung der Auswahl in Warrelmann et al. 2000a). Die Lebensgemeinschaft der Nematoden wurde lediglich für U und B erfasst (Oktober 1998 vor der Flächeneinrichtung, Mai 1999, Oktober 1999, Mai 2000). Der Reife-Index nach Bongers (1990) wurde berechnet. Weiterhin wurde im Mai 2000 die Pilzaktivität mit Hilfe der Bestimmung des Ergosterolgehaltes von Bodenproben abgeschätzt (Eash et al. 1996, abgewandelt nach Grant und West 1986).

Tabelle 1: Übersicht über die in der Biotestbatterie eingesetzten Methoden mitsamt den Beurteilungskriterien

Bodenfunktion	Lebensraum für Pflanzen	Lebensraum für Bodentiere	
Testverfahren	Pflanzenwachstumshemmtest	Collembolen-Reproduktionstest	Regenwurmtest (akut)
Testorganismus	<i>Lepidium sativum</i> (Gartenkresse)	<i>Folsomia candida</i> (Collembola)	<i>Eisenia fetida</i> (Lumbricidae)
Test-Richtlinie	ISO 11269-2	ISO 11267	ISO 11268-1
Testbedingungen	Testmedium Boden, Aussaat von 20 Keimlingen in Pflanztöpfen, Standardinkubation (16 h Licht pro Tag, 7000 lux (PAR), 20 Grad Celsius const., rF 70% const., tägliche Feuchtekontrolle), Auswertung 14 Tage nach Auflaufen	Testmedium Boden, 10 Adulte aus synchronisierter Zucht, 100mL Glasflasche, Standardinkubation (12 h Schwachlicht pro Tag, 20 Grad Celsius const., rF 80% const., regelmäßige Belüftung, Fütterung mit Trockenhefe), Auswertung nach 28 Tagen	Testmedium Boden, pH und Wassergehalt eingestellt, 10 Adulte aus synchronisierter Zucht, 1L Glasgefäß, Standardinkubation (20 Grad Celsius const., Belüftung), Auswertung nach 14 Tagen
Testparameter	Bildung oberirdischer Pflanzenbiomasse (mg TG/Pflanztopf)	Reproduktionsrate (Anzahl Nachkommen/Adulte)	Überlebensrate (%)
Beurteilungskriterien			
nicht toxisch (–)	Reduktion im Vergleich zu unbelasteter Variante (U) < 30%		
toxisch (+)	Reduktion im Vergleich zu unbelasteter Variante (U) 30–70%		
hoch toxisch (++)	Reduktion im Vergleich zu unbelasteter Variante (U) >70%		

(Fortsetzung)

Bodenfunktion	Lebensraum für Mikroorganismen	Rückhaltefunktion und Toxizitäts-Screening	Mutagenitäts-Screening
Testverfahren	Bodenatmungsmessungen	Leuchtbakterientest mit Bodeneluat	Leuchtbakterien-Mutagenitätstest
Testorganismus	Autochthone Mikroflora	<i>Vibrio fischeri</i> (marines Leuchtbakterium)	<i>Vibrio fischeri</i> , Dunkelmutante M 169
Test-Richtlinie	u.a. ISO 14240-1	DIN 38412 Teil 34	Mutatox (Azur Envir.)
Testbedingungen	Testmedium Boden, stündliche Messung der CO ₂ -Abgabe unter Standardbedingungen über 72 Stunden (50–60% max. Wasserkapazität, 22 Grad Celsius const., kontinuierliche Belüftung), ohne (Basalatmung) und nach Nährstoff-Zugabe (SIR)	Testmedium wässriges Bodeneluat (Boden-Wasser-Verhältnis 1:2 (w/w), 24 Stunden schütteln, Ultrazentrifugation), pH und Salzgehalt eingestellt, Verdünnungsreihe, Zugabe Inokulum rekonstituierter Leuchtbakterien, Inkubation bei 15 Grad Celsius für 30 Minuten	Testmedium wässriges Bodeneluat, Verdünnungsreihe, Wachstumsmedium ohne S9-Mix, Zugabe Inokulum rekonstituierter Leuchtbakterien, Inkubation bei 27 Grad Celsius für 24 Stunden
Testparameter	Respiratorischer Quotient, Qr (Quotient aus Basal- und Substratinduzierter Atmung/SIR)	Hemmung der Lumineszenz, bestimmt als EC ₂₀ (% Eluat in Inkubationsmedium)	Rückmutation der Bakterien, gemessen als signifikanter Lumineszenz-Anstieg
Beurteilungskriterien			
nicht toxisch (–)	Qr < 0,2	EC ₂₀ > 50%	negativ
toxisch (+)	Qr 0,2–0,3	EC ₂₀ 10–50%	nicht definiert
hoch toxisch (++)	Qr > 0,3	EC ₂₀ < 10%	positiv

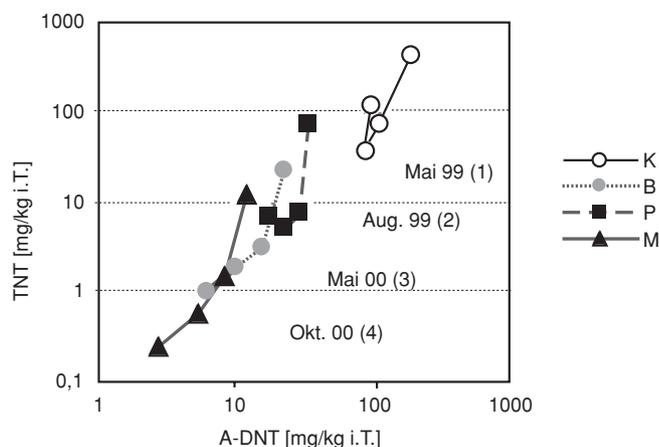
Tabelle 2: Nitroaromaten im Boden: geometrische Mittel und Maxima von TNT und den primären Metaboliten (ADNTs) sowie des prozentualen Verhältnisses ADNTs/TNT im Zeitverlauf (0–30 cm Bodentiefe, Aug. 99 0–10 cm)

	Fläche	TNT (mg/kg TM)		ADNTs (mg/kg TM)		ADNTs/TNT (%)
		Geomittel	Maximum	Geomittel	Maximum	Geomittel
Mai 99	B	22	212	23	58	102
Aug. 99	B	3	286	16	55	509
Mai 00	B	2	695	10	23	526
Okt. 00	B	1	11	6	16	626
Mai 99	P	76	1517	33	100	44
Aug. 99	P	8	1184	29	179	365
Mai 00	P	5	687	22	122	419
Okt. 00	P	7	234	18	80	257
Mai 99	M	8	931	14	35	177
Aug. 99	M	2	102	8	32	535
Mai 00	M	1	8	5	16	886
Okt. 00	M	0	4	3	10	1100
Mai 99	K	112	18270	97	510	86
Aug. 99	K	37	7519	86	716	231
Mai 00	K	453	32302	183	729	40
Okt. 00	K	73	16450	106	563	145

3 Ergebnisse

3.1 Nitroaromaten im Boden

Die Verteilung der Nitroaromaten im Boden ist trotz des Einsatzes der Bodenfräse horizontal sowie vertikal insbesondere für TNT sehr heterogen. Die Beschreibung der Belastung erfolgt somit adäquat mit Hilfe geometrischer Mittelwerte. Auf der Forstfläche K wurden Kontaminationen von einigen 10.000 mg/kg TM gefunden, die auf das Vorhandensein von TNT-Klümpchen hinweisen. Bei Belastungsspitzen der Einzelproben bis über 2.000 mg/kg TM bewegen sich die TNT-Werte im Mittel auf den bearbeiteten Experimentalflächen (B, P, M) zwischen 8 und 76 mg/kg TM, bei K bei 100 mg/kg TM (Tab. 2). Zum Zeitpunkt t_0 (Mai 1999) verhält sich die Kontamination der bearbeiteten belasteten Varianten P>B>M im Verhältnis von 10:4:2. Diese Relationen bleiben im wesentlichen bis Mai 2000 erhalten.

**Abb. 1:** Nitroaromaten im Boden: zeitliche Entwicklung von TNT und der ADNTs auf den Versuchsfeldern (geometrische Mittel, 0–30 cm Bodentiefe, Aug. 99 0–10 cm)

ten. Im Oktober 2000 ist die Abreicherung auf B und M im Verhältnis zu P weiter fortgeschritten: P>B>M = 10:2,5:1.

Im Gegensatz zu K, wo deutliche Beziehungen der Verteilungsmuster zwischen den Bodentiefen 0–10 cm und 20–30 cm zu erkennen sind, spiegelt sich auf den Experimentalvarianten die räumliche Verteilung der Kontamination der oberen Bodenschicht nicht in der tieferen wider.

Die Mittelwerte für die ADNTs streuen weniger als die des TNT. Sie liegen auf den Experimentalvarianten zwischen 14 und 33 mg/kg TM, auf K bei 100 mg/kg TM (Tab. 2).

Innerhalb der ersten 4 Monate erfolgt eine erhebliche Abnahme der Nitroaromaten-Belastung auf den behandelten Flächen B, P, M (Abb. 1). Die jeweiligen Beprobungen unterscheiden sich signifikant ($P < 0,01$, Kruskal-Wallis-Test). Für die Forstfläche K lassen sich keine derart deutlichen Unterschiede nachweisen.

Abreicherung sowie Transformationsdynamik der Nitroaromaten sind in Abb. 1 als Trajektorien dargestellt. Es wird deutlich, dass auf den Experimentalvarianten während der initialen TNT-Abreicherung die ADNT-Gehalte nur relativ geringfügige Veränderungen aufweisen. Im weiteren Verlauf überwiegt hingegen die Abnahme der ADNTs. Dieser Sachverhalt wird insbesondere auf der höher belasteten P-Variante deutlich. Die Trajektorie der Forstfläche K lässt nicht auf Transformations- und Abbauprozesse schließen; die nicht signifikanten Unterschiede zwischen den Beprobungen von K sind auf die Heterogenität der Belastung zurückzuführen.

Auf den Experimentalflächen nimmt die ADNT-Belastung relativ zur TNT-Belastung im Zeitverlauf deutlich zu, wobei die Intensität gemäß $P < B < M$ gestaffelt ist, was der Reihung der initialen Belastungen entspricht. Auf K verharrt das ADNT/TNT-Verhältnis auf niedrigem Niveau (Abb. 1, Tab. 2).

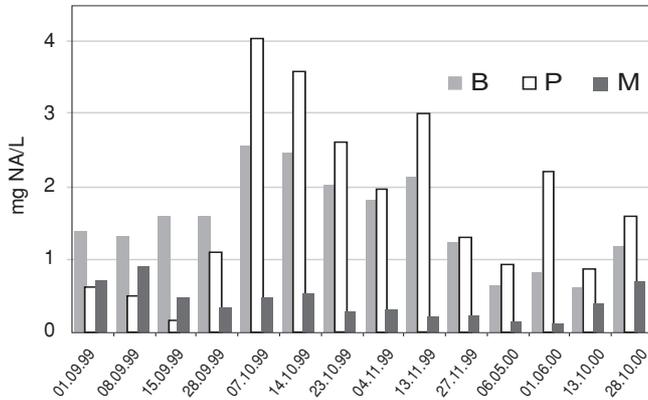


Abb. 2: Nitroaromaten (NA) im Sickerwasser der Versuchsvarianten B, P, M im Zeitverlauf

(eine je Fläche) mit relativ hohen Sickerwasserfrachten ein. Die Belastung des Wassers aus den Experimentalvarianten beträgt im Schnitt weniger als 20% jener der Forstfläche K, die zwischen 7 und 17 mg/L liegt.

Die in Abb. 2 dargestellte Belastung des Sickerwassers der Experimentalvarianten mit Nitroaromaten belegt, dass zumindest die Messungen ab Oktober 1999 die Flächen ähnlich charakterisieren wie die Bodenanalytik: P>B>M. Die nähere Betrachtung ergibt für B eine relativ höhere Mobilisierung von Nitroaromaten als für P und M. Die Variante B zeichnet sich weiterhin dadurch aus, dass das Verhältnis von TNT/ADNTs im Vergleich zu den übrigen Flächen um fast eine Größenordnung niedriger ausfällt (Tab. 3). Auf der Fläche ist somit von einer deutlich höheren Transformationsrate von TNT zu den primären Metaboliten und deren Freisetzung in das Sickerwasser auszugehen.

3.2 Nitroaromaten im Sickerwasser

Die Belastung des Sickerwassers mit Nitroaromaten weist einen sehr starken, gleichgerichteten Gradienten innerhalb der vier belasteten Flächen auf, was auf eine Dränung in Richtung einer angrenzenden Bahnschneise zurückgeführt wird. In die Ergebnisbetrachtung gehen nur die Saugkerzen

3.3 Nitroaromaten in Pflanzengewebe

Im Oktober 1999 wurden in den Fichten aller kontaminiertes Varianten Nitroaromaten in geringen Mengen detektiert, in Pappeln lediglich auf P, in Holunder überhaupt nicht (Tab. 4). Bei den aufgenommenen Schadstoffen handelt es

Tabelle 3: Nitroaromaten im Sickerwasser: TNT (mg/kg TM Boden) und primäre Metabolite (ADNTs; mg/kg TM Boden) sowie das prozentuale Verhältnis ADNTs/TNT (%) im Zeitverlauf (MW= arithmetisches Mittel, s= Standardabweichung)

	B			P			M			K		
	TNT	ADNTs	TNT/ADNTs	TNT	ADNTs	TNT/ADNTs	TNT	ADNTs	TNT/ADNTs	TNT	ADNTs	TNT/ADNTs
01.09.99	0,51	0,88	0,58	0,49	0,13	3,88	0,47	0,26	1,84	nd	nd	nd
08.09.99	0,14	1,18	0,12	0,20	0,30	0,66	0,75	0,17	4,39	nd	nd	nd
15.09.99	0,16	1,45	0,11	0,10	0,07	1,53	0,25	0,23	1,09	nd	nd	nd
28.09.99	0,09	1,50	0,06	0,65	0,46	1,40	0,21	0,15	1,37	6,06	7,29	0,83
07.10.99	0,28	2,28	0,12	2,67	1,37	1,95	0,20	0,27	0,74	10,40	12,11	0,86
14.10.99	0,36	2,11	0,17	2,29	1,31	1,75	0,22	0,31	0,70	12,98	14,79	0,88
23.10.99	0,28	1,76	0,16	1,59	1,02	1,57	0,14	0,14	0,99	8,71	10,21	0,85
04.11.99	0,26	1,57	0,17	1,12	0,85	1,32	0,14	0,16	0,91	9,54	11,11	0,86
13.11.99	0,25	1,90	0,13	2,05	0,96	2,15	0,11	0,09	1,23	8,68	10,06	0,86
27.11.99	0,17	1,08	0,15	0,66	0,64	1,04	0,10	0,14	0,69	8,18	9,49	0,86
06.05.00	0,01	0,63	0,02	0,11	0,83	0,13	0,03	0,12	0,25	4,41	5,45	0,81
01.06.00	0,02	0,80	0,03	1,17	1,04	1,13	0,03	0,10	0,30	6,59	7,61	0,87
13.10.00	0,00	0,63	0,00	0,21	0,67	0,31	0,19	0,21	0,90	5,29	6,68	0,79
28.10.00	0,25	0,94	0,27	0,65	0,94	0,69	0,25	0,45	0,56	8,13	9,90	0,82
MW	0,20	1,34	0,15	1,00	0,75	1,39	0,22	0,20	1,14	8,09	9,52	0,84
s	0,14	0,54	0,14	0,85	0,40	0,93	0,19	0,10	1,02	2,45	2,67	0,03

Tabelle 4: Nitroaromaten in Pflanzenorganen: Arithmetische Mittel der Nitroaromatengehalte (Okt. 1999) in mg/kg Pflanzentrockenmasse; (-) Pflanzenstandort mit TNT-Gehalt <50 mg/kg TM Boden, (+/-) 50–250 mg/kg TM, (+) >250 mg/kg TM

	Fläche B				Fläche P			
	Wurzel		Stamm/Blatt		Wurzel		Stamm/Blatt	
	TNT	ADNT	TNT	ADNT	TNT	ADNT	TNT	ADNT
Pappel	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	2,8	<0,4
Holunder	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
Fichte (-)	5,4	18,2	<0,4	<0,4	22,7	16,1	<0,4	<0,4
Fichte (+/-)	9,5	<0,4	16,2	24,5	<0,4	5,0	8,2	10,9
Fichte (+)	17,8	<0,4	57,0	95,9	<0,4	5,2	<0,4	<0,4

sich um die Kontaminanten TNT und der Reduktionsprodukte 4-ADNT sowie 2-ADNT. Weitere Nitroaromaten wurden in den Pflanzengewebe bisher nicht gefunden. Eine eindeutige Abhängigkeit zwischen dem Grad der Bodenbelastung und der Schadstoffkonzentration in den Pflanzen ist nicht zu erkennen. Die ADNT-Werte der Sprossproben von B sind um ca. 60% höher als die für TNT, was mit den relativ hohen ADNT-Gehalten des Sickerwassers dieser Flächen korreliert. Eine organspezifische Akkumulation der Nitroaromaten ist nicht feststellbar. Im weiteren Versuchsverlauf (Mai und Oktober 2000) waren Nitroaromatengehalte im Pflanzengewebe bis auf Spuren zurückgegangen.

3.4 Biotestbatterie

Die Biotestbatterie (Mischproben) liefert differenzierte Toxizitätsprofile der Böden, welche in weitgehender Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Schadstoffanalytik (Rasterbeprobung) interpretiert werden können (Tab. 5). Zu Sanierungsbeginn (Mai 1999) kann eine Abstufung der Toxizität der Böden gemäß B<M<P<K vorgenommen werden. Bei höchster Toxizität (K) bedeutet dies, dass sowohl Kresse-Wachstum als auch Collembolen-Reproduktion vollständig gehemmt werden und ein erhöhter respiratorischer Quotient sowie starke Eluat-Toxizität und -Mutagenität nachweisbar sind.

Im Verlauf des 17-monatigen Untersuchungszeitraumes ist in allen drei Verfahrensvarianten B, P und M eine Abnahme der wässrig extrahierbaren Bodentoxizität anhand des sensitiven akuten Leuchtbakterientests nachweisbar. Die beobachtete Entgiftung korreliert signifikant mit der Abnahme des TNT-Gehaltes in Boden sowie mit der des Sickerwassers. Durch Vergleich der TNT-Konzentrationen der Bodeneluate mit der Toxizität der Reinsubstanz TNT (in wässriger Lösung) konnte gezeigt werden, dass die wässrig extrahierbare Toxizität der komplex belasteten Böden maßgeblich durch die Hauptkontaminante TNT hervorgerufen wird.

Die abschließenden Untersuchungen (Okt. 2000) mit der gesamten Biotestbatterie bestätigen den beobachteten Trend: besonders die Proben der zu Beginn gering TNT-belasteten Verfahrensvarianten B und M können zum Sanierungsende als nicht mehr toxisch eingestuft werden. Die Probe aus der anfangs stärker und heterogener belasteten Variante P zeigt demgegenüber auch nach 17 Monaten Sanierung deutliche toxische Wirkungen, insbesondere das Bodeneluat. Im Gegensatz zu den chemisch-analytisch und biologisch erkenn-

baren positiven Sanierungseffekten in den Verfahrensvarianten muss die Vergleichsvariante K ohne Sanierungsmaßnahme am Ende des Untersuchungszeitraumes als nach wie vor hoch toxisch gelten. Die Ergebnisse des in den Abschlussuntersuchungen zusätzlich durchgeführten Tests auf akute Regenwurmtoxizität mit *Eisenia fetida* bestätigen die beschriebenen Befunde. Auf Grund der parallel ermittelten Reproduktionsparameter ist den Böden aller Varianten einschließlich U eine eingeschränkte Habitatqualität zuzusprechen, was auf die eher Regenwurm-feindlichen Standortcharakteristika zurückzuführen ist (saure Rohhumus-Auflage, hoher Schluffanteil).

3.5 Bodenökologische Untersuchungen

3.5.1 Bodenmikroarthropoden

Während TNT-Transformation und Nitroaromatenabbau in den ersten Monaten nach Flächeneinrichtung erfolgt, sind bei der Betrachtung der Sukzession der Bodenbiozönose wesentlich längere Zeiträume zu berücksichtigen. Mit weniger als 250 Ind./100g TM fallen die Fänge der Bodenmikroarthropoden recht niedrig aus, insbesondere auf P und M. Aus dem Vergleich zu K geht hervor, dass in Folge der Flächeneinrichtung die Siedlungsdichten eine erhebliche Erniedrigung erfahren. Auf U, B und K werden über den Untersuchungszeitraum zunehmend weniger Tiere aus dem Boden ausgetrieben.

Es wurden insgesamt 34 Gamasina-Arten auf den Versuchsfeldern gefunden. Die Lebensgemeinschaft der Gamasina auf U und B wird anfangs von mit der Pilzkultur eingeschleppten Arten bestimmt, die sich aber wie eine Anzahl weiterer Arten nicht dauerhaft ansiedeln können. Schon im Oktober 1999 beginnt die Besiedlung der Experimentalflächen durch auch für K charakteristische typische Waldarten, wie *Veigaia nemorensis* und *Lysigamasus vagabundus*. Mit Mai 2000 zeichnet sich eine Angleichung des Artenbesatzes der Experimentalflächen an den der Forstfläche ab.

Die Analyse der Nematoden-Lebensgemeinschaft mit Hilfe des Reife-Indexes belegt deutlich die anfängliche Störung (Abb. 3), die durch niedrige Werte angezeigt wird. Auf B fällt sie stärker aus und die Wiedererholung erfolgt im Vergleich zu U langsamer. Dies wird durch die Abundanzen bestärkt, die von Mai 1999 bis Mai 2000 auf U von 10 auf fast 50 Ind./g TM ansteigen, während auf B nur 15 Ind./g TM erreicht werden.

Tabelle 5: Beurteilung der Toxizität des Bodens auf der Grundlage der Biotestbatterie

	Pflanzenwachstum	Collembolenreproduktion	Regenwurmtest (akut)	Bodenatmung	Leuchtbakterientest (akut)	Leuchtbakterientest (Mutagenität)
Variante B	- / -	- / -	n.b. / -	- / -	+ / -	- / -
Variante P	+ / -	- / -	n.b. / -	- / -	++ / +	++ / ++
Variante M	++ / -	- / -	n.b. / -	+ / -	+ / -	++ / -
Variante K	++ / ++	++ / ++	n.b. / ++	+ / ++	++ / ++	++ / ++

(-) = nicht toxisch, (+) = toxisch, (++) = hochtoxisch, n.b. = nicht bestimmt

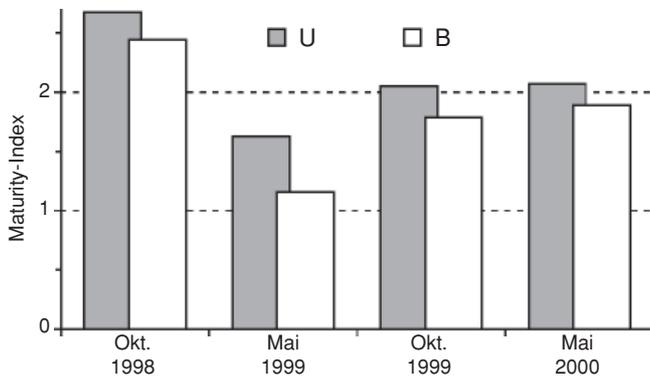


Abb. 3: Der Maturity-Index für Nematoden (Bongers 1990) im Zeitverlauf für die Varianten U und B

3.5.2 Pilzaktivität

Die Ergosterolgehalte in den Böden der Versuchsvarianten U, B, P und M zeigen keinen signifikanten Unterschied untereinander und erreichen Werte zwischen 11–18 mg Ergosterol/kg Boden (TS). Dabei spielt es keine Rolle, ob die Flächen bei ihrer Einrichtung mit Weiß- bzw. Mykorrhizapilzen beimpft (Flächen U, B und P) oder lediglich mechanisch bearbeitet wurden (Fläche M). Mit einem Gehalt von über 40 mg Ergosterol/kg Boden (TS) grenzt sich die Kontrollfläche K deutlich ab.

3.5.3 Streuabbau

Nach mehr als 1 Jahr Exposition in den Minicontainern ist der Strohabbau auf den belasteten Flächen im Vergleich zu U signifikant verlangsamt (Maschenweite 500 µm), was sich besonders bei M und K abzeichnet (Abb. 4). Obwohl der Massenschwund für Fichten-Nadeln insgesamt wesentlich geringer ist, so untermauert deren Abbaudynamik diese Befunde. Die niedrigen Abbauraten auf M sind auf Staunässe und die auf K auf die hohe Belastung zurückzuführen.

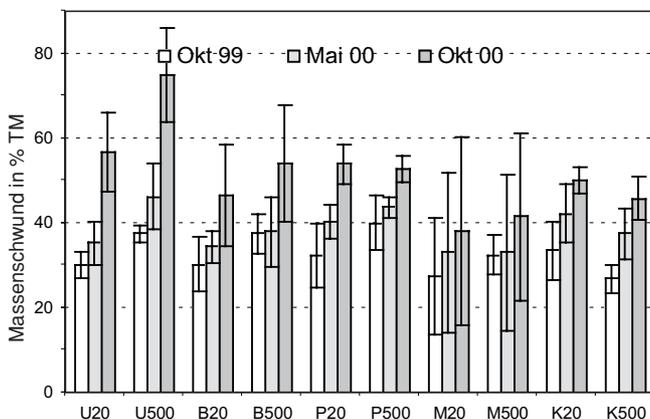


Abb. 4: Streuabbau für Stroh in Minicontainern (nach Eisenbeis et al. 1999) im Zeitverlauf; die Zahlenangaben geben die Maschenweiten der Container von 20 µm und 500 µm an

4 Diskussion

4.1 Standort

Die Böden der Versuchsflächen sind standorttypisch mit z.T. starker anthropogener Überprägung. Durch die hohe Bodenazidität werden Pilze gegenüber Bakterien bevorzugt, Bodenmesofauna (Enchytraeiden, Milben, Collembolen) gegenüber der Makrofauna (Regenwürmer, Asseln, Diplopoda). Der Boden ist sowohl auf Grund seiner Textur mit einem hohen Anteil feiner Partikel (Ton, Schluff) als auch durch seinen Skelettreichtum sehr schwierig zu bearbeiten und zu beproben.

Das Fräsen mischt die oberflächennahe organische Substanz in die eingestellte Tiefe (0–30 cm). Es ist zu erwarten, dass dadurch die biotische Aktivität und mit ihr verbundene Transformations- und Abbauprozesse der Nitroaromaten über den Bereich der Frässchicht gefördert werden.

4.2 Probenahme

Als zentrales methodisches Problem ist die Repräsentativität der Mischproben für den gesamten – trotz technischer Vergleichsmäßigung noch heterogen kontaminierten – Bodenkörper der Versuchsflächen zu erachten (Flächenbezug). Die Mischproben werden in der Biotestbatterie eingesetzt und für die bodenzoologischen Untersuchungen genutzt. Es muss davon ausgegangen werden, dass in den Flächen kleinräumig Toxizitätsunterschiede anzutreffen sind, die mit den homogenisierten Mischproben nicht darstellbar sind. Aus Praktikabilitäts- bzw. Kostengründen ist eine Erhöhung der Probenanzahl je Fläche nicht realisierbar; der hier praktizierte Weg einer räumlich hoch auflösenden Rasterbeprobung für die chemische Analytik kann als möglicher Kompromiss gelten, um eine akzeptable Übereinstimmung zwischen der mittleren TNT-Belastung in der Fläche und den TNT-Gehalten in der zugehörigen Mischprobe zu bestätigen.

4.3 Nitroaromaten in Boden, Sickerwasser und Pflanzenorganen

4.3.1 Boden

Für den chemischen Nachweis von Nitroaromaten in den Bodenproben kam neben der konventionellen HPLC-Analytik ein Thermodesorptionsverfahren, gekoppelt mit einer GC/MS-Analytik zum Einsatz (Warrelmann et al. 2000b). Das Verfahren erwies sich als sehr zuverlässig und bietet folgende Vorteile: (i) hohe Auflösung, selbst bei flüchtigen Nitroaromaten (z. B. MNTs), (ii) hohe Selektivität durch die massenspektroskopische Identifizierung der Verbindungen, (iii) keine störende Interferenz mit Bodenkomponenten und (iv) Langzeitstabilität des Verfahrens.

Laborversuche geben Hinweise, dass Bodenstörung und damit verbundene Belüftung sowie pulsartige Aktivierung der Bodenmikroflora eine starke TNT-Transformation bzw. einen Abbau initiieren (eigene Versuche, Kraß 1998). Wie der starke Rückgang des TNT im Boden der Versuchsflächen

innerhalb der ersten 3 Monate zeigt und auch von Thomas et al. (2001) dokumentiert ist, scheint dies auch unter Freilandbedingungen zu einem erheblichem Maße eingetreten zu sein.

Die entstehenden ADNTs sind nicht bilanzierbar. Weitere Transformationswege sind unwahrscheinlich, da mit der Analytik ein weites Spektrum samt polarer Verbindungen abgedeckt wird. Somit müssen die ADNTs abgebaut, an die Bodenmatrix angelagert bzw. in Huminstoffe eingebaut (bound residues), von Pflanzen aufgenommen oder mit dem Sickerwasser ausgewaschen worden sein.

4.3.2 Sickerwasser

In allen belasteten Teilflächen wurden regelmäßig Nitroaromatenkonzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze von 0,01 mg/L registriert. Dieser Wert entspricht einem in der Literatur geforderten Eingriffswert für TNT in Grundwasser (Brandt et al. 1996). Die nachgewiesene Belastung mit Nitroaromaten des Sickerwassers unter den Versuchsvarianten liegt deutlich unterhalb der Werte im unbearbeiteten Forst. Inwiefern die Bodenlösung ungefiltert zum Grundwasser eingeht, kann ohne exakte Kenntnis der hydrogeologischen Verhältnisse nicht beurteilt werden. Die stellenweise hohen Konzentrationen von bis zu 12 mg/L TNT im Sickerwasser der Forstfläche K könnten die beobachtete nesterweise Verteilung von TNT-Brocken bzw. Staub unter der Streuauflage widerspiegeln. Durch präferenziellen Fluss können die Stoffe unter Umgehung der Filterwirkung des Bodens in die Tiefe verlagert werden (Wohlgemuth und Tippkötter 2001).

4.3.3 Pflanzengewebe

Bei der Interpretation der Daten ist zu berücksichtigen, dass die Trockenmassen für organische Substanz im Vergleich zu Boden sehr niedrig ausfallen und somit bereits geringe Mengen an aufgenommenen Nitroaromaten relativ hohe Belastungswerte in mg/kg TM ergeben. Die Befunde belegen nicht die für Pappeln unter Laborbedingungen beschriebene Fähigkeit zur Aufnahme und Akkumulation von Nitroaromaten in verschiedenen Pflanzenteilen (Thompson et al. 1998). Die in den Fichtenproben detektierten geringen Mengen der Nitroaromaten lassen keine organspezifische Aufnahme erkennen, wie sie bei Pappeln oder krautigen Pflanzen mit verstärkter Belastung der Wurzeln beobachtet wurde (Thompson l.c., Dobner 1999, Gorge et al. 1995). Dagegen stimmt der Befund, dass von den aufgenommenen Nitroaromaten die ADNTs den Hauptanteil ausmachen (gezeigt für Fichten auf der Fläche B), mit Ergebnissen aus der Literatur (Gorge et al. l.c., Dobner l.c.) überein. Dabei ist bemerkenswert, dass das Sickerwasser von Fläche B hohe ADNT-Anteile aufwies.

Die geringen Gehalte an TNT und ADNTs im Pflanzengewebe belegen lediglich den Status quo, lassen aber keine Aussagen zur aufgenommenen Menge an Nitroaromaten zu.

Derzeit werden Laborversuche mit ^{14}C markiertem TNT durchgeführt, um die Aufnahme- und Abbaugeraten zu quantifizieren (I. Dobner, pers. Mitteilung). Es ist zu erwarten, dass aufgenommene Nitroaromaten in den Pflanzen metabolisiert und die dabei gebildeten Abbauprodukte in die pflanzliche Matrix eingebaut werden (vgl. Scheidemann et al. 1999). Da andererseits durch die rasche initiale Abreicherung von Nitroaromaten im Boden eine weitere Nachlieferung in die Pflanzen verhindert wird, lassen sich damit die Befunde der zweiten und dritten Beprobung erklären, in denen keine extrahierbaren Nitroaromaten mehr nachgewiesen werden.

4.4 Biotestbatterie

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte die grundsätzliche Eignung der verwendeten Biotestbatterie zur Erfolgskontrolle von biologischen *in-situ* Sanierungsverfahren exemplarisch belegt werden. So lieferte dieses Instrumentarium differenzierte Informationen über die sanierungsbedingte Reduzierung ökotoxikologischer Schädigungspotentiale der kontaminierten Böden in den drei Verfahrensvarianten B, P und M. Insbesondere durch direkte Kombination der Biotestbatterie mit der Schadstoffanalytik ist eine aussagekräftige ökotoxikologische Evaluierung der *in-situ* Sanierung möglich. Der erfolgreiche Einsatz einer vergleichbaren Testbatterie wurde bereits für hoch TNT-belastete Böden zur Erfolgskontrolle einer biologischen *ex-situ* Sanierungsmaßnahme beschrieben (Fleischmann und Wilke 2000).

Ein vorläufiger Vergleich der Ergebnisse offenbart deutliche Sensitivitätsunterschiede zwischen den einzelnen Biotestverfahren mit folgender Abfolge der Empfindlichkeit bezüglich der TNT-Belastung: Leuchtbakterientest (akut) mit Bodeneluat > Leuchtbakterien-Mutagenität (Bodeneluate) > Pflanzenwachstumstest > Bodenatmungsmessungen > Collembolentest/Regenwurmtest (akut). Als einen zentralen Erklärungsansatz für die spezifischen Sensitivitätsunterschiede lassen sich insbesondere die unterschiedlichen Expositionswege und -zeiten der Organismen in den verschiedenen Biotests anführen. Da die Dateninterpretation und -beurteilung anhand von drei Toxizitätsklassen im Vergleich zu den Originaldaten einen Informationsverlust bedeutet, ergibt sich insbesondere für die weniger sensitiven Verfahren ein etwas geringeres 'Auflösungsvermögen' in der gewählten Darstellung. Dieser Nachteil wird allerdings durch eine übersichtlichere und schnellere Interpretierbarkeit der Ergebnisse aufgewogen.

4.5 Bodenökologische Untersuchungen

Die Effizienz der Gewinnung der Bodenkleinarthropoden mit modifizierter Tullgren-Extraktion aus Mischproben ist trotz schonender Behandlung des Bodens wegen hoher Ton- und Wassergehalte als relativ niedrig einzuschätzen. Dies würde die generell niedrigen Siedlungsdichten erklären.

Auf Grund der relativ wenigen gefangenen Individuen können lediglich grobe Aussagen über die Entwicklung der Le-

bensgemeinschaft der Gamasina gemacht werden. Trotz des hohen Besiedlungspotentials des Umfeldes mit 61 Arten (Koehler 2000) sind nur 14 der 31 Arten, die im Untersuchungszeitraum auf den Versuchsflächen gefunden wurden, aus den vorangegangenen Erhebungen auf dem Gelände bekannt. 65% der Arten traten vorübergehend im ersten Jahr nach Sanierungsbeginn auf, konnten sich aber auf den Flächen nicht dauerhaft ansiedeln.

Der auf allen Flächen niedrige Anteil von Tiefenbewohnern deutet auf eine geringe Besiedelbarkeit tieferer Bodenschichten hin, was sowohl auf die TNT-Belastung unmittelbar unter der Streuschicht als auch auf den dichten Boden und die hohen Wassergehalte zurückzuführen wäre. Eine weitere Verfolgung der Sukzession der unbelasteten Fläche U im Vergleich zu B könnte Hinweise auf Spätfolgen einer hohen Langzeit-, bzw. auf chronische Effekte einer geringen Nitroaromatenbelastung ergeben.

Die Erfassung der im Bodenwasser lebenden Nematoden mit Hilfe der modifizierten Baermann-Methode ist nicht mit den oben angesprochenen Problemen behaftet. Der Vergleich der Befunde von U und B lässt bei Nitroaromatenbelastung (B) eine geringere Resilienz und eine eingeschränkte Erholungskapazität nach dem Remediationseingriff vermuten.

Die ein Jahr nach Sanierungsbeginn erhobenen Ergosterolgehalte lassen keine erhöhte Aktivität der Bodenpilze mehr erkennen. Das Einbringen der Weißfäulepilze hat somit nur einen vorübergehenden Effekt, der über hier nicht dargestellte Respirationsmessungen dokumentiert ist. Eine nachhaltige Erhöhung der Pilzaktivität erfordert daher den Aufbau einer gut ausgebildeten Mykorrhizierung.

Die Ergebnisse zum Streuabbau zeigen, dass bei dem vorherrschenden Standortklima für eine bodenökologische Einschätzung anders als bei der Bodenbelastung mit Nitroaromaten zeitliche Skalen von mehreren Jahren zu berücksichtigen sind. Nach einem Jahr zeichnet sich auf allen belasteten Flächen eine im Vergleich zu U eingeschränkte bodenbiologische Aktivität ab. Eisenbeis et al. (1999) unterscheidet eine anfängliche leaching-Phase (Massenschwund durch Auswaschung) von einer Phase, bei der überwiegend Bodenorganismen für den Massenschwund verantwortlich sind. Diese Phase könnte nach einem Jahr erreicht sein, so dass nun die biotisch bedingten Unterschiede deutlich werden. Dies ist besonders ausgeprägt bei einer Maschenweite von 500 µm, die eine Beteiligung der Bodenmesofauna am Streuabbau zulässt. Obwohl die Untersuchungen keine Hinweise auf einen höheren Bodentierbesatz auf U geben, lässt dies auf eine höhere Aktivität der Bodenmesofauna schließen.

5 Ausblick

Trotz der Problematik, die aus den nicht replizierbaren Standortgegebenheiten und der praxisnahen, maßstabsgerechten Verfahrensdurchführung erwächst, lassen die Ergebnisse die Bedeutung der Betrachtung von Mustern in Raum und Zeit bei an die jeweiligen Untersuchungsparameter

angepassten Skalen deutlich werden. Die in diesem zweiten Teil der Artikelserie 'Erprobung und Erfolgskontrolle eines Phytoremediationsverfahrens zur Sanierung Sprengstoffkontaminierter Böden' dokumentierten Ergebnisse stellen die Grundlage der für einen dritten Teil vorgesehenen Beurteilung des Phytoremediationsverfahrens dar.

Danksagungen. Das Projekt wird durchgeführt von der Firma Umweltschutz Nord, GmbH & Co., Ganderkesee, mit Förderung durch das BMBF (Projekträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung, Berlin). Die wissenschaftliche Begleitung des Projektes durch das Zentrum für Umweltforschung und Umweltechnologie, Bremen, erfolgt im Unterauftrag von Umweltschutz Nord. Das umfassende Monitoring zur Erfolgskontrolle wird gefördert durch den Senator für Bildung und Wissenschaft der Hansestadt Bremen. Die Respirationsmessungen wurden dankenswerterweise vom NfB/BTI Bremen durchgeführt. Dank gilt dem gesamten 'Tanne-Team', das wesentlichen Anteil an der Erhebung der Daten, der Auswertung und Diskussion hat, insbesondere Prof. W. Heyser, Tede Lorenzen und Antje Seebeck. Ebenso danken wir unseren Technikerinnen Annemarie Kissling und Ute Uebbers.

Literatur

- Bongers T (1990): The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition, *Oecologia* 83, 14-19
- Brandt A, Beudt J, Bousonville R (1996): Rüstungsalasten: Untersuchung, Probenahme, Sanierung. Springer, Heidelberg
- Bruns-Nagel D, Schmidt TC, Drzyzga O, von Löw E, Steinbach K (1999): Identification of oxidized TNT metabolites in soil samples of a former ammunition plant. *ESPR – Environ Sci & Pollut Res* 6, 7-10
- Dobner I, Warrelmann J, Heyser W (1999): Untersuchungen über den biologischen Abbau von 2,4,6-Trinitrotoluol (TNT) durch Weißfäulepilze in Kombination mit mykorrhizierten Gehölzen. In: Heiden S, Erb R, Warrelmann J, Dierstein R (Hrsg): Biotechnologie im Umweltschutz. Bioremediation: Entwicklungsstand – Anwendungen – Perspektiven. Erich Schmidt Verlag, Berlin, S 280
- Eash NS, Stahl PD, Parkin TB, Karlen DL (1996): A Simplified Method for Extraction of Ergosterol from Soil. *Soil Science Society of America Journal* 60, 468-471
- Eisenbeis G, Lenz R, Heiber T (1999): Organic residue decomposition: the minicontainer-system, a multifunctional tool in decomposition studies. *Environ Sci & Pollut Res* 6, 220-224
- Fleischmann S, Wilke B-M (2000): Ökotoxikologische Tests zur Bodenbewertung – Ergebnisse des Verbundes 4 'Ökotoxikologische Testbatterien'. In: Umweltbundesamt (Hrsg): Verbundvorhaben: Langzeit-Remobilisierungsverhalten von Schadstoffen bei der biologischen Bodensanierung – 2. Statusseminar 22. Februar 2000 in Bremen. UBA, Berlin, 156-174
- Görge E, Brandt S, Werner D (1994): Uptake and Metabolism of 2,4,6-Trinitrotoluene in Higher Plants. *Environ Sci & Pollut Res* 1, 229-233
- Görge E, Brandt S, Werner D (1995): Aufnahme von 2,4,6-Trinitrotoluol in Pflanzen – Freilandversuche auf dem Gelände einer ehemaligen Sprengstofffabrik in Stadtallendorf. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 7, 139-148
- Grant WD, West AW (1986): Measurement of Ergosterol, diamino-pimelic acid and glucosamine in soil: Evaluation as indicators of microbial biomass. *J. Microbiol Methods* 6, 47-53
- Heiden S, Erb R, Dott W, Eisenträger A (2000): Toxikologische Beurteilung von Böden: Leistungsfähigkeit biologischer Testverfahren. Heidelberg, Berlin, Spektrum Akademischer Verlag

- Koehler H (2000): Gamasina von TNT-belasteten Standorten (Werk 'Tanne', Harz). Abh Ber Naturkundemuseum Görlitz 72, 115-120
- Kraß JD (1998): 2,4,6-Trinitrotoluol und relevante Metaboliten. W&T Verlag, Berlin, 184 S
- Scheidemann P, Sens C, Werner D (1996): Aufnahme von TNT in krautige Pflanzen. 4. Statusseminar des Verbundvorhabens 'Biologische Sanierung von Rüstungsaltslasten' Teilvorhaben 7 im Forschungsverbund 'Biologische Verfahren zur Bodensanierung', CD ROM Umweltbundesamt Projektträger des BMBF
- Simini M, Wentsel RS, Checkai RT, Phillips CT, Chester NA, Major MA, Amos JC (1995): Evaluation of soil toxicity at Joliet Army Ammunition Plant. Environ Toxicol Chem 14, 623-630
- Thomas H, Gerth A, Eulerling B, Böhler A (2001): Neue Erkenntnisse zur biologischen in-situ-Sanierung TNT-kontaminierter Böden. TerraTech 10, 52-54
- Thompson PL, Ramer LA, Schnoor JL (1998): Uptake and Transformation of TNT by Hybrid Poplar Trees. Environ Sci Technol 32, 975-980
- Warrelmann J, Koehler H, Frische T, Dobner I, Walter U, Heyser W (2000a): Erprobung und Erfolgskontrolle eines Phytoremediationsverfahrens zur Sanierung Sprengstoff-kontaminierter Böden. Teil I: Konzeption und Einrichtung eines Freilandexperimentes. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 12, 351-357
- Warrelmann J, Behrend P, Koehler H (2000b): Monitoring TNT-content of soil during phytoremediation. Proceedings of ConSoil 2000, 7th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, Leipzig/Germany, 18.-22.09.2000, 1176-1177
- Wohlgemuth U, Tippkötter R (2001): Verlagerung von TNT und seinen Metaboliten in Böden am Beispiel der Munitionsfabrik Tanne, Harz. Diplomarbeit, Uni. Bremen

Eingegangen: 23. 08. 2001
 Akzeptiert: 05. 09. 2001
 OnlineFirst: 10. 09. 2001

In dieser Serie sind erschienen:

- ◆ Editorial
[UWSF 12 (5) 145 (2000)]
- ◆ Aspekte der Phytoremediation organischer Schadstoffe
[UWSF 12 (5) 246–255 (2000)]
- ◆ Erprobung und Erfolgskontrolle eines Phytoremediationsverfahrens zur Sanierung Sprengstoff-kontaminierter Böden – Teil I: Konzeption und Einrichtung eines Freilandexperimentes
[UWSF 12 (6) 351–357 (2000)]
- ◆ Aufnahme von Cyanid in Pflanzen: Risiko oder Chancen für die Phytoremediation
[UWSF 13 (1) 20–28 (2001)]
- ◆ Experimente zum Verbleib von Cyanid nach Aufnahme in Pflanzen
[UWSF 13 (1) 29–37 (2001)]
- ◆ Bestimmung von leicht freisetzbarem Cyanid in Böden und Wässern mit der Mikrodestillation
[UWSF 13 (2) 102–106 (2001)]
 - ◆ Bepflanzung einer Tankstelle mit Weiden
[UWSF 13 (4) 227–236 (2001)]
- ◆ Erprobung und Erfolgskontrolle eines Phytoremediationsverfahrens zur Sanierung Sprengstoff-kontaminierter Böden – Teil II: Ergebnisse eines Freilandexperimentes
[UWSF 13 (5) 291 – 300 (2001)]

Abschließende Beiträge dieser Serie:

- ◆ Erprobung und Erfolgskontrolle eines Phytoremediationsverfahrens zur Sanierung Sprengstoff-kontaminierter Böden – Teil III (J. Warrelmann, Bremen)
[UWSF 13 (6) 2001]
- ◆ Phytovolatilisation organischer Chemikalien (O. Baeder-Bederski, Leipzig-Halle)
[UWSF 13 (6) 2001]

Nachruf

Am 21. März 2001 verstarb Frau Dr. Irene Scheunert, Wissenschaftlerin an der GSF München-Neuherberg, nach langer schwerer Krankheit. Wir trauern um eine liebe Kollegin und engagierte Forscherin. Irene Scheunert (geborene Weißgerber) war seit dem 1. Oktober 1968 Mitarbeiterin im GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit. Sie forschte auf dem Gebiet 'Verbleib von Chemikalien im System Boden/Pflanze', war maßgeblich an der Erarbeitung von grundlegenden Erkenntnissen im Bereich der Ökologischen Chemie beteiligt und erlangte weltweit einen hohen Bekanntheitsgrad. Irene Scheunert war mit ganzer Seele Forscherin. Sie überzeugte aber nicht nur durch ihre wissenschaftliche Leistung, die in über 300 Publikationen in wissenschaftlichen Zeitschriften und Büchern dokumentiert ist, sondern auch durch ihre menschliche Wärme. Wer sie näher kannte, weiß, dass ihr Harmonie über alles ging und ihr sehr am Wohlergehen ihrer Mitarbeiter lag. Irene Scheunert hinterlässt eine schmerzhaft leere Lücke im Kollegenkreis und in ihrer Familie.

Stefan Trapp
 (im Namen der Kolleginnen und Kollegen)