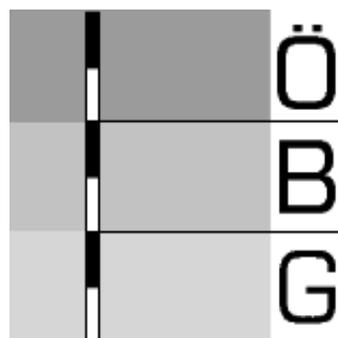


# Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft



**Heft 70  
Wien  
2004**

### **Impressum**

Eigentümer; Herausgeber und Verleger:

Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft

Gregor-Mendelstraße 33, A-1180 Wien

Schriftleitung: Michael Englisch und Sigrid Schwarz

Gefördert durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur

Druck: Offsetschnelldruck Riegeltechnik Ges. mbH, 1080 Wien, Piaristengasse 17-19

ISSN 0029-893-X

# **Bodenbiologie in Österreich: Tagung am 29. und 30. September 2003 an der Universität Innsbruck**

## **Inhaltsverzeichnis**

Andreas BOHNER, Andreas BAUMGARTEN, Gabriele KOVACS und Richard ÖHLINGER Einfluss der Düngung auf den P-Kreislauf in Grünlandökosystemen .....	4
Erhard CHRISTIAN Ruderfusskrebse in terrestrischen Böden Österreichs (Crustacea: Copepoda) .....	9
Getinet DESALEGN, Heribert INSAM , Taye BEKELE Soil Microbial Community Responses to Organic Fertilization in Tropical Soils Cultivated with Potato.....	15
Getinet DESALEGN and Heribert INSAM Organic fertilization affects soil microbiota and C content in Vertisol cultivated with Tef ( <i>Eragrostis abyssinica</i> ) .....	21
Thomas DRAPELA, Wolfgang WAITZBAUER, Getrude JUST und Clemens SCHMIEDL Laufkäfer als Indikatoren für die Naturnähe von Naturwaldreservaten .....	27
Manfred GOLLNER, Jürgen K. FRIEDEL und Bernhard FREYER Auswirkungen landwirtschaftlicher Kulturmassnahmen auf die arbuskuläre Mykorrhiza im ökologischen Landbau .....	33
Evelyn HACKL, Sophie ZECHMEISTER-BOLTENSTERN und Angela SESSITSCH Bestimmung der Diversität von Bodenbakterien in österreichischen Naturwäldern .....	39
Karin HOLLAUS und Andreas KLIK Auswirkung bodenschonender Bewirtschaftungsmassnahmen auf boden- biologische Parameter an unterschiedlichen Standorten in Niederösterreich.....	45

Paul ILLMER Ökotoxikologische Untersuchungen des Aluminium-Stress bei Bodenbakterien.....	51
Rüdiger KAUFMANN, Michael HOSCHITZ und Heinrich SCHATZ Mesofaunenerhebungen in alpinen Böden:Präzision und Reproduzierbarkeit.....	57
Barbara KITZLER, Katja PÖRTL, Torsten BERGER und Sophie ZECHMEISTER-BOLTENSTERN Stickstoff und Treibhausgase in verschiedenen Waldökosystemen .....	63
Belete LULU, Alessandro PICCOLO, Zena ABATHUN, Heribert INSAM Effect of a Single-time Fertilization on soil Organic C and Microbial Parameters in Tropical Andosol and Vertisol Cultivated with Wheat .....	69
Cornelia MALIN und Paul ILLMER Anwendbarkeit von Standard-Molekularbiologischen Methoden in der Bodenmikrobiologie .....	77
Rosa MARGESIN, Diane LABBÉ, Franz SCHINNER, Charles W. GREER, and Lyle G. WHYTE Prevalence of Catabolic Genotypes in Contaminated and Pristine Alpine Soils .....	83
Julia SEEBER, Erwin MEYER, Wolfgang KÖSSLER Abundanz, Biomasse und trophische Position ausgewählter Zersetzer auf alpinem Weideland (Kaserstättalm/Neustift im Stubaital).....	89
Andreas WAGNER, Johannes MAIR und Paul ILLMER Respirometrie bei der Beurteilung der Effektivität von Inokulierungsversuchen .....	95
Manfred WURZER, Gert BACHMANN, Wolfgang POSTL Aufnahme von Kohlenstoff über die Wurzeln .....	101
Sophie ZECHMEISTER-BOLTENSTERN Biodiversität in Waldböden.....	107
Pamela ZOLDA Auswirkungen der Beweidung auf frei lebende Bodennematoden im Nationalpark Neusiedler See, Seewinkel.....	113
M. ENGLISCH und O. NESTROY Bericht über die schweizerische Tagung zu Bodendaten und deren Nutzung .....	119
Nachruf: Dr. Gerwin Keller .....	121

# Einfluss der Düngung auf den P-Kreislauf in Grünlandökosystemen

Andreas BOHNER<sup>1</sup>, Andreas BAUMGARTEN<sup>2</sup>, Gabriele KOVACS<sup>2</sup>  
und Richard ÖHLINGER<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Altirdning 11, A-8952 Irdning

<sup>2</sup> Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH,  
Spargelfeldstraße 191, A-1226 Wien

<sup>3</sup> Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH,  
Agrarbiologie Linz, Wieningerstraße 8, A-4021 Linz

## Zusammenfassung

Eine höhere Phosphomonoesterase-Aktivität im Boden, eine größere unterirdische Phytomasse und eine stärkere VAM-Infektion der Pflanzenwurzeln können auf P-armen Grünlandböden eine P-Zufuhr mit Wirtschaftsdünger nicht kompensieren.

## Summary

In grassland soils low in available P a high soil phosphatase activity, below-ground phytomass and vesicular-arbuscular mycorrhizal infection can not counterbalance a supply of P with manure.

## 1 Einleitung

Von einer nachhaltigen, umweltverträglichen Grünlandwirtschaft wird erwartet, dass die Düngung bedarfsgerecht und umweltschonend erfolgt. Um dies zu gewährleisten, sind Untersuchungen über den Einfluss der Wirtschaftsdünger auf die chemische und räumliche P-Verfügbarkeit in Grünlandböden sowie auf die Mykorrhizierung der Grünlandpflanzen notwendig. Die folgende Arbeit soll einen Beitrag dazu leisten.

## 2 Material und Methoden

Eine einschürige Magerwiese wurde mit einer unmittelbar benachbarten und mit Stallmistkompost gedüngten Zweischnittwiese (Basis: 0,8 GVE/ha) vergleichend untersucht. Die Untersuchungsflächen befinden sich in Irdning im mittleren Steirischen Ennstal auf einer Terrassenverebnung in 718 m Seehöhe. Die Pflanzenbestände können der Frauenmantel-Glatthaferwiese (*Alchemillo monticolae-*

*Arrhenatheretum elatioris*) zugeordnet werden. Die Böden sind tiefgründige kolluviale Braunerden aus Phyllit und fluvioglazialen Sedimenten mit der Humusform Mull und der Bodenart lehmiger Sand (48 % Sand, 45 % Schluff, 7 % Ton). Der Wasserhaushalt ist frisch (ausgeglichen). Die Bodenproben wurden aus der Tiefenstufe 0-10 cm gezogen. Die bodenchemischen Analysen erfolgten nach der jeweiligen ÖNORM. Die bodenphysikalischen Kennwerte wurden nach HARTGE & HORN (1989) und die Phosphomonoesterase-Aktivität nach SCHINNER et al. (1993) ermittelt. Die ober- und unterirdische Phytomasse sowie deren P-Gehalt wurden nach den üblichen Methoden bestimmt (VDLUF, 1983). Der Nachweis von vesikulär-arbuskulärer Mykorrhiza erfolgte nach der Methode von VIERHEILIG et al. (1998).

### 3 Ergebnisse

Die ungedüngte Mähwiese unterscheidet sich von der mit Stallmistkompost gedüngten Mähwiese im Oberboden (0-10 cm) in vielfältiger Weise: Einem vergleichsweise niedrigeren pH-Wert und einem höheren Humus- und  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt stehen eine deutlich niedrigere elektrische Leitfähigkeit, ein beträchtlich niedrigerer lactatlöslicher und mit Königswasser extrahierbarer P- und K-Gehalt sowie eine Säure-induzierte niedrigere effektive Kationenaustauschkapazität und Basensättigung gegenüber (Tabelle 1). In der Tiefenstufe 0-5 cm und 5-10 cm sind infolge geringerer Verdichtung der volumetrische Wassergehalt und die Lagerungsdichte niedriger und das Porenvolumen sowie die Porenziffer höher als in der gedüngten Mähwiese (Tabelle 2). Der landwirtschaftlich nutzbare Ertrag ist beim ersten Aufwuchs deutlich niedriger; die unterirdische Phytomasse (0-30 cm) und das Wurzel-Spross-Verhältnis hingegen sind wesentlich höher als in der gedüngten Mähwiese (Tabelle 3). Sowohl der P-Gehalt in der ober- und unterirdischen Phytomasse als auch die P-Aufnahme durch die Vegetation sind beträchtlich niedriger (Tabelle 3). Vom P-Vorrat im Boden (0-10 cm; Königswasserextrakt) sind beim ersten Aufwuchs in der ungedüngten Mähwiese 0,6 % und in der gedüngten Mähwiese 1 % in der ober- und unterirdischen Phytomasse gespeichert. Während des gesamten Beprobungszeitraumes weist die

Tab. 1: Allgemeine Bodenkennwerte (0-10 cm Bodentiefe)

	CaCl <sub>2</sub> pH	µS/cm eL	% C <sub>org</sub>	% N <sub>tot</sub>	Corg/ N <sub>tot</sub>	mg/kg		g/kg		mval/100 g KAK <sub>eff</sub>	% BS
						DL P	CAL K	KW P	KW K		
ged. Mähwiese	5,5	52	2,95	0,31	9,5	62	198	1,4	1,4	9,2	92
unged. Mähwiese	4,6	29	3,30	0,35	9,4	17	59	1,0	0,8	6,9	83

eL = elektrische Leitfähigkeit; KW = Königswasserextrakt; \* = Variabilitätskoeffizient > 30 %

Tab.2: Physikalische Bodenkennwerte (0-10 cm Bodentiefe)

	Bodentiefe cm	Vol. %	g/cm <sup>3</sup>	g/cm <sup>3</sup>	%	Porenziffer
		Wassergehalt	Boden- substanzdichte	Lagerungs- dichte	Porenvolumen	
ged. Mähwiese	0-5	44	2,65	1,17	56	1,3
unged. Mähwiese	0-5	38	2,60	0,94	64	1,8
ged. Mähwiese	5-10	50	2,69	1,42	47	0,9
unged. Mähwiese	5-10	47	2,72	1,34	51	1,1

WG (Vol%) = Wassergehalt in Vol. %; PV = Porenvolumen

Tab. 3:

Landwirtschaftlich nutzbarer Ertrag, unterirdische Phytomasse (0-30 cm), Wurzel-Spross-Verhältnis, Rohfasergehalt, P-Gehalt in der ober- und unterirdischen Phytomasse, P-Aufnahme durch die ober- und unterirdische Phytomasse sowie P-Ausnützungseffizienz (oberirdische Phytomasse) beim 1. Aufwuchs

	dt/ha	dt/ha	Wu/Sp.	g/kg TM			kg/ha		PUI
	l.n. Ertrag	u. Phytom.	Verh.	RFA	Po	Pu	Po	Pu	
ged. Mähwiese	34	33	1,0	310	3,4	1,7	11,7	5,5	293
unged. Mähwiese	10	37	3,7	260	2,8	1,2	2,8	4,3	361

l.n. Ertrag = landwirtschaftlich nutzbarer Ertrag; u. Phytom. = unterirdische Phytomasse;  
Wu/Sp. Verh. = Wurzel/Spross-Verhältnis; RFA = Rohfaser; RP = Rohprotein; RFE = Rohfett; RA = Rohasche

Tab. 4:

Mykorrhizierungsgrad (% Mg) und Variabilitätskoeffizient (V %) bei *Arrhenatherum elatius* (Juni 2002)

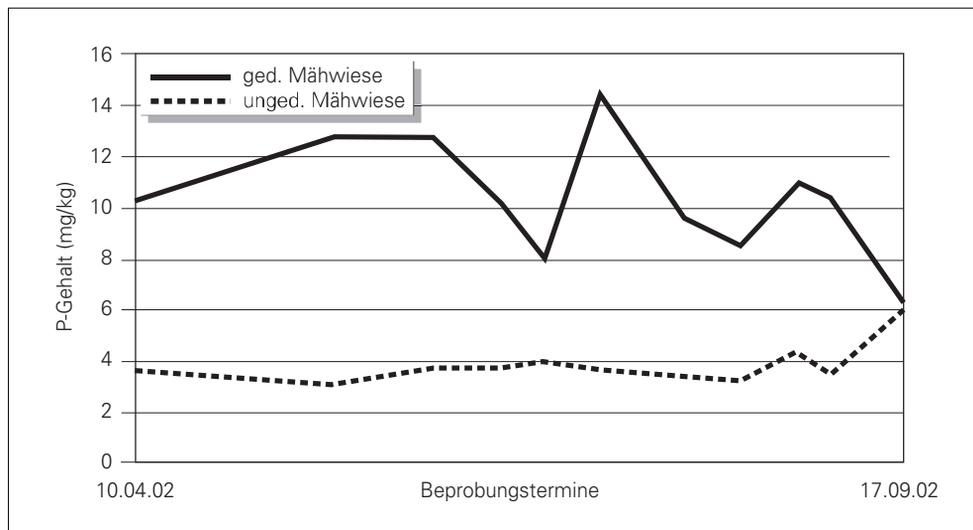
	ged. Mähwiese			unged. Mähwiese		
	n	% Mg	V %	n	% Mg	V %
<i>Arrhenatherum elatius</i>	4	42	8	12	48	8

ungedüngte Mähwiese im Boden einen deutlich niedrigeren Gehalt an wasserlöslichem P und eine höhere Phosphomonoesterase-Aktivität als die gedüngte Mähwiese auf (Abbildung 1, 2). Der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) ist die wichtigste Kennart der Glatthaferwiesen; seine Wurzeln sind in der ungedüngten Mähwiese etwas stärker mit vesikulär-arbuskulären Mykorrhizapilzen kolonisiert als in der gedüngten Mähwiese (Tabelle 4).

## 4 Diskussion

Eine Düngung mit Stallmistkompost führt auf P-armen Grünlandböden zu einer P-Anreicherung im Boden, erhöht den landwirtschaftlich nutzbaren Ertrag, senkt das Wurzel-Spross-Verhältnis und steigert die P-Aufnahme der Grünlandpflanzen. Allerdings wird die P-Ausnützungseffizienz (PUI) reduziert (Tabelle 3), d.h. die Grünlandpflanzen produzieren in der gedüngten Mähwiese weniger oberirdische Phytomasse pro Einheit aufgenommenem P als in der ungedüngten Mähwiese. Eine hohe P-Ausnützungseffizienz ist eine Anpassung der Grünlandpflanzen an nährstoffarme Böden. Durch Düngung vermindert sich außerdem die Phosphomonoesterase-Aktivität im Boden und es reduziert sich der Mykorrhizierungsgrad zumindest beim Glatthafer. Höhere Gehalte an lactat- und wasserlöslichem P im Boden senken generell die Phosphomonoesterase-Aktivität (JUMA & TABATABAI, 1978; ÖHLINGER, 1994).

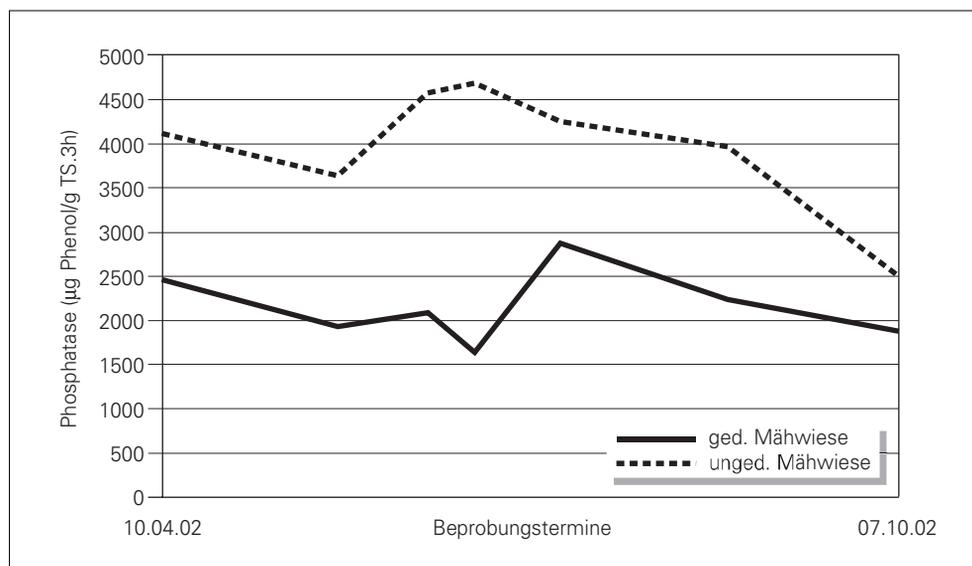
Abb. 1: Wasserlöslicher Phosphorgehalt im Boden



Zwischen dem Mykorrhizierungsgrad der Grünlandpflanzen und dem Gehalt an lactat- und wasserlöslichem P im Boden existieren keine derartigen allgemein gültigen Beziehungen wie bei der Phosphomonoesterase-Aktivität (BOHNER et al., im Druck), weil die Mykorrhizaentwicklung mehr durch den P-Gehalt der Wirtspflanze als durch den P-Gehalt des Bodens bestimmt wird (BALTRUSCHAT, 1990). Eine höhere Phosphomonoesterase-Aktivität im Boden, eine größere unterirdische Phytomasse und eine stärkere VAM-Infektion der Pflanzenwurzeln können auf P-armen Grünlandböden eine P-Zufuhr mit Wirtschaftsdünger nicht kompensieren (vgl. ILLMER, 1994). Für die volle Ausschöpfung des Ertragspotentials und für die

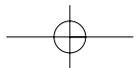
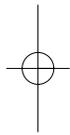
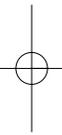
Erzielung eines angemessenen P-Gehaltes in der landwirtschaftlich nutzbaren oberirdischen Phytomasse ist auf Grünlandböden mit niedrigem Gehalt an pflanzenverfügbarem P eine Düngung mit Wirtschaftsdünger notwendig.

Abb. 2: Phosphomonoesterase-Aktivität im Boden



## Literatur

- BALTRUSCHAT, H. (1990): *Der Einfluss mineralischer Düngung auf die VA Mykorrhiza*. Kali-Briefe 20, 77-91.
- BOHNER, A., F. GRIMS und M. SOBOTIK (im Druck): *Die Narzissenwiesen im Steirischen Salzkamm-ergut (Steiermark, Österreich) – Ökologie, Soziologie und Naturschutz*. Tuexenia.
- HARTGE, K.H. und R. HORN (1989): *Die physikalische Untersuchung von Böden*. Enke Verlag, 175 S.
- ILLMER, P. (1994): *Mikrobielle, nicht enzymatische Phosphormobilisierung aus anorganischen Phosphaten*. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 48/49, 53-67.
- JUMA, N.G. and M.A. TABATABAI (1978): *Distribution of Phosphomonoesterases in soils*. Soil Science, Vol. 126, 101-108.
- ÖHLINGER, R. (1994): *Oberösterreichische Bodenzustandsinventur – Mikrobielle Biomasse, N-Mineralisation, Phosphatase*. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 48/49, 155-172.
- SCHINNER, F., R. ÖHLINGER, E. KANDELER und R. MARGESIN (Hrsg) (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer Verlag.
- VDLUGA (1983): *Die chemische Untersuchung von Futtermitteln*. Methodenbuch, Band III.
- VIERHEILIG, H., A.P. COUGHLAN, U. WYSS and Y. PICHE (1998): *Ink and Vinegar, a Simple Staining Technique for Arbuscular-Mycorrhizal Fungi*. Applied and Environmental Microbiology. 1998, 5004-5007.



# Ruderfusskrebse in terrestrischen Böden Österreichs (Crustacea: Copepoda)

Erhard CHRISTIAN

Institut für Zoologie, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien

## Zusammenfassung

Aus der Laubstreu österreichischer Wälder wurden neun Copepodenarten extrahiert, darunter die als semiterrestrisch bekannten Harpacticoida *Phyllognathopus viguieri*, *Maraenobiotus vej dovskiyi*, *Epactophanes richardi*, *Moraria varica* und *Bryocamptus pygmaeus*. Die meisten Arten sind an einen perennierenden Streuteppich gebunden: alle außer *Ph. viguieri* traten nur in Streu mit langsamer Dekomposition auf. *M. vej dovskiyi* erreicht in Buchen- und Eichen-wäldern Präsenz-werte von rund 60 Prozent.

## Summary

Copepods in terrestrial soils of Austria (Crustacea: Copepoda). – Nine copepod species have been extracted from Austrian forest leaf litter, among them the known semi-terrestrial harpacticoids *Phyllognathopus viguieri*, *Maraenobiotus vej dovskiyi*, *Epactophanes richardi*, *Moraria varica*, and *Bryocamptus pygmaeus*. A perennial litter carpet is essential for most species: all but *Ph. viguieri* occurred only in slowly decomposing litter. *M. vej dovskiyi* is remarkable for presence values of c. 60 per cent in beech and oak forests.

## 1 Einleitung

Eine gängige Einteilung unterscheidet die Tiere der Landböden nach ihrer Lokomotionsweise. Danach zählen zum natanten Edaphon – zu den Bodenschwimmern – neben vielen Protozoen auch jene Mehrzeller, die sich nur im Wasser aktiv fortbewegen. Freies Schwimmen ist freilich den Kleinsten vorbehalten, die Größeren bewegen sich schlängelnd oder stemmend durch die engen Hohlräume. Lücken zwischen den Partikeln des Mineralbodens und Fugen im Streustapel können ihren Bedürfnissen genügen, wenn sie nur längere Zeit im Jahr Wasser führen. In den winzigen Aquarien ernähren und vermehren sich die natanten Bodentiere. Trockenphasen überstehen sie reglos in einem engen Wassermantel, in einer feuchten Kapsel oder als scheinotote, widerstandsfähige Zyste. Für das Leben an Land mussten sie neben einem geeigneten Körperbau auch physiologische Anpassungsfähigkeit mitbringen, doch in ihrem Wesen blieben die Bodenschwimmer aquatische Organismen. Der Begriff „semiterrestrisch“ kennzeichnet sie als Sendboten aus größeren Gewässern, deren überwiegende Mehrheit auch im Grundwasser, in Tümpeln oder Seen auftritt.

Aber Bodenzooologen befassen sich kaum mit der Wasserfauna, Hydrobiologen kaum

mit Landlebensräumen. Ein Sektor der edaphischen Biodiversität liegt im toten Winkel der Ökologie. Selbst die keineswegs raren semiterrestrischen Copepoden fanden bisher wenig Beachtung (REID 1986).

Copepoda (Ruderfußkrebse oder Hüpferlinge) sind in marinen wie in limnischen Öko-systemen von enormer produktionsbiologischer Bedeutung. Keine andere Tiergruppe des Ozeans kommt an die Biomasse der „Insekten des Meeres“ heran. In der Vielfalt der Formen – rund 12.000 Arten wurden bisher beschrieben – nehmen sich die wenigen, einander ähnlichen Landbewohner bescheiden aus. Manche beeindrucken aber durch die Stetigkeit des Auftretens und oft auch durch eine hohe Siedlungsdichte in Teillebensräumen terrestrischer Böden. Dort spielen sie trotz ihrer geringen Körpergröße (<1 mm) eine Rolle im Dekompositionsprozess.

Die erste österreichische Studie edaphischer Copepoden galt der Waldstreufauna in Wien (CHRISTIAN 2002). Sie enthält auch die älteren, meist anekdotischen Meldungen über diese Kleinkrebse im Boden (zuvor war lediglich *Bryocamptus pygmaeus* als regelmäßiger Bewohner von echten Landlebensräumen bekannt: FRANZ 1954). Neue Funde aus mehreren Bundesländern rechtfertigen eine Zwischenbilanz.

## 2 Material und Methoden

Zwischen 2000 und 2003 wurden Proben aus (vorwiegend ost-)österreichischen Wäldern untersucht: 59 aus Wien, 21 aus Niederösterreich, 3 aus dem Burgenland und je 1 aus Salzburg und Kärnten. Acht Proben aus Ur- und Naturwäldern (leg. A. BRUCKNER & J. LAIBL) wurden in einer modifizierten Macfadyen-Anlage trocken extrahiert, alle anderen in einem modifizierten Baermann-Apparat. Jeweils rund 1500 cm<sup>3</sup> Substrat (Laubstreu, Zersetzungsprodukte und ca. 5 mm Mineralboden in annähernd natürlicher Lagerungsdichte) in einem Kastensieb mit 2 mm Maschenweite wurden in einer Entwicklerwanne mit Leitungswasser getränkt und mit einer 60 W Glühbirne im Abstand von 20 cm bestrahlt. Eine Peltier-Kühl-plattform sorgte für eine konstante Wassertemperatur von 5°C während der sechsständigen Extraktion. Die Krebse wurden in 70% Ethanol fixiert und – z.T. sezziert – in Marc André II eingebettet. Determiniert wurde in erster Linie nach JANETZKY et al. (1996).

## 3 Ergebnisse und Diskussion

In der Streuschicht und im obersten Mineralboden österreichischer Wälder wurden neun Copepodenarten nachgewiesen (Tab. 1), die alle aus aquatischen Biotopen Österreichs bekannt waren (GAVIRIA 1998). Mit Ausnahme von *Paracyclops*

*fimbriatus* (Calanoida, Cyclopidae) gehören sie zu den benthisch lebenden Harpacticoida: Phyllognathopodidae (*Phyllognathopus viguieri*) und Canthocamptidae (alle anderen Arten). *P. fimbriatus*, *Attheyella crassa* und *Bryocamptus minutus* traten ausschließlich in nassen Senken auf und zählen nicht zu den regelmäßigen Bewohnern der wechselfeuchten Waldstreu. *Moraria poppei* wurde bisher nur in Belgien aus Landböden extrahiert (FIERS & GHENNE 2000). Die restlichen Arten sind weit verbreitet, aus mehreren Ländern als Laubstreibewohner gemeldet und in geeigneten Landlebensräumen überall in Österreich zu erwarten. *Ph. viguieri*, *Epactophanes richardi* und *Moraria varica* leben z.B. auch im Wald des Kaiserpalastes in Tokyo (KIKUCHI 2000).

*Canthocamptus staphylinus*, eine euryöke Art, die in älteren Werken als Musterbeispiel eines landbewohnenden Ruderfußkrebsses angeführt wurde, kommt im Waldboden nicht vor. Der Name dürfte vielfach im Sinne von „irgendein nicht näher bestimmter Copepode“ gebraucht worden sein.

Hingegen sollte *Moraria brevipes* auch in Österreich semiterrestrisch leben. Die Art ist aus belgischen Wald- und Grünlandböden und aus der Waldstreu in Deutschland und Tschechien dokumentiert. Fichtenforste des Böhmerwaldes beherbergen stellenweise >200.000 Indi-viduen pro Quadratmeter (HÁNĚL & CHRISTIAN i. Dr.). Dieser Wert spricht für eine zumindest lokale Bedeutung der Copepoden in der Abbaukette des Waldbodens. *Ph. viguieri* ernährt sich räuberisch von Nematoden, alle anderen Arten sind detritivor.

Tab. 1:

Präsenz semiterrestrischer Copepoden in österreichischen Waldböden.

[Art]: nur in dauerfeuchten Biotopen. (W, N, B, S, K): Nachweis in Wien, Niederösterreich, Burgenland, Salzburg, Kärnten. N: Zahl der Probenorte. Präsenz in Prozent = (Zahl der Fundorte / N) x 100

	Eiche oder Eiche/Buche N = 29	Buche mono oder dominant N = 25	Buche/ Fichte/ Tanne N = 9	Div. Laub- wälder; Parks N = 22
[ <i>Paracyclops fimbriatus</i> ] (W)	–	4,0	–	–
<i>Phyllognathopus viguieri</i> (W, N)	3,4	–	–	4,5
[ <i>Attheyella crassa</i> ] (W)	–	4,0	–	–
<i>Maraenobiotus vejdoovskyi</i> (W, N, B, S)	58,6	60,0	11,1	–
<i>Epactophanes richardi</i> (W, N, K)	10,3	28,0	33,3	–
<i>Moraria poppei</i> (N)	–	–	66,7	–
<i>Moraria varica</i> (W, K)	6,9	4,0	–	–
[ <i>Bryocamptus minutus</i> ] (W)	–	4,0	–	–
<i>Bryocamptus pygmaeus</i> (W, N, S)	10,3	16,0	22,2	–

Die Präsenztabelle (Tab. 1) gibt Hinweise auf die Häufigkeit des Auftretens und auf die Habitatpräferenz. Im Einklang mit der Literatur erwies sich *Ph. viguieri* als eine Art mit breitem Habitatspektrum, die als einzige auch in Laubstreu mit rascher Dekomposition auftrat. *M. poppei* wurde nur in submontanen Buchen-Fichten-Tannenwäldern im südwestlichen Niederösterreich nachgewiesen, dort ist sie allerdings hoch präsent. Auch die übrigen Arten waren ausnahmslos in Wäldern mit einem perennierenden Streuteppich zu finden. *M. vej dovskyi*, die Art mit der größten Nachweisdichte, ist in collinen Eichen- und Buchenwäldern besonders präsent, besiedelt aber auch submontane Mischwälder. In Auwäldern, wo man edaphische „Wassertiere“ am ehesten vermuten würde, konnten keine semiterrestrischen Copepoden nachgewiesen werden. Dieser Befund unterstreicht die Bedeutung einer dauerhaften Streudecke für die Ansiedlung von Ruderfußkrebsen im Waldboden.

Die hier vorgestellten Ergebnisse stellen eine Zwischenbilanz dar, weil ausschließlich Waldböden untersucht wurden und nur wenige Proben aus den westlichen Bundesländern vorlagen. Der Vergleich mit Faunenlisten aus anderen Gebieten der paläarktischen Region lässt den Schluss zu, dass dennoch ein Großteil der regelmäßig in österreichischen Böden auftretenden Copepodenarten erfasst wurde.

## Danksagung

Ein Teil der Untersuchung wurde vom Magistrat der Stadt Wien (Kulturamt, Wissenschafts- und Forschungsförderung) finanziell gefördert.

## Literatur

- CHRISTIAN, E. (2002): *Copepoda from forest floor habitats in Vienna*.- In: TAJOVSKÝ, K., BALÍK, V. & PIZL, V. (Eds.): *Studies on Soil Fauna in Central Europe*. Proc. 6<sup>th</sup> Central Europ. Workshop Soil Zoology, České Budějovice: 19-24.
- FIERS, F. & GHENNE, V. (2000) : *Cryptozoic copepods from Belgium: diversity and biogeographic implications*.- Belg. J. Zool. 130: 11-19.
- FRANZ, H. (1954): *Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt*. Band 1.- Wagner, Innsbruck, 664 pp.
- GAVIRIA, S. (1998): *Checklist and distribution of the free-living copepods (Arthropoda: Crustacea) from Austria*.- Ann. Naturhist. Mus. Wien 100B: 539-594.
- HÁNEĚ, L. & CHRISTIAN, E. (2003): *Moraria brevipes (Copepoda: Canthocamptidae) in South Bohemian forest soils*.- Acta Soc. Zool. Bohem., i. Dr.
- JANETZKY, W., ENDERLE, R. & NOODT, W. (1996): *Crustacea: Copepoda: Gelyelloida und Harpacticoida*.- Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8, 4 (2). G. Fischer, Stuttgart etc., 228 pp.
- KIKUCHI, Y. (2000): *Terrestrial harpacticoid copepods from the forests in the Imperial Palace, Tokyo*.- Mem. Natn. Sci. Mus. Tokyo 35: 99-101.
- REID, J.W. (1989): *Some usually overlooked cryptic copepod habitats*.- Proc. 2<sup>nd</sup> Int. Conf. on Copepoda. Syllogeus (Ottawa) 58: 594-598.

# Soil Microbial Community Responses to Organic Fertilization in Tropical Soils Cultivated with Potato

Getinet DESALEGN<sup>1</sup>, Heribert INSAM<sup>2</sup>, Taye BEKELE<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Ethiopian Agricultural Research Organization, Holetta, P.O. Box 2003, Addis Abeba, Ethiopia

<sup>2</sup> Institut für Mikrobiologie, Technikerstr. 25, 6020 Innsbruck, heribert.insam@uibk.ac.at

## Summary

In low input humid tropical agriculture, the soil is strongly affected by continuous cultivation and soil erosion. These practices are likely to disturb soil microbial communities and activities. The study was carried out on a Nitosol in the humid tropical region of barley-fallow farming systems at Galessa (above 3000 m.a.s.l.). In the study we investigated the effects of organic amendments on soil microbial biomass and activity as well as the community level physiological profile, CLPP. Mature compost from household waste was applied at an amount of 7.5 t ha<sup>-1</sup>. Potato (*Solanum tuberosum*) was grown for 3 years. Microbial biomass and basal respiration reached 394 µg C<sub>mic</sub> g<sup>-1</sup> and 23.4 µg CO<sub>2</sub>-C g<sup>-1</sup> soil h<sup>-1</sup>, respectively, on the compost plots, which was not significantly different from the other treatments. Also, the metabolic quotient (qCO<sub>2</sub>) (15.2 · 10<sup>-3</sup> for the compost plots) did not differ among treatments. CLPP profiles, however, indicated compost effects on the soil microflora.

## 1 Introduction

Potato (*Solanum tuberosum*) was introduced to Ethiopia by the German botanist Shimper in 1858 (Kidane-Mariam, 1980). Potato growing areas increased since, also in the highlands above 3000 m. In Ethiopia crop yields are low (<1 t ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>, CSA, 2002) because of poor use of resources and land degradation. Non-replenishment of humus in the soils is accelerating the rate of soil erosion and reducing the soil productivity. According to Kindu and Taye (2000) the soil productivity at Galessa is also low due to soil erosion and continuous cultivation. At Galessa, the only possible remedy is land spreading of farm yard manure around homesteads. Composting which reduces volume and stabilizes the organic C is uncommon.

As stated by LULU and INSAM (2000) agricultural production relies heavily on maintenance of soil fertility by biological means. Soil microbes play a vital role in soil physical, chemical and biological properties and they are also considered a sensitive indicator of change in soil qualities (SMITH and PAUL 1990). Little is known about the impact of fertilizers on microbial biomass and activities in tropical barely-fallow farming systems (LULU and INSAM, 2000).

The main objectives of this study were to utilize efficiently farmer available organic waste materials for potato tuber yields via composting, and to see if the soil microbial community responses to organic fertilization.

## 2 Materials and methods

### 2.1 Study sites and sampling procedures

Galessa is located in the central highlands of Ethiopia at an altitude  $> 3000$  m. The climate is characterized by cool, humid summers and cold winters, with a mean annual temperature and precipitation of less than  $16$  °C and  $>1000$  mm, respectively. The landform is mountainous.

### 2.2 Experimental design

The experimental design is a complete randomized block (plot size  $4.5$  m x  $5.4$  m) with four treatments in four replications: farm yard manure (FYM) applied at farmer's application rate; NP + Compost,  $\frac{1}{2}$  rate of compost and  $\frac{1}{2}$  rate of recommended NP fertilizers; recommended NP fertilizers for potato and compost. Composting was carried out over a period of 2 months in piles with periodical turning. The matured compost to furnish  $110$  kg N ha<sup>-1</sup> and  $90$  kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> and FYM were added one month before planting to respective plots to. The most accepted and adapted potato variety of Menagesha was planted at the spacing of  $75$  cm between rows and  $30$  cm between plants.

### 2.3 Soil sampling and preparation

Composite soil samples were taken from each plot from the top  $15$  cm in March 2003. These sub-samples were mixed and homogenized and about  $200$  g of soil was placed in air-permeable polythene bags and stored at  $4$  °C until processing.

### 2.4 Analytics

Soil microbial biomass (substrate induced respiration method, SIR-C<sub>mic</sub>) and basal respiration (BR) were determined by measuring CO<sub>2</sub> evolution (HEINEMEYER et al. 1989). Soil organic C was measured by dry combustion (INSAM, 1996). Community-level physiological profiles (CLPP) were generated with Biolog EcoPlates (INSAM et al., 2001). Total community DNA extraction, PCR followed by DGGE (denaturing gradient gel electrophoresis) was performed to compare structural aspects of the community (give a quote).

## 2.5 Statistical Analysis

Results are arithmetic means of replicates and are expressed on an oven-dry basis. Significance of the difference between treatments was tested by one way ANOVA followed by Tukey's HSD test using SPSS 11.

## 3 Results and discussion

Potato yields were significantly higher on the mineral fertilizer amended plots than on the FYM and compost-only plots. (Table 1). Not any statistically significant differences in  $C_{mic}$ , BR, and  $qCO_2$  (Fig.1, 2 and 3) were found. However, fertilization with compost slightly increased microbial biomass ( $394, \mu\text{g C g}^{-1}$  soil), basal respiration ( $23.4 \text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1}$  soil) and metabolic quotient of 15.2 over the conventional farmers' practice (FYM). The % OC was higher on the integrated nutrient plot (NP + compost) plots than on the conventional plots (Table1).

The high  $qCO_2$  in compost plots indicates a higher microbial maintenance demand compared to the conventional treatment (FYM) (i.e. a less efficient energy use) (Smith and Paul, 1990) (Fig. 3). The key to understanding differences of microbial metabolic activity among the treatments supposedly lies within the community structure of soil microorganisms.

*Table 1: Potato yield and soil characteristics in Nitosol treated with different fertilizers.*

Treatments	Potato			pH (H <sub>2</sub> O)	N (%)	ppm P Bray II	OC (%)	Meq/100g soil			
	PTY	ANW	ATN					Na	K	Ca	Mg
FYM (8.6 t ha <sup>-1</sup> )	8.63a	43.03a	20.43a	4.5	0.37	8.40	4.49	0.094	1.50	10.50	02.03
NP (1/2) + compost ( 3.8 t ha <sup>-1</sup> )	16.17b	50.47b	31.10b	4.51	0.38	9.30	5.34	0.091	1.22	11.30	1.79
NP*	20.93c	55.80c	37.23c	4.35	0.36	6.55	5.03	0.091	0.94	10.52	2.28
Compost (7.5 t ha <sup>-1</sup> )	9.63a	26.30d	21.43a	4.61	0.39	12.31	5.07	0.106	1.44	11.69	2.77

Values within the same column are significantly different when followed by different letters. NP\* (110 N & 40 P kg ha<sup>-1</sup>).

In contrast to the bulk parameters, community level physiological profiles revealed differences among the treatments ( $p < 0.05$ ) (Fig. 4.). From discriminate analysis it can clearly be seen that function 1 discriminates the NP treatment from those that received organic amendments. The similarity was highest between the treatments that received no mineral fertilizer. A total of 19 carbon sources were discriminative, while 12 substrates were utilized identically at high rates. The deviating bacterial compositions of the soil may be explained by the effect of organic amendments (Fig. 4).

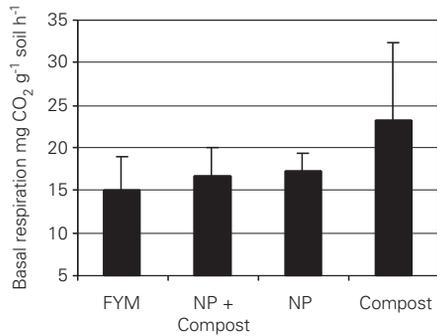


Fig. 1:  
*Basal respiration in Nitosol that has received different fertilizers*

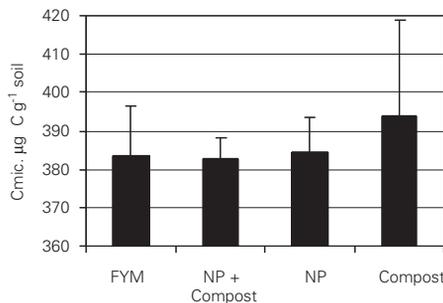


Fig. 2:  
*Microbial biomass in Nitosol that has received different fertilizers*

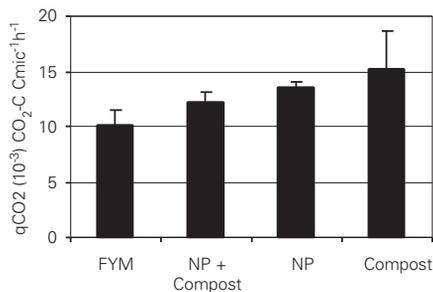


Fig. 3:  
*Metabolic quotient (qCO<sub>2</sub>) of tropical Nitosol that has received different fertilizers*

## 4 Conclusion

The conclusion is that a shift from conventional farming system to utilization of compost has a profound impact on microbial community. This short-term trial did not show any effects on bulk soil and microbial parameters; however, due to the effects seen with CLPP it may be concluded that the organic/compost amendments cause some changes in microbial functionalities that might later lead to changes in the other soil parameters. Or, on the other hand, it may just proof the high redundancy of functions in these soils.

## Acknowledgements

We are grateful for the financial support of Austrian Academic Exchange Service (ÖAD), Austrian Embassy Development Cooperation (AEDC) and Ethiopian Agricultural Research Organization (EARO). Special thanks go to Dr. Angaw Tsigie and Ato Kindu Mekonnen for compiling and sending us the data for crop yield and soil chemical characteristics.

## References

- ANDERSON, J.P.E., DOMSCH K.H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol Biochem* 10:215–221.
- CSA (Central Statistics Authority of Ethiopia). (2002). Addis Ababa, Ethiopia.
- HEINEMEYER, O., INSAM, H., KAISER, E.A., WALENZIK, G. (1989). *Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis*. *Plant and Soil* 116, 191-195.

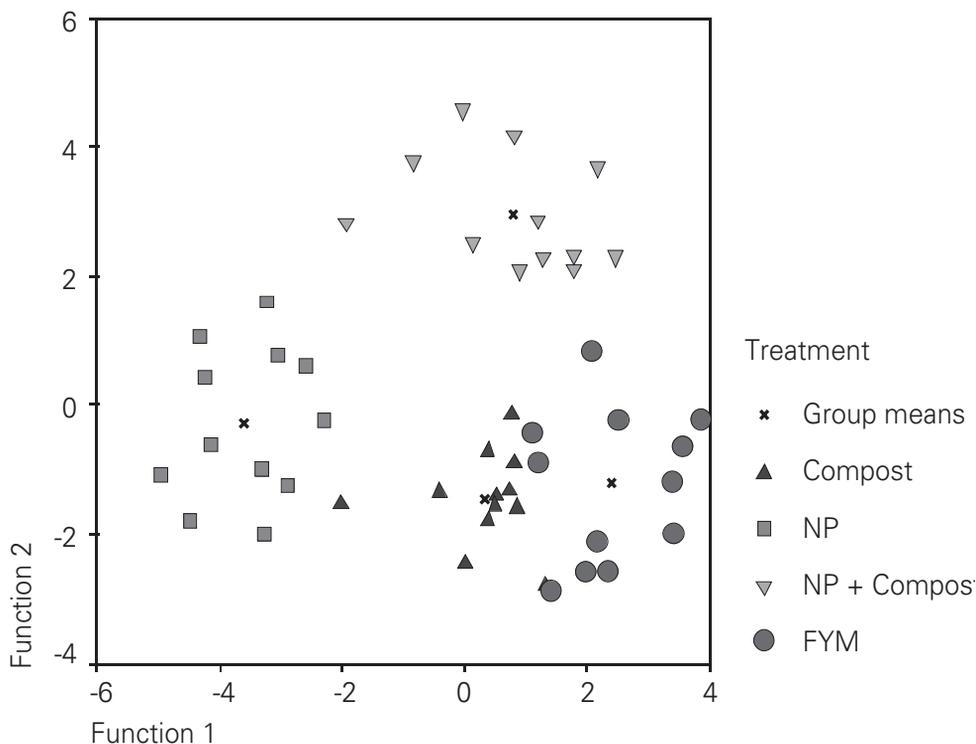
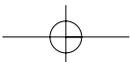
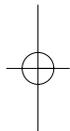
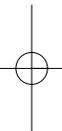


Fig.4:  
Principal component analysis of community level physiological profiles of tropical Nitosol that has received different fertilizers

- KIDANE-MARIAM, H.M. (1980). *Project proposal for the development of Ethiopian potato program*. Addis Ababa. Manuscript.
- KINDU Mekonnen and Taye BEKELE. (1997). *Soils and Trees Sub-system*. In: Natural Resources Management at Galessa Kota Gisher and Gare Arera Peasant Associations. Dendi Wereda, Western Shoa, Ethiopia. PRA Survey Report. IAR, Addis Ababa, Ethiopia.
- INSAM, H. (1996). *Organic carbon by dry combustion*. In: SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, E., MARGESIN, R. (eds) *Methods in Soil Biology*. Springer, Berlin, pp. 400-403.
- INSAM, H., FEURLE J, RANGGER A (2001). *Community level physiological profiles (Biolog substrate use tests) of environmental samples*. In: AKKERMANS ADL, VAN ELSAS JD, DEBRUIJN FJ (eds): *Molecular Microbial Ecology Manual*, Kluwer Academic Publishers, 4.1.1.
- LULU, B., INSAM H. (2000). *Medium-term effects of a single application of mustard residues on soil microbiota and C contents of Vertisol (Ethiopia)*. *Biology & Fertility of Soils* 31: 108-113.
- SMITH, J.L., PAUL E.A. (1990). *The significance of soil microbial biomass estimations*. In: Bollag JM, Stotzky G (eds.). *Soil Biochemistry*, vol. 6. Dekker, New York, pp 357-396.



# Organic fertilization affects soil microbiota and C content in Vertisol cultivated with Tef (*Eragrostis abyssinica*)

Getinet DESALEGN and Heribert INSAM

Institut für Mikrobiologie, Technikerstr. 25, 6020 Innsbruck, heribert.insam@uibk.ac.at

## Abstract

Agricultural practices, as well as direct agronomic measures are known to be able to affect the soil microbiota in various ways. This study was conducted in humid tropical soils cultivated with tef (*Eragrostis abyssinica*). Tef is Ethiopia's traditional staple crop, a robust cereal that tolerates moisture stress and waterlogging and is the optimal ingredient of Ethiopia's "Injera" bread. The aim of the study was to examine the effect of organic fertilizer amendments on soil microbial parameters (basal respiration, microbial biomass-C, organic-C, and ecophysiological quotients) in tef cropping systems. The results showed that after 9 months of application, mustard meal, farmyard manure and compost exerted a significant positive effect on microbial biomass, basal respiration,  $C_{mic}:C_{org}$  ratio and metabolic quotient ( $qCO_2$ ) ( $p < 0.05$ ) in Vertisol. The highest value of  $332 \mu g C_{mic} g^{-1}$  soil,  $59.7 \mu g CO_2-C g^{-1} soil h^{-1}$  and 11.5 were obtained for microbial biomass, basal respiration and  $C_{mic}:C_{org}$  ratio, respectively, for the compost plots. On the whole, compost amendment increased microbial biomass by 46%, basal respiration by 75% and  $C_{mic}:C_{org}$  ratio by 39.5% over the control plots. Therefore, the results obtained indicated that an organic amendment has significant positive effects on soil biological qualities and soil C content of a Vertisol.

## 1 Introduction

Agriculture employs 86% of Ethiopian labor force, generates 90% commodity export and provides raw material for 70% of the country's agro-industrial enterprises (CSA, 2002). Tef (*Eragrostis abyssinica*) is a traditional annual cereal crop. The word tef is thought to originate from the Amharic word *teffa* which means 'lost' (Seyfu, 1997). Due to its small size it is easily lost in the harvesting and threshing process. Vavilov (1951) identified Ethiopia as the centre of origin and diversity of tef. As with several other crops, the exact date and location for the domestication of tef is unknown. Doubtless, it is a very ancient crop in Ethiopia and was domesticated between 4000–1000 BC (Seyfu, 1997). Ethiopian farmers like tef for several reasons: it is the optimal ingredient of Ethiopia's traditional staple, *injera* bread. It is robust, tolerating moisture stress and waterlogging, it is not attacked by storage pests and has few disease and pest problems. Tef always has high demand and high market value nationally.

In general, the yield of most crops in Ethiopia is less than  $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  (CSA, 1999, Kindu and Taye, 2000). Loss of organic matter is the main form of degradation, resulting in yield losses and increased fertilizer and irrigation cost (Saini and Lantagne, 1974). Manure is used primarily as a cooking fuel and rarely to improve soil fertility (Weight and Kelly, 1999) which results in a depletion of nutrients, reducing the annual crop yield by an estimated one million tons of grains (NFP, 1994). The only possible practice in a part of the year is land spreading of raw farm yard manure around homestead. Composting which reduces volume and odour and stabilizes the organic C (Lampkin, 1990) is uncommon. Using of composted materials may have a longer impact on organic matter content than raw materials on tropical degraded soils.

According to Sharma *et.al.* (1997), soil management practices must be oriented in a sustainable way of crop production using organic fertilizers. In organic or low input tropical farming systems that characterize sub-Saharan Africa, agricultural production relies heavily on maintenance of soil fertility by biological means (Lulu and Insam, 1999). Soil microbes play a vital role in soil physical, chemical and biological properties (Lulu and Insam, 1999). They are also considered a sensitive indicator of change in soil qualities (Smith and Paul, 1990). However, in tropical soils, little is known about the impact of organic and inorganic fertilizers amendments on microbial biomass and activities and hardly anything about humid region of tef based farming system (Lulu and Insam, 1999). The purposes of this study were to utilize efficiently farmer available organic waste materials for tef yields via composting, to increase soil organic matter content and investigate the impact of compost on soil microbiota.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Study sites and sampling procedures

The study site Gare Arera (2460 m asl) is located within the Central Highlands of Ethiopia close to Ginchi Research Sub-Center. The climate is humid, with a mean annual temperature of  $18\text{-}20 \text{ }^{\circ}\text{C}$  and a mean annual precipitation  $> 1000 \text{ mm}$ . The landform is mountainous. The predominant soil and farming system are Vertisols and tef, respectively. This experiment was carried out on in the farmer field in 2002.

### 2.2. Experimental design

The experimental design was a complete randomized block in three replications. The experiment was performed in  $(3\text{m} \times 3\text{m})$  plots size and five treatments including (1) Control (2) NP ( $60 \text{ kg N ha}^{-1}$  and  $26 \text{ kg P ha}^{-1}$ ) (3) MM ( $10.8 \text{ t Mustard Meal ha}^{-1}$ ), (4) FYM ( $10 \text{ t farm yard manure ha}^{-1}$ ) and (5) Compost ( $10 \text{ t ha}^{-1}$ ).

Composting was carried out over a period of 2 months in piles with periodical turning and the matured compost was added one month before planting. The matured compost was applied two days before the most accepted and adapted tef variety was planted on 3 July 2002.

### **2.3. Soil Sampling and preparation**

Fifteen soil samples were taken per plot (0-15 cm) in March 2003. These sub-samples were mixed, homogenized and about 200 g of soil was placed in separate air-permeable polythene bags. The samples were taken to the laboratory, stored at 4 °C and processed within 7 d. Roots and other pieces of undecomposed materials were removed. The soil was ground to pass a 2 mm sieve and aerobically pre-incubated in the dark, for 7 d at  $21 \pm 1$  °C prior to measurement. The moisture content was determined after desiccation at 105 °C for 24 h.

### **2.3. Analytical measurements**

#### **2.3.1. Chemical assay**

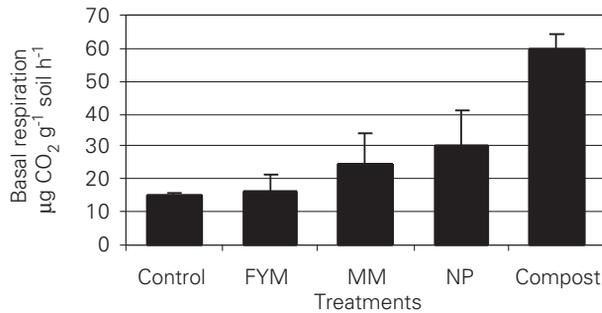
Soil organic carbon ( $C_{org}$ ) was determined by dry combustion using a LECO CNS-2000 analyzer (Insam, 1996) from 80 mg dried soil samples.

#### **2.3.2 Microbial assay**

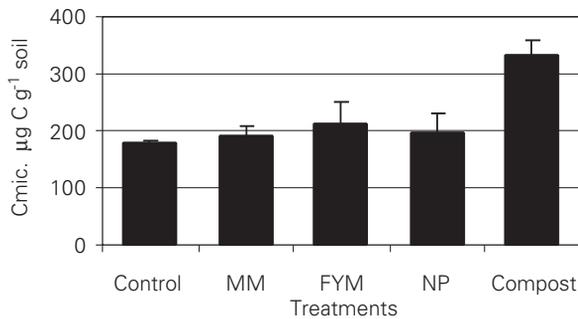
Basal respiration, **soil microbial biomass-C**: Respiration measurements were performed with approx. 50 g moist samples at 50% water holding capacity. The  $CO_2$  production rate was measured hourly, using an automated IR gas analyzer system (Heinemeyer et al. 1989) at 22°C. The  $CO_2$  output after 16 h equilibration was taken as basal respiration. Microbial biomass ( $C_{mic}$ ) was estimated by substrate induced respiration (SIR) (Anderson and Domsch 1978) after amending soil used for basal respiration analysis with 10 mg D-glucose  $g^{-1}$  soil.

### **2.4. Statistical analysis**

Statistical results presented are arithmetic means of replicates and are expressed on an oven-dry basis. Significance of the difference between treatments was tested by one way ANOVA; followed by Tukey's Honestly Significant Difference test using SPSS 11.



*Fig.1:*  
Basal respiration in Vertisol that has treated with different fertilizers



*Fig.2:*  
Microbial biomass in Vertisol that has treated with different fertilizers

### 3 Results and Discussion

#### 3.1 Soil biological properties

Microbial biomass and activity are suitable indicators of soil habitat function and management effects on the changes in soil organic matter content (Wardle and Ghani 1995; Insam et al. 1989; Brookes 1995).

BR reflects the endogenous substrate availability to the microbial community (Lulu and Insam, 1999). In this experiment, compared to the control, a higher BR was found for the soils that had received amendments (Fig.1). The highest BR was found for the compost amended plots.

SIR reflects the potentially active microbial biomass, therefore gives better estimate of decomposer organisms and decomposition dynamics than total biomass. C<sub>mic</sub> as a proportion of the total soil organic matter pool indicates soil organic matter quality with respect to its role in supporting soil microorganisms. Compost amendment increased C<sub>mic</sub> compared to the control and mineral fertilized plots by 46 % and 41 % , respectively (Fig. 2).

The ratio of microbial carbon (C<sub>mic</sub>) to soil organic carbon (C<sub>org</sub>), can provide an effective early warning of the improvement or deterioration of soil quality (Powelson,

1994). In this study, the ratio of microbial biomass C to soil organic C of soils increased due to compost amendment by 40%. These results indicate that compost may aid the buildup of organic matter.

## 4 Conclusion and recommendation

The one way ANOVA results revealed that there was highly significant effect ( $p < 0.05$ ) of compost on microbial respiration,  $C_{mic}$  and the  $C_{mic}:C_{org}$  ratio at Gare Arera (Fig 1 and 2). The data support the opinion that compost addition enhances soil microbial activity and biomass and has a positive impact on soil C content, an effect that in the present case was even more pronounced than the addition of FYM.

### Acknowledgements

We are very grateful to the Microbiology laboratory staff and students for their support. This study was realized with the financial support of Austrian Academic Exchange Service (ÖAD) and the Ethiopian Agricultural Research Organization (EARO).

### References

- ANDERSON, T.H and DOMSCH, K.H. (1989). Ratios of microbial biomass carbon to total organic-carbon in arable soils. *Soil Biology & Biochemistry* 21:471-479.
- ANDERSON, T.H and DOMSCH, K.H. (1993). The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 25:393-395.
- BROOKES, P.C. (1995). The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils* 19: 269-279.
- CSA (Central Statistics Authority). (2002). Addis Ababa, Ethiopia.
- HEINEMEYER, O, INSAM, H, KAISER, E.A and WALENZIK, G. (1989). Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant Soil* 116:191-195.
- INSAM, H. (1996) Organic carbon by dry combustion. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (eds) *Methods in Soil Biology*. Springer, Berlin, pp. 400-403.
- INSAM, H., PARKINSON, D and DOMSCH, K.H. 1989. Influence of macroclimate on soil microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry* 21: 2, 211-221.
- KINDU MEKONNEN and TAYE BEKELE. (1997). Soils and Trees Sub-system. In: *Natural Resources Management at Galessa Kota Gisher and Gare Arera Peasant Associations*. Dendi Wereda, Western Shoa, Ethiopia. PRA Survey Report. IAR, Addis Ababa, Ethiopia.
- LAMPKIN, N. (1990). Livestock manures. p. 86-90. In *Nicolas Lampkin. Organic farming*. Farming Press, Ipswich, UK.

- LULU, B and INSAM, H. (2000). Medium-term effects of a single application of mustard residues on soil microbiota and C contents of Vertisols (Ethiopia). *Biology & Fertility of Soils* 31, 108-113.
- NFP (National Fertilizer Project). (1994). Consultant reports on biogas component. July 1994. Addis Ababa, Ethiopia.
- POWLSON, D.S. (1994). The soil microbial biomass: Before, beyond and back. In: Beyond the Biomass. (K. Ritz, Dighton J. & Giller K.E., Hrsg.), S. 3-20. Wiley, Chichester.
- SAINI, G. R and LANTAGNE, H. M. (1974). Le Tassement du sol. *Actuality Agricole* 34(2):11-13.
- SEYFU KETEMA. (1997). Tef. *Eragrostis tef* (Zucc.) Trotter Promoting the conservation and use of underutilized and neglected crops. 12. Institute of Plant Genetics and Crop Plant Research, Gatersleben/International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy.
- SHARMA, S, PICCOLO, A and INSAM, H. (1997). Different carbon source utilization profiles from four tropical soils of Ethiopia. In: Microbial Communities. Functional versus structural and genetic approaches (Insam H, Rangger A, eds.) Springer. 132-139.
- SMITH, J.L and PAUL, E. A. (1990). The significance of soil microbial biomass estimations. In: Bollag JM, Stotzky G (eds) Soil biochemistry, vol. 6. Dekker, New York, pp 357-396.
- VAVILOV, N.I. (1951). The origin, variation, immunity, and breeding of cultivated plants [translated by the K.S. Chester]. The Ronald Press Co., New York.
- WARDLE, D.A and GHANI, A. (1995). A critique of the microbial metabolic quotient ( $qCO_2$ ) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology & Biochemistry* 27: 1601-1610.
- WEIGHT, D and KELLY, V. (1999). Fertilizer Impacts on Soils and Crops of Sub-Saharan Africa. International Development Paper No. 21, of the International Department of Agricultural Economics, Michigan State University, p. 96.

# Laufkäfer als Indikatoren für die Naturnähe von Naturwaldreservaten<sup>1</sup>

Thomas DRAPELA, Wolfgang WAITZBAUER,  
Getrude JUST und Clemens SCHMIEDL

Institut für Ökologie und Naturschutz, Universität Wien, Althanstraße 14, 1090 Wien

## Zusammenfassung

In sechs Naturwaldreservaten Ostösterreichs wurde die Laufkäferfauna untersucht. Neben euryöken, meist eurytopen Offenland-, Gebüsch- und Waldbewohnern, sind auch stenöke, oft seltene waldtypische Arten mit speziellen Biotoppräferenzen und hohem Indikatorwert für die Qualitätseinstufung der Naturnähe eines Waldes vertreten. Der flugdynamische Typ (Flügel Ausbildung) charakterisiert sie entweder als Bewohner dynamischer Lebensräume oder als Besiedler alter Waldsysteme mit langfristig stabilen Populationen. Für die verschiedenen Waldtypen wurden Leitarten für die Naturnähe der Naturwaldreservate ausgewiesen. Je artenreicher spezialisierte Leitarten solche besiedeln, desto höher ist deren ökologische Qualität und ihr Schutzwert.

## Summary

The ground beetle fauna of six natural forest reserves in eastern Austria was investigated. Beside eurytopic species of open habitats, shrubby formations and forests, they include a number of stenocious and rare, typical forest species with specific habitat requirements and high indicator value for the naturalness of forests. Wing morphology (brachypterous/ macropterous) differs between species of dynamic habitats and species of old forest ecosystems with populations stable over long periods of time. Indicator species for the naturalness of the different forest types under investigation were identified. Ecological quality and need for protection measurements rises with higher numbers of such specific indicator species inhabiting a certain forest area.

## 1 Einleitung

Naturnahe Waldgesellschaften umfassen 25% der gesamten Waldfläche Österreichs (ZUKRIGL 1984). Zahlreiche der natürlichen oder naturnahen Wälder stehen als Naturwaldreservate unter Schutz. Sie sind von jeglicher Nutzung ausgenommen, so dass auf diesen Flächen der Ablauf der natürlichen Waldentwicklung möglich ist. Sie stellen – bis auf wenige Ausnahmen – keine Urwälder dar, sondern sind mehr oder weniger stark von historischen oder rezenten anthropogenen Einflüssen betroffen und überformt.

<sup>1</sup> Projekt finanziert aus Mitteln des BM f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft im Rahmen der Forschungsreihe "Beitrag von Naturwäldern zur Bewahrung der Biodiversität. Schwerpunkt Bodenökologie"

Laufkäfer eignen sich gut als Indikatoren für die Naturnähe bzw. für den Zustand eines Lebensraumes (BUCK et al. 1992, TRAUTNER und ASSMANN 1998), da sie schneller auf Veränderungen der Standortbedingungen reagieren als die Vegetation. Der Strukturreichtum natürlicher Wälder führt zu einem hohen Anteil stenöker Arten mit speziellen Lebensraumansprüchen und starker Habitatbindung (ASSMANN 1989). Diese Arten können als Leitformen für die Naturnähe eines Standorts dienen. In degradierten Lebensräumen (Wirtschaftswäldern) fehlen sie oder treten gegenüber eurytopen Arten in den Hintergrund. Naturnahe Auwälder beherbergen auf Grund der prägenden Dynamik der Überflutungen eine Laufkäferfauna, die sich von anderen, stabilen Waldsystem grundlegend unterscheidet (SIEPE 1989, SPANG 1992). Es dominieren eurytopen, aber trotzdem autotypische Arten mit Pioniercharakter. Die Anteile makropterer und brachypterer, also flugfähiger und nicht flugfähiger Arten am Artenspektrum ermöglichen Rückschlüsse auf die Dynamik bzw. die Stabilität eines Lebensraumes (TERRELL-NIELD 1999). In stabilen Waldsystemen dominieren brachyptere Arten, in dynamischen Lebensräumen (z.B. Flussauen) ist der Großteil der Arten makropter. Im vorliegenden Projekt wurde die Laufkäferfauna in sechs Naturwaldreservaten in Ostösterreich untersucht. Für die verschiedenen Waldtypen wurden Leitarten für die Naturnähe der Standorte ausgewiesen.

## 2 Material und Methoden

Die untersuchten Naturwaldreservate liegen entlang eines Höhenstufen- und Klimagradienten vom pannonischen Raum in die niederösterreichischen Kalkalpen (160 m-1035 m SH, Jahresniederschläge 534-2300 mm, Temperaturmittel 9,7°-5,5°C) und sind hinsichtlich Typus, Struktur und Dynamik sehr verschieden. Es handelt sich um zwei Auwälder (Beugenua/Donau, Müllerboden/Leitha), einen Schwarzföhrenwald (Merckenstein, Thermenlinie), einen Waldmeister-Buchen- bzw. Eichen-Hainbuchenwald (Johannser Kogel, Wien), einen bodensauren Buchenwald (nördlich Dürnstein/Wachau) und einen Fichten-Tannen-Buchen-Urwald (Rothwald, Lunz/See). Für eine detaillierte Charakterisierung der Standorte sei auf HACKL (2001) verwiesen.

Die Erfassung der Laufkäfer erfolgte mit je 16 Barberfallen (Fangflüssigkeit Äthylenglykol) im Zeitraum April bis Oktober 2002. Die Entleerung der Fallen erfolgte im ca. 14-tägigen Rhythmus. Die Nomenklatur richtet sich nach HURKA (1996) und TRAUTNER und MÜLLER-MOTZFELD (1995).

## 3 Ergebnisse

Die Laufkäferzönosen der untersuchten Standorte zeigen große Unterschiede hinsichtlich Artenzahlen, der Struktur der Zönosen und der Häufigkeiten von Arten mit unterschiedlicher Habitatbindung und unterschiedlicher Flügelausbildung (Abb.1).

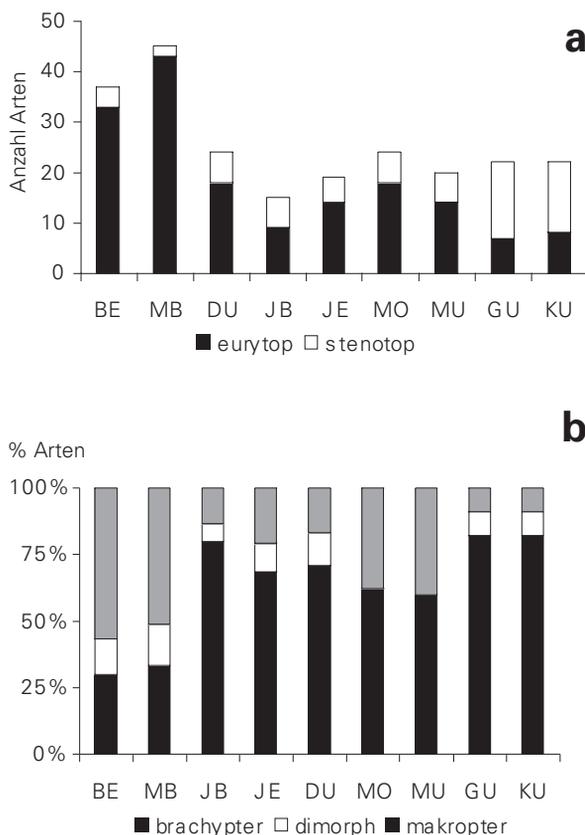


Abb. 1:

(a) Habitatbindung. Anzahl stenotoper und eurytoper Arten.  
 (b) Flugdynamische Typen. Anteile brachypterer, dimorpher und makropterer Arten.

BE = Beugenau, MB = Müllerboden, DU = Dürnstein, JB = Johannser Kogel – Buche, JE = Johannser Kogel – Eiche, MO = Merckenstein – oberer Transekt, MU = Merckenstein – unterer Transekt, GU = Rothwald – Großer Urwald, KU = Rothwald – Kleiner Urwald.

Die beiden Auwälder weisen mit Abstand die grössten Artenzahlen auf (Beugenau: 37, Müllerboden: 45 Arten). Auf beiden Standorten dominieren hygrophile und eurytoper, aber doch auentypische Arten (z.B. *Pterostichus melanarius*, *Limodromus assimilis*, *Patrobis atrorufus* und *Oxypselaphus obscurus*). Mehr als zwei Drittel der Arten sind makropter oder dimorph (Abb. 1b). Die Carabidenfauna am Standort Merckenstein (Schwarzföhrenwald) umfasst 28 Arten. Es dominieren *Abax parallelepipedus* und *Aptinus bombardaria*. Die höher gelegene, extrem steile, relativ offene Fläche und der hangabwärts gelegene, flachere Bereich mit reichlich Unterwuchs unterscheiden sich in ihrem Laufkäferbestand. Der xerothermophile *Harpalus rufipalpis* wurde zum Beispiel nur im oberen Bereich gefunden, *Cychrus caraboides*, eine typische Waldart, tritt im unteren Bereich deutlich häufiger auf. Mit 16 bzw. 19 Arten weisen der Buchen- und der Eichenwald des Johannser Kogels einen sehr verarmten Carabidenbestand auf. *Abax parallelepipedus* und *Aptinus bombardaria* stellen auf beiden Untersuchungsflächen die dominierenden Arten. Sie sind auch die häufigsten Arten im bodensauren Buchenwald nördlich von Dürnstein, doch ist die Laufkäferfauna an diesem Standort mit 24 Arten deutlich diverser. Die stabilen Verhältnisse werden

Die beiden Auwälder weisen mit Abstand die grössten Artenzahlen auf (Beugenau: 37, Müllerboden: 45 Arten). Auf beiden Standorten dominieren hygrophile und eurytoper, aber doch auentypische Arten (z.B. *Pterostichus melanarius*, *Limodromus assimilis*, *Patrobis atrorufus* und *Oxypselaphus obscurus*). Mehr als zwei Drittel der Arten sind makropter oder dimorph (Abb. 1b). Die Carabidenfauna am Standort Merckenstein (Schwarzföhrenwald) umfasst 28 Arten. Es dominieren *Abax parallelepipedus* und *Aptinus bombardaria*. Die höher gelegene, extrem steile, relativ offene Fläche und der hangabwärts gelegene, flachere Bereich mit reichlich Unterwuchs unterscheiden sich in ihrem Laufkäferbestand. Der xerothermophile *Harpalus rufipalpis* wurde zum Beispiel nur im oberen Bereich gefunden, *Cychrus caraboides*, eine typische Waldart, tritt im unteren Bereich deutlich häufiger auf. Mit 16 bzw. 19 Arten weisen der Buchen- und der Eichenwald des Johannser Kogels einen sehr verarmten Carabidenbestand auf. *Abax parallelepipedus* und *Aptinus bombardaria* stellen auf beiden Untersuchungsflächen die dominierenden Arten. Sie sind auch die häufigsten Arten im bodensauren Buchenwald nördlich von Dürnstein, doch ist die Laufkäferfauna an diesem Standort mit 24 Arten deutlich diverser. Die stabilen Verhältnisse werden

durch den hohen Anteil brachypterer Arten (70%), wie *Cychrus caraboides* und sechs Arten der Gattung *Carabus*, gekennzeichnet. Im Fichten-Tannen-Buchenurwald Rothwald wurden auf den beiden Untersuchungsflächen Großer und Kleiner Urwald 26 bzw. 23 Arten festgestellt. Neben der Dominanz eurytoper (*Abax parallelepipedus*) und montaner Waldarten (*Carabus auronitens*, *C. irregularis*, *Pterostichus burmeisteri*) oder subalpiner Zuwanderer (*Pterostichus jurinei*) fördern die langfristig völlig ungestörten Entwicklungsmöglichkeiten die Einnischung zahlreicher anspruchsvoller, walddtypischer Leitarten. Dazu zählen *Cychrus attenuatus*, *Pterostichus fasciatopunctatus*, *Pt. oblongopunctatus*, *Pt. pumilio*, *Pt. transversalis*, *Trichotichnus laevicollis* – insgesamt 12! Mit gut zwei Drittel stenotopen Arten weist dieses Naturwaldreservat den bei weitem höchsten Anteil von Carabiden mit spezieller Habitatbindung auf (Abb. 1a). Mehr als 80% der Arten sind brachypter (Abb. 1b).

## 4 Diskussion

Die untersuchten Naturwaldreservate beherbergen charakteristische Laufkäferzönosen, welche die Ausweisung von Leitformen für die Naturnähe der verschiedenen Waldtypen ermöglichen. Die beiden Auwaldstandorte Beugenuau und Müllerboden sind aus verschiedenen Gründen allen anderen untersuchten Waldtypen gegenüberzustellen. Die Dynamik periodischer Überschwemmungen vermindert die Einnischung von spezialisierten Arten und fördert das Vorkommen von Arten mit Pioniercharakter. Diese kommen aufgrund ihrer physiologischen und Verhaltensanpassungen (SIEPE 1989) mit den Überflutungen zu Recht (Schwimmverhalten, Tauchvermögen, Migration in wasserfreie Bereiche, schnelle Wiederbesiedelung trockengefallener Flächen). Bleiben regelmäßige Überschwemmungen aus, können sich auenuntypische Arten etablieren und die auentypischen Arten verdrängen (SPANG 1992). In Übereinstimmung mit anderen Arbeiten in Auwäldern Mitteleuropas (K\_ÍSTEK 1991, SIEPE 1989, SPANG 1992) kann eine Reihe von auentypischen Arten charakterisiert werden: u.a. *Pterostichus melanarius*, *Limodromus assimilis*, *Carabus granulatus*, *Oxypselaphus obscurus* und *Patrobus atrorufus*.

Die auffallend geringe Artenzahl auf den beiden Untersuchungsflächen am Johannser Kogel ist wohl auf den überhöhten Schwarzwildbestand im Lainzer Tiergarten zurückzuführen. Wildschweinen gelingt es immer wieder in das umzäunte Schutzgebiet einzudringen. Diese großflächigen Störungen beeinflussen nicht nur die epigäische und die Bodenfauna, sondern sie verhindern letztendlich auch eine notwendige Verjüngung des Bestandes.

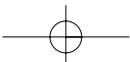
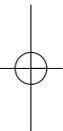
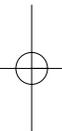
Die höchste Zahl an walddtypischen Leitformen wurde erwartungsgemäß im Urwald Rothwald gefunden und resultiert aus dem primären Charakter dieses niemals

bewirtschafteten Urwaldrestes. Dies unterstreicht die große Bedeutung dieses einzigartigen Gebietes für die Forschung.

Um die in dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnisse über Leitarten für die Naturnähe von Wäldern auf eine breitere Basis zu stellen und die Übertragbarkeit auf andere Wälder zu gewährleisten, sind einerseits Untersuchungen in weiteren vergleichbaren Naturwaldreservaten, andererseits Vergleichsuntersuchungen in Wirtschaftswäldern notwendig.

## Literatur

- ASSMANN, T. (1998): *Bedeutung der Kontinuität von Lebensräumen für den Naturschutz. Untersuchungen an waldbewohnenden Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) mit Beispielen für methodische Ergänzungen zur Langzeitforschung*. Schr.Reihe f. Landschaftspf. u. Natursch. 58, 191 - 214
- BUCK, H., KONZELMANN, E. und A. ALF (1992): *Käfer als Bioindikatoren zur Habitatcharakterisierung und -entwicklung*. Hohenheimer Umwelttagung (24), 192 - 142
- HACKL, E. (2001): *Mikrobieller Umsatz in Böden natürlicher Waldgesellschaften*. Diss., Universität Wien
- HURKA, K. (1996): *Carabidae of the Czech and Slovak Republics*. Kabourek, Zlín
- KŘÍSTEK, J. (1991): *Selected groups of insects and harvestmen*. In: PENKA, M., VYSKOT, M., KLIMO, E. und F. VAŠÍČEK (Hrsg.): *Floodplain forest ecosystem. II. After Water Management Measures. Developments in agricultural and managed-forest ecology 15B*. Elsevier, Amsterdam, p. 451 - 468
- SIEPE, A. (1989): *Untersuchungen zur Besiedlung einer Auen-Catena am südlichen Oberrhein durch Laufkäfer unter besonderer Berücksichtigung der Einflüsse des Flutgeschehens*. Dissertation, Universität Freiburg
- SPANG, W.D. (1992): *Die Eignung von Regenwürmern (Lumbricidae), Schnecken (Gastropoda) und Laufkäfern (Carabidae) als Indikatoren für auentypische Standortbedingungen*. Eine Untersuchung im Oberrheintal. Heidelberger Geographische Arbeiten 102
- TERRELL-NIELD, C. (1990): *Is it possible to age woodlands on the basis of their carabid beetle diversity?* The Entomologist 109, 136 - 145
- TRAUTNER, J. und T. ASSMANN (1998): *Bioindikation durch Laufkäfer – Beispiele und Möglichkeiten*. Laufener Seminarbeitr. 8/98, 169 – 182
- TRAUTNER, J. und G. MÜLLER-MOTZFELD (1995): *Faunistisch-ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdung und Checkliste der Laufkäfer. Eine Übersicht für die deutschen Bundesländer*. Naturschutz und Landschaftsplanung 27 (3), 96-105
- ZUKRIGL, K. (1984): *Die Urwaldreste Rothwald und Neuwald in Österreich*. In: MI\_EK, L. und T. MIČEK (Hrsg.) *Urwälder der Alpen*. List, München, p. 82 - 94



# Auswirkungen landwirtschaftlicher Kulturmassnahmen auf die arbuskuläre Mykorrhiza im ökologischen Landbau

Manfred GOLLNER, Jürgen K. FRIEDEL und Bernhard FREYER

Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Institut für Ökologischen Landbau (IFOEL),  
Gregor-Mendel-Strasse 33, A-1180 Wien

*„Kann die Menschheit ihre Angelegenheiten so regeln, dass ihr hauptsächlichster Besitz, die Fruchtbarkeit des Bodens, aufrecht erhalten wird? - Von der Antwort auf diese Frage hängt die Zukunft der Zivilisation ab.“*

Sir Albert HOWARD, Mein landwirtschaftliches Testament, 1940

## Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit war die Untersuchung der Auswirkungen landwirtschaftlicher Kulturmassnahmen im Ökologischen Landbau (ÖL) auf den Mykorrhizabesiedelungsgrad (MBG) von Getreide. Ein hoher Anteil an Leguminosen in der Fruchtfolge, die Vermeidung von Schwarzbrache, die Düngung mit Stallmist statt Gülle sowie eine lockernde Bodenbearbeitung mit dem Grubber statt wendender Bodenbearbeitung mit dem Pflug bewirkten eine signifikante Erhöhung des MBG der Getreidewurzeln.

## Summary

The aim of this study was to explore the effects of agricultural practices on the living conditions of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in organic farming systems to support plant growth and to ensure adequate yields. A high proportion of legumes as a pre-crop, avoidance of bare fallow, organic fertilization (composted or rotted farmyard manure instead of slurry, and loosening instead of turning soil management (tillering instead of ploughing) resulted in a significant increase of the degree of colonization of the crop plants by AMF.

## 1. Problemstellung

Umweltbelastungen infolge industrieller agrarischer Produktionssysteme steigern das gesellschaftliche Interesse an nachhaltigen Alternativen, wie dem ÖL (HOOKER und BLACK 1995). Die Prinzipien des ÖL sind das Streben nach geschlossenen Stoffkreis-

läufen im Betrieb, der schonende Umgang mit nicht erneuerbaren Ressourcen, die Nutzung natürlicher Selbstregulationsmechanismen sowie die Erhaltung der Vielfalt der Arten und des Landschaftsbildes (LINDENTHAL et al. 1996). Die Produktivität stützt sich im ÖL u.a. auch auf die Förderung der Bodenfruchtbarkeit wie z.B. durcharbuskuläre Mykorrhizapilze (AMP). Ca. 80% unserer landwirtschaftlichen Nutzpflanzen gehen eine Symbiose mit AMP ein. Eine effiziente arbuskuläre Mykorrhiza (AM) fördert die Nährstoffaufnahme und die Resistenz gegenüber biotischen und abiotischen Stressfaktoren, wodurch eine Wachstumssteigerung der Pflanzen erfolgen kann. Vor dem Hintergrund der Optimierung des ÖL besteht Interesse, die Beziehungen zwischen Bewirtschaftungsmassnahmen und der AM zu untersuchen.

## 2. Ziele

Ziel der Untersuchung war die Klärung von Zusammenhängen zwischen dem MBG der Kulturpflanzen und unterschiedlichen Bodenbearbeitungsintensitäten, Anteilen an Luzerne in der Fruchtfolge sowie der Düngung mit unterschiedlichen organischen Düngern.

## 3. Methoden

Die Entnahme der Bodenproben zur Untersuchung der Wurzeln erfolgte im Bearbeitungshorizont während des Schossens der Getreidepflanzen, da zu diesem Zeitpunkt die P-Aufnahme der Pflanzen, bei der die AMP eine wichtige Rolle spielen, ein Maximum erreicht (RÖMER und SCHILLING 1986). Die Pflanzenwurzeln wurden nach VIERHEILIG und PICHE (1998) gefärbt. Die Bonitur der Wurzellängendichte erfolgte nach GIOVANNETTI und MOSSE (1980), der MBG wurde nach McGO-NIGLE et al. (1990) ermittelt. Die Bewirtschaftung der Versuchsflächen (Tab. 1) musste den Richtlinien des ÖL entsprechen.

*Tab. 1:  
Übersicht über Einflussfaktoren auf die Kolonisation durch AMP und die Versuchsstandorte der Feldversuche*

Einflussfaktoren	Versuchsorte		
	Raasdorf	Gumpenstein	Wörstadt (D)
Vorfruchtwirkung	X		
Bodenbearbeitung			X
Stallmistdüngung		X	

## 4. Ergebnisse und Diskussion

In keinem Versuch konnte signifikante Abhängigkeiten zwischen dem MBG und der Ertragsbildung oder dem Proteingehalt festgestellt werden. Dies war im niedrigen Ertragsniveau infolge der Trockenheit im Versuchsjahr 2000 und durch Krankheits- und Schädlingsbefall sowie Unkrautdruck bedingt.

### 4.1 Bodenbearbeitung

Die lockernde Bodenbearbeitung mit dem Schichtengrubber führte zu einer signifikanten Erhöhung des MBG von Winterroggen im Vergleich zur wendenden Bodenbearbeitung mit dem Schichtenpflug oder Pflug (Abb. 1). Das Ergebnis ist ein Anzeichen für die Förderung der AM durch lockernde Bodenbearbeitung. Durch den Schichtengrubber bleibt die vertikale Verteilung der Sporen der AMP erhalten (DOUDS et al. 1995). Der Schichtengrubber scheint ausserdem eine verminderte Zerstörung des externen Myzels der AMP zu bewirken, der Nährstofftransport durch das intakte Hyphennetz der AMP wird weniger beeinträchtigt.

### 4.2 Fruchtfolge

Der MBG von Winterweizen nahm mit steigendem Anteil von Luzerne in der Fruchtfolge zu (Abb. 2).

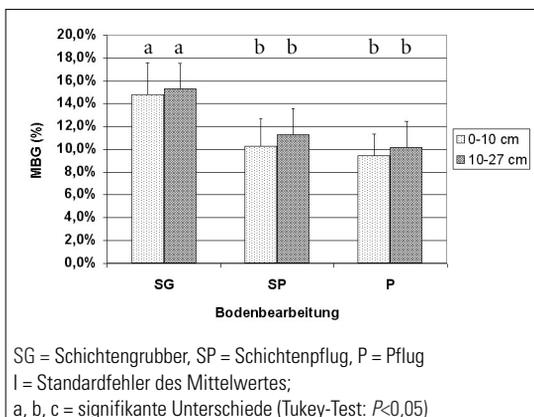


Abb. 1: Mykorrhizabesiedelungsgrad von Winterroggen in zwei Bodentiefen in Abhängigkeit der Bodenbearbeitungsintensität

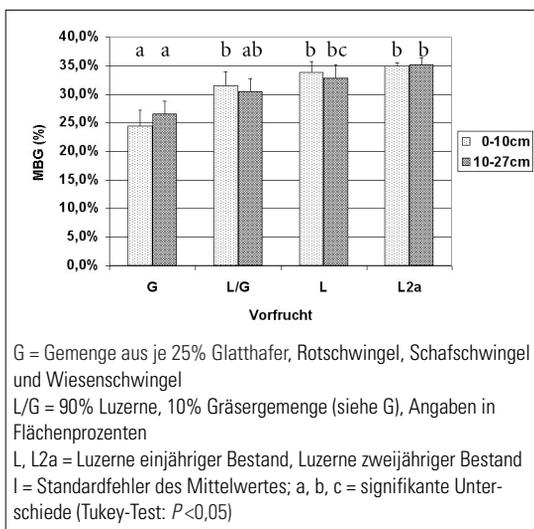


Abb. 2: Mykorrhizabesiedelungsgrad von Winterweizen in zwei Bodentiefen in Abhängigkeit vom Anteil an Luzerne in der Fruchtfolge

JAKOBSEN und NIELSEN (1983) konnten bei Leguminosen im Vergleich zu Gräsern eine höher ausgeprägte Abhängigkeit von einer AM beobachten. Eine effiziente AM hilft den Leguminosen den hohen P-Bedarf bei der N-Fixierung zu decken (BAREA et al. 1994). Leguminosen hinterlassen im Vergleich zu Gräsern daher i.a. nachfolgenden Feldfrüchten ein höheres Kolonisationspotenzial an AMP. Dadurch lässt sich der gemessene höhere MBG von Winterweizen nach Luzerne erklären.

### 4.3 Düngung

Die Düngung mit Stallmistkompost bewirkte einen signifikant höheren MBG von Sommerroggen als die Düngung mit Rottemist oder Gülle (Abb.3).

Mistkompost erhöht i.a. die mikrobielle Aktivität des Bodens infolge einer höheren Trockenmasse an organischer Substanz (BERNER et al. 1997). Der niedrigere MBG von Sommerroggen bei Gölledüngung ist vermutlich auf den hohen Gehalt an Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) in der Gülle zurückzuführen (FINCK 1991). Bei einer erhöhten Aufnahme durch die Pflanze wird  $\text{NH}_4^+$  in der Wurzel durch den Einbau in Assimilate (z.B. Proteinbildung) detoxifiziert. Hohe Düngergaben an  $\text{NH}_4^+$  führen deshalb zu einer Assimilatunterversorgung der Mykোসymbionten, wodurch es zu einem Rückgang in der Aktivität der Symbiose kommt (MARSCHNER 1995, S. 249).

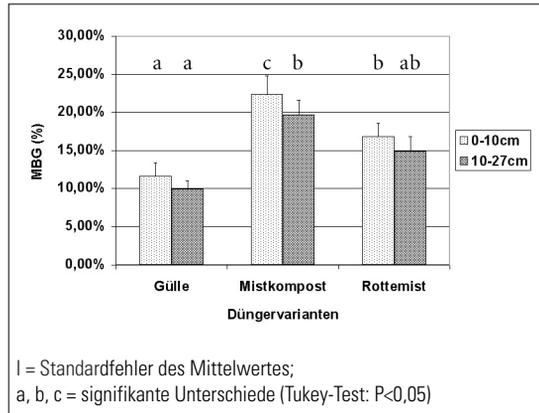


Abb. 3:  
*Mykorrhizabesiedelungsgrad von Sommerroggen in Abhängigkeit von den Düngervarianten und der Bodentiefe*

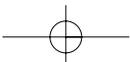
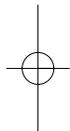
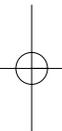
## 5. Fazit

Um die Leistungsfähigkeit der Symbiose zwischen den landwirtschaftlichen Kulturpflanzen und den AMP am Standort optimal zu fördern, ist ein möglichst hoher Anteil an Leguminosen in der Fruchtfolge mit einer lockernden Bodenbearbeitung und einer Düngung mit Stallmistkompost anzustreben. Um detailliertere Aussagen zu den Auswirkungen der Fruchtfolgegestaltung auf die AM tätigen zu können, ist eine längere Untersuchungsdauer erforderlich, um v.a. unterschiedliche Witterungsbedingungen in den Versuchsjahren in der Interpretation berücksichtigen zu können.

Weiters müssen zur Abdeckung der Breite der offenen Fragen in der landwirtschaftlichen Praxis mehrere unterschiedliche Fruchtfolgen in unterschiedlichen Klimaräumen in die Untersuchung einbezogen werden. Für ein weitgehendes Verständnis der Auswirkungen ackerbaulicher und pflanzenbaulicher Kulturmassnahmen auf die AM sind die Untersuchungen auf weitere Kulturarten und im ÖL zugelassene Düngemittel und Pflanzenschutzmittel auszudehnen. Zur Auswirkung der unterschiedlichen Dauer der Ökologischen Bewirtschaftung auf die AM liegen zur Zeit noch keine weiteren gesicherten Erkenntnisse vor.

## 6. Literatur

- ALLEN, B.L., JOLLEY, V.D., ROBBINS, C.W. and FREEBORN, L.L., (2001): *Fallow versus wheat cropping of unamended and manure-amended soils related to mycorrhizal colonization, yield, and plant nutrition of dry bean and sweet corn*. Journal of Plant Nutrition 24, 921-943.
- BAREA, J.M., AZCON, R. and AZCON-AGUILAR, C., (1994): *Vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in nitrogen-fixing systems*. In: J.R. NORRIS, D. READ and A.K. VARMA, (Eds.): *Techniques for mycorrhizal research*. Methods in Microbiology. Academic Press Inc., San Diego, CA. 928 Pp. ISBN 0-12-521490-1, p. 851-877.
- BERNER, A., SCHERRER, D. und ALFÖLDI, T., (1997): *Stickstoffeffizienz von unterschiedlich aufbereiteten Misten in einer Ackerfruchtfolge auf Lösslehm*. Posterbeitrag zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, März 1997. An der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.
- DOUDS, D.D., GALVEZ, L., JANKE, R.R. and WAGONER, P., (1995): *Effect of tillage and farming system upon populations and distribution of vesicular-mycorrhizal fungi*. Agriculture, Ecosystems and Environment 52, 111-118.
- FINCK, A., (1991): *Dünger und Düngung*. 2. Auflage, VCH Verlag, Weinheim.
- GIOVANNETTI, M. and MOSSE, B., (1980): *An evaluation of techniques for measuring vesicular-arbuscular mycorrhizal infection in roots*. New Phytologist 84, 489-500.
- HOOKE, J.E. and BLACK, K.E., (1995): *Arbuscular mycorrhizal fungi as components of sustainable soil-plant systems*. Critical Reviews in Biotechnology 15, 201-212.
- JAKOBSEN, I. and NIELSEN, N.E., (1983): *Vesicular-arbuscular mycorrhiza in field-grown crops I. Mycorrhizal infection in cereals and peas at various times and soil depths*. New Phytologist 93, 401-413.
- LINDENTHAL, T., VOGL, C. und HESS, J., (1996): *Forschung im Ökologischen Landbau*. Sonderausgabe der Zeitschrift „Förderungsdienst“ 2C/1996. 92 S.
- MARSCHNER H., (1995): *Mineral Nutrition Of Higher Plants*. 2nd Edition. Academic Press, London.
- McGONIGLE T.P., MILLER M.H., EVANS D.G., FAIRCHILD G.L. and SWAN J.A., (1990): *A New Method Which Gives An Objective Measure Of Colonisation Of Roots By Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi*. New Phytologist 115: 495-501.
- RÖMER W. and SCHILLING G., (1986): *Phosphorous Requirements Of Wheat Plant In Various Stages Of Life Cycle*. Plant And Soil 91, 221-229.
- VIERHEILIG, H. und PICHE, Y., (1998): *A Modified Procedure For Staining Arbuscular Mycorrhizal Fungi In Roots*. Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde 161, 601-602.



# Bestimmung der Diversität von Bodenbakterien in österreichischen Naturwäldern

Evelyn HACKL<sup>1</sup>, Sophie ZECHMEISTER-BOLTENSTERN<sup>2</sup> und  
Angela SESSITSCH<sup>1</sup>

<sup>1</sup> ARC Seibersdorf GmbH, A-2444 Seibersdorf

<sup>2</sup> Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Institut für Forstökologie, A-1131 Wien

## 1 Naturwälder als Orte hoher Biodiversität

Naturwälder haben neben ihrer Bedeutung für die waldbauliche Forschung zunehmend auch Beachtung als Orte hoher Biodiversität erfahren. Aus der Sicht des Naturschutzes können Naturwälder dazu dienen, die Vielfalt der waldbundenen Flora und Fauna in ihrer Gesamtheit zu sichern. Sie stellen ein genetisches Reservoir dar, von dem aus andere Räume wiederbesiedelt werden können (ZUKRIGL et al., 1990). Die Biodiversität natürlicher Waldökosysteme ist derzeit nicht abschätzbar, weil das Wissen um die komplexen Zusammenhänge zwischen den Organismengruppen, d.h. der Pflanzen- und Tierwelt und der Mikroorganismengemeinschaften, fehlt. Es ist daher wichtig, dass die Biodiversitätsforschung alle Organismengruppen und besonders auch die Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Gruppen behandelt.

## 2 Diversität der Bakterien im Waldboden

Bakterien sind im Waldboden in einer ungeheuer großen Vielfalt enthalten und bilden einen wesentlichen Bestandteil der Lebensgemeinschaften in Wäldern. Molekularbiologische Untersuchungen haben ergeben, dass in einem Gramm Boden mindestens 4000-7000 verschiedene Bakteriengenome enthalten sind (TORSVIK et al., 1990). Anders als bei den Tier- und Pflanzenarten sind nach neuesten Schätzungen 95% der Bakterien noch nicht beschrieben. Über die Diversität der Bakterien ist daher noch sehr wenig Information verfügbar. Allerdings wird die erwartete Zahl aller prokaryotischen Arten mit 6 Mio. angegeben (UNESCO, 1999). Die Bodenbakterien sind an den biogeochemischen Stoffumsetzungen beteiligt und tragen maßgeblich zur Aufrechterhaltung der ökosystemaren Funktionen bei. Aus

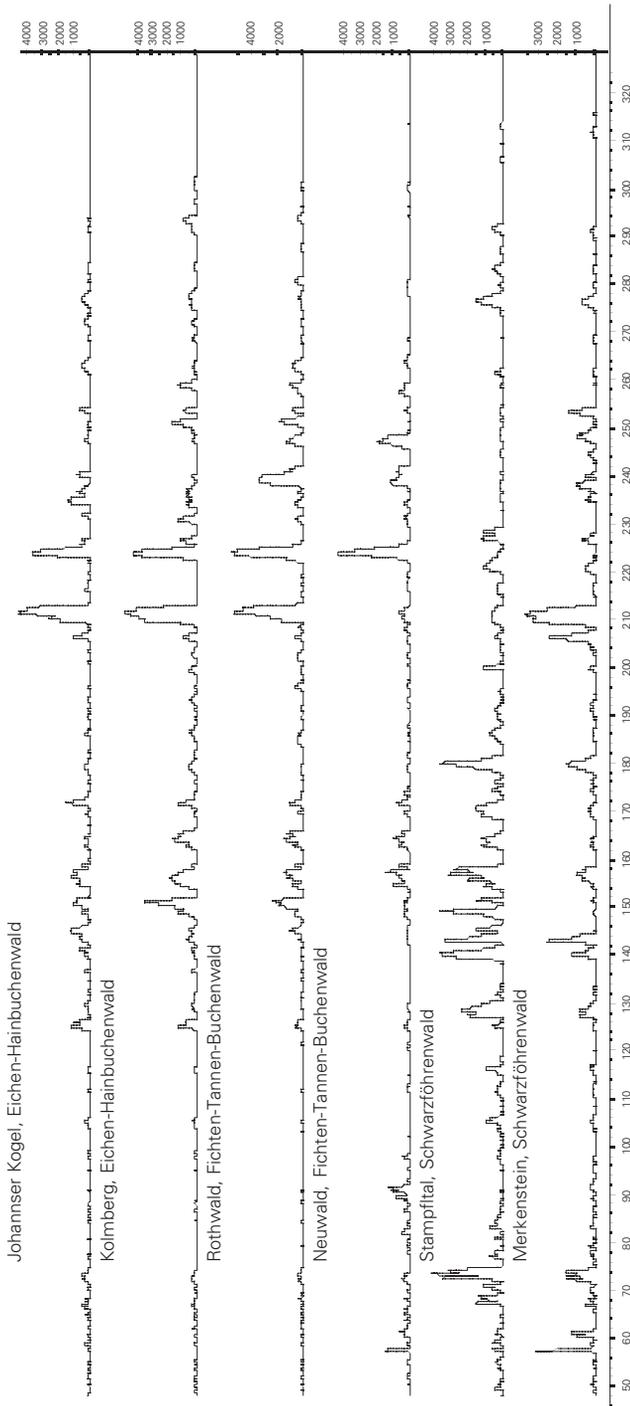
bisherigen Untersuchungen ist bekannt, dass die mikrobiellen Stoffumsatzraten in Böden von öster-reichischen Naturwäldern im Vergleich zu Literaturdaten, die sich zumeist auf Wirtschafts-wälder beziehen, sehr hoch sind (ZECHMEISTER-BOLTENSTERN et al., 2000; HACKL et al., 2003). Daneben gab die Bestimmung von Phospholipidfettsäuren, die zwischen funktionellen Gruppen von Mikroorganismen differenzieren, Hinweise darauf, dass sich die mikrobiellen Gemeinschaften in Böden verschiedener Waldtypen deutlich unterscheiden (ZECHMEISTER-BOLTENSTERN et al., 2000). Aussagen über die Phylogenie der Bodenmikroorganismen waren mittels dieser bisher angewandten Methoden jedoch nicht möglich.

Für die Untersuchung der mikrobiellen Diversität im Boden können traditionelle Methoden der selektiven Kultivierung nur sehr eingeschränkt eingesetzt werden, weil auf diese Weise weniger als 0,1% der Bodenmikroorganismen erfassbar sind (TORSVIK et al., 1990). Einerseits sind vielfach die Bedingungen nicht bekannt, unter denen Bodenbakterien in Kultur wachsen könnten, andererseits befinden sich Bakterien mitunter in einem nicht kultivierbaren Zustand. Mit der Entwicklung der modernen Molekularbiologie sind allerdings neue, kultivierungsunabhängige Methoden für die Untersuchung der mikrobiellen Gemeinschaften im Boden verfügbar geworden. Dadurch ist es erstmals möglich geworden, die funktionellen Leistungen von Mikroorganismen in ihrem natürlichen Lebensraum mit den für sie verantwortlichen Organismengruppen in Verbindung zu bringen.

### **3 Kultivierungsunabhängige Methoden zur Bestimmung der bakteriellen Diversität im Boden**

Bakterielle Gemeinschaften in Umweltproben können untersucht werden, indem ribosomale RNA-Gene als phylogenetische Marker eingesetzt werden. Solch ein Marker ist die 16S rDNA-Sequenz, die zu einem wesentlichen Hilfsmittel in der taxonomischen Zuordnung von Prokaryoten geworden ist. Methodisch wird zuerst DNA bzw. RNA direkt aus der Umweltprobe isoliert und dann einer PCR (Polymerase Chain Reaction) zur Amplifizierung des 16S rRNA Gens unterzogen. Basierend auf Unterschieden in der 16S rDNA-Sequenz können verschiedene Methoden für die Analyse von bakteriellen Populationen eingesetzt werden. Dazu gehören die denaturierende Gradienten-Gelelektrophorese (DGGE; HEUER et al., 1997), die Temperatur-Gradienten-Gelelektrophorese (TGGE; FELSKÉ et al. 1998), Restriktionsfragmentanalysen (RFLP; LIU et al., 1997) sowie Klonierungen und Sequenzierungen (PEDERSEN et al., 1996; KUSKE et al., 1997).

Im Vergleich zu der teureren und zeitaufwendigeren Sequenzanalyse der 16S rRNA-Gene aus Klon-Genbanken hat sich die terminale Restriktionslängenpolymorphismus



*Abb. 1:*  
*T-RFLP-Gemeinschaftsprofile der Bodenbakterien von sechs Naturwäldern. Es wurde jeweils ein repräsentatives Profil von insgesamt 10 Profilen pro Standort ausgewählt.*

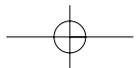
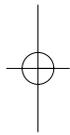
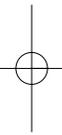
(T-RFLP)-Analyse als sehr geeignet erwiesen, um Bakteriengemeinschaften in Bodenproben mit geringerem Aufwand zu charakterisieren. Hierbei werden aus isolierter Boden-DNA eubakterielle 16S rRNA Gene in einer PCR-Reaktion mit Hilfe von fluoreszenz-markierten Primern amplifiziert und anschließend mit tetrameren Restriktionsenzymen verdaut. Die terminalen Restriktionsfragmente werden auf einem Sequenzigel aufgetrennt. Jedes Restriktionsfragment entspricht einer bakteriellen Spezies oder mehreren phylogenetisch verwandten Spezies („Phylotypen“). Weiters gibt die Länge der erhaltenen Fragmente Auskunft über die Taxonomie. Die T-RFLP-Analyse wurde für die Beschreibung von Bakteriengemeinschaften in vielfältigen Habitaten angewendet, darunter landwirtschaftliche (LUKOW et al., 2000; SES-SITSCH et al. 2001), Grasland- (KUSKE et al., 2002) und Waldböden (DUNBAR et al., 2000).

Innerhalb des Projektverbundes „Beitrag von Naturwäldern zur Bewahrung der Biodiversität“ wurden T-RFLP-Gemeinschaftsprofile von Bakterien aus den Böden von jeweils zwei Eichen-Hainbuchen-, Fichten-Tannen-Buchen- und Schwarzföhrenwäldern mit natürlicher Vegetationszusammensetzung verglichen. Außerdem wurden Klon-Genbanken aus den Böden jedes Waldtyps erstellt. In Abb. 1 sind T-RFLP-Gemeinschaftsprofile der Bakterien aus den Böden der sechs Wälder dargestellt. Die Auswertung von T-RFLP-Daten kann mit Hilfe statistischer Verfahren erfolgen, z.B. mittels Cluster- oder Hauptkomponentenanalyse. Die Information über Anzahl und Abundanz der in den T-RFLP-Profilen unterschiedenen „Phylotypen“ kann außerdem zur Berechnung von Kennwerten der Diversität (z.B. SHANNON und WEAVER, 1963; SIMPSON, 1949) herangezogen werden.

## Literatur

- DUNBAR J., TICKNOR L.O., and C.R. KUSKE (2000) *Assessment of microbial diversity in four southwestern United States soils by 16S rRNA gene terminal restriction fragment analysis*. Appl. Environ. Microbiol. 66, 2943-2950.
- FELSKE A., WOLTERINK A., VAN LIS R., and A. AKKERMANS (1998) *Phylogeny of the main bacterial 16S rRNA sequences in Drentse A grassland soils (The Netherlands)*. Appl. Environ. Microbiol. 64, 871-879.
- HEUER H., KRSEK M., BAKER P., SMALLA K. and E.M.H. WELLINGTON (1997) *Analysis of actinomycete communities by specific amplification of genes encoding 16S rRNA and gel-electrophoretic separation in denaturing gradients*. Appl. Environ. Microbiol. 63, 3233-3241.
- HACKL E., PFEFFER M., DONAT C., BACHMANN G., and S. ZECHMEISTER-BOLTERNSTERN (2003). *Microbial nitrogen turnover in soils under different types of natural forest*. Forest Ecol. Manag., in press.
- KUSKE C.K., BARNS S.M. and J.D. Busch (1997) *Diverse uncultivated bacterial groups from soils of the arid southwestern United States that are present in many geographic regions*. Appl. Environ. Microbiol. 63, 3614-3621.

- KUSKE C.R., TICKNOR L.O., MILLER M.E., DUNBAR J.M., DAVIS J.A., BARNS S.M., and J. BELNAP (2002) *Comparison of soil bacterial communities in rhizospheres of three plant species and the interspaces in an arid grassland*. Appl. Environ. Microbiol. 68, 1854-1863.
- LUKOW T., DUNFIELD P.F., and W. LIESACK (2000) *Use of the T-RFLP technique to assess spatial and temporal changes in the bacterial community structure within an agricultural soil planted with transgenic and non-transgenic potato plants*. FEMS Microbiol. Ecol. 32, 241-247.
- LIU W.-T., MARSCH T.L., CHENG H. and L.J. FORNEY (1997) *Characterization of microbial diversity by determining terminal restriction fragment length polymorphisms of genes encoding 16S rRNA*. Appl. Environ. Microbiol. 63, 4516-4522.
- PEDERSEN K., ARLINGER J., EKENDAHL S. and L. HALLBECK (1996) *16S rRNA gene diversity of attached and unattached bacteria in borcholes along the access tunnel to the Aspö hard rock laboratory, Sweden*. FEMS Microbiol. Ecol. 19, 249-262.
- SESSITSCH A., WEILHARTER A., GERZABEK M.H., KIRCHMANN H., and E. KANDELER (2001) *Microbial Population Structures in Soil Particle Size Fractions of a Long-Term Fertilizer Field Experiment*. Appl. Environ. Microbiol. 67: 4215-4224.
- SHANNON, C.E. and W. WEAVER (1963) *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, p.125.
- SIMPSON, E.H. (1949) *Measurement of diversity*. Nature 163, 688.
- TORSVIK V., GOLSOYR J. and F. DAAE (1990) *High diversity in DNA of soil bacteria*. Appl. Environ. Microbiol. 56, 782-787.
- UNESCO (1999) *Implementing the GTI: Recommendations from DIVERSITAS element 3, including an assessment of present knowledge of key species groups*. [www.icsu.org/DIVERSITAS](http://www.icsu.org/DIVERSITAS)
- ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S., HACKL E., BACHMANN G., DONAT C., and M. PFEFFER (2000) *Microbial nutrient turnover in forests with natural tree species composition*. In: Hasenauer H. (Ed.) *Proceedings of the International Conference on Forest Ecosystem Restoration*. Universität für Bodenkultur, Wien. p. 296-300.
- ZUKRIGL K., FLASCHBERGER J., INGRUBER M., LEDITZNIG C., MARGREITER R. and S. TAR-TAROTTI (1990) *Naturwaldreservate in Österreich*. Monographien Band 21, UBA Wien.



# **Auswirkung bodenschonender Bewirtschaftungsmaßnahmen auf bodenbiologische Parameter an unterschiedlichen Standorten in Niederösterreich**

Karin HOLLAUSS und Andreas KLIK

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft,  
Universität für Bodenkultur Wien, Muthgasse 18, 1190 Wien

## **Zusammenfassung**

Die Auswirkung von konventioneller Bodenbearbeitung, bodenschonender Bodenbearbeitung und minimaler Bodenbewirtschaftung auf die mikrobielle Aktivität und Biomasse wurde an verschiedenen landwirtschaftlich genutzten Standorten in Niederösterreich untersucht. Die Zielsetzung dieser Forschungsarbeit war es, die mikrobielle Aktivität und Biomasse zwischen den verschiedenen Bearbeitungsvarianten zu vergleichen und zu bewerten. In den Untersuchungsjahren 2001 und 2002 wurden von April bis Oktober verschiedene bodenbiologische Parameter im Labor bestimmt. Das Feldexperiment zeigt, dass bodenschonende Bearbeitungsweisen sowohl die mikrobielle Biomasse, als auch die mikrobielle Aktivität erhöhen. Signifikante Unterschiede konnten nur an einem Standort (Pixendorf) und ausschließlich in der Untersuchungstiefe 0-15 cm festgestellt werden. Die Bodenmikroflora wird von der Bodenart sowie den vorliegenden Bodenwasserverhältnissen beeinflusst und ist stark von den vorliegenden Standortbedingungen abhängig.

## **Summary**

The impact of conventional tillage, conservation tillage and no-till management systems on soil microbial activity and biomass was studied on different soils in Lower Austria. The objectives of the study were to compare and evaluate microbial activity and biomass between different tillages. In 2001 and 2002 (April to October) different soil microbial parameters were estimated in the laboratory. The field experiment indicates that tillage practices affect soil biological properties and activity of soil microorganisms. Results imply that reduced soil management systems are able to increase soil biomass and microbial activity although significant differences could only be seen in 0-15 cm depth. Important factors that influence the soil microflora are soil type and differences in soil water content. Therefore, sensitive reactions of the soil microorganisms due to different tillage treatments are highly site specific.

## **1 Einleitung**

Bodenorganismen spielen eine wichtige Rolle beim Abbau der organischen Substanz und sind daher für den Nährstoffkreislauf des Bodens verantwortlich. Weiters verbessern sie die Bodenstruktur und sind hilfreich für die Beurteilung von Bodenqualität und Bodengesundheit. Unterschiedliche Bodenbearbeitungsmaßnahmen

haben Auswirkung auf die Quantität und Vielfalt der Bodenmikroorganismen und sind wesentlich für eine nachhaltige Bodenbewirtschaftung.

Ziel dieser Forschungsarbeit war es, die Auswirkung bodenschonender Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die mikrobielle Aktivität und Biomasse zu untersuchen und zu bewerten.

## 2 Material und Methoden

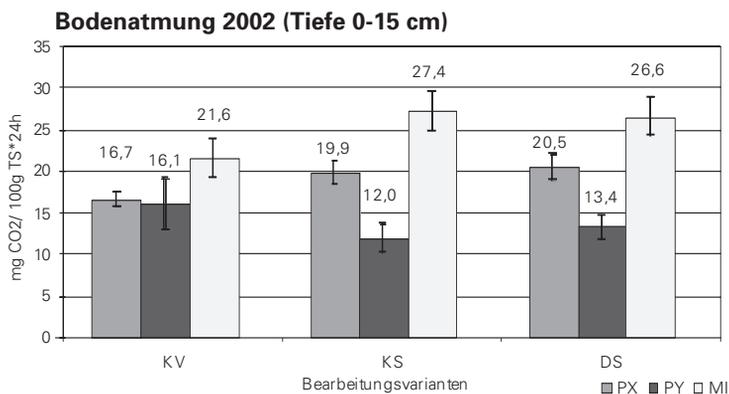
An drei Standorten in Niederösterreich wurden 2001 (KLIK et al., 2001) und 2002 (KLIK et al., 2002) bodenmikrobiologische Untersuchungen durchgeführt. Die Standorte unterscheiden sich sowohl in klimatischer Hinsicht als auch in den Bodenbedingungen (Tabelle 1). Es wurden die Versuchsvarianten konventionelle Bodenbearbeitung (KV), konservierende Bodenbearbeitung (KS) und Direktsaat (DS) verglichen. Während der Vegetationsperiode (April bis Oktober) wurden alle zwei Monate für die Untersuchungstiefen 0-15 cm und 15-30 cm die mikrobielle Aktivität mittels Bodenatmung (Ansatz nach ISERMEYER (1952), modifiziert nach JÄGGI (1952)), die Dehydrogenaseaktivität (TABATABAI, 1994) und die aktuelle und potentielle Nitrifikation (Methode nach BERG und ROSSWALL (1985), modifiziert nach SCHINNER et al. (1991)) ermittelt. Die mikrobielle Biomasse wurde mittels substratinduzierter Respiration (ANDERSON und DOMSCH, 1978) im Labor bestimmt.

Tab. 1: Wesentliche Kennwerte der drei Untersuchungsstandorte.

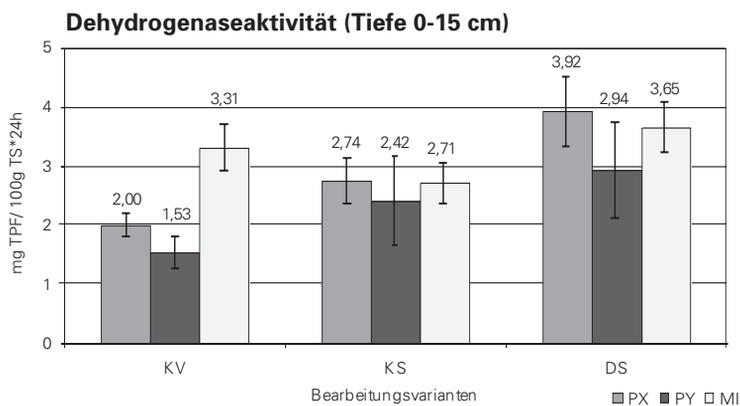
Standort	Bodenart	Sand   Schluff   Ton   OC				pH	mittlere Jahrestemp. in °C		Niederschlag in mm	
		----- % -----					2001	2002	2001	2002
Pixendorf	sandiger Schluff	27,6	62,1	10,3	1,1	8	10,2	11,5	614	894
Pyhra	sandiger Lehm	32,3	42,6	25,1	1,3	7	10,0	9,9	921	1101
Mistelbach	lehmiger Schluff	12,8	64,2	23	1,3	7,9	9,2	10,5	649	757

## 3 Ergebnisse und Diskussion

Das Feldexperiment zeigt, dass Bodenbearbeitungsmaßnahmen Einfluss auf bodenbiologische Parameter wie mikrobielle Biomasse und Aktivität haben. Minimalbodenbearbeitungsmaßnahmen erhöhen den Biomassekohlenstoff, die Bodenatmung (Abb. 1) und die aktuelle und potentielle Nitrifikationsraten. Außerdem führen sie zu einem Anstieg der Dehydrogenaseaktivität (Abb. 2). Eine Erhöhung der mikrobiellen Aktivität und Biomasse zeigt sich nur im oberen Untersuchungshorizont (0-15 cm) während der untere Horizont (15-30 cm) nicht auf die unterschiedlichen



**Abb. 1:**  
Jahresmittelwerte und Standardfehler der Bodenatmung in mg CO<sub>2</sub>/100g TS in Pixendorf, Pyhra und Mistelbach.



**Abb. 2:**  
Jahresmittelwerte und Standardfehler der Dehydrogenaseaktivität in mg TPF/100g TS in Pixendorf, Pyhra und Mistelbach.

Bearbeitungsformen reagiert. Signifikante Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten lassen sich nur am Standort Pixendorf feststellen (HOLLAUS, 2002; Tabelle 2.). Dies lässt den Schluss zu, dass mikrobielle Aktivität und Biomasse stark von der Bodenart abhängen und auch sensibel auf klimatologische Parameter, im besonderen auf Unterschiede in der jährlichen Niederschlagsmenge, reagieren.

## 4 Ausblick

Bodenmikroorganismen sind für die Stoffumsetzung im Boden verantwortlich, da sie die organische Substanz abbauen und Nährstoffe freisetzen. Gleichzeitig sind sie am Kohlenstoffkreislauf und somit an der CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus landwirtschaftlichen Böden beteiligt. Bodenschonende Bearbeitungsweisen zeigen im Vergleich zu konventioneller Bodenbearbeitung mit der Zeit einen höheren organischen Kohlenstoffgehalt und fungieren somit als Kohlenstoffsenke. Im Zuge der aktuellen Klimaproblematik wird deshalb dieses Forschungsgebiet immer interessanter.

Tab. 2: Varianzanalyse der bodenbiologischen Daten des Jahres 2001

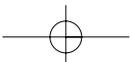
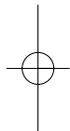
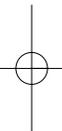
	Pixendorf			Pyhra			Mistelbach		
	KV	KS	DS	KV	KS	DS	KV	KS	DS
Bodenatmung	in mg CO <sub>2</sub> /(100g TS * 24h)								
0-15 cm	14,87 <sup>a</sup>	17,54 <sup>ab</sup>	19,76 <sup>b</sup>	10,79	11,01	10,22	23,39	25,36	26,11
15-30 cm	13,91	15,20	14,70	7,04	8,22	8,03	21,15	24,27	22,49
DHY Aktivität	in µg TPF/(g TS * 16h)								
0-15 cm	13,34 <sup>a</sup>	18,28 <sup>ab</sup>	26,15 <sup>b</sup>	10,22	16,12	19,59	22,07	18,06	24,32
15-30 cm	12,60	9,84	10,62	13,38	10,37	10,00	12,27	14,97	12,70
Akt. Nitrifikation	in µg N/(100g TS * h)								
0-15 cm	0,43 <sup>a</sup>	0,56 <sup>b</sup>	0,60 <sup>b</sup>	0,12	0,15	0,14	0,50	0,44	0,57
15-30 cm	0,36	0,34	0,34	0,11	0,13	0,08	0,47	0,44	0,37
Pot. Nitrifikation	[µg N/(100g dm * h)]								
0-15 cm	5,66 <sup>a</sup>	8,47 <sup>b</sup>	10,84 <sup>c</sup>	9,71 <sup>a</sup>	10,32 <sup>ab</sup>	15,14 <sup>b</sup>	14,01 <sup>a</sup>	11,53 <sup>b</sup>	14,91 <sup>a</sup>
15-30 cm	4,32	3,81	4,20	8,47 <sup>a</sup>	9,99 <sup>a</sup>	13,25 <sup>b</sup>	10,00	9,54	8,38
CFI Methode	in mg Biomasse-C/100g TS								
0-15 cm	26,75	23,70	28,06	36,76 <sup>a</sup>	38,06 <sup>a</sup>	55,35 <sup>b</sup>	33,57 <sup>a</sup>	19,70 <sup>b</sup>	31,59 <sup>a</sup>
15-30 cm	10,53 <sup>a</sup>	21,35 <sup>b</sup>	14,37 <sup>a</sup>	27,99	35,89	38,98	16,32 <sup>a</sup>	26,00 <sup>b</sup>	20,56 <sup>ab</sup>
SIR	in mg Biomasse-C/100g TS								
0-15 cm	68,25 <sup>a</sup>	89,62 <sup>ab</sup>	98,38 <sup>b</sup>	51,71 <sup>a</sup>	60,46 <sup>ab</sup>	79,99 <sup>b</sup>	92,02	87,45	103,67
15-30 cm	59,01	60,11	61,10	42,26	53,24	48,78	72,24	77,89	76,18

Werte die mit dem gleichen Buchstaben gekennzeichnet wurden sind nicht signifikant verschieden (p<0.05)

## 5 Referenzen

- ANDERSON, J.P.E., and K.H. DOMSCH. (1978): *A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils*. Soil Biol. Biochem. 10:215-221.
- BERG, P., and T. ROSSWALL, 1985: *Ammonium oxidizer numbers, potential and actual oxidation rates in two swedish arable soils*. Biol. Fert. Soils. 1:131-140.
- ISERMEYER, H. (1952): *Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Carbonate im Boden*. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 56:26-38.
- JÄGGI, W. (1976): *Die Bestimmung der CO<sub>2</sub>-Bildung als Maß der bodenbiologischen Aktivität*. Schw. Landw. Forschung. 15:371-380.
- SCHINNER, F., R. ÖHLINGER, E. KANDELER, and R. MARGESIN (Eds.). (1995): *Methods in Soil Biology*. Springer-Verlag, Berlin.

- 
- TABATABAI, M.A. (1994) : *Soil Enzymes*. Methods of Soil Analysis, Part 2. Microbiological and Biochemical Properties-SSSA Book Series, No.5. pp.775-883. Madison, USA.
- HOLLAUS, K. (2002): *Interrelationship between tillage and microbial activity of different soils in Austria and the US*. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur Wien.
- KLIK, A., B. Frauenfeld und K. Hollaus. (2002): *Experiences with conservation tillage and no-till in Austria*. E. van Santen (ed.). Making Conservation Tillage Conventional: Building a Future on 25 Years of Research. Proc. Of 25th Annual Southern Conservation Tillage Conference for Sustainable Agriculture. Auburn, USA.
- KLIK, A., K. HOLLAUS und A.S. ZARTL. (2001): *Effects of tillage on soil biological properties*. Annual meeting ASA-CSA-SSSA, Charlotte. Book of Abstracts.



# Ökotoxikologische Untersuchungen des Aluminium-Stress bei Bodenbakterien

Paul ILLMER

Institut für Mikrobiologie, Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck; Paul.Illmer@uibk.ac.at

## Zusammenfassung

Aluminium ist nicht nur das häufigste Metall in der Erdkruste sondern auch ein sehr giftiges Element. Die Toxizität des Al ist sowohl im Bereich der Umweltforschung (Stichwort Waldsterben) als auch im Bereich der Medizin (Alzheimer'sche Krankheit) hoch relevant. Dennoch gibt es sowohl in physiologischer Hinsicht und umso mehr im komplexen Bereich Boden große Wissenslücken, was das Zusammenspiel einzelner Toxizitätsmechanismen angeht. Mit der vorliegenden Arbeit wird versucht, Ergebnisse, die an Boden einerseits und an Bodenmikroorganismen in Reinkultur andererseits erarbeitet wurden, einander gegenüberzustellen und sie auf ihre Aussagekraft zu untersuchen.

## Summary

Aluminium the most abundant metal in earth-crust is very toxic to all forms of life. Al was shown to be of great importance to environmental sciences (e.g. forest decline) and to medical research (e.g. Alzheimer' disease). However, in both, physiological and soil sciences a lot of questions remained unsolved yet - especially what the combined effects of several toxicity mechanisms are concerned. In the present investigation results, obtained from soil on the one hand and from soil microorganisms on the other hand, are compared.

## 1 Einleitung

Die toxische Wirkung des Aluminiums, dem häufigste Metall und dritthäufigsten Element in der Erdkruste, ist seit langem bekannt und erfuhr in den letzten Jahrzehnten v.a. durch zwei Zusammenhänge gesteigerte Aufmerksamkeit. Einerseits wurde in einer vielbeachteten Arbeit von Ulrich aufgezeigt, dass die mit der Bodenversauerung einhergehende Al-Mobilisierung mitverantwortlich für die unter dem Begriff Waldsterben zusammengefassten Symptome ist (Ulrich et al. 1981), zum anderen wurden Zusammenhänge des Aluminiums mit neurologischen Erkrankungen von Mensch und Tier (Alzheimer, Parkinson, Dialysis encephalopathy) zum Teil nachgewiesen, zum Teil zumindest vermutet (Nayak 2002). Speziell die medizinischen Implikationen bewirkten eine intensive wissenschaftliche Auseinandersetzung mit Al, sodass heute ein Vielzahl von Toxizitätsmechanismen z.T. sehr präzise beschrieben sind (Yokel and McNamara 2001). Dennoch liegen über die

Interaktionen der einzelnen Toxizitätseffekte und über die Übertragbarkeit auf das System Boden noch kaum schlüssige Daten vor (Pina and Cervantes 1996).

In der vorliegenden Arbeit wird versucht, i) einen Überblick über einzelne von uns nachgewiesene Toxizitätsmechanismen zu geben und ii) zu untersuchen, ob sowohl im Boden als an Reinkulturen vergleichbare Mechanismen nachgewiesen werden können.

## 2 Material und Methoden

Es wurden eine Reihe von bodenbiologischen und physiologischen Untersuchungen angestellt, auf deren Methodik an dieser Stelle jedoch nicht eingegangen werden kann (Illmer et al. 1995; Illmer and Schinner 1997; Illmer and Schinner 1999; Illmer and Erlebach 2004; Illmer et al. 2003)

## 3 Ergebnisse und Diskussion

Stress, ein Begriff, der zu Beginn des letzten Jahrhunderts von einem Biochemiker (nicht von Psychologen) in die wissenschaftliche Literatur eingeführt worden ist, wird von Mikrobiologen allgemein als jene Situation bezeichnet, die das Wachstum und/oder die Reproduktion von Mikroorganismen inhibiert (Jennings 1993). In der Bodenmikrobiologie ist es jedoch selbst mit modernsten Methoden nicht möglich, Wachstums- und Reproduktionsraten einzelner Individuen oder Populationen zu verfolgen, weshalb in diesem Fall Stress etwas unscharf als eine Reaktion umschrieben wird, die durch eine von der Norm abweichende Situation hervorgerufen wird. Als Messparameter musste man sich auf Summenparameter wie z.B. die mikrobielle Biomasse oder verschiedene Enzymaktivitäten beschränken, Parameter, die hinsichtlich ihrer Aussagekraft in einer Vielzahl von Untersuchungen bearbeitet und auch unterschiedlich beurteilt wurden. In der vorliegenden Arbeit wird, da sich der Al-Stress im Boden nur sehr schwer, in Reinkultur aber deutlich leichter und präziser beschreiben lässt, die Al-Toxizität getrennt nach diesen beiden Untersuchungsmatrices dargestellt.

### 3.1 Al-Effekte im Boden

In einer ersten Untersuchung zu diesem Thema konnte an Hand von ausgewählten Böden eine deutliche Beeinflussung der mikrobiellen Biomasse des Bodens festgestellt werden (Illmer et al. 1995). Um diese Ergebnisse zu verifizieren wurde eine umfangreiche Studie unter Miteinbeziehung von ca. 100 verschiedenen Waldstandorten von

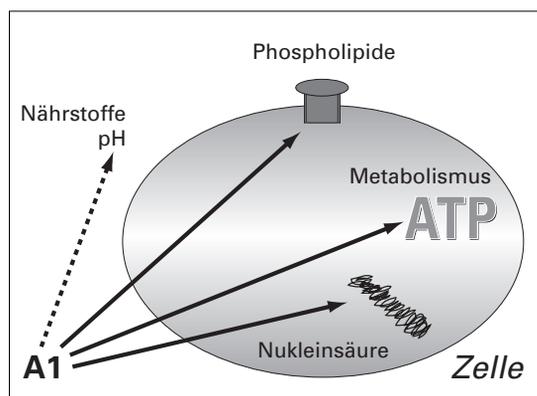
Tirol durchgeführt. Während einfache, univariate statistische Auswerteverfahren einen Al-Effekt nicht erkennen ließen, konnte durch multivariate Verfahren dieser Effekt nachgewiesen und auch von anderen, indirekten Effekten des Al (pH-Reduktion durch die Wirkung des Al als Kationensäure. Interaktionen mit Nährstoffverfügbarkeiten) unterschieden werden. Multiple Regressionsanalysen zeigten, dass von den verfügbaren Elementen neben Al nur mehr Phosphor und Magnesium eine gewisse Rolle für biotische Parameter zu spielen scheinen.

Auch wenn Al als zentraler Einflussfaktor für die Bodenmikroflora bestätigt werden konnte, so wurden prinzipielle Mängel bei der Untersuchung des Al-Effektes im Boden deutlich: a) Der Aufwand, der zu einem eindeutigen Ergebnis notwendig ist, ist (u.a. bedingt durch die große Inhomogenität im Boden) beträchtlich; im vorliegenden Fall 100 Boden mit 32 biotischen und abiotischen Parametern. b) Es können häufig nur wahrscheinliche Zusammenhänge beschrieben werden, kausale Aussagen über die Wirkungsweisen der Al-Toxizität sind jedoch auch bei beträchtlichem Arbeitsaufwand nicht möglich.

Dies führte notwendigerweise zu Untersuchungen des Al-Stress an Reinkulturen.

### 3.2 Al-Effekte an Reinkulturen

Der erste Schritt bei der Untersuchung des Al-Stress an Reinkulturen stellt die Auswahl geeigneter Untersuchungsorganismen und deren möglichst exakte physiologische und toxikologische Charakterisierung dar (Illmer and Schinner, 1997). In der Abbildung 2 sind die prinzipiellen Wirkungsweisen des Aluminiums auf Zellen dargestellt. Untersuchungen zu den Interaktionen des Aluminiums mit Nährstoffen – vor allem Phosphor (s. o.) – zeigten, dass bereits 350  $\mu\text{M}$  Phosphor genügte, um die scheinbare Al-Toleranz von *Pseudomonas* sp. um ca. 1000  $\mu\text{M}$  zu steigern (Illmer and Schinner 1999). Komplexierungsreaktionen von Aluminium mit organischen Medienbestandteilen (gefördert durch gemeinsames Autoklavieren) führten zu einer weiteren Steigerung der Al-Toleranz um ca. 1500  $\mu\text{M}$ . Indirekte Effekte von Al (über die Wirkung als Kationensäure) konnten in Reinkultur –



anders als im Boden – relativ leicht ausgeschlossen werden, indem über Puffersubstanzen der pH-Wert auf einem gewünschten Niveau gehalten, oder über Titrationen mit HCl der gleiche pH-Wert wie in den Al-Varianten eingestellt wurde.

Abb. 2:  
Übersicht über zelluläre toxische Effekte des Aluminiums.

Der erste Kontakt des Al-Ions mit der Zelle selbst muss zwangsläufig an der äußeren Zellhülle erfolgen. Die Zellwand und speziell die Plasmamembran haben die Aufgabe, die Zelle nach außen hin abzugrenzen und die Konzentrationen von (un-)erwünschten Substanzen auf geforderten Niveaus zu halten. Mit der Konzentration gelöster Substanzen einhergehend wird durch die Membran aber auch der (nicht mit dem Frischgewicht zu verwechselnde) intrazelluläre Wassergehalt konstant gehalten. Es zeigte sich, dass Al eine ca. 100%-ige Steigerung des intrazellulären Wassers (in  $\text{g g}^{-1}$  TS) bewirkte, wohingegen in der HCl-Variante (mit dem gleichem pH-Wert) nur ein Anstieg um ca. 15% festzustellen war. Es könnte durch löchrig gewordene Membranen und strukturellen Veränderungen in der Peptidoglycanschicht der Zellwände zu einer Fehlfunktion kommen, was neben einer Störung des Ionenhaushaltes auch in einer osmotischen Deregulierung und schließlich zu einem Platzen der Zellen führen könnte (Suwalsky et al. 2002; Illmer and Erlebach 2004). Diese Arbeitshypothese konnte auch durch eine Bestimmung der Größe von bakteriellen Zellen mit und ohne Al-Stress belegt werden (Illmer and Erlebach 2004). Entsprechend den Ergebnissen aus den Bodenuntersuchungen wurde versucht, diese toxischen Effekte durch Phosphor und Magnesiumapplikationen auszugleichen, was in Zusammenhang mit Phosphor gelang, mit Magnesium jedoch nicht.

Einer der untersuchten Messparameter für die Beeinflussung des Metabolismus war die saure Phosphatase (EC 3.1.3), die sich aus mehreren Gründen dafür anbot: i) sowohl im Boden als auch in Reinkultur sind vielfältige Interaktionen zwischen Phosphaten und Aluminum bekannt ii) Phosphatasen katalysieren Hydrolysen von Phosphorsäureestern und sind somit für den C-Stoffwechsel, die NS-Synthese, und den Phospholipid-Stoffwechsel von Bedeutung (s. Abb. 2) und iii) die Phosphatasen werden nach der einfachen Michaelis-Menten-Kinetik reguliert.

An dem Enzym ließen sich schon ab dem  $\mu\text{molaren}$  Bereich deutliche Hemmungen durch Al nachweisen und außerdem – was im Boden kaum möglich ist – kausal erklären. So konnte durch die Auswertung der enzymkinetischen Daten gezeigt werden, dass die Al-Phosphatase-Interaktion einem Nicht-kompetitiven Inhibitionstyp zuzuordnen ist, der definitionsgemäß reversibel ist, nicht durch hohe Substratkonzentrationen ausgeglichen werden kann, eine Bindung des Inhibitors an das Enzym bedingt und einen Hinweis auf periphere  $\text{Mg}^{2+}$  Ionen (s. Bodenuntersuchungen) liefert. Wieder war eine deutliche Trennung des Al- und des pH-Effektes möglich. Darüber hinaus konnten auch Fragestellungen untersucht werden, die im Boden bislang stets unbeantwortbar blieben: Es konnte z.B. ein deutlicher Unterschied zwischen den Enzymaktivitäten der sensitiven und jener der toleranten Bakterien aufgezeigt werden – insofern als die Phosphatase des toleranten Stammes durch geringe Al-Konzentrationen sogar gefördert wurde. Die sich daraus zwingend ergebende Frage nach einer möglichen Adaptierung des toleranten Stammes wurde ebenfalls untersucht. Überraschenderweise zeigte sich, dass eine über viele Generationen dauernde Al-

Exposition eine erhöhte Toleranz gegenüber niedrigen pH-Werten jedoch eine geringere Toleranz gegenüber hohen Al-Konzentrationen bewirkte.

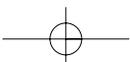
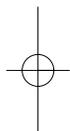
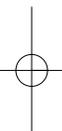
Die angeführten Beispiele beschreiben natürlich nur einen kleinen Ausschnitt aus der gesamten mikrobiellen Physiologie. Dennoch lassen sich an Hand solcher Parameter Fragestellungen klären und nicht nur – worauf man im Boden meist leider beschränkt ist - mögliche Zusammenhänge beschreiben. Die sich daraus ergebende Forderung ist eine viel stärkere Zusammenarbeit von Boden(mikro)biologen und Physiologen, da nur auf der Basis solch fächerübergreifender Ansätze komplexe Fragestellungen wie die Al-Toxizität erklärt werden können.

## Dank

Die Untersuchungen wurden vom FWF (Projekte Nr. 11371 und 15018) gefördert.

## 4 References

- ILLMER, P., K. MARSCHALL, and F. SCHINNER (1995): *Influence of available aluminium on soil microorganisms*. Letters in Applied Microbiology 21, 393-397.
- ILLMER, P. and F. SCHINNER (1997): *Influence of aluminum on motility and swarming of Pseudomonas sp. and Arthrobacter sp.* FEMS Microbiology Letters 155, 121-124.
- ILLMER P. and F. SCHINNER (1999): *Influence of nutrient solution on Al-tolerance of Pseudomonas sp.* FEMS Microbiology Letters 170, 187-190.
- ILLMER, P, U. OBERTEGGER and F. SCHINNER (2003): *Microbiological properties in acidic forest soils with special consideration of KCl extractable Al*. Water Air and Soil Pollution 148, 3-14.
- ILLMER, P. and C. ERLEBACH (2004): *Influence of Al on growth, cell size and content of intracellular water of Arthrobacter sp. PI/1-95*. Antonie Van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology, 84, 239-246.
- JENNINGS, D.H. (1993): *Understanding tolerance to stress: Laboratory culture versus environmental actuality*. In: D. H. JENNINGS (ed.) Stress tolerance of fungi. Marcel Dekker, New York, pp 1-12.
- NAYAK P. (2002): *Aluminium: Impacts and disease*. Environm. Research Section A 89, 101-115.
- PINA R.G. & C. CERVANTES (1996): *Microbial Interaction with aluminium*. BioMetals 9, 311-316.
- SUWALSKY M, B. NORRIS, T. KISS and P. ZATTA (2002): *Effects of Al(III) speciation on cell membranes and molecular models*. Coordination Chemistry Reviews 228, 285-295.
- ULRICH B, P. BENECKE, W. F. HARRIS, P. K. KHANNA, and R. MAYER (1981) *Soil processes*. In: REICHL E (ed.) Dynamic properties of forest ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, London, New York, pp 265-339.
- YOKEL R.A. and P. J. MCNAMARA (2001): *Aluminium Toxicokinetics: an updated minireview*. Pharmacology & Toxicology 88, 189-167.



# Mesofaunenerhebungen in alpinen Böden: Präzision und Reproduzierbarkeit

Rüdiger KAUFMANN<sup>1</sup>, Michael HOSCHITZ<sup>2</sup> und Heinrich SCHATZ<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Institut für Zoologie und Limnologie, Universität Innsbruck, Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck

<sup>2</sup>Institut für Zoologie, Universität Wien, Althanstraße 14, A1090 Wien

## Zusammenfassung

Anhand von Hornmilben (Oribatida) und Nematoden werden die Beprobungsvariabilitäten für Abundanz- und Diversitätsbestimmungen sowie für die Zusammensetzung der Artengemeinschaften gezeigt. Zwei unterschiedliche Proben-Designs wurden analysiert: Transekte (Oribatida) und flächenerfassende Mischproben (Nematoda). Daraus resultieren Empfehlungen für Stichprobengrößen und Beprobungsstrategien für bodenzoologische Untersuchungen in alpinen Habitaten.

## Summary

Sampling variabilities of abundance and diversity estimates, and of community composition are shown for oribatid mites and for nematodes. Two different sampling designs were analysed: transect sampling (Oribatida) and pooled samples covering whole sites (Nematoda). Recommendations for sample sizes and designs are given for investigations of soil fauna in alpine habitats.

## 1 Einleitung

Bodentiere zeigen typischerweise hoch aggregierte räumliche Verteilungsmuster. Dazu kommen zeitliche Fluktuationen der Abundanzen und Saisonalitäten. Dadurch sind präzise Daten in der Bodenbiologie besonders schwierig zu erheben, und die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse ist problematisch. Dies gilt für Abundanzbestimmungen, Diversität sowie Vergleichbarkeit der Artengemeinschaften gleichermaßen. Relevant ist dies in der Untersuchungsplanung für die Verlässlichkeit von Bestandsaufnahmen oder für die Detektierbarkeit ökosystemarer Veränderungen im Monitoring, besonders dann, wenn bei Screening-Untersuchungen und beim Monitoring Aufwand und Kosten zu minimieren sind.

Gut analysiert in dieser Hinsicht ist der ähnlich schwierige marine und limnische Zoobenthos (ELLIOTT 1977), und auch zur Bodenfauna gibt es Untersuchungen (EKSCHMITT 1998). Aus alpinen Lebensräumen ist hingegen wenig bekannt. Aufgrund der ausgeprägten Dynamik und räumlichen Heterogenität der flachgründigen und steinigen Böden könnten hier überdurchschnittliche Probenvariabilitäten zu erwarten sein. Daher wurden im Rahmen eines Projektes über die Biodiversität

alpiner Evertebraten unterschiedliche alpine Habitats intensiv auf Mesofauna (Mikroarthropoden und Nematoden) beprobt, um eine Basis für die Planung und Kostenkalkulation von künftigen Monitoringprojekten zu schaffen. Anhand der Hornmilben (Oribatida) und der Nematoden wurden die Streuungen der Ergebnisse analysiert.

## 2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Im Raum Obergurgl (Ötztal, Tirol) wurden 5 typische, aber unterschiedliche Standorte oberhalb der Waldgrenze ausgewählt (Seehöhe 2000-2600 m): alpiner Rasen (S04, 2600 m), Weidefläche (S06, 1950 m), Flechtenheide (S07, 2250 m), Moräne (S09, 2300 m) und Moor (S10, 2300 m). Als artenreiche Zielorganismen wurden Nematoden auf Gattung, teilweise auf Art (105 Taxa), und Milben, davon die Hornmilben (Oribatida) auf Artniveau (66 Arten), bestimmt.

Nematoden: Mischproben 100 g aus 10 einzelnen Stechproben (2 cm Ø, 10 cm Tiefe) auf einer Fläche von 30×40 m. Je Standort 9 Replika zu 3 Terminen (07/2001, 08/2001, 09/2001) und 3 Replika im folgenden Jahr (07/2002). Baermann-Extraktion. Standortmittel: 80 – 380 Ind. pro 100 g, 40 – 60 Gattungen.

Mikroarthropoden: Pro Standort 25 Einzelproben 100 cm<sup>3</sup> (5 cm Tiefe) entlang eines Transsekts in 5 Probengruppen (Abstand 10 m), jede Gruppe aus 5 unmittelbar benachbarten Proben (innerhalb von 30 cm). Damit sollten die Variabilitäten im Sub-Meter-Bereich und in der Dimension 10 m erfasst werden. Eine Beprobung (07/2001). Berlese-Extraktion.

Standortmittel: Oribatiden 20 – 150 Ind. pro 100 cm<sup>3</sup>, 12 – 40 Arten (Acari gesamt 50 – 220 Ind. pro 100 cm<sup>3</sup>), Collembolen 5 – 60 Ind. pro 100 cm<sup>3</sup>.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Abundanz

Die Variabilitäten der Individuenzahlen in replizierten Proben (gleicher Standort, gleicher Probentermin) hingen durch die aggregierten Verteilungsmuster ungewöhnlich stark von der mittleren Abundanz ab (Abb. 1). Bei den Mikroarthropoden waren die Variationskoeffizienten von Mittelwerten aus Probengruppen (je 5 Proben unmittelbar nebeneinander) zwar niedriger als die aller 25 Einzelproben eines Transsektes, aber weniger als bei zufälliger Verteilung entlang der Transsekte zu erwarten wäre. Erwartungsgemäß waren die Streuungen der Mischproben der Nematoden, die über

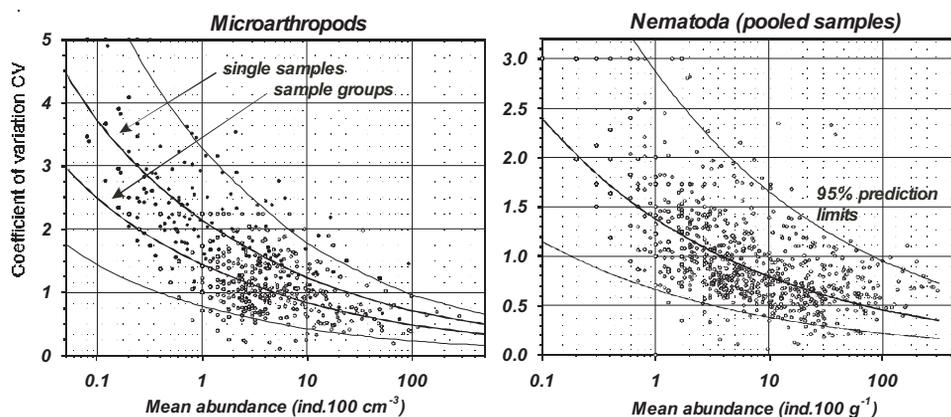


Abb. 1:

Variationskoeffizienten von Abundanzschätzungen einzelner Taxa in Abhängigkeit von der Abundanz (Mittlere Trends und 95%-Bereiche).

den gesamten Standort mittelten, deutlich niedriger. Für beide Gruppen sanken die Streuungen aber nur bei den abundanten Taxa unter 100% des Mittelwertes. Bei niedriger Abundanz erreichten sie 200% des Mittelwertes bei den Nematoden und 300 – 400% bei den Mikroarthropoden. Bemerkenswerterweise galten die gleichen Relationen zwischen Variationskoeffizient und Abundanz für alle taxonomischen Niveaus (Arten, Gattungen, Familien).

Aus diesen Relationen kann die erforderliche Probenzahl  $N_P$  für einen akzeptierten relativen Fehler  $E_{rel}$  bestimmt werden:

$$N_P = \left( t_p \frac{CV(A)^2}{E_{rel}} \right)$$

$CV(A)$  Variationskoeffizient für bestimmte Abundanz  $A$   
 $t_p$  t-Wert für gewünschtes Konfidenzniveau  $p$  (ca. 2 für 95% und mehr als 10 Proben)

Daraus ergibt sich, dass Genauigkeiten besser als  $\pm 25\%$  mit realisierbarem Aufwand kaum erreichbar sind, für seltenere Taxa ist weit weniger zu erwarten. Nicht zu vergessen ist, dass solche Streuungs-Abundanz-Relationen nur für ein bestimmtes Beprobungs-Design gelten.

### 3.2 Diversität

Jede Abschätzung von Artenzahlen stößt unweigerlich auf das Problem der Erfassung seltener Arten. Rarefaction-Analysen des gesamten Materials der Standorte (Abb. 2) zeigten, dass für Nematoden auf Gattungsniveau etwa 2000 – 4000 Individuen ausreichen, darüber flachten die Rarefaction-Kurven ab. Bei den Oribatiden auf Artniveau war dies mit maximal 1500 Individuen pro Standort noch nicht der Fall.

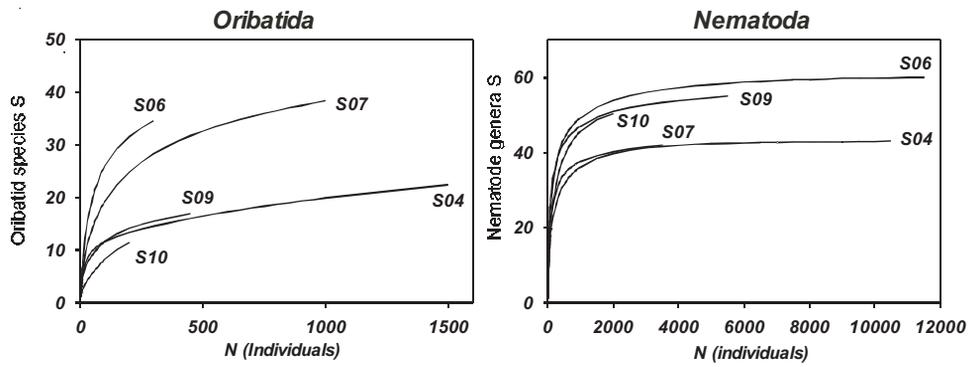


Abb. 2:  
Rarefaction-Kurven für Oribatiden und Nematoden des Gesamtmaterials aller Standorte.

Dementsprechend waren die geschätzten Genauigkeiten der Taxazahlen  $\pm 10\%$  für Nematoden, aber nur  $\pm 30\%$  für Oribatiden, hier zusätzlich stark abhängig von der lokalen Abundanz.

Wie üblich, zeigten Diversitätsindizes (Shannon-Wiener) eine wesentlich geringere Abhängigkeit von der Größe der Proben, bereits einzelne Probengruppen gaben eine adäquate Schätzung der Standortdiversität. Erreicht wird dies jedoch durch eine geringere Berücksichtigung der seltenen Taxa indem Artenzahl und Dominanzspektrum kombiniert werden.

Bedingt durch die Verteilung der Arten auf viele Familien konnte sowohl für Nematoden als auch für Oribatiden aus der Zahl der Familien eine gute Schätzung für die Artenzahl gewonnen werden. Hier liegt ein Einsparungspotential für den Bestimmungsaufwand bei Screening-Untersuchungen. Allerdings waren bei den Nematoden die Standortdiversitäten so ähnlich, dass hier eine korrekte Reihung auf Familienbasis nicht mehr möglich gewesen wäre.

### 3.3 Artengemeinschaften

Einzelproben sind generell zu klein für eine Charakterisierung der Artengemeinschaften. Die mittleren Unterschiede (Bray-Curtis-Distanzen, normiert von 0 bis 1)

Tab. 1:  
Mittlere Bray-Curtis-Distanzen zwischen Proben-Replika (Nematoden-Mischproben)

Berechnungs-basis	Abundanz	Abundanz (Quadratwurzel)	Dominanz (%)
Genera/Arten	0.50	0.39	0.40
Familien	0.46	0.34	0.35
Ernährungstypen	0.36	0.22	0.20

erreichten 50% bei den Nematoden-Mischproben und etwa 70% bei den Einzelproben der Oribatiden. Bei den Nematoden (Tab. 1) war die Variabilität der prozentuellen Zusammensetzung geringer als die der absoluten Abundanzen, letztere ließen sich jedoch durch Datentransforma-

tionen (Quadratwurzel oder Logarithmus) wesentlich verbessern. Kaum Unterschiede gab es bei Betrachtung auf verschiedenem taxonomischen Niveau, bei Zusammenfassung der Familien zu Ernährungstypen stieg die Reproduzierbarkeit aber beträchtlich.

## 4 Diskussion

Die ausgeprägten Aggregationsmuster der Bodenmesofauna stellen erhebliche Anforderungen an die Beprobung, allerdings dürften die alpinen Habitate trotz ihrer auffälligen Heterogenität keinen Sonderfall darstellen (vgl. EKSCHMITT 1998). Notwendig sind mindestens 10 – 20 Einzelproben auf Flächen von 100 – 500 m<sup>2</sup>, bei erhöhten Anforderungen an die Datenqualität deutlich mehr. Flächendeckende Mischproben sind eine empfehlenswerte Alternative. Gegenüber Einzelproben liefern sie gute statistische Qualität bei wesentlich geringerem Aufwand, mindestens 5 Replika sind zur Abschätzung der Variabilität bzw. für Vergleichstests nötig.

Unerwartet waren die weitgehend gleich bleibenden Variabilitäten der Nematoden und Oribatiden bei Betrachtung auf verschiedenem taxonomischen Niveau. Einerseits ergeben Zusammenfassungen mehrerer Arten durch die größeren Individuenzahlen zumeist eine verbesserte Reproduzierbarkeit (EKSCHMITT 1998, KAUFMANN et al. 2002), andererseits wird dies durch einen Informationsverlust erkauft. Welches taxonomische Niveau Standortunterschiede oder zeitliche Veränderungen am besten erkennen lässt, muss daher im Einzelfall geprüft werden. Jedenfalls sind Artbestimmungen nicht immer besser, höhere Taxa – oder auch Gilden – können bei geringerem Aufwand schärfere Aussagen liefern.

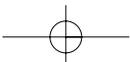
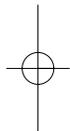
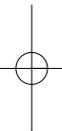
Artenzahlen sind in der derzeitigen Biodiversitätsdiskussion zwar besonders wichtig, aber auch besonders schwierig genau zu bestimmen. Änderungen und Unterschiede der Artengemeinschaften sind mittels Ordinationsanalysen, die die Daten der einzelnen Taxa auswerten, wesentlich schärfer zu fassen.

### Dank

Diese Untersuchung wurde von der Österr. Akademie der Wissenschaften, Nationalkomitee für Alpenforschung, finanziert.

### Literatur

- EKSCHMITT, K. (1998): Population assessments of soil fauna: General criteria for the planning of sampling schemes, *Appl. Soil Ecol.* 9, 439-445
- ELLIOTT, J.M. (1977): Statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwater Biological Association, Windermere*, 156 pp
- KAUFMANN, R., M. FUCHS und N. GOSTERXEIER (2002): The soil fauna of an Alpine glacier foreland: Colonization and succession, *Arct. Antarct. Alp. Res.* 34, 242-250



# Stickstoff und Treibhausgase in verschiedenen Waldökosystemen

Barbara KITZLER<sup>1</sup>, Katja PÖRTL<sup>2</sup>, Torsten BERGER<sup>2</sup> und  
Sophie ZECHMEISTER-BOLTENSTERN<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Seckendorff-Gudentweg 8, A-1130 Wien

<sup>2</sup> Institut für Forstökologie, Universität für Bodenkultur, Peter Jordanstr. 82, A-1190 Wien

## Zusammenfassung

In den Jahren 2002 und 2003 wurden an 5 Waldstandorten Messungen der N<sub>2</sub>O- Emissionen und Klimamessungen durchgeführt. Während 2002 durch starke Niederschläge und Hochwässer gekennzeichnet war, war der Sommer 2003 heiß und sehr trocken. Dies hatte viel geringere N<sub>2</sub>O Emissionen zur Folge. Vergleiche der N<sub>2</sub>O-Emissionen zwischen den Beständen ergaben, dass einerseits die Baumartenzusammensetzung, andererseits die Stickstoff-Einträge in Wälder eine Rolle spielen. So wurden in den Monaten April-August 2002 in der Fichtenreinkultur in Kreisbach nur ca. 1,1 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> emittiert, während die Emissionen im Fichten-Buchen-Mischbestand fast dreimal so hoch waren. Bestände mit gleicher Baumartenzusammensetzung, wie die beiden Wienerwald Standorte, zeigten unterschiedliche Emissionsmuster, welche durch die N-Einträge in diese Waldökosysteme (stadtnah, stadtfern) erklärbar sind. Achenkirch stellt aufgrund seines Ausgangsgesteines, Dolomit, einen Sonderstandort dar.

## Summary

Measurements of N<sub>2</sub>O-fluxes and climatic parameters were carried out during April-August of 2002 and 2003. The year 2002 was characterized by high rainfall and floodings, whereas the summer of 2003 was dry and hot, which resulted in much lower N<sub>2</sub>O-emissions. Comparing the different stand types lower N<sub>2</sub>O-emissions have been observed for the pure spruce stand (approx. 1,1 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>). In the same year a three-fold higher flux rate was measured in the mixed stand. At the sites with similar tree species composition higher N<sub>2</sub>O fluxes were observed in the stand Schottenwald, near the city of Vienna, which receives higher N-loads.

## 1 Einleitung

Neben CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und Ozon, ist N<sub>2</sub>O (Lachgas) eines der wichtigsten Treibhausgase, das mit ca. 4% (IPCC, 2001) zum Treibhauseffekt beiträgt. Obwohl die Konzentration von N<sub>2</sub>O in der Atmosphäre um das 1000-fache geringer ist als die von CO<sub>2</sub>, gilt es durch seine lange Lebenszeit von 120 Jahren (VOLK et al., 1997) und einem Treibhauspotential von 296 (IPCC, 2001) als hoch wirksames Treibhausgas. N<sub>2</sub>O wirkt neben seiner starken Treibhauswirkung als potentieller Zerstörer von stratosphärischem Ozon. Böden wird die Hauptlast (10,2 Tg N<sub>2</sub>O-N a<sup>-1</sup>) an der glob-

alen  $N_2O$  Belastung von  $17,7 \text{ Tg N a}^{-1}$  zugeschrieben (MOISER et al., 1998; KROEZE et al., 1999), wobei ein Großteil der Emissionen der Expansion und Intensivierung der Landwirtschaft zugeschrieben wird. Temperate Waldböden tragen mit  $0,1\text{-}2,0 \text{ Tg N a}^{-1}$  nur einen geringen Prozentsatz zu den Gesamtemissionen bei, doch unterliegen diese Schätzungen bislang noch großen Unsicherheiten.

Die Bildung von  $N_2O$  erfolgt sowohl durch mikrobielle Aktivität im Boden, Nitrifikation und Denitrifikation, als auch durch Verbrennungsprozesse. Die Bildung von Treibhausgasen durch Mikroorganismen ist ein wichtiger natürlicher Prozess. Die Stickstoff-Quellen können sowohl natürlich als auch anthropogen bedingt sein (JAMBERT et al., 1994). Der anthropogen bedingte Eintrag von mineralischem Stickstoff ( $NO_3$  und  $NH_4$ ) in Waldböden hat einen starken Einfluss auf den N-Kreislauf eines Waldökosystems. Zu hohe N-Einträge können unter anderem verstärkte Nitrat-Auswaschung aus Böden, höhere Emissionen von  $N_2O$  und  $NO$ , sowie eine Veränderung der Bestandesvegetation bewirken. Um die Einflüsse von Klima, Waldtyp und Stickstoffeinträgen auf die mikrobiellen  $N_2O$ -Emissionen zu bestimmen, wurden in dieser Arbeit 5 verschiedene Waldökosysteme verglichen. Untersuchungszeitraum waren die Monate April – August 2002 und 2003.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiete

Für die Messungen der Gasemissionen aus Waldböden wurden drei Standorte im Osten (Flyschzone) und ein Standort im Westen (Nordtiroler Kalkalpen) Österreichs ausgewählt. Der Altbuchenbestand Schottenwald (SW, Wienerwald) ist, aufgrund seiner Stadtnähe, durch hohe N-Einträge gekennzeichnet. Im Gegensatz dazu steht der Buchenbestand in Klausenleopoldsdorf (KL, Wienerwald) der wesentlich geringeren N-Einträgen ausgesetzt ist. Am Standort Kreisbach (KB, Voralpen) werden zwei waldbauliche Behandlungsvarianten, ein Fichtenreinbestand mit einem Fichten-Buchenmischwald, verglichen. Der Standort Achenkirch (AK, Tirol) ist durch Dolomit als Ausgangsgestein definiert.

### 2.1 $N_2O$ - Messung

Die Gasprobennahme erfolgt mithilfe von statischen Messkammern, die entweder automatisch oder manuell beprobt werden. Zu Beginn und nach 1 bzw. 2 Stunden wurden zwei Parallelgasproben genommen. Die Analyse der Proben im Labor erfolgte automatisch mittels Headspace-sampler (Dani, HSS 86.50) am Gaschromatographen (HP 5890-Series II). Der GC ist mit einem Elektronen-Einfang-Detektor (ECD) ausgestattet, als Trägergas wird  $N_2$  verwendet.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Klimadaten

Im Jahr 2003 lagen die Messwerte der Luft- und Bodentemperatur sowie der Bodenfeuchte an allen Standorten deutlich über denjenigen des Jahres 2002 (Tab. 1). Während die Lufttemperatur im Jahr 2003 um 0,6 bis 1,9 °C über der des Vorjahres lag, wurden bei der Bodentemperatur um 0,4 bis 2,0 °C höhere Temperaturen gemessen. Weiters unterschied sich auch der Bodenwassergehalt im Vergleich der beiden Jahre 2002 und 2003 deutlich. Da 2002 der Sommer durch starke Niederschläge und Hochwässer gekennzeichnet war, waren die Bodenwassergehalte deutlich höher, als im Sommer 2003.

*Tab. 1:  
Mittlere Luft- und Bodentemperatur (in °C) und Bodenfeuchte (in %), im Untersuchungszeitraum (April – August) an den 5 verschiedenen Standorten. Messung der Bodentemperatur in 3cm Tiefe.*

Standort	Baumart	Lufttemperatur [°C]		Bodenfeuchte [°C]		Bodentemperatur [°C]	
		2002	2003	2002	2003	2002	2003
KB-I	BU, FI	17	17,6	30	27	12,3	13,8
KB-II	FI	16,1	18	23	21	12,1	13,1
SW	BU	17,5	18,8	20,2	14,2	12,5	14,5
KL	BU	17,1	18,7	40,5	23,8	15,0	15,4
AK	BU, FI, TA	13,8	14	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

KB-I = Kreisbach Mischbestand, KB-II = Kreisbach Fichtenreinbestand, SW = Schottenwald, KL = Klausenleopoldsdorf, AK = Achenkirch, BU = Buche, FI = Fichte, TA = Tanne, k.A. = keine Angaben

#### 3.2 N-Deposition und N<sub>2</sub>O-Emissionen

Im Jahr 2002 wurde an den Flysch-Standorten deutlich mehr N<sub>2</sub>O emittiert als im Jahr 2003 (Tab. 2). Dies liegt unter anderem an der höheren Bodenfeuchte, da die mikrobielle Produktion von N<sub>2</sub>O sowohl von der Bodentemperatur als auch vom Bodenwassergehalt abhängig ist (CONRAD et al., 1983; MOSIER et al., 1981).

Vergleiche der 5 Standorte untereinander ergaben ebenfalls sehr unterschiedliche N<sub>2</sub>O-Emissionswerte. Obwohl im Fichten-Buchenmischwald in Kreisbach deutlich weniger Stickstoff eingetragen wurde als im reinen Fichtenbestand, wurden in beiden Jahren signifikant höhere N<sub>2</sub>O-Emissionen im Mischbestand gemessen. BUTTERBACH-BAHL et al. (1997) konnte nachweisen, dass in Fichtenreinbeständen in Deutschland deutlich mehr NO als N<sub>2</sub>O emittiert wird, während in Buchenbeständen mehr N<sub>2</sub>O freigesetzt wurde.

Tab. 2:

Durchschnittliche jährliche N-Einträge und N<sub>2</sub>O-Emissionen (April – August) auf den 5 untersuchten Standorten

Standorte	N-Eintrag (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	N <sub>2</sub> O-N Emissionen (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	
		2002	2003
KB-I	9,2	3,1 ± 4,2	2,3 ± 3,8
KB-II	17,7	1,1 ± 1,0	0,8 ± 0,4
SW	35,0	1,3 ± 1,1	0,7 ± 0,5
KL	10,0	1,2 ± 0,8	0,6 ± 0,4
AK	15,0	0,4 ± 0,3	0,4 ± 0,3

KB-I = Kreisbach Mischbestand, KB-II = Kreisbach Fichtenreinbestand, SW = Schottenwald, KL = Klausenleopoldsdorf, AK = Achenkirch.

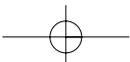
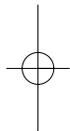
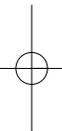
Geringere N<sub>2</sub>O-Emissionen konnten am Standort Klausenleopoldsdorf gemessen werden. Aufgrund übereinstimmender Baumartenzusammensetzung und der ähnlichen Lage ist er mit dem Standort Schottenwald vergleichbar. Dieser Unterschied kann durch eine niedrigere N-Deposition in größerer Entfernung vom Wiener Ballungsgebiet erklärt werden.

Obwohl der Standort Achenkirch einen relativ hohen N-Eintrag aufwies, wurden hier die geringsten N<sub>2</sub>O-Emissionen gemessen. Modellierungen von STANGE et al. (1999) haben gezeigt, dass dieses Waldökosystem einen Sonderstandort darstellt. Statt dem Treibhausgas N<sub>2</sub>O wird hier das unschädliche N<sub>2</sub> im Boden gebildet. Das ist durch einen vollständigen Denitrifikationsprozess zu erklären und könnte mit den günstigen pH-Werten in Braunlehm-Rendzinen in Zusammenhang stehen.

## 5 Literatur

- BUTTERBACH-BAHL, K., R. GASCHÉ, L. BREUER and H. PAPEN (1997): *Fluxes of NO and N<sub>2</sub>O from temperate forest soils: impact of forest type, N deposition and of liming on NO and N<sub>2</sub>O emissions*. Nutrient Cycling in Agroecosystems 48, 79-90
- CONRAD, R., W. SEILER and G. BUNSE (1983): *Factors influencing the loss of fertilizer-nitrogen into the atmosphere as N<sub>2</sub>O*. J. Geophys. Res. 88, 6709-6718
- IPCC, Climate Change 2001: *The Scientific Basis*. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p. 881
- JAMBERT, C., R.A. DELMAS, L. LABROUE and P. CHASSIN (1994): *Nitrogen compound emissions from fertilized soils in a maize field pine tree forest agrosystem in the southwest of France*. J. Geophys. Res. 99, 16523-16530
- KROEZE, C., A. MOISER and L. BOWMANN (1999): *Closing the N<sub>2</sub>O Budget: a retrospective analysis*. Global Biogeochem. Cycles 13, 1-8

- 
- MOSIER, A.R., M. STILLWELL, W.J. PARTON and R.G. WOODMANSEE (1981): *Nitrous oxide emission from a native shortgrass prairie*. Soil Sci. Soc. Am. J. 45, 617-619
- MOISER, A., C. KROEZE, C. NEVISON, O. OENEMA, S. SEITZINGER and O. VAN CLEEMPUT (1998): *Closing the global N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle – OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology*. Nutrient Cycling in Agroecosystems 52, 225-248
- STANGE, F., K. BUTTERBACH-BAHL, H. PAPEN and C. LI (1999): *Entwicklung und Anwendung des prozessorientierten Modells PnET-N-DNDC zur flächenhaften Erfassung von N-Spüregasflüssen aus Waldböden*. Freiburger Forstliche Forschung 7, 179-182
- VOLK, C.M., J.W. ELKINS, D.W. FAHEY, G.S. DUTTON, J.M. GILLIGAN, M. LOWENSTEIN, J.R. PODOLSKE, K.R. CHAN and M.R. GUNSON (1997): *Evaluation of source gas lifetimes from stratospheric observations*. J. Geophys. Res. 102, 25543-25564



# Effect of a Single-time Fertilization on soil Organic C and Microbial Parameters in Tropical Andosol and Vertisol Cultivated with Wheat

Belete LULU<sup>1</sup>, Alessandro PICCOLO<sup>2</sup>, Zena ABATHUN<sup>2</sup>,  
Heribert INSAM<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Inst. of Microbiology, Univ. of Innsbruck, Technikerstr. 25, 6020 Innsbruck, Austria

<sup>2</sup> Dept. of Agrochemistry, Univ. of Napoli, Via Università 100, 80055 Portici, Italy

## Abstract

A field experiment was conducted to study the medium-term effect of single-time fertilizer input (control, 100 kg urea, 15 and 30 t manure ha<sup>-1</sup>) on wheat yield in monocultured Vertisol and Andosol in Ethiopia. Seven years after setup of the experiment, soil samples were collected (0-15 cm) to monitor soil organic C ( $C_{\text{org}}$ ), microbial biomass C ( $C_{\text{mic}}$ ), total soil carbohydrates ( $C_{\text{hy}}$ ), basal respiration, soil pH and soil ecophysiological quotients. In the Vertisol,  $C_{\text{org}}$  was significantly higher in manured than in the control and urea fertilized plots. The  $C_{\text{org}}$  in the Andosol was not significantly affected. In no case the microbial parameters were significantly affected by treatments. The  $C_{\text{mic}}$  and  $C_{\text{hy}}$  were little influenced by soil type, but the Andosol maintained a significantly higher  $C_{\text{org}}$ , basal respiration, and  $q\text{CO}_2$  than the Vertisol, while the  $C_{\text{mic}}:C_{\text{org}}$  ratio was higher in the Vertisol. Considering the pedoturbation in the Vertisol, the results indicate a longer residence time of C and a more efficient microflora (lower  $q\text{CO}_2$ ) in the Vertisol than in the Andosol. Only  $C_{\text{mic}}$  and basal respiration demonstrated a significant seasonality, with highest values in March, after a short rainy period. Despite the lack of treatment effects on the microbiological parameters, the lasting increase of  $C_{\text{org}}$  in the Vertisol suggests a positive medium-term impact of manuring. More research is needed to assess a minimum requirement of organic matter return to these soils in order to exert a positive yield effect on a sustainable basis.

## 1 Introduction

In most cropping systems in Sub-Saharan Africa, nutrients released from the soil reserve are not sufficient to maximize crop yield (Lupwayi & Haque 1998). Manuring is uncommon, as organic matter (OM) is used for other purposes (construction, fuel, feed). Consequently, depletion of soil fertility and soil degradation are widespread, and the search for socially acceptable, environmentally friendly, and economically feasible sustainable farming system in the Sahel region is urgent.

One way to solve this problem is to manipulate the soil biota and rely on soil biological processes at as little organic input as possible. Soil microorganisms are known to play a key role in the process of soil formation, nutrient recycling and energy flow in

terrestrial ecosystems, and are a labile source and sink of essential elements (Jenkinson and Ladd 1981). If other factors are kept constant, their size and activities are regulated by substrate bioavailability (Fraser et al. 1988).

To buffer seasonal changes, nutrient storage in microbial biomass is particularly important in tropical systems (Diaz et al. 1993) where soils are highly weathered and cation exchange capacity is too low to retain nutrients against leaching. In the present study soil organic carbon ( $C_{org}$ ), microbial biomass ( $C_{mic}$ ), soil carbohydrates ( $C_{hy}$ ), basal respiration, and pH were determined in two tropical agricultural soils that were fertilized 7 y prior to sampling. The objectives were (i) to evaluate possible medium-term impacts of the single-time application of different kinds and rates of fertilizers (urea and manure) in reference to control plots on the soil C status and microbial properties, (ii) to study microbial seasonal dynamics and (iii) to assess the effect of soil type on (i) and (ii).

## 2 Materials and Methods

A field experiment was set-up at Debre Zeit agricultural research station (Ethiopia, 08°44'N, 38°58'E, 1850 m above sea level, 870mm mean annual rainfall) in 1990 on chromic Vertisol (swelling and smectite clay) and on Andosol (amorphous allophanic volcanic soil). Treatments (control, 100kg urea, 15 and 30t ha<sup>-1</sup> manure, dw) were applied and then plots were continuously cultivated with wheat without further application of fertilizer or manure. The experiment was arranged in randomized complete block design in three replications.

Sampling was carried out in March, July, and November 1997. Five locations were sampled (0-15cm) per plot (3x5m). The mean monthly temperature during the three sampling times was 19.4, 17.0, 18.1°C, respectively, while soil moisture content was 22, 50 and 15% in the Andosol and 40, 75 and 26% in the Vertisol in March, July, and November, respectively. Both soils were located in close proximity and subject to the same land use history (agriculture) for the last 20 y. Soil physicochemical properties are given in Table 1.

*Tab. 1:*  
*Physicochemical properties of the experimental soils at the start of the experiment*

Soil type	Texture (%)			WHC	P	pH	CEC	C:N
	Clay	Silt	Sand	FC (%)	µg g <sup>-1</sup> soil	(H <sub>2</sub> O)	cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> soil	Ratio
Vertisol	50	35	15	53	17	7.0	29	17
Andosol	38	27	35	28	31	7.2	28	12

WFC = Field capacity; WHC= Water holding capacity; CEC = Cation exchange capacity (Ammonium acetate method)

Basal respiration and substrate induced respiration (SIR) biomass (Anderson & Domsch, 1978) were determined by measuring CO<sub>2</sub> evolution (Heinemeyer et al. 1989). Soil organic C was measured by dry combustion (Insam, 1996). Total soil carbohydrates were determined according to Piccolo et al. (1996). Differences among treatments were tested by analysis of variance and subsequently by Tukey's test.

### 3 Results

**Treatment effects:** Seven years after the single-time fertilizer application, C<sub>org</sub> in the Vertisol was still significantly higher in manured than in the other plots. This was not observed in the Andosol. The Vertisol plots treated with 30t ha<sup>-1</sup> manure had a significantly higher C<sub>org</sub> than plots with 15t ha<sup>-1</sup> manure. All the microbiological parameters considered in this study and C<sub>hy</sub> content of urea fertilized and manured plots were not significantly (p<0.05) different from the control plots. However, similar (but insignificant) trends were obvious in both soils in that manured plots maintained a higher C<sub>mic</sub>, C<sub>org</sub>, basal respiration, qCO<sub>2</sub>, and C<sub>hy</sub> than control and urea treated plots (Table 2).

Tab. 2:  
Soil microbial parameters and organic C in continuously cultivated Vertisol and Andosol, 7 y after fertilizer application (values are means of March samples, n = 3)

	Treatment	C <sub>org</sub> mg g <sup>-1</sup> soil	Basal respiration µg CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> soil h <sup>-1</sup>	Biomass µg C g <sup>-1</sup>	C <sub>mic</sub> ·C <sub>org</sub>	qCO <sub>2</sub>	C <sub>hy</sub> mg g <sup>-1</sup> soil
Vertisol	Control	13.21 <sup>a</sup>	0.84 <sup>a</sup>	350 <sup>a</sup>	2.64 <sup>a</sup>	0.65 <sup>a</sup>	4.68 <sup>a</sup>
	Urea	12.84 <sup>a</sup>	0.82 <sup>a</sup>	358 <sup>a</sup>	2.78 <sup>a</sup>	0.62 <sup>a</sup>	4.63 <sup>a</sup>
	15t ha <sup>-1</sup>	14.00 <sup>b</sup>	0.89 <sup>a</sup>	364 <sup>a</sup>	2.60 <sup>a</sup>	0.66 <sup>a</sup>	4.77 <sup>a</sup>
	30t ha <sup>-1</sup>	14.71 <sup>c</sup>	0.93 <sup>a</sup>	376 <sup>a</sup>	2.56 <sup>a</sup>	0.67 <sup>a</sup>	4.99 <sup>a</sup>
	CV	7.16	23.08	19.91	20.43	18.52	13.10
Andosol	Control	21.78 <sup>d</sup>	1.63 <sup>b</sup>	342 <sup>a</sup>	1.57 <sup>b</sup>	1.29 <sup>b</sup>	4.66 <sup>a</sup>
	Urea	21.66 <sup>d</sup>	1.62 <sup>b</sup>	347 <sup>a</sup>	1.60 <sup>b</sup>	1.27 <sup>b</sup>	4.43 <sup>a</sup>
	15t ha <sup>-1</sup>	21.84 <sup>d</sup>	1.75 <sup>b</sup>	354 <sup>a</sup>	1.62 <sup>b</sup>	1.34 <sup>b</sup>	4.85 <sup>a</sup>
	30t ha <sup>-1</sup>	22.16 <sup>d</sup>	1.84 <sup>b</sup>	369 <sup>a</sup>	1.67 <sup>b</sup>	1.36 <sup>b</sup>	5.01 <sup>a</sup>
	CV	8.42	28.91	19.74	22.55	16.56	12.38

Values within the same column are significantly different (p < 0.05) when followed by different letters

**Seasonality:** Only C<sub>mic</sub> and basal respiration showed a significant change with sampling dates. On both soils, C<sub>mic</sub> and basal respiration were higher in March than in the other two months. The C<sub>mic</sub> decreased with sampling date from the maximum in

March to a lower value in November in the Andosol, while a decline in July was followed by a slight recovery in November in Vertisol (Fig. 1). In November, the Vertisol supported a significantly higher  $C_{mic}$  than the Andosol. Microbial seasonality was not significantly affected by treatments.

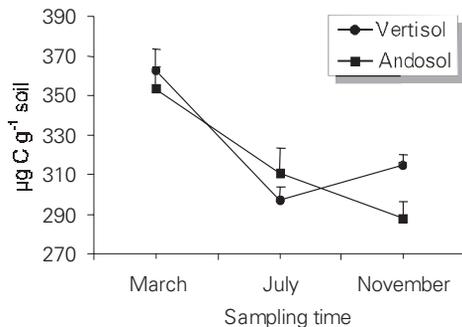


Fig. 1

Microbial seasonal trends in Vertisol and Andosol. Since treatments (manure or urea fertilizer) had no effect on seasonality and shape of the curve, the graph was sketched using treatments average at each sampling date (bars indicate standard deviations)

**Soil type:** The soil type exerted a substantial influence on all parameters, except that the  $C_{mic}$  and  $C_{hy}$  content of both soils were statistically indifferent. The Andosol had a significantly higher  $C_{org}$ , basal respiration and  $qCO_2$  than the Vertisol whereas the  $C_{mic}:C_{org}$  ratio was significantly higher in the Vertisol than in the Andosol.

## 4 Discussion

**Treatment effects:** The significant medium-term residual effect of single-time fertilization on  $C_{org}$  in the Vertisol is an indication for long-term effects of manuring of tropical agricultural soil. Unlike manured plots, the **medium-term effect of urea was not significant**. The  $C_{org}$  may not be suitable to study short-term changes in soil quality but was superior to microbial parameters to indicate a medium-term shift in soil organic matter status. The biological indicators that are supposed to be more sensitive than  $C_{org}$  in short-term studies, which here can be seen in the pronounced seasonality of  $C_{mic}$ , did not show any significant medium-term change. Microbial biomass C across all sampling dates ranged from 277-389  $\mu\text{g C g}^{-1}$  soil (averaged  $325 \pm 49 \mu\text{g C g}^{-1}$  soil) which is within the range previously reported for tropical agricultural soils (Singh & Singh 1993). Lack of a significant effect of amendments on any of the measured chemical and biological parameters in both soils suggests that 7y is long enough to neutralize the possible effect of the single-time fertilizer application in a warm-humid tropical monoculture system. This is in accordance with the view that soil systems will tend towards a state of equilibrium if environmental and anthropogenic factors remain constant over long periods (Anderson & Domsch 1989).

Despite the statistical insignificance of the differences among treatments, it should be noted that the results of both soils suggest similar trends ( $0.05 < p < 0.20$ ) of slightly positive effects of manuring even after 7 y on  $C_{mic}$  and basal respiration.

The  $C_{mic}:C_{org}$  ratio is a sensitive indicator of changes in  $C_{org}$  (gain, equilibrium, loss). Hence, its constancy among treatments (Table 2) and along sampling dates indicates a steady state of  $C_{org}$  (Anderson & Domsch 1989). In line with this, rapid (3-to-10 y) establishment of tropical soils at a new steady state of C after mild management related disturbances has been reported (Feller & Beare 1997; Zech et al. 1997). The lack of change in soil pH (data not given) from the initial level (7.0 and 7.2 for the Vertisol and Andosol, respectively) can be partly explained by a high buffering capacity of both soils.

**Seasonality:** Proliferation of  $C_{mic}$  in March can be attributed to the higher temperature, substrate and nutrient availability (C and nutrient flush from stubble residues of the previous harvest and dead  $C_{mic}$  as a result of drying and wetting action) and near optimum soil moisture. Conversely, the decline in July may be explained by excessive soil moisture (dilution of electrolytes, reduced  $O_2$  level), disturbance from repeated tillage in June, and exhaustion of the fresh organic resources. Although drying further reduced  $C_{mic}$  in the well-drained Andosol, the higher moisture availability and subsequent improvement in  $O_2$  status of the poorly drained Vertisol may have been responsible for the slight rise in November.

**Soil type:** The  $C_{mic}:C_{org}$  ratio difference between the two soils demonstrates that different soils may achieve different steady states with respect to  $C_{org}$  even when exposed to similar environmental and management conditions. Since both soils were located close to each other and had been exposed to similar anthropogenic influence for the last two decades, the difference in C storage can be attributed to the inherent variation in edaphic factors. Difference in C content of the two soils can be explained in two ways: (1) The pedoturbation processes in Vertisol may homogenize and dilute the humic substance within a soil profile. Additionally, a downward movement of C (leaching of dissolved C through cracks in the surface soil at the onset of rainfall and falling of flaking soil particles into the cracks during a dry period) is expected to reduce C concentration in the surface soil. On the other hand, a strong electrochemical bonding of humic substance with sesquioxides and allophane may reduce migration of humic substances and increase its concentration in the surface layer of the Andosol. (2) Reduction in bioavailability of C due to the formation of a strong humus-allophane and humus-sesquioxide complex and the low microbial activity of P from high P fixation capacity of the Andosol might have slowed C turnover to account for higher C sequestration in the Andosol than the Vertisol.

Despite  $C_{org}$  contents were generally higher in the Andosol than in the Vertisol, manuring of the Vertisol had a pronounced positive effect, while no effect was

observed for the Andosol. This stresses the importance of proper management in particular for Vertisol.

The higher proportion of  $C_{hy}:C_{org}$  ratio and  $C_{mic}:C_{org}$  ratio in the Vertisol hints at the redistribution of much of the C in the Andosol into a recalcitrant soil-C compartment and the influence of edaphic factors on C status. In substantiation of this, a strong effect of soil type on C quality and a predominance of aromatic moieties in the Andosol have been reported (Piccolo 1996). Since the  $qCO_2$  at a steady state reflects the maintenance energy requirement of the soil microbes (Nannipieri et al. 1997), the higher  $qCO_2$  in the Andosol can be associated to the inefficiency of its microbial community. These data indicate that in the Andosol there must be a higher C input than in the Vertisol, otherwise a higher  $C_{org}$  could not be maintained. Conversely, the low  $qCO_2$  in the Vertisol also suggests that clay can increase microbial efficiency, for example by selecting for a K-adapted microflora. In agreement to this Martin & Haider (1986) observed efficient microbial conversion of substrates to biomass in clay soil. The observation that  $C_{mic}$  in both soils was similar (with different  $C_{org}$  but same  $C_{hy}$  background) supports the view that clay is particularly preservative for microorganisms and/or suggests that microbial biomass is related to the available C pool rather than the total soil C. The latter is partly corroborated by the strong relationship observed between the readily available C-pool ( $C_{hy}$ ) and  $C_{mic}$ .

## 5 Conclusions

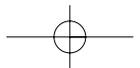
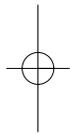
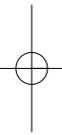
The increase of  $C_{org}$  due to a single-time manuring in the Vertisol indicates possible medium-term positive effects of such fertilization even though this was not accompanied by a medium-term increase in crop yield (personal communication). Acknowledging the socio-economic pressure and multiple use of organic matter in tropical Africa, more research is needed to establish a minimum requirement of organic matter returns to soils. Considering positive effects as indicated by increased  $C_{org}$  a diversion of some of the manure (and other crop residues) back into the fields needs to be considered for establishing a self-sustaining system, particularly for Vertisols.

## 6 Acknowledgements

This work was supported by the Austrian Science Foundation (P1012-GEO) and Austrian Academic Exchange Service. We are indebted to the Jimma College of Agriculture, the Ethiopian Agricultural Research Organization, and all personnel involved in sampling and shipping of samples. Special thanks go to M. Berreck, A. Rangger and to the other members of the Microbial Ecology working group.

## 7 References

- ANDERSON, J.P.E., DOMSCH, K.H. (1978) *A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils*. Soil Biology & Biochemistry 10, 215-221.
- ANDERSON, T.H., DOMSCH, K.H. (1989) *Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils*. Soil Biology & Biochemistry 21, 471-479.
- DIAZ, S., GRIME, J.P., HARRIS, J., MCPHERSON, E. (1993) *Evidence of a feedback mechanism limiting plant response to elevated carbon dioxide*. Nature 364, 616-617.
- FELLER, C., BEARE, M.H. (1997) *Physical control of soil organic dynamics in the tropics*. Geoderma 79, 69-116.
- FRASER, D.G., DORAN J.W., SAHS, W.W., LESOING, G.W. (1988) *Soil microbial populations and activities under conventional and organic management*. Journal of Environmental Quality 17, 585-590.
- HEINEMEYER, O., INSAM, H., KAISER, E.A., WALENZIK, G. (1989) *Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis*. Plant and Soil 116, 191-195.
- INSAM, H. (1996) *Organic carbon by dry combustion*. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (eds) Methods in Soil Biology. Springer, Berlin, pp. 400-403.
- JENKINSON, D.S., LADD, J.N. (1981) *Microbial biomass in soil: measurement and turnover*. In: Paul, E.A., Ladd, J.N. (eds) Soil Biochemistry, Vol. 5, Dekker, New York, pp. 415-471.
- LUPWAYI, N.Z., HAQUE, I. (1998) *Leucaena hedgerow intercropping and cattle manure application in the Ethiopian highlands*. III. Nutrient balances. Biology and Fertility of Soils 28, 204-211.
- MARTIN, J.O., HAIDER, K. (1986) *Influence of mineral colloids on turnover rates of soil organic carbon*. In: Huang, P.M., Schnitzer, M. (eds) Interactions of soil minerals with natural organics and microbes. Soil Science Society of America Publication 17. ASA, Madison, WI, pp. 283-304.
- NANNIPIERI, P., BADALUCCO, L.; LANDI, L., PIETRAMELLARA, G. (1997) *Measurements in assessing the risk of chemicals to the soil ecosystem*. In: Zelikoff, J.T. (ed) Ecotoxicology: responses, biomarkers and risk assessment. SOS Publications, Fair Haven, NJ 07704 USA, pp. 507-534.
- PICCOLO, A. (1996) *Humus and Soil Conservation* In: Piccolo A (ed) Humic Substances in Terrestrial Ecosystems. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 225-264.
- PICCOLO, A., ZENA, A., CONTE, P. (1996) *A comparison of acid hydrolyses for determination of carbohydrates content in soils*. Communication in Soil Science and Plant Analysis 27, 2909-2915.
- SINGH, H., SINGH, K.P. (1993) *Effect of residue placement and chemical fertiliser on soil microbial biomass under dry land cultivation*. Biology and Fertility of Soils 16, 275-281.
- ZECH, W., SENESI, N., GUGGENBERGER, G., KAISER, K., LEHMANN, J., MIANO, T.M., MILTNER, A., SCHROTH, G. (1997) *Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics*. Geoderma 79, 117-161



# Anwendbarkeit von Standard-Molekularbiologischen Methoden in der Bodenmikrobiologie

Cornelia MALIN und Paul ILLMER

Institut für Mikrobiologie, Leopold-Franzens-Universität,  
Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck, Paul.Illmer@uibk.ac.at

## Zusammenfassung

Die Entwicklung molekularbiologischer Methoden eröffnet neue Möglichkeiten der Analyse komplexer Habitats wie Böden. Trotz vieler wertvoller Ergebnisse (z.B. bei der Aufklärung phylogenetischer Verwandtschaftsbeziehungen oder der Dynamik mikrobieller Gemeinschaften) sind auch diese Methoden nicht gänzlich vor Fehlern gefeit, weshalb eine kritische Beurteilung von Daten daher in manchen Fällen nicht unangebracht ist, worauf im Vortrag eingegangen werden wird. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde DNA ausgewählter Pilzspezies in Reinkultur und nach Applikation zu Braunerde extrahiert, Teile der 18S rDNA mittels PCR amplifiziert und mit Hilfe einer DGGE weiter analysiert.

## Summary

The development of molecular methods offers new aspects in the analysis of complex habitats such as soils. Despite all important results obtained so far (e.g. the elucidation of microbial phylogenetic relationships or community dynamics) these methods are also prone to errors. Therefore a critical reflection of data obtained might be necessary in some cases. In this work DNA of selected fungal species was extracted on the one hand from pure cultures and on the other hand after inoculation of soil. The 18S rDNA was partially amplified by means of PCR and subsequently analyzed by DGGE.

## 1 Einleitung

Das Wissen um die mikrobielle Vielfalt in natürlichen Ökosystemen wurde lange durch die Tatsache begrenzt, dass mit Standard-Methoden nur ein kleiner Teil der natürlich vorkommenden Mikroorganismen erfasst werden kann (ROOSE-AMSALEG et al. 2001). Man nimmt an, dass weniger als 1% der Prokaryoten auf konventionelle Weise kultivierbar sind (HOWELER et al. 2003), eine Erkenntnis die auf die rasche Entwicklung molekularbiologischer Methoden der letzten Jahre zurückzuführen ist. Die Verwendung von 16S rRNA (18S rRNA bei Eukaryoten) und ihrer Gene als phylogenetische Markermoleküle eröffnen neue Aspekte in der mikrobiellen Systematik und ermöglichen eine Klassifizierung und Untersuchung von Ver-

wandtschaftsbeziehungen die eine vorhergehende Isolierung und Anreicherung von Mikroorganismen erübrigt. Heutzutage gehört die Analyse von rDNA, die zuvor aus verschiedensten Habitaten isoliert wird, zu den Standardverfahren der mikrobiellen Ökologie und wird weltweit in vielen Labors angewandt.

Mikroben-Gemeinschaften unterscheiden sich qualitativ und quantitativ hinsichtlich ihrer Zusammensetzung. Die einzelnen Spezies sind dabei einerseits physikalisch-chemischen Einflüssen aus der Umwelt unterworfen, stehen andererseits aber auch in Wechselwirkung mit anderen Organismen. Spezies, die unter speziellen Bedingungen zahlreich und leicht kultivierbar sind, können unter gegebenen Umständen Ruhestadien ausbilden bzw. sich als gänzlich unkultivierbar herausstellen. Durch die Sensitivität der PCR, auch geringste Mengen an DNA zu amplifizieren, können so selbst Mikroorganismen, die nur in geringer Zahl vorkommen, noch detektiert werden.

Wie auch immer, jeder physikalische, chemische oder biologische Schritt zur Analyse der rDNA stellt eine Fehlerquelle dar, die zu einem verzerrten Bild der eigentlichen Diversität bzw. Abundanz führen kann.

Bei der Probennahme, die für terrestrische Ökosysteme wie z.B. Böden oder Abwasser-Schlämme weniger Probleme bereitet als beispielsweise bei marinen Habitaten, und bei der folgenden Aufbewahrung der Proben muss der Verlust an Nukleinsäuren so gering wie möglich gehalten und Kontaminationen durch Fremdorganismen bzw. ein Wachstum bereits vorhandener Spezies vermieden werden. Durch baldiges Einfrieren oder durch Lagerung in speziellen Puffern wird dem entgegengewirkt (van WINTZINGERODE et al. 1997).

Weiters markiert die DNA-Extraktion einen kritischen Schritt in der molekulargenetischen Analyse der Mikroflora. Unzureichender oder bevorzugter Aufschluss einzelner Zellen verfälscht das Ergebnis sowohl in qualitativer als auch quantitativer Hinsicht. Auf eine zu drastische Behandlung der Proben sollte verzichtet werden, da eine hohe mechanische Belastung auch eine vermehrte Fragmentation der Nukleinsäuren zur Folge hat, die wiederum zur Bildung von Artefakten in der PCR führen können. Mechanische Aufschlussmethoden beinhalten unter anderem den Einsatz von Zelmühlen und Mörsern, während sich eine „sanftere“ chemische Behandlung auf den Einsatz von Detergenzien stützt. Alternativ können auch Enzyme zu diesem Zweck herangezogen werden. (ROOSE-AMSALEG et al. 2001). Die Wahl des jeweiligen Protokolls ist somit ein Kompromiss zwischen höchst möglicher DNA-Ausbeute und intakten DNA-Sequenzen. Leider werden aufgrund ihrer chemischen Struktur neben Nuklein- auch Huminsäuren koextrahiert, was eine Aufreinigung der DNA-Rohextrakte fast unumgänglich macht, da diese Kontaminationen Enzyme wie die *Taq*-Polymerase inhibieren. Durch Verdünnung der Extrakte können diese Probleme zum Teil umgangen werden, dennoch ist diese Vorgangsweise nicht in allen Fällen empfehlenswert, da damit auch die DNA ausverdünnt wird (ROOSE-AMSALEG et al. 2001).

Die PCR (Polymerase-Kettenreaktion) ist die Methode der Wahl zur Vervielfältigung von Nucleinsäuren und somit zur Analyse von rRNA-Sequenzen. Trotz aller Routine können vor allem bei komplexen Ökosystemen mit hoher Mikroorganismendichte Schwierigkeiten bei der Amplifikation der rDNA auftreten: die Gegenwart von Fremdstoffen (Huminsäuren), differentielle Amplifikation, die Bildung von Artefakten und Kontaminationen mit Fremd-DNA spiegeln sich unweigerlich in den Ergebnissen wieder (Unter- bzw. Überschätzung der Organismenvielfalt und -dichte)(van WINTZINGERODE et al. 1997).

Das Klonieren und Sequenzieren von rDNA ist der exakteste Weg zur Bestimmung der mikrobiellen Diversität, doch mit einigem zeitlichen und budgetären Aufwand verbunden. Um trotzdem Einblicke in die Dynamik von Mikroorganismen-Populationen zu erhalten wurden sogenannte „Fingerprinting“-Methoden entwickelt. Weit verbreitet und fast zur Routine geworden ist die Anwendung der Gradienten-Gelelektrophorese (DGGE), bei der doppelsträngige DNA-Fragmente gleicher Länge aufgrund ihrer genetischen Variabilität aufgetrennt werden, da sich das Schmelzverhalten der Doppelstränge je nach Basensequenz unterscheidet. Es wurde allerdings schon nachgewiesen, dass nicht alle DNA-Fragmente, die über ein gewissen Maß an Sequenzvariabilität verfügen, auftrennbar sind. Genauso können einzelne Banden im Gel auch aus unterschiedlichen DNA-Abschnitten bestehen, was die Interpretation der Muster vor allem bei komplexen Populationen erschwert (MUYZER und SMALLA 1998). Neben einer begrenzten Auflösung ist auch die Sensitivität der Methode limitiert. Nur Bakterienspezies, die 1% oder mehr der Gesamt-DNA repräsentieren, können detektiert werden (MURRAY et al. 1996).

## 2 Material und Methoden

DNA aus Reinkulturen von *Trichoderma harzianum* (*Th*), *Trichoderma viride* (*Tv*) und dessen Sporen (*Sp*), *Issatchenkia orientalis* (*Io*), *Geotrichum klebahnii* (*Gk*) wurde mittels Extraktions-Kit (FastDNA®Spin®Kit, Bio 101, Inc) und einer Chloroform-Extraktion (unter Verwendung von CTAB zur Komplexierung von Huminsäuren) gewonnen. Zum Vergleich wurde ein gleiches Volumen an Pilz-Suspension einer definierten Menge an Standard-Parabraunerde zugesetzt und ebenfalls der Extraktion unterzogen. Als Kontrolle diente getrockneter reiner Standard-Boden (*B*). Nach fluorimetrischer Bestimmung der DNA-Konzentration der Rohextrakte wurde mittels allgemeiner Pilzprimer ein Großteil der 18S rDNA amplifiziert. Neben einer „Nested“ PCR mit einem weiteren Primer-Paar wurden die PCR-Produkte (sowohl der Reinkulturen als auch der Bodenproben) zur weiteren Charakterisierung auf denaturierende Acrylamidgele geladen und nach Silber-Färbung der Nucleinsäuren miteinander verglichen.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Bei Anwendung zweier verschiedener Extraktionsmethoden (Abb.1) konnten Unterschiede bezüglich gewonnener DNA-Menge und -Größe festgestellt werden. Bodenproben enthielten erwartungsgemäß mehr DNA als Reinkulturen. Bei der Chloroform-CTAB-Extraktion konnte ein höherer Anteil an kleineren DNA-Fragmenten beobachtet werden als bei Verwendung des SpinKits, was auf eine hohe mechanische Belastung der DNA durch Einsatz einer Zelmühle zurückzuführen ist. Ein Vergleich der Agarosegele (Abb.1) mit durch Fluorimetrie bestimmten DNA-Konzentrationen zeigt, dass eine optische Abschätzung der absoluten DNA-Menge ungenau ist, wenngleich die Ergebnisse tendenziell übereinstimmen.

Eine Amplifikation eines großen Teils der 18S rDNA (Tab.1) war in den meisten Fällen möglich (Primer EF3/EF4; 1,5 kb). Dasselbe gilt für einen ebenfalls vervielfältigten kleineren Abschnitt (550 bp) mittels des Primer-Paars EF4/ fung5. Die Ausnahme bilden einige Bodenproben der Chloroform-Extraktion, was auf eine hohe Konzentration an PCR-Inhibitoren wie Huminsäuren schließen lässt (optisch bereits ersichtlich durch eine leichte Gelbfärbung der DNA-Extrakte). Bei Verwendung von GC-Primern konnten zufriedenstellende Ergebnisse nur bei vorhergehender Aufreinigung eines bereits amplifizierten Fragments und anschließender „nested“ PCR erzielt werden. Eine Unterscheidung der Reinkulturen und Bodenproben mittels durchgeführter DGGE war letztlich nicht möglich. Die erhaltenen Bandenmuster erwiesen sich als zu ähnlich.

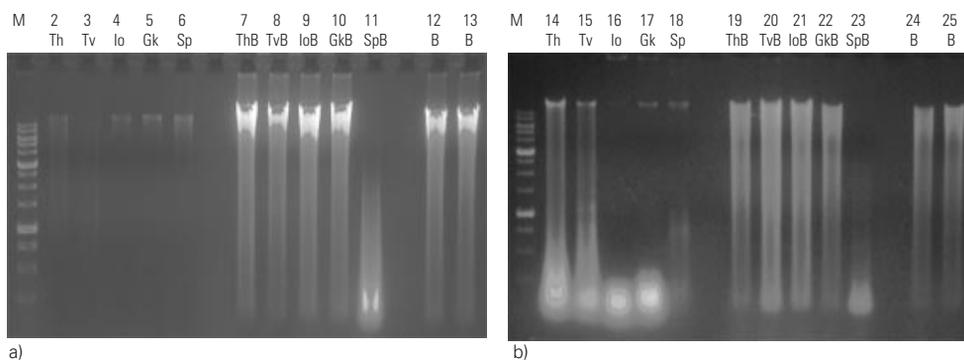


Abb. 1:

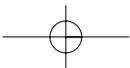
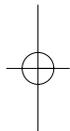
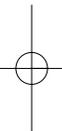
Vergleich der DNA-Ausbeute bei Verwendung des FastDNA® SpinKit (for Soil) (a) und bei Durchführung einer Chloroform-CTAB-Extraktion (b). 2-6/14-18: Reinkulturen, 7-11/19-23: Reinkulturen und Boden, 12-13/24-25: Kontrolle (reiner Boden), M: 100bp Größenmarker

**Tab. 1:**  
*Einsatz verschiedener Primer-Paare zur (teilweisen) Amplifikation der 18S rDNA bei Pilzen. + bezeichnet eine positive, - eine negative Amplifikation; / PCR wurde nicht durchgeführt.*

<b>DNA SpinKit</b>	Th	Tv	Tv Sp	lo	Gk	Th+B	Tv+B	TvSp+B	lo+B	Gk+B	B
EF3/EF4	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
EF4/fung5	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
EF4/fung5-GC	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>Chloroform CTAB</b>	Th	Tv	Tv Sp	lo	Gk	Th+B	Tv+B	TvSp+B	lo+B	Gk+B	B
EF3/EF4	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-
EF4/fung5	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
EF4/fung5-GC	+	+	+	+	+	/	/	/	/	/	/

## 4 Literatur

- HOWELER, M., W.C. GHIORSE und L.P. WALKER (2003): *A quantitative analysis of DNA extraction and purification from compost*, Journal of Microbiological Methods 1779, 1-9
- MURRAY, A.E., J.T. HOLLIBAUGH und C. ORREGO (1996): *Phylogenetic compositions of bacterio-plancton from two california estuaries compared by denaturing gradient gel electrophoresis of 16S rDNA fragments* 62, 2676-2680
- MUYZER, G. und K. SMALLA (1998): *Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) in microbial ecology*, Antonie van Leeuwenhoek 73, 127-141
- ROOSE-AMSALEG, C.L., E. GARNIER-SILLAM und M. HARRY (2001): *Extraction and purification of microbial DNA from soil and sediment samples*, Applied Soil Ecology 18, 47-60
- VAN WINTZINGERODE, F., U.B. GÖBEL und E. STACKEBRANDT (1997): *Determination of microbial diversity in environmental samples: pitfalls of PCR-based rRNA analysis*, FEMS Microbiology Reviews 21, 213-229



# Prevalence of Catabolic Genotypes in Contaminated and Pristine Alpine Soils

Rosa MARGESIN<sup>1</sup>, Diane LABBÉ<sup>2</sup>, Franz SCHINNER<sup>1</sup>,  
Charles W. GREER<sup>2,3</sup>, and Lyle G. WHYTE<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Institute of Microbiology, University of Innsbruck,  
Technikerstrasse 25, A-6020 Innsbruck, Austria

<sup>2</sup> NRC - Biotechnology Research Institute,  
6100 Royalmount Ave., Montreal, Quebec, Canada H4P 2R2

<sup>3</sup> Department of Natural Resource Sciences,  
McGill University, 21111 Lakeshore Road, Ste. Anne de Bellevue, Quebec, Canada H9X 3V9

## Zusammenfassung

Wir untersuchten die Verbreitung sieben katabolischer Genotypen, die in den Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen (*n*-Alkane, aromatische und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) involviert sind, in kontaminierten und nicht kontaminierten alpinen Böden. Genotypen mit Genen gramnegativer Bakterien (*Pseudomonas putida*, *Acinetobacter* spp.) traten in einem signifikant höheren Ausmaß in kontaminierten als in nicht kontaminierten Böden auf. Es bestand eine hochsignifikante positive Korrelation zwischen dem Kontaminationsgrad der Böden und der Anzahl der Genotypen mit Genen aus *P. putida* und *Acinetobacter* spp. Es lag jedoch keine signifikante Korrelation zwischen dem Kontaminationsgrad und der Anzahl der Genotypen mit Genen grampositiver Bakterien (*Rhodococcus* spp., *Mycobacterium* sp.) vor. Diese Genotypen waren sowohl in kontaminierten als auch in nicht kontaminierten Böden sehr verbreitet. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass grampositive Bakterien in alpinen Böden bereits vor einer Kontamination in hoher Anzahl vorhanden sind, während nach einer Kontamination vor allem gramnegative Bakterien angereichert werden.

## Summary

The prevalence of seven genotypes involved in the degradation of representative fractions of petroleum hydrocarbons (*n*-alkanes, aromatic hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons) was determined in oil-contaminated and pristine alpine soils by PCR and hybridization analyses of total soil community DNA, using oligonucleotide primers and DNA probes specific for each genotype. Genotypes containing genes from Gram-negative bacteria (*Pseudomonas putida*, *Acinetobacter* spp.) were detected to a significantly higher percentage in the contaminated than in the pristine soils, indicating these organisms had been enriched in soils following contamination. There was a highly significant positive correlation between the level of contamination and the number of genotypes containing genes from *P. putida* and *Acinetobacter* spp., but no significant correlation between the soil hydrocarbon content and the number of genotypes containing genes from Gram-positive bacteria (*Rhodococcus* spp., *Mycobacterium* sp.). These genotypes were detected at a high frequency both in contaminated and pristine soils, indicating they are already present in substantial numbers before a contamination event.

# 1 Introduction

Petroleum hydrocarbons are the most widespread contaminants in the environment. The biodegradation of many components of petroleum hydrocarbons at low temperatures has been reported in arctic, alpine and antarctic soils, and is a result of the degradation capacity of indigenous cold-adapted microorganisms. There is little information about the prevalence and geographical distribution of various hydrocarbon-degrading populations in soils. Catabolic genotypes involved in the degradation of representative fractions of petroleum hydrocarbons, including *n*-alkanes, aromatic and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), appear to be widespread in arctic and antarctic soils (SOTSKY et al. 1994, WHYTE et al. 2002). However, there is no information available on catabolic genotypes in the alpine environment.

Direct, non-cultivation-based molecular techniques for detecting microbial pollutant-degrading genes in environmental samples are powerful tools for studying the structure and functions of complex microbial communities. In this study, the prevalence of seven genotypes involved in the degradation of *n*-alkanes, aromatic hydrocarbons and PAHs was determined in oil-contaminated and pristine European Alpine soils by culture-independent analyses (PCR and hybridization analyses).

## 2 Materials and methods

### 2.1 Soils

Twelve oil-contaminated and eight pristine (uncontaminated) soils were sampled from various alpine sites in Tyrol (Austria) at altitudes ranging from 500 to 2,900 m above sea level. Samples were collected from multiple areas within a site and mixed to produce composite samples. The contaminated soils were taken from areas near diesel oil storage tanks, petrol stations, petrol pumps or garages. The corresponding pristine soils were collected from the same or comparable locations without oil pollution (Table 1).

### 2.2 Molecular characterization

Total community DNA was extracted from the soils and screened by PCR (MARGESIN et al. 2003) to detect the following seven catabolic genotypes that encode enzymes involved in a variety of known bacterial hydrocarbon degradative pathways:

- *alkB*: alkane monooxygenase from *Pseudomonas putida* Gpo1 ATCC 29347, C<sub>5</sub>-C<sub>12</sub> alkane degradation
- Universal *AlkM*: alkane monooxygenase from *Acinetobacter* spp., C<sub>10</sub>-C<sub>20</sub> alkane degradation

- *alkB1* and Rh *alkB2*: alkane monooxygenase from *Rhodococcus* spp., C<sub>12</sub>-C<sub>16</sub> alkane degradation
- *xylE*: catechol-2,3-dioxygenase from *P. putida* ATCC 33015, xylene and toluene degradation
- *ndoB*: naphthalene dioxygenase from *P. putida* ATCC 17484, PAH (naphthalene) degradation
- *nidA*: pyrene dioxygenase large subunit from *Mycobacterium* sp. strain PYR-1, PAH (pyrene) degradation
- PCR fragments were transferred from agarose gels to nylon membranes and analyzed by Southern hybridization with DNA probes specific for each of the seven genotypes. The probes were labeled with the DIG non-radioactive nucleic acid labeling and detection system.

*Tab. 1:*  
*Characterization of the investigated alpine soils.*

Soil No.	Location (Tyrol, Austria)	Altitude (m a.s.l.)	TPH (mg/kg)	pH	Organic matter (%)
<b>Pristine soils</b>					
P1	Ötztaler Alps, Rettenbach glacier (South)	2.800	83	4,8	1,7
P2	Ötztaler Alps, Rettenbach glacier (East)	2.800	41	5,9	0,2
P3	Stubai Alps, Kühtai	2.000	74	5,4	11,2
P4	Stubai Alps, Eisgrat glacier (North)	2.900	87	5,1	0,6
P5	Ötztaler Alps, Weisssee glacier	2.750	20	5,4	1,0
P6	Hohe Tauern, Grossglockner (South)	2.550	89	6,6	8,1
P7	Kitzbühler Alps, Reith im Alpbachtal	800	54	7,5	0,6
P8	Inntal, Innsbruck	600	29	8,1	6,1
<b>Contaminated soils</b>					
C1	Kitzbühler Alps, Kirchberg	700	428	8,2	0,8
C2	Stubai Alps, Eisgrat glacier	2.900	743	6,5	2,5
C3	Lechtaler Alps, Hahntennjoch	1.715	756	7,7	1,3
C4	Stubai Alps, Kühtai	2.000	1.052	7,7	1,7
C5	Stubai Alps, Eisgrat glacier	2.875	2.085	8,0	0,8
C6	Ötztaler Alps, Tiefenbach glacier (East)	2.780	3.148	9,2	1,5
C7	Hohe Tauern, Grossglockner (South)	2.140	3.317	6,7	14,0
C8	Ötztaler Alps, Weisssee glacier	2.750	8.385	7,5	2,0
C9	Inntal, Kirchbichl	500	13.903	7,9	1,2
C10	Inntal, Innsbruck	600	22.288	8,5	2,0
C11	Kitzbühler Alps, Kirchberg	700	22.447	7,4	3,4
C12	Zillertaler Alps, Patscherkofel	2.000	30.644	6,8	15,1

### 3 Results

Seven genotypes involved in the degradation of *n*-alkanes, aromatic and polycyclic aromatic hydrocarbons were generally detected in 20 alpine soils. Genotypes containing genes from Gram-negative bacteria (*P. putida alkB*, *xylE* and *ndoB*, *Acinetobacter alkM*) were detected to a significantly higher percentage in the contaminated (50-75%) than in the pristine soils (0-13%) (Fig. 1). There was a highly significant positive correlation ( $P < 0.001$ ) between the level of contamination and the number of genotypes containing genes from *P. putida* and *Acinetobacter* spp. On the other hand, there was no significant correlation between the level of contamination and the number of genotypes containing genes from Gram-positive bacteria (*Rhodococcus alkB1* and *alkB2*, *Mycobacterium nida*). These genotypes were detected at a high frequency in both contaminated (42-75%) and pristine soils (38-50%) (Fig. 1).

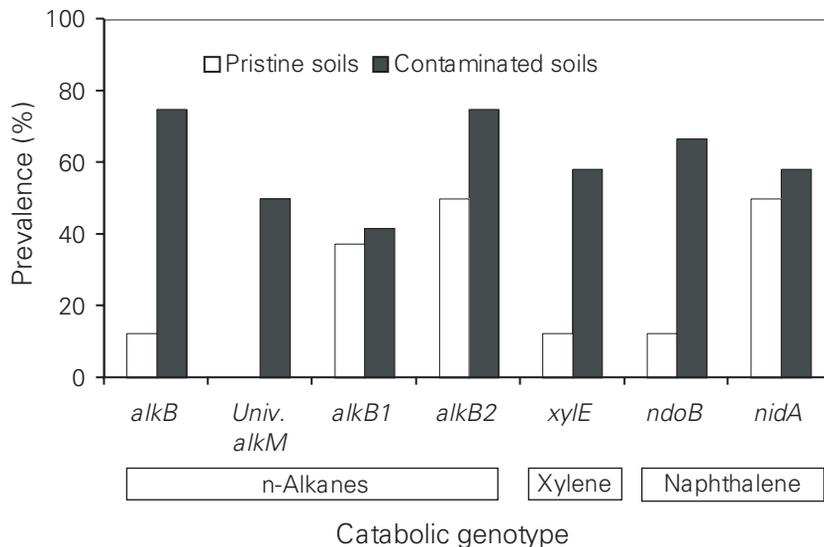


Fig. 1: Prevalence of catabolic genotypes in pristine and oil-contaminated alpine soils.

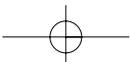
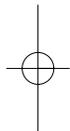
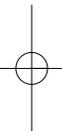
### 4 Conclusion

The results obtained in this study indicate that microorganisms containing hydrocarbon-degradative genotypes derived from Gram-negative bacteria, such as pseudomonads and *Acinetobacter*, are enriched following oil contamination but significant populations are rarely found in uncontaminated alpine soils. In contrast, sub-

stantial numbers of bacteria containing genotypes derived from *Rhodococcus*, *Mycobacterium*, and probably other closely related high-G + C, mycolic acid-containing actinomycetes are already present in alpine soils before contamination events occur. Similar trends were observed with arctic and antarctic soils (WHYTE et al. 2001, WHYTE et al. 2002).

## 5 References

- MARGESIN R., D. LABBÉ, F. SCHINNER, C.W. GREER, and L.G. WHYTE (2003): *Characterization of hydrocarbon-degrading microbial populations in contaminated and pristine alpine soils*. Appl. Environ. Microbiol. 69, 3085-3092
- SOTSKY, J.B., C.W. GREER, and R.M. ATLAS (1994): *Frequency of genes in aromatic and aliphatic hydrocarbon biodegradation pathways within bacterial populations from Alaskan sediments*. Can. J. Microbiol. 40, 981-985
- WHYTE L.G., B. GOALEN, J. HAWARI, , D. LABBÉ, C.W. GREER, and M. NAHIR (2001): *Bioremediation treatability assessment of hydrocarbon-contaminated soils from Eureka, Nunavut*. Cold Reg. Sci. Technol. 32,121-132
- WHYTE L.G., A. SCHULTZ, J.B. VAN BEILEN, A.P. LUZ, V. PELLIZARI, D. LABBÉ, and C.W. GREER (2002): *Prevalence of alkane monoxygenase genes in Arctic and Antarctic hydrocarbon-contaminated and pristine soils*. FEMS Microbiol. Ecol. 41,141-150



# **Abundanz, Biomasse und trophische Position ausgewählter Zersetzer auf alpinem Weideland (Kaserstattalm/Neustift im Stubaital)**

Julia SEEBER, Erwin MEYER, Wolfgang KÖSSLER

Institut für Zoologie und Limnologie, Universität Innsbruck,  
Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck

## **Summary**

On a managed and an abandoned meadow in a montane region (Kaserstattalm/ Central Alps, Tyrol) abundance, biomass and trophic position of dominant macrofauna species and groups were investigated. *L. rubellus* serves as key species of the decomposer food web, he is supported by *D. octaedra*, *C. fulviceps*, *C. meinerti* and various diptera larvae on abandoned sites. *E. nanus* serves as intermediary between primary and secondary decomposers, who are represented by *O. lacteum* and *A. rosea*.

## **1 Einleitung**

Nach der Auffassung von bewirtschafteten Almflächen kommt es zu einer beträchtlichen Veränderung der Nahrungsqualität für Zersetzer. Einerseits fällt mehr Grasstreu an, andererseits wird das Angebot um schwerer zersetzbare Zwergstrauchstreue erweitert. Aufbauend auf frühere Untersuchungen über die Humusformen (Seeber & Seeber 2003) und die Struktur der Bodenmakrofauna (Kössler 2001) auf den unterschiedlich bewirtschafteten Flächen wurde mithilfe stabiler Isotopen Technik ( $^{15}\text{N}$ ) das Zersetzernahrungsnetz auf den Vergleichsflächen analysiert. Dabei interessiert auch die Frage, ob die dominanten Streuzersetzer aufgrund des veränderten Nahrungsangebots ihre Zugehörigkeit zu einer bestimmten trophischen Stufe ändern.

## **2 Untersuchungsgebiet**

Die Kaserstattalm befindet sich oberhalb von Neustift im Stubaital (Tirol, Zentralalpen), die Almflächen erstrecken sich von 980 bis 2520 m Seehöhe und sind größtenteils südost- bzw. ostexponiert (Cernusca et al. 1999). Zwei unterschiedlich

bewirtschaftete Flächen wurden beprobt: eine intensiv genutzte Mähwiese auf 1880 m Seehöhe und eine seit ca. 10 Jahren aufgelassene Brache auf gleicher Höhe (Tab. 1).

*Tab. 1:  
Bodenparameter der untersuchten Flächen*

Fläche	Auflage	pH	C/N Auflage	C/N Boden	org. Substanzgehalt
Mähwiese	Vermimull	5.3 ± 0.18	24 ± 0.8	11 ± 1.1	16 ± 3.5 %
Brache	Rhizomull	4.5 ± 0.29	21 ± 1.8	15 ± 2.9	30 ± 12.6 %

### 3 Material und Methoden

Von Juni bis Oktober 1998 wurden einmal pro Monat auf der Kaserstattalm 1-2 Bodenproben ( $\varnothing$  30 cm) auf den unterschiedlich bewirtschafteten Flächen genommen und die Bodenfauna mit einem modifiziertem Kempson-Apparat extrahiert. Die Tiere wurden auf Gruppen- bzw. Artniveau bestimmt, gezählt und gewogen.

Im Juni 2002 wurden auf denselben Flächen je 9 Bodenproben zur Extraktion (Aufgangflüssigkeit: Ethylenglykol) von Bodentieren für die stabile Isotopen Analyse entnommen. Die Tiere wurden auf Familien- (Chilopoda, Diptera-Larven) bzw. Artniveau (Lumbricidae, Diplopoda, Elateridae-Larven) bestimmt. Die zu diesem Zeitpunkt in den Bodenproben vorhandenen Familien und Arten (Tab. 4) wurden anschließend für die Isotopen-Analysen vorbereitet. Die Tiere wurden bei 70° C getrocknet und in kleine Zinnkapseln eingewogen. Die Analysen wurden an der Universität Göttingen mit einem Gas Isotopen Massenspektrometer (MAT 251, Finnigan) durchgeführt. Dabei wurden freier Stickstoff in der Atmosphäre als Standard und Acetanilid für die interne Kalibration verwendet (Details siehe Scheu & Falca 2000).  $\delta^{15}\text{N}$  Werte wurden normiert, Werte auf der Mähwiese wurden als Nullwerte angenommen, die Werte auf der Brache entsprechend angepasst (Tab. 4).

### 4 Ergebnisse und Diskussion

#### Abundanz und Biomasse

Nach Individuenzahlen dominieren auf der Mähwiese Diptera-Larven, gefolgt von Lumbricidae und Coleoptera-Larven (Tab. 2). Auf der Brache nehmen Diptera- und Coleoptera-Larven zahlenmäßig stark zu, während Lumbricidae gleich bleiben. Bezüglich der Biomasse dominieren Lumbricidae auf beiden Flächen, auf der Brache ist ihre Masse nur halb so groß.

**Tab. 2:**  
**Mittlere Abundanz und Biomasse (Frischgewicht) ausgewählter Makrofauna-Gruppen**  
**(5 Beprobungstermine Juni – Oktober 1998)**

Abundanz (Ind./m <sup>2</sup> ) Biomasse (g FG/m <sup>2</sup> )	Mähwiese	Brache
Lumbricidae	187 ± 57.8	205 ± 66.9
	29.8 ± 19.49	16.0 ± 10.27
Chilopoda	8 ± 12.7	184 ± 53.9
	0.02 ± 0.04	0.8 ± 0.27
Diplopoda	8 ± 19.0	83 ± 71.8
	0.4 ± 0.98	1.1 ± 1.06
Coleoptera Larven	187 ± 140.5	930 ± 467.4
	1.6 ± 2.85	1.1 ± 0.29
Diptera Larven	279 ± 170.4	425 ± 230.6
	0.6 ± 1.30	1.9 ± 2.03

*Lumbricus rubellus*, ein epigäisch/hemiedaphischer Regenwurm, ist die dominante Art auf der Mähwiese. *Dendrobaena octaedra*, eine kleine, epigäische Art, dominiert hingegen auf der Brache. Hinsichtlich der Biomasse überwiegt auf beiden Flächen *L. rubellus* bei weitem, trotzdem er auf der Brache stark reduziert ist. *Octolasion lacteum* und *Allolobophora rosea*, zwei endogäische Arten, spielen sowohl bezüglich der Abundanz als auch der Biomasse eine untergeordnete Rolle.

### Trophische Struktur (Tab. 4)

Verschiedene stabile Isotopen kommen frei in der Natur vor (C, N, H, O, S), wichtig für Nahrungsnetz-Untersuchungen sind dabei die N-Isotopen. Das <sup>14</sup>N/<sup>15</sup>N-Isotopen-Verhältnis gibt Aufschluss über die trophische Position eines Individuums (Scheu 2002). Jedes Tier nimmt beide Isotopen seiner Nahrung zu sich, biochemische Reaktionen bevorzugen aber das leichtere Isotop <sup>14</sup>N (Eggers & Jones 2000), das schwächere Bindungen bildet und stärker reagiert (Gannes et al. 1998). Dadurch kommt es zu einer Anreicherung vom schwereren <sup>15</sup>N im Körper des Konsumenten, das bewirkt in jeder trophischen Stufe einen Anstieg des  $\delta^{15}\text{N}$  um ca. 3.4‰ (Eggers & Jones 2000).

Die Trends auf der Mähwiese und auf der Brache sind sehr ähnlich. Auf beiden Flächen kommt es zu einem deutlichen Anstieg des  $\delta^{15}\text{N}$  von der Streu zum Mineralboden. Zu gleichen Ergebnissen kommen auch Scheu & Falca (2000) und Ponsard & Arditi (2000) bei ihren Untersuchungen von Buchen- bzw. Laubmischwäldern. Primärzersetzer scheinen die Regenwürmer *L. rubellus*, *D. octaedra* und die Diplopoden *Cylindroiulus meinerti* und *Cylindroiulus fulviceps* zu sein, da deren Signaturen denen der Streu ähnlich sind. Zu dieser Gruppe gehört auch die Diptera-

**Tab. 4:**  
*Normierte mittlere  $\delta^{15}\text{N}$  Signaturen der Makrofauna auf einer Mähwiese und einer Brache im Bereich der Kaserstattalm basierend auf einer einmaligen Probenentnahme (2. Juni 2001).*

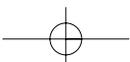
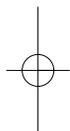
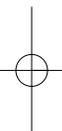
	Mähwiese	Brache
Streu	0.30 ± 0.43	-0.28 ± 0.92
fermentierte Streu		2.11 ± 0.33
Mineralboden	4.25 ± 0.81	4.25 ± 0.17
<i>L. rubellus</i> Hoffmeister	2.25 ± 0.53	1.65 ± 0.54
<i>D. octaedra</i> (Savigny)	3.01 ± 1.74	2.38 ± 0.76
<i>O. lacteum</i> (Örley)	6.57 ± 1.41	6.38 ± 0.90
<i>A. rosea</i> (Savigny)	7.73 ± 0.08	
<i>E. nanus</i> (Latzel)		3.97 ± 0.58
<i>C. fulviceps</i> (Verhoeff)		2.28 ± 0.46
<i>C. meinerti</i> (Latzel)		2.76 ± 1.89
Rhagionidae larvae	7.58 ± 1.32	6.78 ± 0.40
Dolichopodidae larvae		9.06
Fanniidae larvae		3.75
Tipulidae larvae	3.01	
Limoniidae larvae		5.20 ± 1.24
Sciaridae larvae		-0.33
Geophilidae		7.79 ± 1.59
Lithobiidae		6.41 ± 0.65
<i>D. marginatus</i>	3.52	

Familie Sciaridae. Zu den Sekundärzersettern gehören die zwei Regenwurm-Arten *O. lacteum* und *A. rosea*, diese sind erheblich mehr mit  $^{15}\text{N}$  angereichert als *L. rubellus* und *D. octaedra*, der Unterschied beträgt durchschnittlich 4.50  $\delta$ -Einheiten. Auch diese Ergebnisse sind mit denen von Scheu und Falca (2000) konsistent. *O. lacteum* und *A. rosea* befinden sich im selben Level wie die als Räuber bekannten Geophilidae, Lithobiidae bzw. Larven von Rhagionidae und Dolichopodidae (beide Diptera). Dies lässt darauf schließen, dass *O. lacteum* und *A. rosea* keine potentielle Nahrung für Prädatoren darstellen. *E. nanus*, Larven von *Daliopus marginatus* (Elateridae) und Limoniidae-Larven ernähren sich von bereits zersetzter Streu, was durch ihre etwas erhöhten  $\delta^{15}\text{N}$  Signaturen indiziert wird und sind deshalb als Zwischenstufe zwischen Primär- und Sekundärzersettern anzusehen.

Zusammenfassend ist die Zusammensetzung der Bodenmakrofauna auf der bewirtschafteten (Mähwiese) und der aufgelassenen Almfläche (Brache) nach Abundanz und Biomasse sehr verschieden. Jedoch verändern dominante Vertreter ihre trophischen Positionen trotz verändertem Nahrungsangebot nicht.

## 5 Literatur

- CERNUSCA, A., TAPPEINER, U. & BAYFIELD, N. (eds.) (1999): *Land-use Changes in European Mountain Ecosystems*. ECOMONT – Concepts and Results. Europäische Akademie Bozen, Fachbereich Alpine Umwelt. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 368 pp.
- EGGERS, T. & JONES, T.H. (2000): *You are what you eat...or are you?* In: TREE 15 (7): 265 – 266.
- GANNES, L.Z., DEL RIO, C.M. & KOCH, P. (1998): *Natural Abundance Variations in Stable Isotopes and their Potential Uses in Animal Physiological Ecology*. In: Comp. Biochem. Physiol. 119A (3): 725 – 737.
- KÖSSLER, W. (2001): *Die Boden-Makrofauna auf Almflächen unter Berücksichtigung des Untergrundes und der Landnutzung im Bereich der Kaserstattalm oberhalb von Neustift im Stubaital (1880 - 2170 m)*. Dipl.Arbeit an der Univ. Innsbruck.
- PONSARD, S. & ARDITI, R. (2000): *What can stable isotopes ( $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$ ) tell about the food web of soil macro-invertebrates?* In: Ecology 81 (3): 852 – 864.
- SCHEU, S. (2002): *The soil food web: structure and perspectives*. In: European Journal of Soil Biology 28: 11 – 20.
- SCHEU, S. & FALCA, M. (2000): *The soil food web of two beech forests (*Fagus sylvatica*) of contrasting humus type: stable isotope analysis of a macro- and a mesofauna-dominated community*. In: Oecologia 123: 285 – 296.
- SEEBER, J. & SEEBER, G.U.H.: *Cultivation effects on humus forms in the Alpine Region: an application of mixed effects models*. Proceedings of the Joint Statistical Meetings 2003. American Statistical Association, Alexandria, to appear.



# Respirometrie bei der Beurteilung der Effektivität von Inokulierungsversuchen

Andreas WAGNER, Johannes MAIR und Paul ILLMER

Institut für Mikrobiologie, Leopold-Franzens-Universität,  
Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck, Paul.Illmer@uibk.ac.at

## Zusammenfassung

Im Zuge der Optimierungsarbeiten zur Herstellung eines Kompoststarters wurde die Atmungsaktivität eines Standardbiomülls mit dem System Oxitop<sup>®</sup>C der Firma WTW gemessen. Die Kurvenverläufe ermöglichten zweierlei Aussagen, zum einen über die Geschwindigkeit der Abbauprozesse (Steigung der Kurve) und zum anderen über deren Effizienz unter O<sub>2</sub>-limitierten Bedingungen (Maximalwert). Es konnten in unsterilem Standardbiomüll selbst minimale Inokulationsdichten signifikant nachgewiesen werden, Effekte, die sich in ihrer Tendenz mit Standardmethoden zur CO<sub>2</sub> Messungen (IRGA) bestätigen ließen. Durch drei Vorteile empfiehlt sich die Respirometrie zur Beurteilung der Effektivität von Inokulationsversuchen: i) durch die Möglichkeit, Aussagen über Geschwindigkeit und Effizienz der Abbauprozesse zu treffen, ii) durch die hohe Flexibilität der Methode bezüglich Inkubationstemperaturen, Gefäßgröße, Versuchsdauer, Sterilisierbarkeit etc. und iii) durch die hohe Messgenauigkeit.

## Summary

In the course of the optimization of a compost starter the respiration activity of a standardized waste was measured using the system Oxitop<sup>®</sup>C by WTW company. Not only information about the speed (slope) but also about the efficiency of the decomposition process under O<sub>2</sub>-limited conditions (maximum value) were possible when analysing curve progression. Significant differences were detectable, even when using very small inocula and the effects were confirmed using standard methods (IRGA). Thus, respiration measurements are highly recommended for the investigation of the effectiveness of inoculation experiments because of: i) the possibility of meeting statements about both, speed and efficiency of the decomposition processes ii) the high flexibility of the method concerning temperature of incubation, flask size, duration of test, sterilization etc. and iii) the high measuring accuracy.

## 1 Einleitung

Die Messung der biologischen Aktivität ist bei der Analyse von Wasserproben bereits seit Jahrzehnten Routine (BSB), ebenso werden respiratorische Techniken im Zusammenhang mit Kompostreife-Abschätzungen eingesetzt (LASARIDI und PAPADIMITRIOU, 1996). Kenntnisse über den Grad des Abbaus organischen Materials sind essentiell für die Bestimmung des Reifegrads eines fertigen Kompostproduktes, aber

auch für das Verstehen verschiedener Abbaumechanismen während des Kompostierungsprozesses. Eine Fülle von Parametern wurde dafür vorgeschlagen, ein einfacher, zuverlässiger und gleichzeitig schneller Test konnte bisher noch nicht gefunden werden. (LASARIDI und STENTIFORD; 1996). Bezüglich der Effektivität einer Inokulation von Kompostmaterial zur Beschleunigung oder Erhöhung der Effektivität des Abbauprozesses gehen die Meinungen verschiedener Autoren auseinander. Von einigen wird die Wirksamkeit solcher Additiva bezweifelt (GOLUEKE et al., 1954; SOLBRAA, 1984; FAURE und DESCHAMPS, 1991) von anderen bestätigt (NAKASAKI et al., 1996; ILLMER, 2000; ELLORIETA et al., 2002).

Im Zuge der Optimierungsarbeiten zur Herstellung eines Kompoststarters wurde die Atmungsaktivität eines Standardbiomülls (StBM) mit dem System Oxitop®C – ursprünglich von der Firma WTW für die BSB-Messung entwickelt – gemessen.

## 2 Material und Methoden

Die respirometrische Messung beruht auf dem Prinzip, dass Organismen Sauerstoff verbrauchen und CO<sub>2</sub> produzieren. Da bei der vorliegenden Messapparatur CO<sub>2</sub> durch einen Absorber (NaOH) gebunden wird, kann die damit verbundene Druckänderung gemessen und direkt auf den Sauerstoffverbrauch als Maß für die biologische Aktivität geschlossen werden. Bei unseren Versuchen zur Inokulierung von Biomüll dienten Atmungsmessungen mit dem Infrarot-Gasanalysator (IRGA) als Vergleich.

Als Ausgangssubstrat diente Standardbiomüll aus Rasenschnitt (38,5%), Heu (10,2%), Laub (25,7%), Holzschnitzel (3,2%), Baum- und Strauchschnitt (16,0%) und Küchenabfällen (6,4%). Die einzelnen Substrate wurden separat getrocknet, gehäckselt und nach der Mischung auf eine Korngröße unter 2 cm gebracht.

Bei den Inokulationsversuchen wurden zwei Hefestämme und eine Gattung der filamentösen Deuteromyceten verwendet. Die Hefen wurden in getrocknetem Zustand und gemahlen ( $\varnothing < 1,5$  mm), der Deuteromycet in Form von Konidien unsterilem Standardbiomüll zugegeben. Die Inkubationsdauer betrug zwischen 1 und 5 Tage bei 30°C.

Zum Einsatz kamen das Oxitop<sup>∇</sup>C System der Firma WTW bzw. das baugleiche Sensomat-System (Sensomat-Scientific, BSB/BOD-Sensomat & Sensor-IR) der Firma Aqualytic. (PLATEN und WIRTZ, 1998).

Vor den Inokulierungsversuchen musste in Testläufen die CO<sub>2</sub>-Absorption optimiert werden. Obwohl in WTW-Applikationsberichten als idealer Absorber beschrieben, stellte sich NaOH-Lauge bei unseren Versuchen mit etwas abgewandelter Versuchapparatur als ungeeignet heraus. Mit NaOH in Form von Plätzchen, Schuppen oder mit NaOH auf Trägermaterial konnten hingegen zufriedenstellende und gleichwertige Ergebnisse erzielt werden. Aus Gründen der leichteren Handhabung wurden für die weiteren Versuche NaOH-Plätzchen verwendet.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Alle Proben zeigten einen sigmoiden Verlauf, wobei die maximalen Atmungswerte (zwischen 10 und 13 mg O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> StBM) durch die im Gefäß gegebene Sauerstofflimitierung nach oben hin begrenzt sind (Abb. 1). Mit Hilfe von Zwischenbelüftungen konnte gezeigt werden, dass dieser Endwert nicht durch Substratverbrauch oder Absorbersättigung, sondern durch O<sub>2</sub>-Limitierung, bedingt wurde.

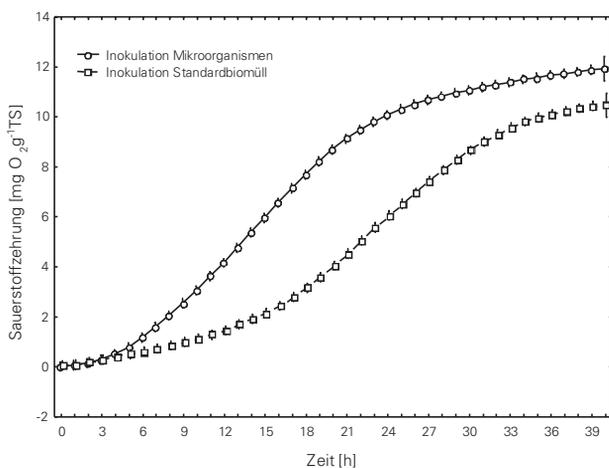


Abb. 1:  
Beeinflussung des O<sub>2</sub>-Verbrauchs im Zeitverlauf durch die Inokulation mit 3 ausgewählten Mikroorganismen und Inokulation mit der autochtonen Mikroflora des Ausgangsmaterials bei jeweils 10<sup>7</sup> cfu g<sup>-1</sup> StBM. ( $p < 0,001$ )

Die Kurvenverläufe ermöglichten zweierlei Aussagen: zum einen über die Geschwindigkeit der Abbauprozesse (Steigung der Kurve) und zum anderen über deren Effizienz unter O<sub>2</sub>-limitierten Bedingungen (Maximalwert). Wurden die Messdaten über eine ANOVA verrechnet (mit der Inkubationszeit als Einflussfaktor), so konnten in unsterilem Standardbiomüll selbst minimale Inokulationsdichten signifikant nachgewiesen werden (Abb. 2), Effekte, die sich in ihrer Tendenz mit Standardmethoden zur CO<sub>2</sub>-Messungen (IRGA) bestätigen ließen. Die einzelnen Kurvenverläufe konnten auch mathematisch sehr gut modelliert werden ( $y = b_1 + b_2 / (1 + (x - b_3)^{b_4})$ ), wobei  $y$  = Sauerstoffzehrung;  $x$  = Zeit,  $b_1 = -2,0519$ ;  $b_2 = 12,9472$ ;  $b_3 = 11,1168$ ;  $b_4 = 4,7198$ ;  $p < 0,001$ ). Eine Verrechnung der so ermittelten Funktionsparameter ( $b_1 - b_4$ ) in einer MANOVA bestätigte in allen Fällen die Ergebnisse der vereinfachten ANOVA Auswertung.

Der O<sub>2</sub>-Verbrauch je Biomasseinheit blieb in den von uns als Inkubationsgefäße verwendeten Schott-Flaschen in Kombination mit den beiden Messsystemen natürlich deutlich hinter denen im IRGA zurück. Die optimierte O<sub>2</sub>-Versorgung im IRGA lässt aber Schlüsse über die tatsächliche Abbautätigkeit in Böden oder Komposten nur beschränkt zu. Die Atmungsmessung mit O<sub>2</sub>-Limitierung dürfte der Situation in Komposten ohne Belüftung deutlich näher kommen. (HEINEMEYER et al., 1989).

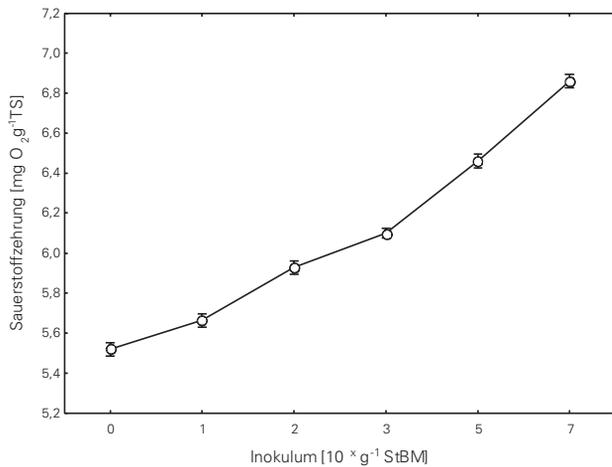


Abb. 2:  
Signifikante Beeinflussung der durchschnittlichen Sauerstoffzehrung durch die Inokulumdichte dargestellt in einem Interaktions Plot aus einer ANOVA. ( $p < 0,001$ )

Durch drei Vorteile empfiehlt sich die Respirometrie zur Beurteilung der Effektivität von Inokulationsversuchen:

- i) durch die Möglichkeit, Aussagen über Geschwindigkeit und Effizienz der Abbauprozesse zu treffen,
- ii) durch die hohe Flexibilität der Methode bezüglich Inkubationstemperaturen, Gefäßgröße, Versuchsdauer, Sterilisierbarkeit etc. und
- iii) durch die hohe Messgenauigkeit.

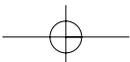
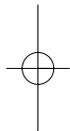
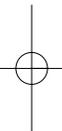
## Dank

Die Untersuchungen wurden von der Firma *Juwel H. Wüster Ges.m.b.H* unterstützt und im Rahmen des FFF-Projektes Nr. 803822 finanziert.

## 4 Literatur

- ELORietta, M. A., LOPEZ, M. J., SUAREZ-ESTRELLA, E., VARGAS-GARCIA, M. C. und MORENO, J. (2002): *Composting of different horticultural Wastes: Effect of fungal Inoculation*. In: INSAM, H., RIDDECH, N., KLAMMER, S., (Eds.), *Microbiology of Composting*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 119-132.
- FAURE, D. und DESCHAMPS, A. M. (1991): *The Effect of Bacterial Inoculation on the Initiation of Composting of Grape Pulps*. *Bioresource Technology* 37: 235-238
- GOLUEKE, C. G., CARD, B.J. und MCGAUHEY, P. H. (1954): *A Critical Evaluation of Inoculums in Composting*. *Applied Microbiology* 2, 45-53

- HEINEMEYER, O., INSAM, H., KAISER, E. A. und WALENZIK, G. (1989): *Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis*. Plant and Soil 116, 191-195.
- ILLMER, P. (2000): *Kompoststarter – Funktioniert er doch?* Mitt. Österr. Bodenkundl. Ges. 59: 77-80.
- LASARIDI, K. E. und PAPADIMITRIOU, E. K. (1996): *Development and demonstration of a thermogradient respirometer*. Compost Science & Utilization: 4 (3): 53-62.
- LASARIDI, K. E. und STENTIFORD, E. I. (1996): *Respirometric Techniques in the Context of Compost Stability Assessment: Principles and Practice*. In: DE BERTOLDI, M., SEQUI, P., LEMMES, B. und PAPI, T. (Eds.): The Science of Composting. Part 1. Chapman & Hall, pp. 274-285.
- NAKASAKI, K., UEHARA, N., KATAOKA, M. und KUBOTA, H. (1996): *The use of Bacillus licheniformes HA1 to accelerate composting of organic wastes*. Compost Science & Utilization 4 (4): 47-52.
- PLATEN, H. und WIRTZ, A. (1998): *Applikationen zur Analytik Nr. 1 – 3. Bestimmung der Atmungsaktivität in Böden und anderen Feststoffen mit dem Messsystem Oxitop®C*. Applikationsberichte WTW.
- SOLBRAA, K. (1984): *An Analysis of Compost Starters used on Spruce Bark*. Biocycle 25: 46-48



# Aufnahme von Kohlenstoff über die Wurzeln

Manfred WURZER<sup>1</sup>, Gert BACHMANN<sup>1</sup>, Wolfgang POSTL<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Institute of Ecology and Conservation Biology, Division of Chemical Physiology of Plants,  
Vienna University, Althanstrasse 14, A-1090 Vienna,  
mwurzer@pflaphy.pph.univie.ac.at, gert@pflaphy.pph.univie.ac.at

<sup>2</sup> Institute of Ecology and Conservation Biology, Division of Horticultural Plant Physiology  
and Primary Production, Vienna University, Althanstrasse 14, A-1090 Vienna,  
postl@pflaphy.pph.univie.ac.at

## Zusammenfassung

Unsere Untersuchung beschäftigt sich mit Boden-Kohlenstoff-Aufnahme von Höheren Pflanzen über die Wurzeln. Eine fakultative Schattenpflanze (*Vinca major*) und 5 wirtschaftlich bedeutende Pflanzenarten (*Trifolium repens*, *Lolium perenne*, *Raphanus sativus*, *Vigna radiata* und *Zea mais*) mit unterschiedlichen ökologischen Präferenzen und physiologischen Eigenschaften wurden bei unterschiedlichen Lichtintensitäten in Töpfen kultiviert und mit unterschiedlichen Konzentrationen von Kohlenstoff über das Gießwasser versorgt. Die Zuckerkonzentrationen wurden so gewählt, dass sie einer natürlichen Konzentration im Boden entsprechen. Die Pflanzen konnten im vorliegenden Versuch zwischen 0,1 % und 0,7 % des gesamten assimilierten Kohlenstoffs über die Wurzeln aufnehmen. Sie können ausgleichend auf verschiedene Zucker-Konzentrationen im Boden reagieren, indem sie einerseits zum Teil vorhandenen Zucker-Überschuss resorbieren und andererseits ihr eigenes Wachstum drosseln.

## 1 Einleitung

Die aktive Kohlenstoff-Aufnahme über die Wurzeln wurde bisher in sterilen und nicht sterilen Hydrokulturen mehrfach untersucht (Jones and Darrah, 1992, 1994; Mühling et al., 1993). Pflanzen und Böden werden häufig mit dem radioaktiven <sup>14</sup>C-Isotop gelabelt. Durch die Messung des radioaktiven Zerfalls können kleinste Mengen bei Kurzzeitexperimenten zum Einsatz kommen.

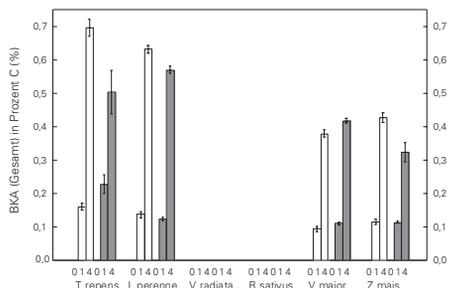
Unsere Untersuchung zeigt, dass die Boden-Kohlenstoff-Aufnahme von Höheren Pflanzen über die Wurzeln mittel- und langfristig mit <sup>13</sup>C-Glucose im Gießwasser durchführbar ist. In Vorversuchen mit Hydrokulturen und Kultivierung der Pflanzen in Töpfen konnte eine signifikante Aufnahme von <sup>13</sup>C gemessen werden (Daten nicht gezeigt).

## 2 Material und Methode

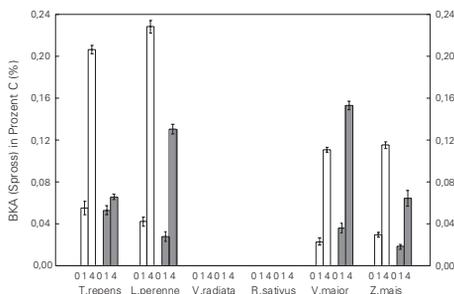
Eine fakultative Schattenpflanze (*Vinca major*), zwei Grünlandpflanzen (*Trifolium repens*, *Lolium perenne*) und drei Ackerpflanzen (*Raphanus sativus*, *Vigna radiata* und *Zea mais*) ( $n=5$ ) mit unterschiedlichen ökologischen Präferenzen und physiologischen Eigenschaften wurden bei unterschiedlichen Lichtintensitäten (low light (20  $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ , 22 °C, 45 % rF) und high light (100  $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ , 25 °C, 40 %rF) Tagesmittelwerte) in Töpfen (Komposterde : Sand im Verhältnis 2:1) kultiviert und mit unterschiedlichen Kohlenstoff-Konzentrationen (0  $\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$ , 10,7  $\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$  und 42,8  $\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$ ) im Gießwasser (20 ml bis 30 ml mit 0,01 % Wuchsal) versorgt. Die Kohlenstoff-Konzentration im Gießwasser setzt sich folgendermaßen zusammen: Glucose und Saccharose zu je 47,6 % und  $^{13}\text{C}$  Glucose zu 4,8 %. Zur Untersuchung des Einflusses der Zucker-Konzentration im Boden auf die Pflanzen wurde eine Wachstumsanalyse durchgeführt. Nach dem Trocknen und Mahlen der Pflanzenteile wurde das  $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$  Atomverhältnis mit Hilfe eines Elementar Analysators (EA 1110 (CE Instruments) und eines Massenspektrometers (Delta Plus (Finnigan MAT) bestimmt. Messung der Bodengrundatmung und der Substrat Induzierte Respiration mittels IRGA (ADC 225MK3) (Bachmann & Kinzel 1992). Die Carboxylierungseffizienz wurde mit einer Blattklammer (PPSystems Ciras 1) gemessen. Der pH-Wert der Böden wurde mit einer Glaselektrode bestimmt.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

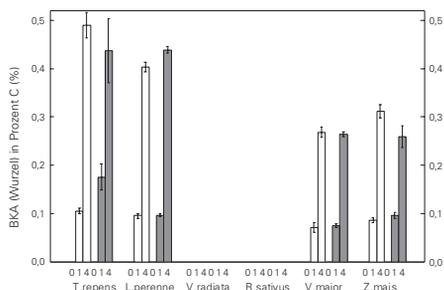
Die Boden-Kohlenstoff-Aufnahme (BKA) in Prozent des Pflanzen-Kohlenstoffs (Abb.1) beträgt bei der Kohlenstoff-Konzentration (KK) von 10,7  $\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$  im Gießwasser zwischen 0,1 % und 0,2 %, bei der KK von 42,8  $\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$  zwischen 0,35 % und 0,7 %. Die Kohlenstoff-Festlegung in Prozent des Boden-Kohlenstoffs (Abb.4) schwankt zwischen 0,05 % und 0,3 %. Im Boden von high light Pflanzen wird mehr Kohlenstoff aus dem Gießwasser festgelegt als im Boden von low light Pflanzen. Dies hat aber nur wenig Einfluss auf die BKA der Wurzel (Abb.3), da sowohl bei high light als auch low light Pflanzen keine nennenswerten Unterschiede auftreten. Low light Pflanzen zeigen im Vergleich zu high light Pflanzen weniger BKA im Spross (Abb.2). Ursache dafür kann ein höheres Spross Wurzel Verhältnis bei low light Pflanzen sein, da das Blattflächen Verhältnis (Abb.5) bei verminderter Photonenflussdichte ansteigt. Der Einfluss von Zucker im Boden auf high light Pflanzen zeigt sich am deutlichsten durch eine verminderte Blattfläche (Abb.6). Ebenso deutet eine verminderte Carboxylierungs-Effizienz und Photosynthese bei ambient  $\text{CO}_2$  (Abb.7) auf ein erhöhtes Ressourcenangebot aus dem Boden hin. Die Pflanzen vermindern bei Vorhandensein von Zucker im Boden die Kohlenstofffixierung aus der Luft. Die Relative Wachstums-



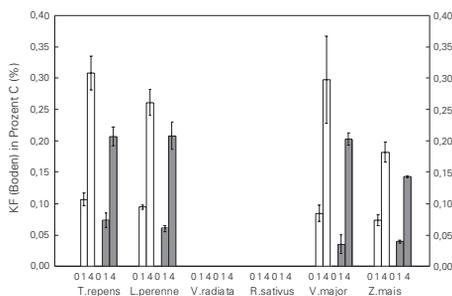
**Abb. 1:**  
*Boden-Kohlenstoff-Aufnahme Gesamt*  
(Mittelwert, SE, n =5)



**Abb. 2:**  
*Boden-Kohlenstoff-Aufnahme Spross*  
(Mittelwert, SE, n =5)

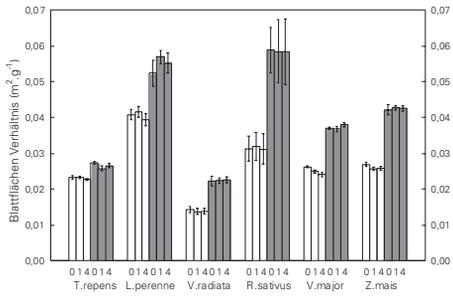


**Abb. 3:**  
*Boden-Kohlenstoff-Aufnahme Wurzel*  
(Mittelwert, SE, n =5)

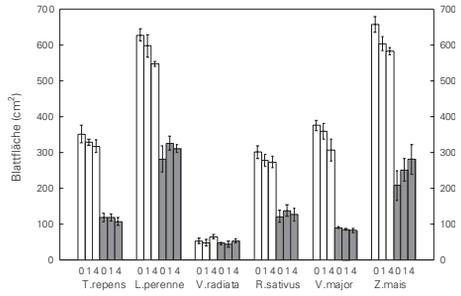


**Abb. 4:**  
*Kohlenstoff-Festlegung im Boden*  
(Mittelwert, SE, n =5)

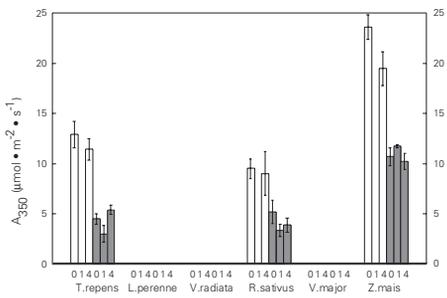
rate (Abb.8) der Versuchspflanzen wird gegenüber den Kontrollpflanzen nur gering vermindert. Es kann angenommen werden, dass der aufgenommene Bodenkohlenstoff eine verminderte Luft  $\text{CO}_2$ -Assimilation kompensiert. Über ein verändertes C-Partitioning und verminderte Photosynthese versucht die Pflanze einerseits die Zucker-Konzentration im Boden in Grenzen zu halten, andererseits nützt die Pflanze das vorhandene Kohlenstoff-Angebot und gleicht so ihre Verluste aus. Bei der Substrat Induzierten Respiration (Abb.9) zeigen Mikroorganismen im Boden eine gute Anpassung an den zusätzliche Kohlenstoff im Gießwasser. Da aber keine großen Unterschiede in der Grundatmung und in der potentiellen Acidität (pH) feststellbar sind, deutet dies auf ein ausgewogenes Ressourcenangebot im Boden hin. Untersucht man die Böden von high light Pflanzen (auch Kontrolle), so treten höhere pH-Werte bei der Aktuellen Acidität (Abb.10) auf. Dies zeigt, dass die Bildung von Carbonat im Boden vorwiegend von der Exudation der Pflanzen abhängig ist. Die Kohlenstoff-Düngung hatte bei dieser Konzentration also wenig Einfluss auf die Carbonatbildung. Entweder waren die Kohlenstoff-Konzentrationen im Gießwasser im Vergleich zur



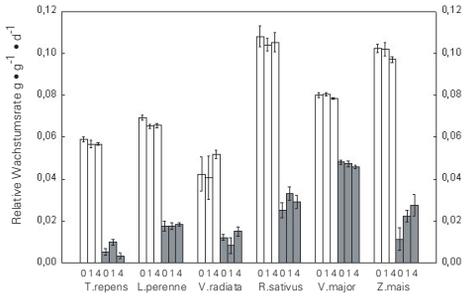
**Abb. 5:**  
*Blattflächen Verhältnis*  
(Mittelwert, SE, n =5)



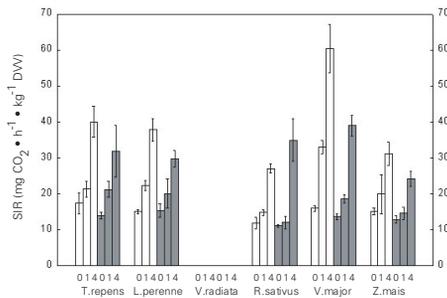
**Abb. 6:**  
*Blattfläche*  
(Mittelwert, SE, n =5)



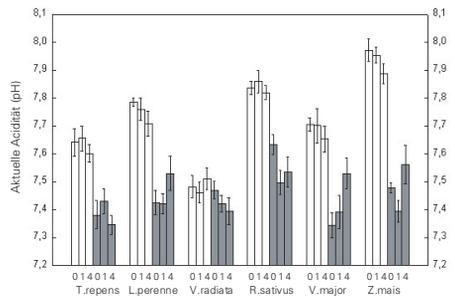
**Abb. 7:**  
*Nettophotosyntheserate bei ambient CO<sub>2</sub>*  
(Mittelwert, SE, n =4)



**Abb. 8:**  
*Relative Wachstumsrate*  
(Mittelwert, SE, n =5)



**Abb. 9:**  
*Substrat Induzierte Respiration*  
(Mittelwert, SE, n =5)

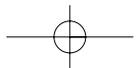
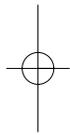
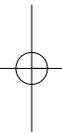


**Abb. 10:**  
*Aktuelle Acidität*  
(Mittelwert, SE, n =5)

Exudation der Pflanzen gering oder es ist ein Hinweis, dass die Pflanzen Teile des applizierten Zuckers im Boden über die Wurzeln resorbieren und durch eine verringerte Luft-CO<sub>2</sub>-Assimilation weniger exudieren. Die Pflanzen steuern so die Kohlenstoff-Substrat-Konzentration im Boden und drosseln sogar ihre Produktion bei erhöhtem Kohlenstoff-Angebot aus dem Boden.

## 4 Literatur

- JONES, D.L., P.R.DARRAH (1992): *Resorption of organic components by roots of Zea mays L. and its consequence in the rhizosphere* I. Re-sorption of <sup>14</sup>C labelled glucose, mannose and citric acid., Plant and Soil 143, 259-266
- JONES, D.L., P.R.DARRAH (1994): *Influx and efflux of amino-acids from Zea mays L. roots and its implications in the rhizosphere*. Plant and Soil 163, 1-12
- MÜHLING, K. H., S. SCHUBERT, K. MENGEL (1993): *Mechanisms of sugar retention by roots of intact maize and field bean plants*, Plant and Soil 155/156, 99-102
- BACHMANN, G., H. KINZEL (1992): *Physiological and ecological aspects of the interactions between plant roots and rhizosphere soil*, Soil Biology and Biochemistry 24(6), 543-552



# Biodiversität in Waldböden

Sophie ZECHMEISTER-BOLTENSTERN

Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Seckendorff-Gudent Weg 8, A-1131 Wien

## Zusammenfassung

Dieser Artikel gibt einen Überblick über politische Aktivitäten, die eine Untersuchung der Bodenbiodiversität, speziell im Wald, notwendig machen. Definitionen häufig verwendeter Ausdrücke werden dargelegt. Probleme, die sich bei der Erfassung der Artenvielfalt im Boden stellen, werden diskutiert. Auch wird versucht, Bedrohungen für die Biodiversität in verschiedenen Systemen aufzuzeigen. Neue Ansätze und Methoden zur Lösung dieser komplexen Fragestellungen werden vorgestellt.

## Abstract

This paper gives an overview of the political actions implying the investigation of soil biodiversity in general and forests in particular. Definitions of major terms and phrases used in the biodiversity discussion are given. Some of the problems encountered when recording the diversity of soil organisms are discussed, as well as major threats to biodiversity in different systems. It is tried to point out new approaches and methods for the comprehension of this complex topic.

## 1 Einleitung und Problemstellung

Für die von der Rio-Konferenz 1992 und ihren Folgekonferenzen und –abkommen geforderte Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt spielen Wälder eine besondere Rolle. Unter den drei Aspekten der Biodiversität, der Vielfalt der Gene, der Arten und der Ökosysteme, besitzt die Artenvielfalt den größten Bekanntheitsgrad. In temperaten Wäldern ist die größte Artenvielfalt im Boden verborgen. Auch im Rahmen der EU-Bodenschutzstrategie wird der Erhaltung der Biodiversität in Böden hohe Priorität eingeräumt.

Diesen politischen Forderungen stehen folgende Schwierigkeiten gegenüber:

- Ein Großteil der Arten im Boden ist noch unerforscht
- Die Artenvielfalt wird durch unbekannte Mikroorganismen weitaus stärker dominiert als durch die bekannte Makrofauna
- Es gibt noch wenig konkrete Angaben zum Ökosystembezug einzelner Artengruppen

Deshalb stellt sich die Frage: Wie kann ich etwas schützen, von dessen Ausmaß ich nur eine grobe Ahnung habe?

Dazu ist es notwendig einige Begriffe genau zu definieren:

„Biodiversität“ ist die Menge und Struktur der biologischen Information, die in hierarchisch aufgebauten, lebenden Ökosystemen enthalten ist.

Der „ökosystemare Ansatz“ laut Biodiversitätskonvention bezieht sich auf Ebenen der biologischen Organisation, die die notwendigen Strukturen, Prozesse, Funktionen und Wechselwirkungen zwischen Organismen und ihrer Umgebung umfassen. Wichtig ist auch der Mensch in seiner kulturellen Vielfalt als Teil vieler Ökosysteme. Der räumliche Bezug einer Untersuchung oder Aktion ist durch das Problem definiert. So könnte z.B. ein Bodenkrümel genauso gemeint sein, wie ein Wald, ein Biom oder die ganze Biosphäre.

<i>Tab.1: Gesamtzahl der beschriebenen Arten verschiedener Bodenorganismen</i>	
<i>Größenklasse Organismen</i>	<i>Anzahl der beschriebenen Arten</i>
<i>Mikroorganismen</i>	
Bakterien und Archaeobakterien	3.200
Pilze	ca. 35.000
<i>Mikrofauna (&lt;0,1 mm Ø)</i>	
Einzeller (Protozoa)	1.500
Fadenwürmer (Nematoda)	5.000
<i>Mesofauna (0,1 – 2 mm)</i>	
Milben (Acari)	ca. 30.000
Springschwänze (Collembola)	6.500
Doppelschwänze (Diplura)	659
Zwergfüßer (Symphyla)	160
Wenigfüßer (Pauropoda)	500
Kleinringelwürmer (Enchytraeidae)	>600
<i>Makrofauna (&gt;2mm)</i>	
Wurzelfressende Insekten	ca. 40.000
Tausendfüßer (Diplopoda)	10.000
Asseln (Isopoda)	2.500
Termiten (Isoptera)	2.000
Ameisen (Formicidae)	8.800
Regenwürmer (Oligochaeta)	3.627

„Biologische Vielfalt im Boden“ oder „Bodenbiodiversität“ umfasst alle Organismen, die zumindest einen Teil ihres Lebenszyklus im Boden verbringen (BUNNING und JIMÉNEZ (2003)). Einige verfügbare Abschätzungen über beschriebene Artenzahlen sind in Tabelle 1 angeführt.

Insgesamt kommt man auf etwa 150.000 beschriebene Arten im Boden. Die Dunkelziffer der noch nicht beschriebenen Gesamtartenzahl liegt zumindest eine Zehnerpotenz darüber.

Die in Tabelle 1 angeführten unterschiedlichen Größenklassen der Bodenorganismen bedingen, dass sich die Artenvielfalt im Boden auf verschiedenen Skalen abspielt. In Mikrozonen z.B. im Wurzelraum kann man nebeneinander im Abstand einiger µm völlig unter-

schiedliche Bakteriengemeinschaften finden (KANDELER et al. 2002). Hingegen legen z.B. Regenwürmer oder Laufkäfer Strecken von 10 bzw. 500m ohne Schwierigkeiten zurück (BUTTERWECK 1998).

Eine weiteres Problem ist die Frage in wie weit die Artenvielfalt für das Funktionieren des Systems Bodens notwendig ist. Diese Frage kann nur geklärt werden, wenn man die Funktionen des Bodens genau definiert.

Komplexe Funktionen, wie z.B. Abbautätigkeit, Nährstoffnachlieferung oder Kohlenstoffspeicherung werden von einer Vielzahl von Organismen ausgeführt. Das bedeutet, dass einige dieser Organismen redundant sind, bzw. ihr Ausfall sich nicht negativ auf diese Bodenfunktion auswirken würde.

Spezifische Funktionen hingegen können nur von spezialisierten Organismen durchgeführt werden. Ihr Wegfall bedeutet daher, dass diese Funktion gestört wird, und nicht mehr erfüllt werden kann. Darunter fallen z.B. der Antagonismus zu einem bestimmten Pflanzenschädling, der Abbau einer bestimmten Verunreinigung oder aber die Nitrifikation.

## 2 Internationale Aktionen zum Thema Biodiversität in Böden

Im Rahmen der Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity – CBD) wurden unter der Leitung der UNEP (United Nations Environmental Program) eine Reihe von Dokumenten zum Schutz spezieller Landschaften geschaffen (siehe [www.biodiv.org](http://www.biodiv.org)). In den thematischen Arbeitsprogrammen spielt auch der Bodenschutz eine wichtige Rolle (z.B. „forest biological diversity“, „mountain biological diversity“). Besonders in den Programmen der „agricultural biological diversity“ und der „dry and sub-humid lands“ sind spezielle Kapitel der Erfassung und Erhaltung der Bodenbiodiversität gewidmet. In diesem Zusammenhang wurde auch die „Soil Biodiversity Initiative“ als weltweites Netzwerk zu diesem Thema gegründet ([www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/initiative.stm](http://www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/initiative.stm)).

Auch die Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder enthält den Schutz der Biodiversität als zentrales Thema ([www.minconf-forests.net/](http://www.minconf-forests.net/)). In Europa gibt es neben großen nationalen Forschungsprogrammen (z.B. Finnland und U.K.) und EU-Forschungsprojekten auch auf politischer Ebene Aktionen zur Erhaltung der Bodenbiodiversität. In der „Strategie für den Bodenschutz“ sind die acht größten Gefahren für den Boden aufgelistet: Neben Erosion, Rückgang der organischen Substanz, Verunreinigung, Versalzung, Versiegelung, Verdichtung Überflutung und Hangrutschungen wird auch ein Rückgang der biologischen Vielfalt hervorgehoben ([www.europa.eu.int/comm/environment/soil/](http://www.europa.eu.int/comm/environment/soil/)). Daher soll dieser Aspekt in Zukunft

auch besser erforscht und in Monitoringprogramme integriert werden. Als Informationsplattform zum Thema Biodiversität ist auch die „European Platform for Biodiversity“ zu erwähnen ([www.bioplatform.info/](http://www.bioplatform.info/)).

### 3 Bedrohungen der Biodiversität

Global wurden folgende fünf Hauptbedrohungen für die Biodiversität ermittelt und zwar in folgender Reihenfolge: Landnutzung, Klimaveränderung, Stickstoffeinträge, Eindringen von fremden Arten, und der Anstieg der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration. Der Stellenwert dieser Bedrohungen ist jedoch in verschiedenen Klimazonen unterschiedlich. So werden für den gemäßigten Klimabereich erhöhte Stickstoffeinträge als Hauptbedrohung angesehen. Betrachtet man die Biodiversität von Böden, so hat die Landnutzung bzw. Bewirtschaftung den größten Einfluss. Erhöhte Stickstoffeinträge und Verunreinigungen wirken sich in betroffenen Regionen auf die Artenvielfalt aus. Man nimmt an, dass Klimaänderung vor allen an Extremstandorten, wie z.B. im alpinen Bereich oder in Trockengebieten Auswirkungen auf die Bodenbiodiversität hat (WOLTERS, 1997).

### 4 Zusammenführen von Informationen

Wie kann man nun die Vielfalt der Bodenorganismen messen, um die geforderten Aussagen für den Bodenschutz zu treffen und die Auswirkung globaler Veränderungen zu erfassen? Dazu sind gezielte, interdisziplinäre Forschungsprogramme notwendig. Nur eine enge Zusammenarbeit von Mikrobiologen, Zoologen und Bodenkundlern kann die komplexen Zusammenhänge der Bodenbiodiversität aufdecken. Derzeit laufen in Österreich zwei derartige Programme und zwar in Naturwaldreservaten (BFW Wien, Uni Wien, Uni Salzburg, Boku, Uni Innsbruck, ARC Seibersdorf) und in den Zentralalpen (Uni Innsbruck). Die Schwierigkeit solcher Untersuchungen besteht darin, die Informationen auf verschiedenen Ebenen sinnvoll zusammen zu führen. Dazu gibt es einige interessante Ansätze:

Im „Multi-Taxa-Ansatz“ nach SAUBERER et al. (2003) wird versucht, optimale Kombinationen von Artenzahlen zweier oder mehrerer Organismengruppen zu finden, die eine maximale Aussagekraft zur Gesamtbiodiversität bieten. Meist sind dies Taxa mit unterschiedlichen Lebensraumansprüchen. So erklärt z.B. die Kombination von Daten der Ameisen- und Schneckenfauna ca. 84% der Gesamtbiodiversität von Kulturlandschaftsflächen in Ostösterreich.

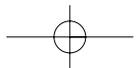
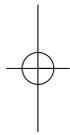
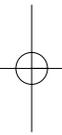
Nahrungsnetzmodelle, wie sie von MOORE et al. (1993) entwickelt wurden, sind

dazu geeignet die funktionelle Diversität von Böden zu beschreiben und Aussagen über ihre Stabilität zu treffen. Auch für die immense Diversität von Bakteriengemeinschaften gibt es mathematische Modelle, um aus einem begrenzten Stichprobenumfang auf die Gesamtpopulation hochzurechnen (DUNBAR et al., 2002).

Geostatistik und Daten-Metaanalyse tragen dazu bei, die Biodiversität in Böden besser zu beleuchten. Mit Hilfe all dieser Methoden können bodenbiologische Parameter auch eine breitere Anwendung in Biomonitoring und Bodenschutz erfahren.

## Literatur

- BUNNING, S. and J.J. JIMÉNEZ (2003) *Indicators and Assessment of Soil Biodiversity/Soil Ecosystem Functioning for Farmers and Governments*, Proceedings of the OECD Expert meeting on indicators of Soil Erosion and Soil Biodiversity, FAO Rome, Italy, p. 1-22
- BUTTERWECK, M.D. (1998) *Metapopulationsstudien an Waldlaufkäfern (Coleptera: Carabidae) Einfluß von Korridoren und Trittsteinbiotopen*. Wissenschaft und Technik Verlag, Berlin
- DUNBAR, J., BARNS, S.M., TICKNOR, L.O. and C.R. KUSKE (2002) *Empirical and Theoretical Bacterial Diversity in Four Arizona Soils*, Applied and Environmental Microbiology 68/6, p. 3035-3045
- KANDELER, E., MARSCHNER, P., TSCHERKO, D., GAHOONIA, T.S. and N.E. NIELSEN (2002) *Structural and functional diversity of soil microbial community in the rhizosphere of maize*, Plant and Soil 238, p. 301-312
- MOORE, J.C., P.C. DeRUITER and H.W. HUNT. 1993. *Influence of productivity on stability of real and model ecosystems*, Science 261, p. 906-908
- SAUBERER, N., ZULKA, K.P., ABENSPERG-TRAUN, M., BERG, H.-M., BIERINGER, G., MILASOWSKY, N., MOSER, D., PLUTZAR, C., POLLHEIMER, M., STORCH, C., TRÖSTL, R., ZECHMEISTER, H. and G. GRABHERR (2003) *Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria*, Biological Conservation, in press
- WOLTERS, V. (1997) *The Good, the Bad and the Ugly: Is there more to say about soil biodiversity?* In: Functional implications of biodiversity in soil. V. Wolters (Ed.) Ecosystems research report 24, European Commission, DG Science, Research and Development, Brussels, p. 3-9



# Auswirkungen der Beweidung auf frei lebende Bodennematoden im Nationalpark Neusiedler See, Seewinkel

Pamela ZOLDA

Institut für Ökologie und Naturschutz, Althanstrasse 14, A-1090 Wien

## Zusammenfassung

Artengemeinschaft, trophische und funktionelle Diversität der frei lebenden Nematoden wurden auf beweideten und unbeweideten Trockenrasen im Seewinkel, Burgenland untersucht. Die Untersuchungsstandorte waren eine Pferdeweide und eine Rinderweide sowie 2 benachbarte Ausschlußflächen. Die Probenahme erfolgte von Mai bis September 2002. Die Artenzusammensetzung beweideter und unbeweideter Flächen unterschied sich deutlich: es dominierten auf der Pferdeweide bakterivore Nematoden (*Anaplectus granulatus*, *Acrobeloides* sp.), auf der Referenzfläche die bakterienfressende Art *Acrobeloides ciliatus* sowie die pilzfressende Gattung *Aphelenchoides* sp.. Weiters konnte hier eine erhöhte Dichte von Pflanzenfressern (*Ditylenchus* sp., *Coslenchus* sp.) belegt werden. Omnivore und räuberische Nematoden, die als Indikatoren für stabile Systeme gelten, konnten in höheren Abundanz nur auf der beweideten Fläche gefunden werden. Auf der Rinderweide lagen die Individuenzahlen des beweideten Areals deutlich unter jenen der Referenzfläche. Als dominante Taxa traten auf beiden Flächen die bakterienfressenden Gattungen *Acrobeloides* sp., *Prismatolaimus* sp. und *Plectus* sp. auf. Die Referenzfläche zeigte aber eine deutliche Zunahme der phytophagen Nematoden (v.a. *Tylenchus* sp.), die durch den dichteren Pflanzenbewuchs bedingt sein dürfte. Die Abundanz von Omnivoren und Räubern stieg im Zuge der Beweidung leicht an. Die Werte des Maturity Index als Maß für die funktionelle Diversität der Nematodengemeinschaft unterschieden sich zwischen beweideten und unbeweideten Flächen nicht signifikant. Verschiebungen der cp-Werte durch die Beweidung wurden zum Teil durch saisonale Trends überlagert.

## Summary

Species composition, trophic and functional diversity of the soil nematode community was investigated on grazed and ungrazed dry grass meadows in the national park Neusiedler See, Seewinkel. Two sites, a horse meadow and cattle meadow, were chosen for investigation as well as two adjacent enclosures. Soil cores were taken in May, July and September 2002. On the horse meadow species composition differed between grazed and ungrazed sites, which was indicated by a low Morisita index (0.4) of similarity. Trophic groups were dominated by bacterial feeders (*Anaplectus granulatus*, *Acrobeloides* sp.). The reference site was characterised by an increase of the fungal feeding genus *Aphelenchoides* sp. and a higher number of plant feeding nematode taxa (*Ditylenchus* sp., *Coslenchus* sp.). The grazed area showed an increase of omnivore and predacious nematodes. On the cattle meadow a lower nematode density than on the reference site was found and also a low similarity of taxa. Dominant feeding groups were bacterial feeders (*Acrobeloides* sp., *Prismatolaimus* sp. und *Plectus* sp.), but the enclosure was characterised by an increase of the plant feeding genus *Tylenchus* sp., which could have been caused by a higher root density. The values of the Maturity Index did not differ at all and switches in the cp-values after grazing were partly outweighed by seasonal trends.

## 1 Einleitung

Die pannonischen Sandrasen des Seewinkels gelten durch ihre z.T. halophile Vegetation als besonders schützenswert. Nach dem Ende ihrer traditionellen Bewirtschaftung als Hutweiden vor 50 Jahren konnten sich hochwüchsige sowie holzige Pflanzen auf den kurzrasigen Flächen ausdehnen. Um dieser Sukzession entgegenzuwirken und die Ausdehnung des angrenzenden Schilfgürtels einzudämmen, wird seit den 60er Jahren wieder mit Pferden und Rindern nach einem genauen Managementplan beweidet. Ein positiver Effekt dieses Managements auf die Phytodiversität konnte bereits nachgewiesen werden (KORNER et al., 1999). Da sich Abundanz, trophische und funktionelle Diversität frei lebender Bodennematoden oft sehr schnell durch geänderte Umweltfaktoren auf der Bodenoberfläche verändern, wurde diese Tiergruppe als Indikator für den Effekt der Beweidung auf den Seewinkler Sandrasen untersucht.

## 2 Material und Methode

Die untersuchten Standorte waren eine Pferdeweide (PW) bei Podersdorf, die seit 1960 permanent von etwa 40 Tieren beweidet wird, sowie eine Rinderweide (RW) bei Illmitz (Rotationsbeweidung mit 150 Aberdeen Angus seit 1987). Als Referenzflächen dienten zwei benachbarte Ausschlußflächen, die durch deutlich höheren und dichteren Pflanzenbewuchs sowie durch eine größere Streuauflage charakterisiert waren. Die vorherrschende Vegetationsassoziation stellt ein *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* mit einem hohen Anteil an Weidefolgern, wie *Ononis spinosa*, dar, der Bodentyp einen Solontschak. Der Jahresniederschlag liegt bei 600mm, das Jahresmittel der Temperatur bei 10°C. Die Probenahme erfolgte auf allen Standorten im Mai, Juli und September 2002 mit einem zylindrischen Bodenbohrer (2.1cm Durchmesser; 10cm Bodentiefe). Auf jeder Fläche wurden 8 Bodenproben gesammelt, zu Mischproben vereinigt, und 100g homogenisierte Erde 24h Stunden in modifizierten Baermann-Trichtern extrahiert. Die in 4%-igem Formol fixierten Nematoden wurden in Glycerin übertragen, nach BONGERS (1988) und ANDRASSY (1984) mindestens bis auf Gattungsniveau bestimmt und nach YEATES et al. (1993) 5 trophischen Gruppen (Bakterien-, Pflanzen-, Pilzfresser, Räuber, Omnivore) zugeteilt. Neben gängigen ökologischen Indices, wurde zur Charakterisierung der Nematodenzönose die F/B- Ratio, der Trophic Index sowie Maturity Index und Plant Parasite Index (BONGERS, 1990) berechnet. Letztere basieren auf der Zuteilung der Nematoden zu bestimmten coloniser- persister (cp)-Werten auf einer Skala von 1 bis 5, wobei der Wert 1 r- Strategen, der Wert 5 K- Strategen zugesprochen wird. Zusätzlich wurde ein cp- triangle (DE GOEDE, 1993) erstellt, um Verschiebungen der cp-Werten innerhalb der Untersuchungsperiode darzustellen.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Als dominante Taxa der Pferdeweide können *Anaplectus granulosus* und *Acrobeloides* sp. genannt werden. Auf der Referenzfläche erreichten *Acrobeles ciliatus* und *Aphelenchoides* sp. die größte Dichte. Weiters konnte hier eine erhöhte Artenzahl von herbivoren Nematoden (*Ditylenchus* sp., *Coslenchus* sp., *Filenchus* sp.) belegt werden, wodurch der deutlich höhere Shannon Index begründet ist (Tab. 1). Der errechnete Wert des Morisita Index zeigt eine geringe Übereinstimmung der Taxa. Auf beiden Flächen stellen bakterivore Taxa die dominante Nahrungsgilde dar, doch kam es auf der Ausschlussfläche zu einer deutlichen Zunahme von Pilzfressern, die durch einen erhöhten Wert der F/B-Ratio (Tab. 1) dokumentiert ist und durch die verstärkte Bedeutung von Pilzen im Abbauprozess zurückzuführen sein könnte (BARDGETT et al., 2001). Auf der beweideten Fläche kam es zu einer größeren Abundanz von Räubern, wodurch eine gute Stabilität des Systems unterstrichen wird (RUESS, 1995). Auf der Rinderweide konnten deutlich geringere Individuenzahlen nachgewiesen werden (Tab. 1). Als dominante Taxa traten auf beiden Flächen die bakterivoren Gattungen *Acrobeloides* sp., *Prismatolaimus* sp. und *Plectus* sp. auf. Die Referenzfläche zeigte aber eine deutliche Zunahme der phytophagen Nematoden (v.a. *Tylenchus* sp.), die durch die höhere Wurzelbiomasse bedingt sein dürfte (MERRILL et al., 1994). Die

Tab. 1:

*Diversität, Abundanz und trophische Struktur der Nematodenzönose (T: Trophic Index, F/B: Fungivore zu Baktreivore- Ratio, H<sub>s</sub>gen: Shannon Index auf Gattungsniveau, MI: Maturity Index, PPI: Plant Parasite Index, Cλ: Ähnlichkeitsindex nach Morisita).*

Parameter	PW-B	PW-UB	RW-B	RW-UB
Zahl der Taxa	42	61	38	38
Ind./100g	218	455	271	747
% bacterivor	69	60	73	44
% fungivor	8	19	11	9
% herbivor	12	14	8	41
% omnivor	3	3	7	4
% räuberisch	8	4	1	2
T	0,5	0,41	0,55	0,37
F/B	0,1	0,3	0,25	0,25
H <sub>s</sub> gen	2,8	3,3	2,8	2,6
MI	2,4	2,2	2,6	2,7
PPI	2,4	2,3	2,1	2
Cλ	0,4		0,3	

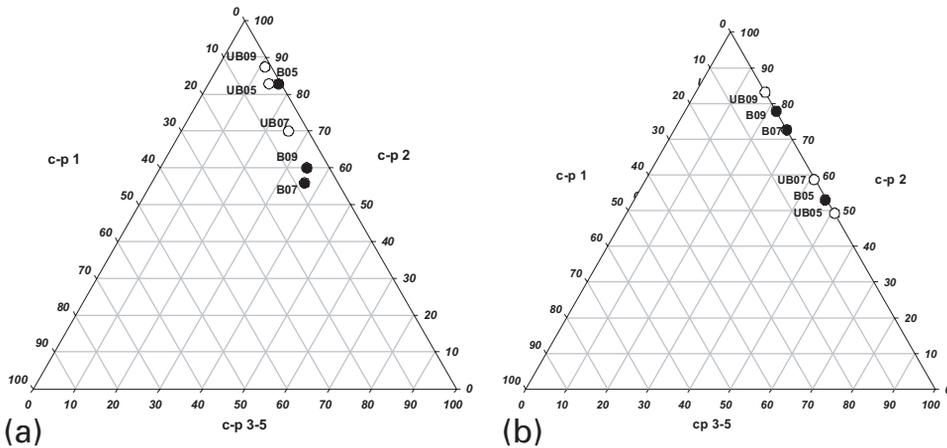


Abb. 1:

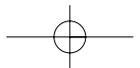
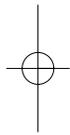
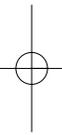
Graphische Darstellung der Verschiebung der coloniser-persister (cp)-Werte auf beweideten (B) und unbeweideten (UB) Flächen im Mai (05), Juli (07) und September (09) 2002 in Form eines cp-triangles (a) Pferdeweide, (b) Rinderweide.

Abundanz von omnivoren und räuberischen Nematoden stieg im Zuge der Beweidung leicht an. Die Werte des Maturity Index und des Plant Parasite Index als Maß für die funktionelle Diversität der Nematodengemeinschaft unterschieden sich zwischen beweideten und unbeweideten Flächen nicht signifikant (Tab. 1). Die Pferdeweide weist einen höheren, im Jahresverlauf steigenden Anteil an cp-3-5 Nematoden auf als die Ausschlussfläche (Abb. 1a). Auf der Rinderweide und der Referenzfläche wurden eventuelle Verschiebungen der cp-Werte durch Beweidung von saisonalen Trends überlagert (Abb. 1b). Auffällig ist jedoch das Fehlen von cp-1 Formen, die als Erstbesiedler nährstoffreicher Habitats gelten (DE GOEDE, 1993).

Insgesamt scheint durch die Beweidung in beiden Fällen die Populationsdichte der Nematodenzönose abzunehmen (vergl. WALL-FRECKMAN und PIN HUANG, 1998). Da sich vor allem extensive Form der Beweidung positiv auf die Biomasse und Diversität der Mikroorganismen auswirkt (BARDGETT et al., 2001), kam es zu einer generell hohen Abundanz von bakterivoren Nematoden. Die stärkere Pflanzenbedeckung in beiden Ausschlussflächen dürfte für die höhere Präsenz der herbivoren Nematoden und die geringe  $\beta$ -Diversität (Morisita Index) verantwortlich sein.

## 5 Literatur

- ANDRASSY, I. (1984): *Klasse Nematoda*. Berlin, Akademie- Verlag, 509pp.
- BARDGETT, R.D., JONES, A.C., JONES, D.L., KEMMIT, S.J., COOK, R. und HOBBS, P.J. (2001): *Soil microbial patterns related to the history and intensity of grazing in sub-montane ecosystems*, Soil Biol. & Biochem. 33, 1653-1664
- BONGERS, T. (1988): *De nematoden van Nederland*. KNNV Bilbliothekuitgave nr 46, Pirola, Scgoorl, p. 1- 408
- BONGERS, T. (1990): *The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition*, Oecologia 83, 14-19
- DE GOEDE, R. (1993): *Terrestrial nematodes in a changing environment*. Dissertation Uni Wageningen
- KORNER, I., TRAXLER, A. und WRBKA, T. (1999): *Trockenrasenmanagement- und restituierung durch Beweidung im "Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel"*; Verh. Zool. Bot. Ges. Österr. 136, 181-212
- MERRILL, E.H., STANTON, N.L. und HAK, J.C. (1994): *Responses of bluebunch wheatgrass, Idaho fescue, and nematodes to ungulate grazing in Yellowstone National Park*, Oikos 69, 231-240
- RUESS, L. (1995): *Studies on the nematode fauna of an acid forest soil: spatial distribution and extraction*, Nematologica 41, 229-239
- WALL- FRECKMAN, D. und PIN HUANG, S. (1998): *Response of nematode community structure in a shortgrass steppe to long-term and short-term grazing*, Appl. Soil. Ecol. 9, 39-44
- YEATES, G.W., BONGERS, T., de GOEDE, R.G.M., FRECKMANN, D.W und GEORGIEVA, S.S. (1993): *Feeding habits in soil nematode families and genera- An outline for soil ecologists*, J. Nematol. 25 (3), 315-331



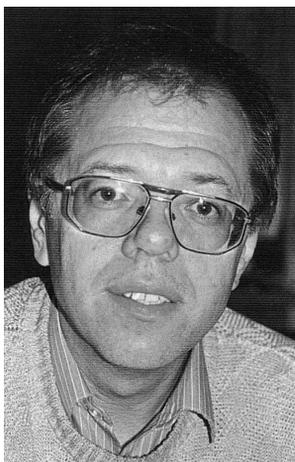
## **Bericht über die schweizerische Tagung zu Bodendaten und deren Nutzung**

Von M. Englisch und O. Nestroy

Am Institut für Geographie der Universität Bern fand vom 20. bis 22. März 2003 die diesjährige Jahrestagung der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz (BGS, SSP), die unter dem Motto "Wie viele Bodendaten braucht der Mensch?" stand, statt. Die beiden Autoren dieses Berichts waren neben Bodenkundlern aus der Schweiz, aus Deutschland und Frankreich die österreichischen Teilnehmer an dieser sehr gut besuchten und optimal organisierten Tagung, die in einen zweitägigen Vortragsblock mit einem anschließenden Exkurstag gegliedert war. Die große Aktualität dieses Themas inspirierte nicht nur eine große Zahl von Bodenkundlern – insgesamt waren 121 Personen zu dieser Tagung angemeldet - daran teilzunehmen, sondern auch in Form von insgesamt 24 Vorträgen und 13 Postern ihre neuesten Forschungsergebnisse in einem interessierten Fachforum zu präsentieren. Die Vorträge umspannten die Themenbereiche „Bodendaten als vielseitiges Planungs- und Vollzugsinstrument (Bedürfnisse und Nutzen)“ mit 5 Vorträgen, „Ansätze und Lösungen zu modernen Bodeninformationssystemen“ mit 3 Vorträgen, „Die Realität der Bodendatenerhebung, -verwaltung und -nutzung in der Schweiz“ mit 8 Vorträgen sowie „Die Zukunft der Bodendaten und Bodenkarten – konkret“ mit 8 Vorträgen. Die thematisch breit gestreuten 13 Poster gewährten einen Einblick in die Forschungswerkstatt der schweizerischen Kollegen. Der gedrängte Zeitplan erlaubte nur kurze Diskussionen, die aber nicht nur die Aktualität des Themas, sondern das breite Forschungsfeld erkennen ließen. Interdisziplinäre Fragen werden in zunehmendem Maße an Bodenkundler herangetragen. Sich diesen Fragen zu stellen, Antworten auch zu Detailfragen zu geben, hat sich als Herausforderung an eine gegenwartsorientierte wie angewandte bodenkundliche Forschung herauskristallisiert. Eine grundlegende Frage ist jene nach dem jeweiligen Maßstab einer Bodenkarte, wobei sich, wenn schlagbezogene Aussagen getroffen werden sollen, ein Maßstab von 1:5.000 oder 1:10.000 erforderlich ist, ein solcher von 1:50.000 wenn lokale und von 1:200.000, wenn regionale Informationen erwünscht sind. Es sind diese Diskussionen als Beweis zu sehen, dass wir bezüglich der Bodendaten und -karten und deren Aufbereitung auf dem richtigen Weg sind und Österreich zudem eine Vorreiterrolle einnimmt. Ferner wurde die Bedeutung der nationalen Bodenklassifikationssysteme neben der WRB unterstrichen. Diese ist für kleinmaßstäbige und somit globale Darstellungen konzipiert und ihr kommt zweifelsohne im Sinne einer internationalen Verständigung und Koordination eine Schirmfunktion zu, doch sind nach wie vor nationale Bodenklassifizierungssysteme notwendig.

Ergänzt und abgerundet wurde diese Tagung von einer eintägigen Exkursion in den Raum Grossaffoltern. Nach einführenden Referaten wurde im Gelände eine Katena von drei Standorten und Profilen (Regosol auf der flachen Kuppe der Grundmoräne, Parabraunerde auf dem flachen Rücken derselben und eine Saure Braunerde im Flachhangbereich aus der Grundmoräne unter Kolluvium.) in einem Grundmoränengebiet vorgeführt. Gestützt von umfassenden bodenphysikalischen und -chemischen Daten ergab sich an den nur wenige Zehnermeter auseinanderliegenden Profilen eine angeregte Diskussion, bei der vor allem die ausländischen Teilnehmer Gelegenheit hatten, näher mit der Bodenklassifikation der Schweiz Bekanntschaft zu machen.

So fanden diese sehr informativen Tage in und um Bern einen fachlich wie auch wettermäßig optimalen Abschluss. Den Kolleginnen und Kollegen aus der Schweiz, die am Gelingen dieser Tagung beigetragen haben, soll auf diese Weise der verbindlichste Dank zum Ausdruck gebracht werden.



## Dr. Gerwin Keller verstorben

Am 22. November 2003 ist Dr. Gerwin Keller, Abteilungsleiter für Bodenbiologie am Bundesamt und Forschungszentrum für Wald (BFW) nach schwerer Krankheit im Alter von 50 Jahren verstorben.

Dr. Keller wurde am 10. 12. 1952 in Dalaas, Vorarlberg geboren. Er studierte Mikrobiologie und Biochemie an der Universität Innsbruck und promovierte am 17.5.1980 mit Auszeichnung. Dem erfolgreichen Abschluss des Studiums folgten wissenschaftliche Aufenthalte an den Universitäten Washington, Konstanz und Bonn. Als Fulbright- bzw. Humboldtstipendiat konnte er in dieser Zeit seine Fachkenntnisse in der Mykorrhizaforschung vertiefen und den Grundstein für seinen hervorragenden wissenschaftlichen Ruf legen.

Dr. Keller trat 1986 in den Dienst der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, der Vorgängerin des heutigen BFW, und wurde 1997 zum Leiter der Abteilung Bodenbiologie bestellt. In dieser Abteilung mit Sitz in Imst beschäftigte er sich mit der Bedeutung der Mykorrhiza für Bäume in den Hochlagen. Dr. Keller erwarb sich dabei ein einzigartiges Wissen in Mykosoziologie und Mykotrophie; viele Vorträge und Publikationen in internationalen Zeitschriften belegen eindrucksvoll sein wissenschaftliches Schaffen. Neben seinen Forschungsarbeiten hat er aber auch der forstlichen Praxis durch die Produktion von Mykorrhizainokulum für die Hochlagenaufforstung wertvolle Dienste erwiesen.

Neben seinen fachlichen Qualitäten war uns Dr. Keller durch seine besonnene Umgangsweise und Kollegialität im Arbeitsalltag ein Vorbild. Die große Freude, die Dr. Keller an seiner Arbeit empfand, war für uns alle spürbar und wurde auch durch seine schwere Krankheit nicht geschmälert. Allen massiven Krankheitsfolgen zum Trotz setzte er sein Werk mit vollem Einsatz fort.

Dem BFW wird neben seiner Fachkompetenz auch ein sehr geschätzter Mitarbeiter fehlen. Alle von uns, die ihn gekannt haben, sind dankbar dafür, dass sie ein Stück des Weges gemeinsam mit ihm gehen durften.

