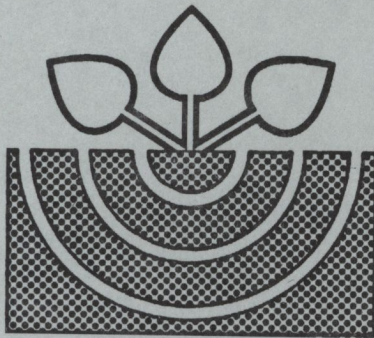


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 81

1996

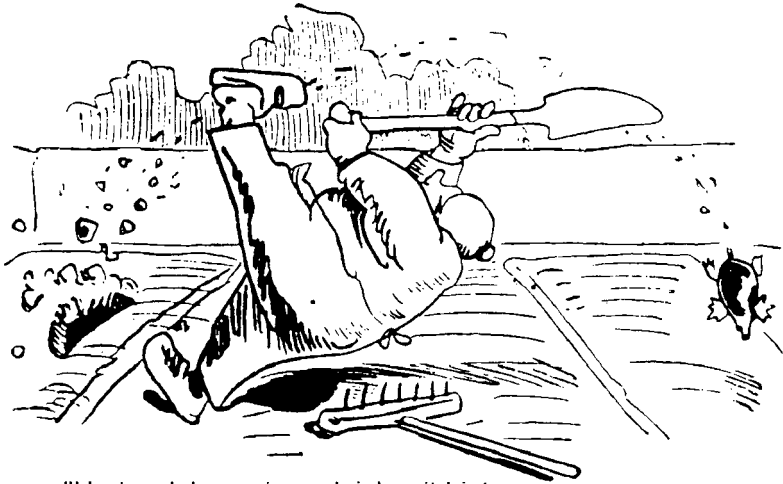
ISSN - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

- Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der
jeweiligen Autoren -

Neue Konzepte in der Bodenbiologie



"Und welches wir sogleich mit Listen
gewissermaßen fangen müßten"

W.Busch

Vortragstagung

Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Kommission III Bodenbiologie)

Österreichische Gesellschaft für Bodenbiologie

Verein Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- u. Forschungsanstalten
(Fachgruppe IX Bodenbiologie und Angewandte Mikrobiologie)

2.-4. Oktober 1996 in Linz/Austria

MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT

Band 81

1996

INHALT

Band 81

Neue Konzepte in der Bodenbiologie

Methodenentwicklungen, -verbesserungen		Seite
Munch, J. C.:	Neue methodische Ansätze in der Bodenmikrobiologie - neue Möglichkeiten?	3
Wolters, V.:	Fortschritt der Bodenzologie: Probleme, Konzepte, Lösungsstrategien	7
Kratz, W.:	Die Cotton-strip-Methode im Vergleich zu herkömmlichen bodenbiologischen Untersuchungsmethoden im Freiland	17
Eisenbeis, G., R. Lenz und T. Heiber:	Vergleichende Dekompositionsmessungen mit dem Minicontainer-System auf Agrar- und Waldstandorten in Rheinland-Pfalz	21
Keudel, M., S. Schrader und O. Larink:	Meßmethoden zur Bestimmung der Axial- und Radialdrücke bei Regenwürmern.	25
Sommer, R., S. Schrader und O. Larink:	Anwendung geostatistischer Methoden zur Erfassung der räumlichen Variabilität von Bodenmikroarthropoden	29
Schrader, S., M. Langmaack und K. Helming:	Beitrag der Mesofauna zur Entwicklung des Bodenmikroreliefs - Eine Quantifizierung mittels Laserpunkttriangulation	33
Stemmer, M., M. H. Gerzabek, F. Pichlmayer und E. Kandeler:	Eine Methode zur Bestimmung von C/N-Pools und Enzymaktivitäten in Korngrößenfraktionen	37
Siewert, C.:	Biologische Aspekte einer allgemeingültigen Qualitätsbestimmung der organischen Bodensubstanz (OBS)	41
Zechmeister- Boltenstern, S.:	Neue Perspektiven der Anwendung von Ionenaustauschern zur Bestimmung der N-Mineralisation und der Ionenauswaschung	45

	Seite
Oberholzer, H. R., P. Weisskopf, W. Jäggi, T. Herren und J. Rek:	Überlegungen zu einem Konzept für bodenmikrobiologische Untersuchungen an Bodenproben mit ungestörtem Gefüge 49
Hartmann, A., B. Aßmus, G. Kirchhof, S. Braun und P. Schmid-Meil:	Phylogenetische Oligonukleotidsonden zur Analyse von Bakterienpopulationen in der Rhizosphäre 53
Schlöter, M., H. Melzl, T. Alber und A. Hartmann:	Diversität von Ochrobactrum anthropi-Populationen in landwirtschaftlichen Böden 57
Mölter, K., E. Laczkó, L. Zelles und A. Hartmann:	Die Beschreibung der mikrobiellen Struktur in Böden mittels Phospholipidfettsäuremustern - Methodik, Anwendungsbei- spiele und Limitationen 61
Rangger, A., S. Sharma und H. Insam:	Differenzierung und Beschreibung mikrobieller Gemeinschaften mittels Substratnutzungstests 65
Hitzl, W. und H. Insam:	Mathematische und statistische Auswertungsverfahren für Substratnutzungstests 69
Klimanek, E.-M. und A. Mücke:	Untersuchungen zum Einsatz von Grünalgen als Bioindikatoren zum Schadstoffscreening von Bodenproben
Klimanek, E.-M.:	Gaskreislaufverfahren - eine Methode zur Bestimmung der CO ₂ -Freisetzung aus Bodenproben im Laborinkubationsversuch 73
Emmerling, C., S.-B. Lee und D. Schröder:	Bestimmung mikrobieller Aktivitäten an Makrogefügeproben 81
Hintze, T.:	Computersimulierte Enzym(system)e als Hilfsmittel zur Bestimmung kinetischer Eigenschaften von Bodenenzymen 85
Pfeffer, M., A. Mentler und D. Tschenko:	Ethylmethylsulfid (EMS) als interne Standardsubstanz für die DMSO-Reduktionsmethode 89

		Seite
Glatzel, S., F. Rück, M. Kleber und K. Stahr:	Optimierung der Meßwertgewinnung in einer Anlage zum Monitoring CO ₂ -, CH ₄ - und N ₂ O-Emissionen aus Böden im Allgäu	93
Zeller, V., E. Kandeler und V. Trockner:	Stickstoffmineralisation im Freiland - ein Methodenvergleich	97
Winklehner, R., H. Winkler und C. Kampichler:	Analyse der lokalen Artenzahlen von epigäischen Collembolen in Trockenrasen	101
Theenhaus, A., M. Maraun und S. Scheu:	Messung der Substrat-induzierten Respiration in Wald- und Ackerböden über O ₂ -Mikrokomensation: Feuchtebedingungen und respiratorischer Quotient	105

Interaktionen zwischen Bodenmikroflora und -fauna

Setälä, H.:	The invisible INTERNET-Interactions between soil fauna, microbes and primary producers (Kurzfassung)	111
Dogan, H., Ekschmitt, G. Scholle und Wolters:	K. Assoziation zwischen Nematoden-Fraßtypen und Mikroflora- Gruppen in synthetischen Bodenfaunagemeinschaften in V. Mikrokosmen	113
Kandeler, E., Kampichler, A. Bruckner, R. G. Jörgensen, K. Mölter und Zelles:	C. Ändern Bodentiere die Gemeinschaftsstruktur der Mikroorganismen und deren Stoffwechselleistungen in R. Mesokosmen?	117
Helling, B.:	Eine neue Methode zur Untersuchung des Einflusses von Regenwürmern auf den Nmin-Gehalt des Bodens	121
Lenz, R. und G. Eisenbeis:	Die Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbewirtschaftung im ökologischen Landbau auf Nematodenfauna und Mikroflora	125

	Seite
Friedel, J. K., O. Ehrmann, D. Gabel, J. Schneider, K. Stahr, G. Lung, V. Römheld und T. Stierhoff:	129 Untersuchungen zur organischen Bodensubstanz, zur Stickstoff- und Phosphor-Dynamik und zu bodenmikrobiellen Eigenschaften sowie zur faunistischen Bodenökologie - Ein interdisziplinäres Projekt zum Ökologischen Landbau
Baumgartner, A., S. Zechmeister- Boltenstern, A. Bruckner, C. Kampichler und E. Kandler:	133 Der Einfluß unterschiedlicher Faunenkomplexität auf austauschbare Kationen und pflanzenverfügbare Nährstoffe in Mesokosmen
Beylich, A. und U. Graefe:	137 Die Ansiedlung mineralbodenbewohnender Regenwürmer als ergänzende Maßnahme zur Regradation von Waldböden
Schlatter, G., Kampichler und E. Kandler:	141 C. Mikroarthropoden haben anscheinend keinen Einfluß auf die mikrobielle Aktivität in Fichtenstreu-Mikrokosmen
Maraun, M., P. Maren und S. Scheu:	145 Sind Oribatiden und Collembolen in der Streu und im Boden eines Buchenwaldes (<i>Fagus sylvatica</i>) durch das Nahrungsangebot (Biomasse der Mikroorganismen) limitiert?
Migge, S., Albers, Maraun und S. Scheu:	149 D. Oribatiden und Collembolen in einem Gradienten von Fichte (<i>Picea abies</i>) zu Buche (<i>Fagus sylvatica</i>): Mikosukzession in alternder Streu und Beziehung zur mikrobiellen Biomasse
Stoffflüsse, Simulationen von bodenbiologischen Systemen	
De Ruiter, P. und J. C. Moore:	155 Modelling nitrogen and carbon mineralization in the belowground food webs in agricultural soils
Kampichler, C.:	167 Die Einsatzmöglichkeit von Methoden der Artificial Intelligence in der Bodenbiologie
Kamp, T., H. Steindl, R. Hantschel und F. Beese:	171 Temperaturwirkungen auf bodenbiologische Prozesse in ungestörten Böden
Joergensen, R. G.:	175 Die Beziehung von mikrobieller Aktivität, Biomasse und Residualmasse in Böden

		Seite
Raspe, S., K. Lorenz und K. H. Feger:	Bodenmikrobiologische Aktivität und Nährstofffreisetzung während der Streuzersetzung in Fichtenwäldern	179
Hackl, E., S. Zechmeister- Boltenstern und E. Kandeler:	Stickstoffflüsse in alpinen Weideökosystemen	183
Albrecht, A., I. Sich, R. Russow, G. Benckiser und J. C. G. Ottow:	Gasförmige Metabolite der Nitratatmung bei <i>Streptomyces</i> spp.	187
C-Dynamik		
Jandl, R.:	Biodegradabilität von wasserlöslichen C-Verbindungen - Interaktion mit Metallen	193
Hüttmann, S. und L. Beyer:	Mikrobielle Verwertung verschiedener Huminstoff-Fractionen eines Podsoles in Schleswig-Holstein	197
Scheller, E.:	Aminosäuregehalte von Ap- und Ah-Horizonten verschiedener Böden und deren Huminsäuren- und Fulvosäuren-Fraktion	201
Rigler, E. und S. Zechmeister- Boltenstern:	Einfluß von CO ₂ und Stickstoff auf den mikrobiellen Abbau von Methan und Ethylen	205
Nikodim, L. und S. Zechmeister- Boltenstern:	Ethylen- und Methanmetabolismus in Abhängigkeit von Nutzungsart, Bodentextur und Wasserspannung	209
Illmer, P. und F. Schinner:	Einzelkompostierung - Bedeutung des Umsetzens für Abbaugeschwindigkeit und Kompostqualität	213
Bodenökologische Aspekte		
Foissner, W.:	Soil Protozoan Diversity: The State of Art (Kurzfassung)	219
Belotti, E.:	Die ökologischen Nischen saprophager Bodentierarten	221

		Seite
Broll, G.:	Bodenökologische Untersuchungen auf Grünlandbrachen in Baden-Württemberg	225
Schwaiger, E. und I. Wieshofer:	Auswirkungen von Biotonnenkompost auf bodenmikrobiologische und enzymatische Parameter im biologischen Landbau	229
Klose, S. und G. Machulla:	Einfluß von Flächenstillegung auf abiotische und biotische Bodenparameter	233
Hoffmann, H., U. Wischmeyer und G. Broll:	Untersuchungen zur Bodenmesofauna auf Grünlandbrachen in Baden-Württemberg	237
Schmidtfrerick, K., H.-J. Brauckmann, G. Broll und D. Sturhan:	Untersuchungen zur Nematodenfauna einer Grünlandbrache in Baden-Württemberg	241
Rosche, O. und S. Klose:	Auswirkungen mehrjähriger Ackerbrache auf endogäische Collembolenzönosen	245
Bauer, R.:	Die Enchytraeiden-Gemeinschaften (Oligochaeta) auf Ackerflächen unter verschiedenen Anbaumaßnahmen	249
Platner, C., S. Scheu, J. Schaueremann und M. Schaefer:	Die Bodenmakrofauna eines 30- und eines 120-jährigen Mischwaldes in einem Gradienten von Fichte (<i>Picea abies</i>) zu Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	253
Ökotoxikologie		
Kopceszki, H.:	Collembolen als aktive Bioindikatoren bei Fragen der Schadstoffbelastung von Waldböden	259
Hammel, W., L. Steubing und R. Debus:	Toxische Wirkungen von Antimon auf Repräsentanten trophischer Ebenen von Bodenbiozönosen	263
Necker, U.:	Wirkungsbezogene Bewertung der Schadstoffbelastung von Böden im Hinblick auf deren Lebensraum- und Stoffumsatzfunktion: Konzepte - Sachstand - Ausblick	267
Hlmer, P. und F. Schinner:	Einfluß von Aluminium auf bodenmikrobiologische Kenngrößen in sauren Waldböden	271

	Seite
Rommel, J. und P. Dominik:	Vergleich der Wirkung von Kupfer auf mikrobielle Leistungen in Böden unter aeroben und anaeroben Bedingungen 275
Laczko, E., A. Rudaz und M Aragno:	Mikrobielle Diversität in Böden - Stabilität von anthropogen beeinflussten oder gestörten Mikroorganismengemeinschaften in Böden 279
Wilke, B.-M., C. Koch und A. Gogolev:	Kombinationswirkung von PAK und Schwermetallen auf Bodenbakterien 283
Schweiger, P. und I. Jakobsen:	Die Beeinflussung der Funktion der arbuskulären Mykorrhiza im landwirtschaftlichen Bodenökosystem durch ausgewählte Pestizide 287
Kolk, A. und R. F. Hüttl:	Anwendung bodenmikrobiologischer Untersuchungsmethoden zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivitäten von tertiären, aschemeliorierten Kippensubstraten des Niederlausitzer Braunkohlenreviers 291
Koch, C. und B.-M. Wilke:	Einfluß von PAK, PCB und Schwermetallen auf die mikrobielle Aktivität in Rieselfeldböden 295
Geiger, G., Furrer, H. Brandl und Schulin:	G. The Effect of Copper on the Activity of Cellulase and β -Glucosidase in Presence of Montmorillonite or Al-Montmorillonite H. R. 299
Margesin, R. und F. Schinner:	Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen in einer realen Altlast 303
Margesin, R. und F. Schinner:	Untersuchungen zum Abbau von Diesel in einem alpinen Unterboden 307
Brunner, H., Klauser und Schinner:	T. Die Laugung von Schwermetallen aus Boden mit <i>Penicillium</i> sp. F. 311
Interaktionen zwischen Pflanze und Bodenmikroflora	
Ottow, J. C. G., M. Becker und K. H. Diekmann:	Einsatzmöglichkeiten der stengelknöllchenbildenden, stickstofffixierenden Leguminosen <i>Sesbania rostrata</i> und <i>Aeschynomene afraspera</i> als Biofertilizer im Naßreisbau (Kurzfassung) 317

		Seite
Fey, A., G. Benckiser und J. C. G. Ottow:	Quantifizierung der Lachgas (N ₂ O) Freisetzung aus einer Wurzelraumanlage zur Abwasserentsorgung eines landwirtschaftlichen Betriebes mit Käseerei	319
Neu, A. und H. W. Olf:	N-Umsatz im Boden während der Nachernte-Phase: Einfluß wiederholter Trocknung und Re-Befeuchtung auf Biomasse-N und Nmin im Inkubationsversuch	323
Smejkal, G.:	Bodenbiologische Untersuchung zum ökologischen Gemüsebau - Aspekte der statistischen Auswertung	327
Höflich, G.:	Standort- und fruchtartenspezifische Interaktionen zwischen Rhizosphärenbakterien und Pflanzenwachstum	331
Hertenberger, G. und G. Bachmann:	Wildpflanzen in ihrem natürlichen Boden - eine Beschreibung der bodenbiochemischen Aspekte der Praeadaptation von Pflanzen und mit ihnen assoziierten Mikroorganismen	335
Bachmann, G., W. Hein und M. Sobotik:	Selbstverträglichkeit von Faserflachs: Monokultur und Fruchtfolgealternativen in ihren bodenbiochemischen Auswirkungen	339
Merbach, W.:	Symbiotische N ₂ -Fixierung und N-Aufnahme von Leguminosen in Boden- und Quarzsandkulturen	343
Remus, R., H. J. Jacob und W. Merbach:	Besiedlungsverhalten phytoeffektiver Bakterienstämme bei Gramineen	347

Bodenbiologische Standortcharakterisierung

Kämmerer, A. und A. Süß:	Räumliche und zeitliche Variabilität der Regenwurmfauna als Meßparameter auf Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Brandenburg	353
Tscherko, D., R. Öhlinger, E. Hackl und E. Kandler:	Bodenmikrobiologisches Monitoring im Rahmen der Salzburger Dauerbeobachtungsflächen	357
Adler, A., C. Berger, M. Gschwandtner und G. Koller:	Untersuchungen zur Populationsdynamik der Gattung Fusarium in Grünlandböden	361
Adler, A.:	Mykogeographie der Gattung Fusarium: Zur Fusarium-Flora in Grünlandböden	365

		Seite
Dilly, O.:	Charakterisierung mikrobieller Populationen in Böden anhand von Methoden zur Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse	369
Keller, G.:	Zur Selektion von Ektomykorrhizapilzen	373
Ehrmann, O., J. K. Friedel und G. Lung:	Ursachen für das kleinräumige Auftreten von Wachstumsdepressionen in einem Haferfeld	377
Nowack, K. und P. Mäder:	Stichprobenvarianz von bodenmikrobiologischen Kennwerten - eine Fallstudie im Hinblick auf die Entwicklung von Probenahmestrategien	381

Methodenentwicklung,
Methodenverbesserungen



Neue methodische Ansätze in der Bodenmikrobiologie - neue Möglichkeiten?

von

Munch, J. C.*

1. Ziele und methodische Einschränkungen der bodenmikrobiologischen Forschung

Die Bodenmikrobiologie befaßt sich mit dem Lebensraum Boden und seinen komplexen Organismengemeinschaften. Einerseits kann der Lebensraum Boden nur in seiner komplexen Struktur betrachtet werden. Böden sind äußerst heterogen strukturiert, sie bilden in einem einzelnen Horizont (Mikro-)Kompartimente unterschiedlichster Ausprägung, z.B. von eutrophen Bereichen wie Rhizosphäre oder Detritus bis zu oligotrophen Zonen, von aeroben und microaerophilen Bereichen mit oxidativem Stoffwechsel bis zu strikt sauerstofffreien Zonen (Detritus). Diese Zustände sind zudem nicht stabil. Viele der Kompartimente sind einer Veränderung der Bedingungen unterworfen, bedingt u.a. durch Pflanzenwachstum, Witterung oder mikrobieller Aktivität. Andererseits sind die mikrobiellen Gemeinschaften in den Böden bzw. den Bodenkompartmenten zumeist äußerst heterogen zusammengesetzt und ebenfalls in Zuge ihrer Aktivitäten und den dadurch bedingten Veränderungen in den Lebensräumen eigenen Veränderungen unterworfen. Die räumliche und die zeitliche Variabilität wie auch die Mikroskala der Lebensräume stellen erhebliche analytische Probleme dar.

Die bodenmikrobiologische Forschung setzt sich unterschiedliche Ziele. Folgende können exemplarisch hervorgehoben werden.

- a. Gewinn von Kenntnissen über die Zusammensetzung, die Funktion und die Steuerung der mikrobiellen Gemeinschaften im Lebensraum Boden. Hier handelt es sich um das Grundwissen über die Mikroflora und deren Ökologie bzw. Funktionsweise in den verschiedenen Böden. Einzelne Organismenotypen und ihre Funktionen bzw. ihre Stoffumsetzungen werden vorrangig bearbeitet (z.B. N_2 -fixierung, Nitrifikation, Denitrifikation, Abbau spezieller organischer Verbindungen, anaerobe Vorgänge, Redoxprozesse).
- b. Nutzung der mikrobiellen Aktivität in Böden im Hinblick auf Stoffumsetzungen. Als am intensivsten bearbeitet können folgende Gebiete hervorgehoben werden: Förderung des Pflanzenwachstums durch Umsatz von Nährstoffen (Mineralisierungen, N_2 -Fixierung) und Hormonwirkung (phytoeffektive Mikroorganismen, bezeichnet mit dem Sammelbegriff „plant

* Institut f. Bodenökologie, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Ingolstädter Landstraße 1, D-85764 Neuherberg

growth promoting bacteria“), Aufbau und Stabilisierung der Bodenstruktur in der organischen Landwirtschaft, Einsatz von Mykorrhiza-Pilzen, Abbau von Agrochemikalien (Pestizide) und von organischen Kontaminanten (Bodensanierung, industriell betrieben, erfolgreich für einige Stoffgruppen).

c. Nutzung der mikrobiellen Gemeinschaften in Böden als „Qualitätsmerkmal“ einzelner Böden. Derzeit wird die mikrobielle Biomasse als Aktivitätspool zu diesem Zweck herangezogen. Das Verhältnis zwischen der Bodenatmung und der aktiven mikrobiellen Biomasse (erfaßt über die substratinduzierte Atmung - SIR) ergibt den Quotienten qCO_2 (wenn Atmung über die CO_2 -Produktion erfaßt) oder den respiratorischen Quotienten qR (wenn Atmung über den O_2 -Verbrauch erfaßt), die beide als Parameter für Streß-Zustände gewertet werden. Sie zeigen an, wie effektiv die Bodenmikroflora die energetischen Verbindungen (organische Substanz) metabolisieren. Weitere Merkmale sind die Verhältnisse von Biomassen-Kohlenstoff (bestimmt über die Fumigation-Extraktion-Methode) zu Gesamtkohlenstoff der organischen Substanz (C_{mic}/C_{org}) und das Verhältnis zwischen aktiver Biomasse (SIR) und Gesamtbiomasse (Fumigation) wie zwischen Aktivitätsmerkmalen, über Enzymaktivitätsmessungen erfaßt.

Bei all diesen Bestimmung wird zumeist eine Aussage über den Boden als Einheit angestrebt, so daß das Datenmaterial an Flächen-repräsentativen Bodēnproben gewonnen wird. In Einzelfällen werden Bodenbereiche bzw. Bodenkompartimente untersucht (z.B. Rhizosphäre, Aggregate, anoxigene Zonen).

Im Rahmen der genannten Forschungsaktivitäten werden die Lebensgemeinschaften aller Bodenmikroorganismen also oft als funktionelle Einheit betrachtet (mikrobielle Biomasse) und als solche untersucht (siehe Bodenatmung, Enzymaktivitäten in Böden bzw. potentielle Aktivitäten). Es ist mit heutigem Wissen und heutigem methodischen Repertoire nicht möglich, alle Mitglieder der mikrobiellen Gemeinschaft zu erfassen. In vielen Fällen werden einzelne Mikroorganismen in Reinkultur genommen und an Hand dieser Stämme die Biochemie und die Ökologie von Organismen und von Prozessen erarbeitet. Die Kulturverfahren sind noch nicht geeignet, alle Organismen auf Nährböden nachzuweisen und zu klonieren. Offenbar ist überhaupt nur einer kleiner Prozentsatz der Mikroorganismen in den terrestrischen Lebensräumen bekannt (Annahme auf Basis der Analyse von extrahierter Boden-DNA). Andere bzw. neue Methoden sind zu entwickeln bzw. methodische Möglichkeiten sind an das Untersuchungsmaterial Boden zu adaptieren. Diese neuen Ansätze erlauben voraussichtlich, und wie bereits in vielen Einzelfällen bewiesen, einen besseren Einblick in die komplexen mikrobiellen Gemeinschaften, so daß die mikrobielle Biodiversität charakterisiert und als Merkmal herangezogen

werden kann, so wie bereits im pflanzlichen und im tierischen Bereich die Biodiversität eines der wichtigsten Merkmale in der ökologischen Betrachtung ist.

2. Die mikrobiellen Lebensgemeinschaften in Böden als Bodenmerkmal

Die Bodenmikrobiologie ist in der Lage, Störungen im Stoffwechsel der mikrobiellen Biomasse in Böden anzuzeigen (siehe auch Punkt 1.c.). Ob die Störungen in den Stoffwechsel aller Mikroorganismen eingreifen, ob sie den Stoffwechsel bestimmter Arten unter den Mikroorganismen hemmen oder gar einzelne Organismenart abtöten, kann auf Basis der globalen Methoden nicht abgeleitet werden. Aktuell publizierte Ergebnisse lassen annehmen, daß diese Differenzierung in Ansätzen bereits möglich ist und nach methodischen Anpassungen und Verbesserungen grundsätzlich machbar sein wird. Die Belastbarkeit von Böden kann nicht über Methoden der globalen Analyse der mikrobiellen Biomasse abgeleitet werden. Sie ist überschritten, wenn beeinträchtigte und/oder eliminierte Bodenfunktionen nicht mehr generiert werden können. Zwei Maße bieten sich an, um die gesamte Leistungsfähigkeit der mikrobiellen Gemeinschaften von Böden zu charakterisieren: die strukturelle Diversität, d.h. die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften einerseits und andererseits die funktionelle Diversität, d.h. die Summe der möglichen Funktionen oder Umsetzungsprozesse der Gesamtheit der Mikroorganismen im Boden. Die strukturelle Diversität wird eine Aussage über die Vielfalt der Organismen und somit über die Vielfalt der Ausgleichsmöglichkeiten bei Elimination einzelner Organismenarten erlauben. Die funktionelle Diversität wird anzeigen, wie unterschiedlich und vielseitig die biochemischen Stoffumsetzungen sind und somit auch ob, bei Ausfall von Stoffwechseltypen in Folge von Belastungen, ein Ausgleich erfolgen kann und somit der Boden seine Funktionen trotzdem aufrecht erhalten kann. Die Belastbarkeitsgrenzen werden aus bodenbiologischer Sicht da einzustufen sein, wo der Verlust an Arten bzw. an Funktionen nicht mehr durch Selbstregulation ausgeglichen werden kann. Der dringende Bedarf, Merkmale für die Zustandsbeschreibung von Böden bzw. „Qualitätsmerkmale“ von Böden zu erarbeiten, ergibt sich aus dem neuen Bundesbodenschutzgesetz. Für dessen Anwendung und Durchführung fehlen derzeit die wissenschaftlichen Grundlagen. Die Merkmale der Güteklassen von Böden bzw. der Belastbarkeitsstufen für Böden müssen die Diversitäten in den mikrobiellen Lebensgemeinschaften beinhalten.

3. Neue methodische Möglichkeiten zur Erfassung der mikrobiellen Diversitäten in Böden

Die bodenmikrobiologische Forschung ist derzeit nicht der Lage, erschöpfend die funktionelle und die strukturelle Biodiversität zu beschreiben. Aktuelle methodische Entwicklungen und

Anpassungen sollten uns helfen, die Organismengemeinschaften und ihre Funktionen und Bedeutung in terrestrischen Ökosystemen abzuleiten. Können wir berechnete Hoffnungen haben, dieses Ziel zu erreichen?

Die funktionelle Biodiversität zählt alle biochemischen Umsetzungen und deren Folgen in Böden (Gestaltung des Lebensraums Boden mit allen Konsequenzen für Bodenfruchtbarkeit und Bodenstabilität). Derzeit können Analysenvergleiche zwischen unbelasteten und belasteten terrestrischen Ökosystemen Beeinträchtigungen in Funktionen aufzeigen. Hierzu dient z.B. ein käuflich erwerbliches System, das allerdings zum Zweck taxonomischer Studien an Mikroorganismen entwickelt wurde. Es nutzt die Verwertung von 95 organischen Substraten als C-Quellen im Mikrotiterplattenverfahren. Aus der Summe der verwerteten Substrate wird jeweils ein Index berechnet (Shannon Index), auf dem die Vergleiche basieren. Die Methode wird intensiv eingesetzt und weiter entwickelt, so daß sie als versprechend zu betrachten ist.

Einige neue Verfahrensansätze dienen der Aufschlüsselung der strukturellen Diversität der Bodenmikroorganismen. Die Analyse bzw. die Nutzung der Muster zellulärer Fettsäuren ist erst nur bedingt einsetzbar. Während eines der verfügbaren Verfahren als für mikrobielle taxonomische Arbeiten anzusehen ist, ist das zweite, erheblich einfachere und mit entsprechender Einarbeitung fast routinemäßig nutzbare System geeignet, Organismenarten qualitativ nachzuweisen. Es arbeitet mit Bodenextrakten, ohne Kulturverfahren. Die Analyse des genetischen Materials sowohl von Organismen als auch von DNA-Bodenextrakten sowie deren Hybridisierungstechniken, erlauben es, in Bodenproben Gruppen von Organismen bis einzelne Organismen ohne die Selektionsnachteile von Kulturverfahren zu erfassen. Serologische Methoden sind für diesen Zweck ebenfalls gezielt einsetzbar, sowie für den Nachweis einzelner Aktivitäten in der Bodenprobe. Beide letztere Verfahren werden intensiv für die Bearbeitung mikrobiologischer Fragestellungen angewendet, während die bodenmikrobiologischen Arbeitsgruppen sie kaum einsetzen. Hier sind allerdings widersprechende Ansätze in der Entwicklung. Viele der offensichtlichen Probleme sind auf das Untersuchungsmaterial Boden zurückzuführen. Sie sind nur durch bodenvertraute Fachleute zu beheben. Fragen der Ökologie der Mikroorganismen, die nun bearbeitbar wurden, können und müssen entsprechend durch solche Fachleute bearbeitet werden, denn nur diese können sowohl das Habitat Boden bearbeiten und verstehen, sowie Labordaten interpretieren, als auch die richtigen Ansätze gestalten und die Problembeantwortungen vornehmen. Es ist anzunehmen, daß Forschungsgelder zur Verfügung stehen werden, sobald neue Ansätze wie die Nutzung der Biodiversitäten als Merkmale für Boden-zustände und Bodenbelastungen mit den adäquaten Methoden bearbeitet würden.

Fortschritt der Bodenzologie: Probleme, Konzepte, Lösungsstrategien

von

Wolters, V.*

1. Einleitung

Die in jüngster Zeit etwas überstrapazierte Metapher vom 'Regenwald des armen Mannes' (nach Usher) weist auf den außergewöhnlichen Artenreichtum des Bodens hin. Die Erforschung dieser Vielfalt und ihrer Bedeutung für die Funktionsabläufe in terrestrischen Ökosystemen stellen eine große Herausforderung an die Wissenschaft dar. Wegen der Undurchsichtigkeit des Bodens ergeben sich dabei allerdings Probleme, die den Problemen nicht ganz unähnlich sind, mit denen sich Forscher wie Heisenberg am Anfang dieses Jahrhunderts in einem ganz anderen Kontext konfrontiert sahen. Läßt sich doch das Edaphon nicht beobachten, ohne es 'anzuhalten' (d.h. die Vernetzung von Bodenleben und Bodenkörper zu zerstören) und es dadurch vollständig zu verändern. Wie die Atomphysik ist daher auch die Bodenökologie auf indirekte Methoden und Schlußfolgerungen, die auf vielen verschiedenen Informationsquellen beruhen, angewiesen. So verwundert es nicht, daß die Fortschritte der Bodenzologie weitaus geringer sind, als es der erhebliche ökonomische Zwang, der sich aus der anthropogenen Veränderung der Ressource 'Boden' ergibt, erfordert.

Der Wert methodischer Fortschritte kann nur vor dem Hintergrund der Entwicklung neuer Probleme und Herausforderungen bemessen werden. So macht auch eine Darstellung innovativer Ansätze der Bodenzologie nur Sinn, wenn diese in den Zusammenhang aktueller Fragestellungen gestellt werden. Um den gegenwärtigen Stand der Probleme, der Konzepte und der Lösungsstrategien der Bodenzologie zu dokumentieren, möchte ich daher 3 Fragen behandeln:

- (i) Was sind die aktuellen Forschungsschwerpunkte?
- (ii) Welche Methoden sind geeignet, Antworten auf diese neuen Fragestellungen zu geben?
- (iii) Wo besteht der größte Innovationsbedarf?

* Abteilung für Tierökologie am Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie
der Justus-Liebig-Universität, Stephanstrasse 24, D-35390 Giessen

2. Aktuelle Forschungsschwerpunkte

2.1. Beispiel 1: Der bodenökologische Teil des GCTE Programms

Einen einigermaßen objektiven Zugang zu aktuellen Problemen und Schwerpunkten der Forschung ermöglichen die Kernaussagen moderner internationaler Programme. Das wohl modernste Programm auf dem Gebiet der Bodenökologie wurde kürzlich im Zusammenhang mit der GCTE-Forschung ('Global Change in Terrestrial Ecosystems', ein core project des IGBP) publiziert (Ingram & Gregory, 1996). Als Rahmen für weitere konzeptionelle und methodische Überlegungen sollen die daraus abgeleiteten Ansätze hier kurz vorgestellt werden.

Im Focus 3.3 des o.g. Programms wird festgestellt, daß die Bodenbiota einen entscheidenden Einfluß auf die Streuzersetzung, die Stoffumsätze, den Erhalt der Bodenstruktur und die Produktion von Spurengasen in terrestrischen Ökosystemen haben (Ingram & Gregory, 1996). Globale Klima- und Nutzungsänderungen im Verein mit Schadstoffeinträgen beeinträchtigen diese wichtigen Funktionen, indem sie regional unterschiedlich auf die Verteilung, Abundanz und Aktivität der Bodenorganismen einwirken. Vernünftige Szenarien und Management-Entscheidungen können nur entwickelt werden, wenn gute Kenntnisse über die Wechselwirkungen zwischen globalen Veränderungen, Struktur der Zersetzergemeinschaften und ökosystemaren Prozesse vorliegen. Das sich daraus ergebende Forschungsprogramm bedarf einer Prioritätensetzung: (i) Schlüsselprobleme in kritischen biogeographischen Regionen, (ii) ein Höchstmaß an Vernetzung mit anderen Forschungsaktivitäten (Überregionalität, Interdisziplinarität) und (iii) Konzentration auf funktionelle Gruppen auf der jeweiligen hierarchischen Strukturebene der Ökosysteme. Gemäß dieser Prioritäten werden zunächst die folgenden Kernprojekte benannt: a) Erarbeitung eines bodenbiologisch orientierten Stickstoffmodells; b) Quantifizierung der funktionellen Bedeutung der Biodiversität im Boden; c) Management tropischer Agrarsysteme nach bodenökologischen Kriterien; d) Analyse der Biologie der Bodenprozesse in der Arktis.

Zusammenfassend ist es also die zunehmende Systemorientierung der modernen Bodenökologie, die besondere Konzepte und Lösungsstrategien erfordert. Dies hat zur Entwicklung und Verbesserung von Methoden sowohl bei der Konstruktion und Nutzung experimenteller Systeme als auch bei der Verwendung von Parametern für die Analyse der Leistungen der Bodentiere geführt.

2.2. Beispiel 2: Systematische Auswertung aktueller Forschungsaktivitäten

Im Zusammenhang mit Innovationen stellt sich natürlich sofort die Frage: Was wird gegenwärtig besonders intensiv 'beforscht'? Die Antworten darauf dienen sowohl der Standortsbestimmung als auch der Aufdeckung etwaiger Forschungslücken. Eine Möglichkeit sich dieser Frage zu nähern bietet die systematische Auswertung neuester Untersuchungsergebnisse. Dies wurde am Beispiel

der kürzlich auf dem XII Internationalen Bodenzologischen Kolloquium vorgestellten Kurzfassungen durchgeführt (Abb. 1).

Insgesamt überwiegt der Anteil der Freilanduntersuchungen signifikant ($p < .0001$). Sowohl Labor- als auch Freilanduntersuchungen konzentrieren sich stark auf Lumbriciden und Mikroarthropoden (Acari und Collembola) (Abb. 1a). Auffallende Defizite ergeben sich bei den Makroarthropoden.

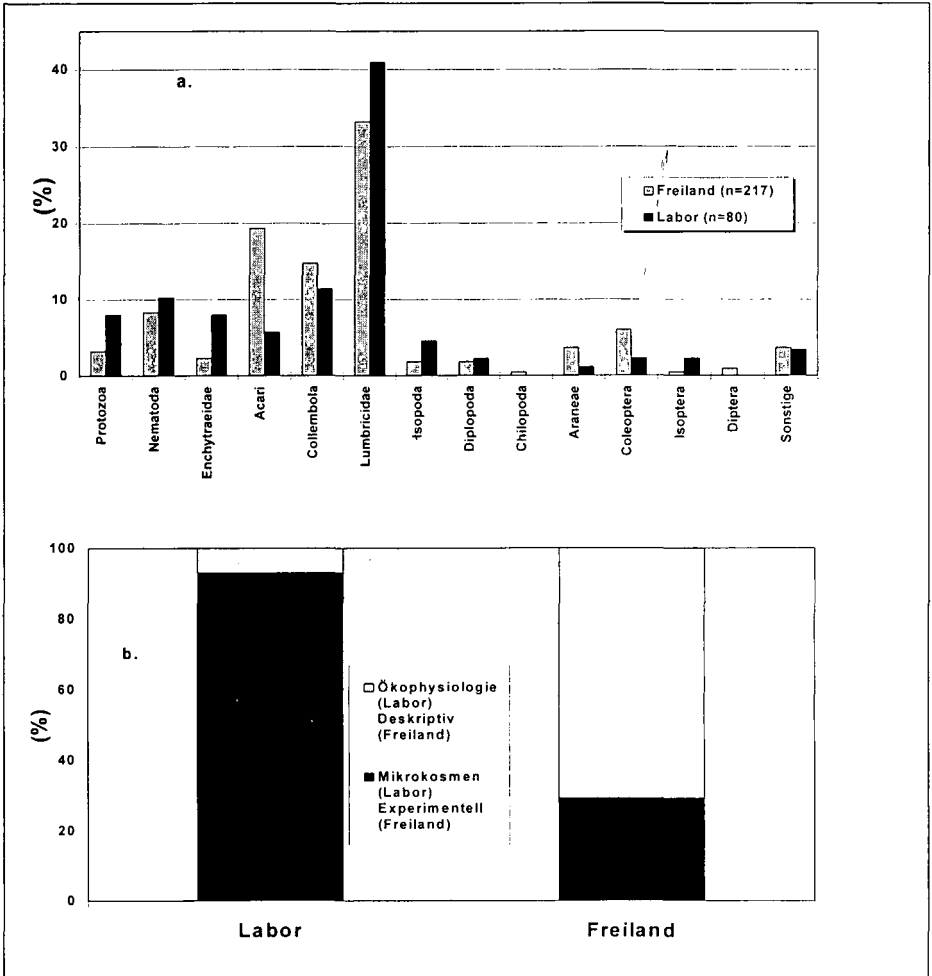


Abbildung 1: Auswertung der Abstracts des XII Int. Colloquium on Soil Zoology (Dublin, 21-26.7. 1996): a. bearbeitete Tiergruppen; b. Beispiele für Forschungsschwerpunkte.

Die meisten Laboruntersuchungen werden mit Mikrokosmen (i.w.S.) durchgeführt - ökophysiologische Untersuchungen mit autökologischem Schwerpunkt sind offenbar aus der Mode gekommen (Abb. 1b). Bei den Untersuchungen im Freiland dominieren deskriptive Ansätze. Letzteres steht im krassen Gegensatz zu den Anforderungen, die sich aus dem unter 2.2. aufgeführten Forschungsprogramm ergeben. Kombinierte Ansätze (Labor/Freiland) sind äußerst selten.

3. Bodenzologische Methoden: Beispiele und Anwendungen

3.1. Neue Verwendungsmöglichkeiten für etablierte Ansätze

Die Erarbeitung neuer Lösungsstrategien bedeutet nicht zwangsläufig die Entwicklung neuer Apparaturen und Meßeinheiten. Auch die Fortentwicklung bzw. neuartige Anwendung etablierter Ansätze ist innovativ. Vor dem Hintergrund der Notwendigkeit eines indirekten Zuganges zu den Leistungen der Bodenorganismen (s.o.), haben sich in der Bodenzologie die Litterbagmethode und die Mikro- bzw. Mesokosmossysteme besonders bewährt und sind stark fortentwickelt worden.

a. Litterbags

Der Litterbagsansatz, d.h. die Exposition von in Gazebeuteln eingeschlossener Streu im Gelände, erfreut sich seit ca. 35 - 40 Jahren großer Beliebtheit (Bocock & Gilbert, 1957; Crossley & Høglund, 1962; Anderson & Ingram, 1993). Die Verwendung unterschiedlicher Maschenweiten erlaubt den selektiven Ausschluß bestimmter Größenklassen der Bodentiere und damit die Quantifizierung des Einflusses ausgewählter Teilkomponenten des Zersetzersystems auf ökosystemare Prozesse (Anderson 1975). Trotz einer Reihe methodischer Mängel hat sich dieses Konzept als ausgesprochen flexibel, informativ und zukunftsweisend erwiesen (Wolters et al., in prep.). Dies zeigt der gegenwärtige Einsatz von Litterbags in interkontinental angelegten Experimenten in den USA, in der EU und in Kanada. Besonders erfolgversprechend dürfte die experimentelle Manipulation a) des in den Litterbags ausgebrachten Substrates (z.B. Freckman, 1994), b) der die Beutel kolonisierenden Fauna und c) der Umgebung der Litterbags sein. Damit kann die für den Litterbagsansatz klassische Frage nach Dekompositionsraten weit überschritten werden. Als Beispiele seien einige Arbeiten aus meiner Arbeitsgruppe genannt: (i) Quantifizierung der Wirkung der Bodenmesofauna auf den ¹³⁷Cs-Transfer in der Streuauflage bodensaurer Wälder (Brückmann & Wolters, 1994), (ii) Analyse des Einflusses von Umweltfaktoren (Nährstoffversorgung, Zersetzungsgrad der Streu) auf die Interaktionen zwischen Fauna und Mikroflora (Scholle et al., 1993 & 1995); (iii) Bewertung der Rolle der Bodenfauna bei der Pufferung externer Säureeinträge (Wolters, 1991).

b. Mikrokosmen, Mesokosmen und Ökotronen

Untersuchungen in Labormodellsystemen gehören zum Standardrepertoire der Ökologie. Solche Systeme reichen von einfachen Glasgefäßen mit wenigen Arten bis zu hochtechnisierten Glashäusern, in denen ganze Teilausschnitte unserer Welt nachgebaut werden. Aus der Auswertung moderner Forschungsansätze (Kap. 2.2) wurde bereits deutlich, daß sich sog. Mikrokosmen besonderer Beliebtheit bei Bodenökologen erfreuen. Wegen einer gewissen Beliebigkeit bei der Verwendung des Begriffes 'Mikrokosmos' sei noch einmal darauf hingewiesen, daß gewisse Bedingungen erfüllt sein sollten, damit aus einem schlichten Laborgefäß ein 'Kleines Ganzes' (= Μικροκοσμος) wird. Ich halte z.B. den Erhalt der natürlichen Bodenstruktur und die Simulation des Bodenwasserflusses für entscheidend (Abbildung 2). Letzteres um so mehr, als daß die chemische Analyse des Bodenwassers als eine Art 'Sonde' in den Boden genutzt werden kann.

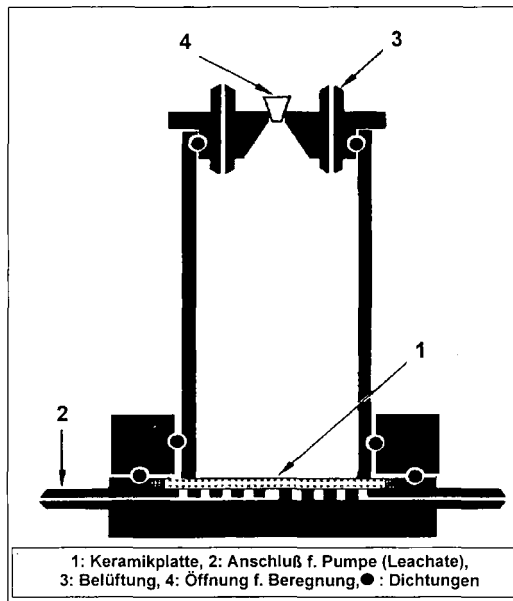


Abbildung 2: Beispiel für ein Mikrokosmossystem, das eine Simulation des natürlichen Bodenwasserflusses erlaubt (nach Wolters, 1989).

Neuere Trends in der Mikrokosmosanwendung lassen zwei Linien erkennen (Tab. 1): (i) zunehmende Versuche, quasi-natürlicher Bedingungen zu erzeugen (z.B. Ökotrone) und (ii) der Transfer in das Freiland (z.B. 'open-top'-Systeme oder Mesokosmen). So ergeben sich viele neue Perspektiven. Besonders interessant an den in Tabelle 1 genannten Mesokosmen nach Bruckner et al. (1995) ist zum Beispiel, daß sie den Mikrokosmosansatz mit dem Litterbagansatz verknüpfen.

Tabelle 1: Beispiele für experimentelle Systeme der Bodenzöologie.

ANSATZ	PRINZIP	KRITIK (BEISPIELE)
<u>Mikrokosmos</u>		
(z.B. Wolters, 1989) (incl.: 'Mini-ecosystems'; Haimi, dieser Band)	Einfache Systeme: - Bodensäule in spez. Gefäßen - Simulation wichtiger Randbedingungen	- Homogenisierung - Randeffekte - naturfern
<u>Ökotron</u>		
(z.B. Lawton, 1995)	Komplexe Großsysteme im Labor, die die Simulation natürlicher Bedingungen erlauben	- Kunstsystem - teuer und arbeitsaufwendig - naturfern
<u>Mesokosmos</u>		
(z.B. Bruckner et. al., 1995)	Im Freiland exponierte Bodenmonolithe, die partiell durchlässig sind	- Störung des nat. Gefüges - Randeffekte - naturfern

3.2. Indirekte Bewertung der Leistung der Bodenfauna

Angesichts der kryptischen Lebensweise der Bodenfauna liegt ein weiterer Schwerpunkt der Methodenentwicklung bei der Erarbeitung von Parametern, die eine indirekte Bewertung der Leistung der Tiere ermöglichen. Als Beispiele sei die Nutzung quantitativer bodenmikrobiologischer Verfahren in der Bodenzöologie genannt: Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (C und N), Ergosterolgehalt, metabolischer Quotient etc. Generell hat sich dies als sehr erfolgreich erwiesen. Wegen der enormen methodischen Probleme, mit denen die Bodenmikrobiologie zu kämpfen hat (s. Munch, dieser Band), ist allerdings eine unkritische Anwendung nach 'Kochbuch' derzeit keinesfalls möglich. Hier sind weitere intensive und interdisziplinäre Forschungen notwendig.

In jüngster Zeit wurde eine Reihe von Methoden entwickelt, die es ermöglichen könnten, den Beitrag der Bodentiere zu bestimmen ökosystemaren Prozessen zu bestimmen bzw. detaillierter zu analysieren. Als Beispiele seien der Köderstreifen-Test nach von Törne (z.B. Eisenbeis et al.

1996) und das Minicontainer-System genannt (z.B. Eisenbeis et al. 1995). Einige dieser Verfahren sind letztlich Weiterentwicklungen etablierter Ansätze (z.B. Minicontainer/Litterbags). Diese Methoden sind noch zu wenig getestet, als daß man eine abschließende Bewertung vornehmen könnte. In jedem Fall sind sie aber sehr vielversprechend und ermöglichen eventuell sogar kombinierte Untersuchungen im Labor und im Freiland.

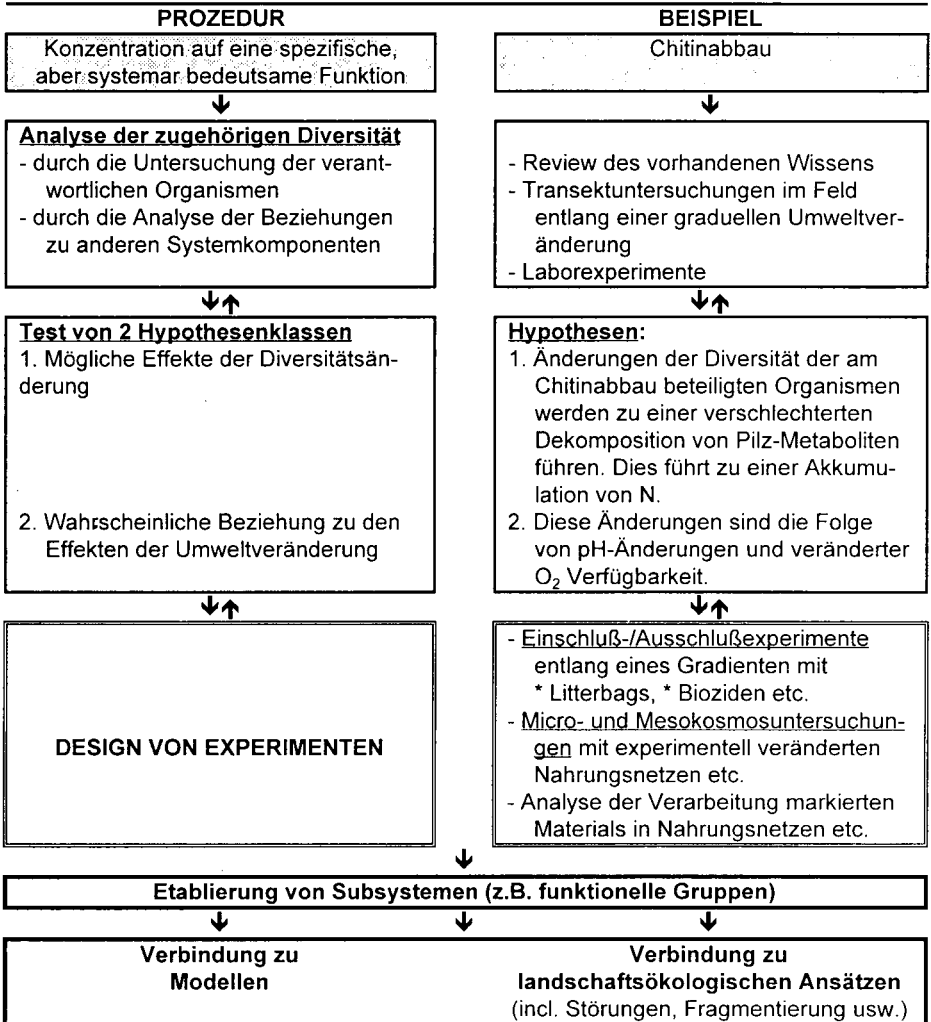


Abb. 3: Beispiel für die Entwicklung eines Forschungsansatz in der Bodenökologie (Wolters 1995)

4. Wo besteht der größte Innovationsbedarf?

4.1. Intelligente Experimente

Die Konzeption 'intelligenter Experimente', die helfen die Barriere der Undurchsichtigkeit des Mediums Boden zu überwinden, wird entscheidend für die Zukunft der Bodenzologie sein. Dazu wird sowohl die Entwicklung von 'Sonden' für die indirekte Analyse des Systems als auch die Etablierung innovativer Freiland- (z.B. Scheu et al., dieser Band) und Laborexperimente (z.B. Haimi, dieser Band) gehören. Einen wesentlichen Beitrag zur Erarbeitung zukunftsorientierter Forschungsansätze müssen konzeptionelle Überlegungen zum wissenschaftlichen Procedere leisten. Als ein Beispiel ist in Abbildung 3 ein solches Konzept aufgeführt.

Ein Kernproblem der Bodenzologie ist, daß Bodentiere i.d.R. auf einem anderen Skalenniveau wirken, als das, auf dem ökosystemare Prozessmessungen durchgeführt werden (Anderson, 1995). Die dadurch erforderliche Integration verschiedener hierarchischer Ebenen wird ebenfalls erhebliche konzeptionelle und methodische Innovationen erfordern.

4.2. Regionalisierung bodenzologischer Untersuchungen.

Im engen Zusammenhang mit dem unter 4.1. aufgeführten Skalenproblem steht die Notwendigkeit, bodenzologische Untersuchungsergebnisse vom Punkt in die Fläche bzw. in die Region zu transferieren. Erste Ansätze finden sich in den unter 3.1 erwähnten interkontinentalen Litterbagexperimenten. Eine wichtige Rolle wird der 'Transect approach', wie er sich z.B. im TERI science plan der EC findet, spielen (Menaut & Struwe, 1995). Auch der Einsatz moderner Geostatistik wird zur Lösung dieses Problems beitragen (s. z.B. Sommer und Schrader, dieser Band).

4.3. Die 'taxonomische Schallmauer'

Für ein besonders dringliches Problem der Bodenzologie gibt es bislang leider noch kaum methodische Verbesserungen: für die enorm aufwendige Gewinnung und Bearbeitung des Tiermaterials. Innovationen auf diesem Gebiet würden sicherlich einen 'Quantensprung' der modernen Bodenökologie bedeuten. Hier erwarte ich erhebliche Fortschritte durch den Einsatz moderner Verfahren der Datenverarbeitung. Ein Konzept, mit dem erste Schritte zur Lösung dieses Problems getan werden könnten, ist in Tab. 2 aufgeführt.

Dieses Konzept ist mit vorhandenen Techniken sofort umsetzbar - es bedarf nur der (allerdings kostenintensiven) Etablierung. Es sei besonders darauf hingewiesen, daß es sich hier nicht (!) um eine automatisierte Auswertung von extrahierten Bodentieren sondern um eine Rechner-gestützte Bearbeitung handelt.

Tabelle 2: Konzept für eine Rechner-gestützte Bearbeitung von Nematoden-Massenpräparaten am Mikroskop (nach Ekschmitt und Wolters, 1994).

Die folgenden Teilprozesse sollen erleichtert und beschleunigt werden:

- Zählen der Nematoden (halbautomatisch)
- Klassifizieren (Vorsortieren)
- Vermessen der morphologischen Merkmale
- Identifizieren
- Dokumentieren (standardisiert)
- Auswerten (ökologische Indizes, Statistik)
- Recherchieren von Informationen (Phytopathologie, Ökologie, Taxonomie)

Funktionen des Systems:

- Mikroskop rechnergesteuert, über Trackball bedient (linke Hand).
- Videobild vom Mikroskop zum Rechner übertragen (auf Bildschirm dargestellt).
- Programm mit einer Maus gesteuert (rechte Hand).
- Nematodenpräparate werden halbautomatisch abgesucht und ausgezählt.
- Individuen lassen sich markieren und wieder anfahren.
- Programm korrigiert automatisch die Vergrößerung und gekrümmte Kurven.
- Einfache grundlegende Messungen werden im Hintergrund erledigt.
- Identifikation mit beliebigen Merkmalen begonnen und weitergeführt.
- System berechnet Vorschläge für ein effektives weiteres Vorgehen.
- Berücksichtigung des Erfahrungsstandes des Bearbeiters.

Literatur

- Anderson JM (1975) Succession, diversity and trophic relationships of some soil animals in decomposing leaf litter. *J Anim Ecol* **44**, 475-495.
- Anderson, JM (1995) Soil organisms as engineers: microsite modulation of macroscale processes. In: CG Jones, JH Lawton (Eds) *Linking Species & Ecosystems*. Chapman & Hall, London, pp. 94-106.
- Anderson JM, Ingram, JSI (1993) *Tropical Soil Biology and Fertility.- A Handbook of Methods*, CAB International, Wallingford, 221pp.
- Bruckner A, Wright J, Kampichler C, Bauer R, Kandeler E (1995) A method of preparing mesocosms for assessing complex biotic processes in soils. *Biol Fertil Soils* **19**, 257-262.
- Brueckmann A, Wolters V (1994) ¹³⁷Cs in the microbial biomass of forest ecosystems: immobilization and recycling in the organic layer. *The Science of the Total Environment* **157**, 249-256.
- Bocock KL, Gilbert OJW (1957) The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil* **9**, 179-185.
- Crossley DA Jr, Hoglund MP (1962) A litter-bag method for the study of microarthropods inhabiting leaf litter. *Ecology* **43**, 571-573.

- Eisenbeis G, Dogan H, Heiber T, Kerber A, Lenz R, Paulus R (1995) Das Minicontainer-System - ein bodenökologisches Werkzeug für Forschung und Praxis. *Mitt Dtsch Bodenkundl Ges* **76**, 585-588.
- Eisenbeis G, Lenz R, Dogan H, Schüler G (1996) Zur biologischen Aktivität von Nadelwaldböden: Messung der tierischen Fraßaktivität mit dem Köderstreifen-Test sowie bestimmung von Streuabbauraten mit dem Minicontainer-Test. *Verh Ges Ökol*, im Druck.
- Ekschmitt K, Wolters V (1994) Computergestützte Bearbeitung von Bodentieren: Perspektiven für die Bewertung von Bodenveränderungen. In: K. Alef, H. Fiedler & O. Hutzinger (Eds.) Umweltmonitoring und Bioindikation Bd. 5. Wien, Umweltbundesamt, pp. 403-414.
- Freckman, D.W. (1994). Life in the Soil. Soil Biodiversity: Its Importance to Ecosystem Processes. Report of a Workshop held at the Natural History Museum, London, England, August 30 - September 1, 1994, 26pp.
- Ingram J, Gregory P (1996) Effects of Global Change on Soils - Implementation Plan. GCTE Report No. 12, 56pp.
- Lawton JH (1995) Ecological experiments with model systems. *Science* **269**, 328-331.
- Menaut J-C, Struwe S eds. (1995) TERI Science Plan. Ecosystems Research Report 17, European Commission.
- Scholle G, Joergensen RG, Schaefer M, Wolters V (1993) Hexosamines in the organic layer of two beech forest soils: effects of mesofauna exclusion. *Biol Fertil Soils* **15**, 301-307.
- Scholle G, Wolters V, Schaefer M (1995) Mesofauna reaction to microbial growth conditions during the early stage of leaf litter decomposition. *Acta Zoologica Fennica* **196**, 171-175.
- Wolters V (1989) The influence of omnivorous elaterid larvae on the microbial carbon cycle in different forest soils. *Oecologia* **80**, 405-413.
- Wolters V (1991) Effects of acid rain on leaf litter decomposition in a beech forest on calcareous soil. *Biol Fertil Soils* **11**, 151-156.
- Wolters V (1995) Focal Points of the German Contribution to GCTE. In: Lütke-meier S, Spekat A (eds.) IGBP Research in the Federal Republic of Germany 1995. IGBP Sekretariat, Berlin, 13-19.
- Wolters V, Huelsmann A, Schroeter D (1996) Always look on the right (mesh) size of life - a review of the litter bag approach, in prep.

Die Cotton-strip-Methode im Vergleich zu herkömmlichen bodenbiologischen Untersuchungsmethoden im Freiland

von

Kratz, W.*

1. Freilandmethoden in der Bodenbiologie

Bodenbiologische Freilandmethoden zielen neben der Erfassung von strukturellen Parametern der Biozönose zunehmend auf die Untersuchung funktioneller Prozesse ab. Die Integration von funktionellen Untersuchungsstrategien in der Bodenbiologie bei Ökosystemstudien bietet den Vorteil auch Aussagen zu Stoffumsetzungsprozesse bis hin zu Ökosystemmanagementfragen und Bodenschutz machen zu können. Auch für die terrestrische Ökotoxikologie und entsprechender Wirkungsforschung sind diese Methoden sehr hilfreich, da an ausgewählten Bodenprozessen wie Streuabbau, Cellulosezerersetzung etc. die Wirkung von Umweltchemikalien aufgezeigt werden kann. Die wichtigsten z.Z. in der Bodenbiologie eingesetzten integrierenden Methoden sind die Streucontainer- oder litter-bag-Methode (Kratz 1991), der Köderstreifenfest (Larink & Kratz 1994) und die Mini-container-Methode (Eisenbeis 1994). Unter „Integrierenden Methoden“ werden Untersuchungsansätze verstanden, die Bodenprozesse, an denen sowohl Bodenmikroorganismen als auch Bodentiere maßgeblich beteiligt sind, untersuchen. Es sind Methoden, die keine speziellen Aussagen zu den beteiligten Organismengruppen und deren Aktivität zulassen. Die bisher eingesetzten Methoden der Bodenbiologie erfassen primär die biologische Aktivität in der Streuschicht bzw. im von der Streuzersetzung stark beeinflussten Oberboden (L, Of, Oh-Horizont). Die nachfolgend dargestellte Cotton-strip Methode indiziert Veränderungen bei Celluloseabbau sowohl in der Streuschicht, den Humushorizonten und dem Mineralboden.

2. Die Cotton-strip Methode - Entwicklung -

Die britische Textilindustrie unternahm schon in den 20iger Jahren Versuche zum Schutz von Stoffen gegen pilzlichen Befall. Um die Effektivität von Fungizidbehandlungen zu untersuchen, wurde ein Routinetest entwickelt, in dem Stoffstreifen in Böden eingegraben wurden (Wade 1947). Der Dehnfestigkeitsverlust von Baumwollfäden

*FU Berlin, Fachbereich Biologie, Grunewaldstr. 34, D-12165 Berlin

wurde als quantitatives Bestimmungsmaß der Stoffzersetzung genutzt. Durch die weitläufige Anwendung des Tests in der Textilindustrie wurde er in den Katalog der Britischen Standards unter der Nr. 2576 aufgenommen (Anonym 1986). In der Standardtestbeschreibung wurde durch die Festschreibung des Baumwollmaterials, der Fasertypen, der Fadendichte und des Webverfahrens die mögliche Variabilität der Zerreißfestigkeit reduziert. Cellulose ist Hauptbestandteil von pflanzlicher Biomasse. Ihr Abbauverhalten und Anteil an den Stoffkreisläufen in Böden ist daher von großem Interesse. Die Zersetzung von Baumwolle in Böden ist primär auf die Aktivität von Bodenmikroorganismen zurückzuführen. Obwohl Cellophanfolien und Filterpapiere von diversen Forschergruppen in Celluloseabbauexperimenten eingesetzt wurden, wurde nach einem robusteren, flexibleren und stärker zu standardisierenden Material für bodenökologische Untersuchungen gesucht. So setzte Richard (1945) Cellulosestricke aus Kunstseide in alpinen Ökosystemen in der Schweiz ein, während Kuzniar (1948) in Polen Leinenstreifen benutzte. Aufbauend auf die Methode von Kuzniar benutzen Latter et al. (1967) Baumwollstreifen (ungebleichtes Katun) mit mehr als 95% Cellulose für Cellulose-Abbaustudien in Moorökosystemen in England. Visuelle Auswertungen des Rottegrades der Baumwollstreifen zeigten Unterschiede zwischen verschiedenen Standorten, die dann durch Messungen der Veränderung der Dehnfestigkeit verifiziert werden konnten. Im Internationalen Biologischen Programm (IBP) wurde dann von 1965 an auch vielfältigere Untersuchungen zur Dekomposition in verschiedenen Ökosystemtypen durchgeführt. Die Anwender der Cotton-strip Methode im IBP wurden vom Institute of terrestrial Ecology Merlewood, UK (ITE) alle mit einem standardisierten Baumwollmaterial ausgestattet (Latter & Howson 1977). Von 1976 ab produzierte das Shirley Institute den 'Shirley Soil Burial Test Fabric' (Walton & Allsopp 1977). In 1981 wurde der Shirley Baumwollstoff in den Britischen Standard 6085 (Anonym 1981) aufgenommen. Damit hatten alle Anwender die Möglichkeit, den gleichen Standardbaumwollstoff zu verwenden.

Methodenbeschreibung

Die Cotton-strip-methode ist geeignet die Wirkung von ökosystemaren Stressoren auf die relative Decompostionsrate im Vergleich zu einer Kontrolle zu messen (Latter & Howson 1977). Die Cotton-strip-methode zeigt den Zersetzungsgrad von Cellulose in verschiedenen Bodentiefen an, sie benötigt einen relativ kurzen Versuchszeitraum und ist gut dokumentiert und standardisiert (Beier & Rasmussen 1994). Der Nachteil der Methode ist, daß der Baumwollstreifen sich nicht zur Bestimmung der absoluten Zersetzungsrate für Cellulose eignet, da das hochreine Cellulosematerial des Cottonstrips eine künstliche Umwelt in den Böden darstellt und dadurch eine Störung in der Interaktion zwischen verschiedenen Arten die normalerweise an der Zersetzung teilnehmen zustande kommen kann (Howard 1988). Das Baumwollmaterial besteht aus einem speziellen

Stoff, der ungebleicht und gleichmäßig gewebt, mit farblich eingewebtem Streifenmuster (je 5 cm hoch) ist. Vor der Exposition der Baumwollstreifen im Gelände werden diese bei 121°C autoklaviert und einzeln in Papierumschläge verpackt. Die Installation der Baumwollstreifen in Waldböden geschieht indem mit einem langen Messer vorgestochen wird und anschließend der Streifen vorsichtig vertikal in den Boden mit einem Edelstahlspaten (wobei der Anfang des Streifens ca. 2 - 2,5 cm um die Schnittkante des Spatens gelegt wird) eingeschoben wird und ein ca. 5 cm langer Stoffstreifen an der Bodenoberfläche verbleibt. Der Boden im Umfeld der Einstichstelle und des herausragenden Ende des Baumwollstreifens wird wieder verschlossen um einen guten Bodenkontakt herzustellen und zu vermeiden, daß Luft und zusätzliches Wasser in den Boden eintritt. In jedem Versuchsfeld werden 5 - 15 Baumwollstreifen (12 x 40 cm) installiert. Pro Versuchsfeld werden je ein Baumwollstreifen (Referenzstreifen) installiert und sofort wieder entnommen um einen möglichen Einfluß der Einbringung auf den "Abbau" zu bestimmen. Die Inkubationszeit beträgt je nach zu erwartender cellulolytischer Abbauaktivität 50 - 100 Tage. Vor der Entnahme wird ein kleiner horizontaler Schnitt in dem Baumwollstreifen an der Stelle angefertigt an der er mit der Bodenoberfläche in Verbindung war. Mit großer Vorsicht wird der Baumwollstreifen aus dem Boden ausgegraben. Ein starkes Ziehen an dem Streifen ist insbesondere bei starker Zersetzung des Streifens zu vermeiden, da es zu Zerstörungen des Streifens kommen kann. Nach der Entnahme wird jeder Streifen sofort mit Leitungswasser von anhängenden Bodenpartikeln befreit und danach mit A. dest. gereinigt und bei Raumtemperatur getrocknet und bis zur Analyse trocken gelagert. Jeder Baumwollstreifen erhält eine permanente Markierung am oberen Ende mit Standortname und Streifennummer, ferner werden die Mächtigkeiten der einzelnen Bodenhorizonte vermerkt. Danach werden die Streifen beginnend von der Bodenoberfläche in 5 cm Streifen geschnitten. Jeder der 5 cm-Baumwollstreifen wird bis auf eine Länge von 2 cm ausgefranst. Dies ist leicht möglich, da farbige Quermarkierungen in dem Baumwollstoff eingewebt sind. Vor der Tensometermessung werden die 5cm-Baumwollstreifen ein Stunde in A. dest. eingeweicht um die Messung bei 100% Feuchte durchzuführen. An den Baumwollstreifen wird danach mittels eines Dehnungstärkemessers (INSTRON TENSOMETER MODELL 1026) die Dehnfestigkeit in kg bestimmt (SAGAR 1988). Der Dehnfestigkeitsverlust der Baumwollstreifen (DFV) wird bezeichnet als der Unterschied zwischen den inkubierten Streifen minus dem Mittelwert der Referenzstreifen, ausgedrückt in %.

Zusammenfassung

Die cotton-strip Methode wurde bisher in vielen Ökosystemtypen angewandt. Meistens werden standörtliche Fragestellungen bearbeitet wie z.B. Ökosystemmanagementeinflüsse auf Böden wie der Einfluß von Waldkalkungen auf den Celluloseabbau. Globale oder zwischen-

standörtliche Vergleiche wurden auch mit der cotton-strip Methode durchgeführt. Insgesamt bietet die Methode eine kostengünstige Möglichkeit Wirkungen auf die celluloseabbauenden Organismen zu dokumentieren. Die bisher durchgeführten Untersuchungen zu Veränderungen von Baumwollstreifen zeigen, daß sie in gewisser Beziehung zur Pflanzenzersetzung stehen. Der Einsatz von reiner Cellulose als Ersatz für Pflanzenstreu basiert allerdings auf einem stark vereinfachten konzeptionellen Modell des physiologischen Systems der Böden

Literaturverzeichnis

- Anonym** (1981): Method of test for the determination of the resistance of textiles to microbiological deterioration. (BS 6085.) London: British Standard Institution.
- Anonym** (1986): Methods of test for textiles - woven fabrics - determination of breaking strength and elongation (strip method). (BS 2576.) London: British Standard Institution.
- Beier, C. & L. Rasmussen** (1994): Organic matter decomposition in an acidic forest soil in Denmark as measured by cotton strip assay. Scand. J. For. Res. 9, 106-114
- Eisenbeis, G.** (1994): Die Biologische Aktivität von Böden aus zoologischer Sicht. Braunsch. naturkd. Schr., Nr.4, Heft 3653-658
- Harrison, A.F., Latter, P.M. & Walton, D.W.H.** (Ed., 1988): Cotton strip assay: an index of decomposition in soils. Inst. of Terr. Ecol., ITE symposium, 24
- KRATZ, W.** (1991): Der Streuabbaubehälter - ein Instrument der modernen Bodenbiologie. Mittellgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch., 66, I, 547 - 549.
- Kuzniar, K.** (1948): Studies on the cellulose decomposition in forest soil. Inst. Bad. Lesn. Rozpr. i Spraw, 50, 1-44
- LARINK, O. & KRATZ, W.** (1994): Köderstreifen-Workshop in Braunschweig - ein Resümee. Braunsch. Naturkd. Schr. 4, 647-651.
- Latter, P.M. & Howson, G.** (1977): The use of cotton-strips to indicate cellulose decomposition in the field. Pedobiologia, 17, 145-155
- Latter, P.M., Cragg, J.B. & Heal, O.W.** (1967): Comparative studies on the microbiology of four moorland soils in the northern Pennines. J. Ecol., 55, 445-464
- Richard, F.** (1945): The biological decomposition of cellulose and protein test cords in soils under forest and grass associations. I. The method of determining biological soil activity by the so-called "tearing" test. Mitt. schweiz. Anst. forstl. VersWes., 24, 297-397
- Wade, G.C.** (1947): Effect of some micro-organisms on the physical properties of cotton duck. J. Coun.scient. ind. Res.Aust., 20, 459-467
- Walton, D.W.H. & Allsopp, D.** (1977): A new test cloth for soil burial trials and other studies on cellulose decomposition. Int. Biodeterior. Bull., 13, 112-115

Vergleichende Dekompositionsmessungen mit dem Minicontainer-System auf Agrar- und Waldstandorten in Rheinland-Pfalz

von

Eisenbeis, G., R. Lenz und T. Heiber¹

Einleitung

Dekompositionsmessungen werden für bodenökologische Fragestellungen verstärkt eingesetzt, um Hinweise über Veränderungen der biologischen Aktivität von Böden zu erhalten. Hierbei spannt sich der Bogen von standortbezogenen Fragestellungen bis zu Global change. Zu nennen sind etwa Untersuchungen zum Einfluß von Klima und Streuqualität (COÛTEAUX et al. 1995), die Modellierung von Dekompositionsverläufen (kinetische Studien), die Aufklärung organischer Sukzessionen während des Dekompositionsgeschehens und der Beitrag funktionaler Gruppen des Edaphon. In aufwendigen Programmen werden schließlich der Einfluß von Standort- und Bodeneigenschaften sowie anthropogener Belastungen auf die Dekomposition bilanziert. Hierzu gehören die als Klimatransekte angelegten skandinavischen Walduntersuchungsprogramme (JOHANSSON et al. 1995) oder das 'Canadian Intersite Decomposition Experiment' (TROFYMOW et al. 1995), wo der vergleichende Aspekt im Vordergrund steht.

Zunehmendes Interesse finden Dekompositionsmessungen für das Monitoring von Böden in der Land- und Forstwirtschaft unter dem Gesichtspunkt, das Leistungspotential der Böden zu erhalten und den veränderten Methoden der Bodenkultivierung und Bodennutzung Rechnung zu tragen. Auch wenn es um die Restauration und Rekultivierung von Böden geht, können Streuabbaumessungen wertvolle Hinweise zur Entwicklung des Bodenlebens liefern (EMMERLING & EISENBEIS und EMMERLING, unpubl.). Einerseits integrieren sie die Leistungen von Bodenmikroorganismen und Bodenfauna, andererseits werden kurzfristige Klimaereignisse im Verlauf der meist über mehrere Monate oder Jahre angelegten Studien nivelliert, so daß die durch Regressionsberechnung erhaltenen Dekompositionsraten als standortspezifische, ökosystemare Kenngrößen zu betrachten sind. Als Methoden hierfür bieten sich die seit Ende der fünfziger Jahre entwickelten Litterbags an, von denen es zahlreiche Varianten gibt. Seit Beginn der 90-iger Jahre wird an der Universität Mainz in Anlehnung an den von Törne (1990a,b) entwickelten Köderstreifen-Test das sog. Minicontainer-Verfahren zum Streuabbau verwendet (EISENBEIS 1993, 1994, EISENBEIS et al. 1995, EISENBEIS et al. 1996). Grundidee für die Entwicklung war, durch Verkleinerung und Erhöhung der Zahl der Versuchseinheiten die statistische Basis für Dekompositionsmessungen zu verbessern und einige der dem Litterbag-Verfahren anhaftenden Nachteile zu reduzieren. Hierzu gehört die Reduktion der Probengröße, die Verbesserung der Exposition der Testsubstrate in möglichst ungestörte Bodenschichten und die Möglichkeit zur Beprobung kleinskaliger vertikaler und horizontaler Transekte. Ferner betrachten wir die in den Minicontainern eingebrachten Substanzen als Testsubstrate, die als sog. 'Hot spots' der Einwirkung der Bodenorganismen ausgesetzt sind. Im folgenden stellen wir

¹ Institut für Zoologie der Johannes Gutenberg-Universität, D-55099 Mainz.

erste Ergebnisse verschiedener Projektstudien auf Ackerflächen in Rheinhessen sowie von Versuchs- und Dauerbeobachtungsflächen der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz vor.

Material und Methode

Es wurde das von EISENBEIS (1993, 1994) und EISENBEIS et al. (1995) beschriebene Minicontainer-System in Horizontal- und Vertikalexposition verwendet. Pro Versuchsstab wurden 12 Minicontainer eingesetzt. Auf den Ackerflächen wurde als Testsubstrat Heu, Roggenstroh und Luzerneblätter verwendet, auf den Waldflächen wurde etwa einjährige (bereits 'geleachte') Nadelstreu von der Bodenoberfläche gesammelt. Die Streu wurde, wenn notwendig, entsprechend der Dimension der Minicontainer fragmentiert, auf den Waldflächen wurde nur standorteigenes Material verwendet. Die Auswertung der Daten erfolgte nach einer Kinetik erster Ordnung (exponentielles Abbaumodell). Je nach Dekompositionsverlauf wurde eine einfache oder eine doppelstufige Kinetik berechnet. Die Beprobungszeit betrug 6 Monate, die Entnahmeintervalle betragen 2-4 Wochen, wobei pro Entnahmezeitpunkt 5-24 Minicontainer zur Verfügung standen. Die Berechnungen erfolgten nach der Formel $\ln m_t = \ln m_0 - k_r \cdot t$. Hierin bedeutet m_0 die Ausgangsmasse, m_t die zum Zeitpunkt t noch vorhandene Masse und k_r die relative Dekompositionsrate. Es wurden drei Maschenweiten zum Verschluss der Minicontainer verwendet (20 μm , 250 μm und 2 mm; die 250 μm Gaze wird in unseren neueren Untersuchungen durch 500 μm Gaze ersetzt).

Ergebnisse und Diskussion

Dekompositionsmessungen auf Agrarflächen

In einer Pilotstudie wurde frisch getrocknetes Heu im Oberboden in ca. 5 cm Tiefe auf 6 Ackerflächen exponiert. Auf allen Flächen kam es zu einem schnellen Massenverlust während der ersten 6 Wochen mit k_r -Raten zwischen 6,7 und 9,1 %/Woche. Danach verlangsamte sich der Abbau auf Raten zwischen 0,3 und 1,2 %/Woche. Wir interpretieren dies als Leaching-Effekt. In einer Folgestudie wurden die Minicontainer mit Roggenstroh und Luzerneblättern befüllt und vertikal bis in den Bereich der Pflugsohle exponiert. Hier ergaben sich hochsignifikante Unterschiede zwischen den beiden Substraten (Tab. 1, Abb. 1), ferner konnten Maschenweiteneffekte und der Einfluß des vertikalen Temperaturgradienten festgestellt werden. Dieser kehrte sich während der Beprobung von Dezember 93 bis Mai 94 um (Temperaturinversion). Während der kalten Wintermonate erfolgte der Abbau im Unterboden schneller, erst nach der Erwärmung im Frühjahr wurde der Abbau in den oberen Schichten deutlich stärker, so daß in der Summe die Streuabnahme im Oberboden schneller erfolgte (Tab. 1, Abb. 1). Der schnellste Abbau fand stets in den Minicontainern mit 2 mm Maschenweite statt, wobei dieser Effekt bei der Luzerne deutlicher ausfiel als beim Stroh.

Dekompositionsmessungen auf Waldflächen

Auf drei Dauerbeobachtungsflächen der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, die sich deutlich in den Basenvorräten des Bodens unterscheiden (Tab. 3), wurde der Abbau von Nadelstreu über ein halbes Jahr verfolgt. Es zeigt sich, daß auf dem Standort mit der günstigsten Basenversorgung die Streuabbauraten ca. 2-3-fach höher sind als auf den beiden anderen Standorten (Tab. 2). Daten zur Bodenfauna und zur mikrobiellen Aktivität liegen bisher noch nicht vor, doch gehen wir davon aus, daß die bodenbiologische Aktivität in Wallmerod höher ist und die Fauna einen höheren Anteil an Makrofauna besitzt. In einem zweiten Projekt untersuchten wir die Einwirkung der Waldkalkung auf den Abbau von Fichten- und Kiefernstreu fünf Jahre nach der Kalkapplikation. Auf dem Fichtenstandort sind die Raten auf den gekalkten Flächen gegenüber der stark sauren Kontrollfläche mit rohhumusartigem Moder nahezu verdoppelt (Tab. 4). auf dem Kiefern/Buchenstandort fällt der Steigerungsfaktor etwas geringer aus. Dies erklärt sich durch den besseren Zustand der Bodenfauna auf diesem Standort (WEBER 1996). Ferner liegen die Temperaturen hier im Mittel meist um 2-3 °C höher, was sich vermutlich auf die Höhe der Abbauraten auswirkt.

Tab. 1: Abbau von Luzerne und Roggenstroh in zwei Tiefenstufen in einem Ackerboden von Dezember 1993 bis Mai 1994. Für die Luzerne resultiert eine doppelstufige Kinetik, Stroh wird gleichmäßiger abgebaut (vgl. die Raten k_{r-1} und k_{r-2}). Die Mittelwerte (Mw) spiegeln die während der Expositionszeit im Boden stattfindende Temperaturinversion wider (s.a. Abb. 1).

Substrat	Tiefenstufe	Maschenweite	k_{r-1} 0-8 W ₀	k_{r-1} [%/Woche]	k_{r-2} 8-24 W ₀	k_{r-2} [%/Woche]
Luzerne	0-13	20 µm	0,114	11,4	0,039	3,9
Luzerne	13-26	20 µm	0,116	11,6	0,034	3,4
Luzerne	0-13	250 µm	0,118	11,8	0,055	5,5
Luzerne	13-26	250 µm	0,124	12,4	0,052	5,2
Luzerne	0-13	2 mm	0,118	11,8	0,116	11,6
Luzerne	13-26	2 mm	0,129	12,9	0,056	5,6
Mw	0-13			11,7		7,0
Mw	13-26			12,3		4,7
Roggenstroh	0-13	20 µm	0,011	1,1	0,018	1,8
Roggenstroh	13-26	20 µm	0,014	1,4	0,016	1,6
Roggenstroh	0-13	250 µm	0,013	1,3	0,014	1,4
Roggenstroh	13-26	250 µm	0,013	1,3	0,016	1,6
Roggenstroh	0-13	2 mm	0,011	1,1	0,037	3,7
Roggenstroh	13-26	2 mm	0,012	1,2	0,017	1,7
Mw	0-13			1,2		2,3
Mw	13-26			1,3		1,6

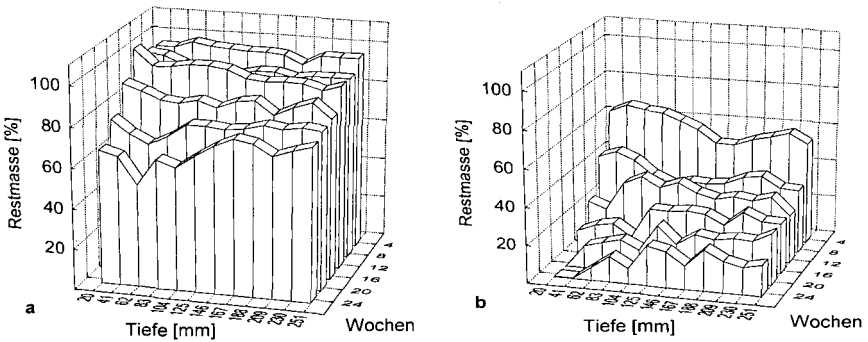


Abb. 1: Dekomposition von Roggenstroh (a) und Luzerne (b) von Dezember 1993 bis Mai 1994 in verschiedenen Bodentiefen. Die Minicontainer waren mit 2 mm Gaze verschlossen.

Tab. 2: Vergleich der Streuabbauraten dreier Fichtenstandorte in Rheinland-Pfalz mit je zwei Parallelserien (I und II). Als Teststreu wurde einjährige Streu verwendet (nach EISENBEIS & PAULUS, im Druck).

Standort	k_r	relativer Abbau (%/Jahr)	$t_{(50)}$ in Wochen	Basenvorräte im Boden (Ca, Mg)	Wuchszustand des Waldes
Wallmerod (I)	0,0114	59,3	61	sehr hoch	sehr gut
Wallmerod (II)	0,0116	60,3	60	sehr hoch	sehr gut
Idar-Oberstein (I)	0,0040	20,8	173	niedrig	teilgeschädigt
Idar-Oberstein (II)	0,0045	23,4	154	niedrig	teilgeschädigt
Hermeskeil (I)	0,0031	16,1	223	extrem niedrig	stark geschädigt
Hermeskeil (II)	0,0035	18,2	198	extrem niedrig	stark geschädigt

Fichtenstandort	Stoffvorräte im Boden	Stoffvorräte im Boden
	Ca kg/ha / Ca-Sättigung %	Mg kg/ha / Mg-Sättigung %
	0-5 cm	0-5 cm
	30-60 cm	30-60 cm
Wallmerod	105,2 / 6,9 1287,1 / 50,6	13,0 / 1,4 356,2 / 31,1
Idar-Oberstein	38,1 / 4,1 14,0 / 1,2	6,5 / 1,2 2,8 / 0,4
Hermeskeil	16,2 / 1,9 44,7 / 1,8	6,0 / 1,1 8,0 / 0,5

Tab. 3: Unterschiede in den Basenvorräten von drei Fichtenstandorten in zwei Bodentiefen (nach Daten der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz in Trippstadt). Die Ergebnisse der Standortbeobachtung sind in Tab. 2 gezeigt.

Tab. 4: Vergleich von Abbauraten für Fichten- und Kiefernadelstreu in rothumusartigem Moder (pH 3-4) fünf Jahre nach der Waldkalkung (nach EISENBEIS et al. 1996).

	Fichtenstandort Idar-Oberstein			Kiefern/Buchenstandort Hochspeyer		
	k _r	k _r [%/Jahr]	p Kalkung vs. Kontrolle	k _r	k _r [%/Jahr]	p Kalkung vs. Kontrolle
Kontrolle	0,0028	14,6	-	0,0057	29,6	-
3 t/ha Dolomit-Granulat	0,0056	29,1	0,0001	0,0072	37,4	0,0693
5 t/ha Dolomit-Granulat	0,0066	34,3	0,0000	0,0078	40,6	0,0251
15 t/ha Dolomit-Granulat	0,0052	27,0	0,0002	0,0076	39,5	0,0259
5 t/ha Dolomit-Suspension	0,0048	25,0	0,0006	0,0085	44,2	0,0033
6,5 t/ha silikat. Gesteinsmehl	0,0044	22,9	0,0018	0,0076	39,5	0,0294

Zusammenfassung

Das Minicontainer-System wurde bereits mehrfach auf Forst- und Agrarstandorten eingesetzt. Es liefert präzise Dekompositionsraten, die sich mit den abiotischen Faktoren der Standorte in Beziehung setzen lassen. Auch das Alter der Streu und die Streuart wirken sich auf die Höhe der Raten aus. Bei Verwendung von junger Streu lassen sich deutliche Leachingeffekte abgrenzen. Wir führen unsere Untersuchungen unter dem Gesichtspunkt fort, das Minicontainer-System für das Monitoring von Bodenzuständen weiterzuentwickeln.

Literatur

- COÛTEAUX, M.-M., BOTTNER, P., BERG, B. (1995): Litter decomposition, climate and litter quality. - *Tree* 10: 63-66.
- EISENBEIS, G. (1993): Zersetzung im Boden. - In: Ehrnsberger, R.: Bodenmesofauna und Naturschutz. - *Inf. Natursch. Landschaftspf.* 6: 53-76. Günter Runge, Cloppenburg.
- EISENBEIS, G. (1994): Die Biologische Aktivität von Böden aus zoologischer Sicht. - *Braunsch. naturkd. Schr.* 4: 653-658.
- EISENBEIS, G., DOGAN, H., HEIBER, T., KERBER, A., LENZ, R. & R. PAULUS (1995): Das Minicontainersystem - ein bodenökologisches Werkzeug für Forschung und Praxis. - *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 76: 585-588.
- Eisenbeis, G., Lenz, R., Dogan, H., & Schüler, G. (1996): Zur biologischen Aktivität von Nadelwaldböden: Messung der tierischen Fraßaktivität mit dem Köderstreifen-Test sowie Bestimmung von Streuabbauraten mit dem Minicontainer-Test. - *Verh. Ges. Ökol. (Dresden)* (im Druck).
- JOHANSSON, M.B., BERG, B., MEENTEMEYER, V. (1995): Litter mass loss rates in late stages of decomposition in a climatic transect of pine forests: long term decomposition in a scots pine forest. - *Can. J. Bot.* 73: 1509-1521.
- Trofymow, J.A., Preston, C.M., Prescott, C.E. (1995): Litter quality and its potential effect on decay rates of materials from canadian forests. - *Water Air Soil Pollut.* 82: 215-226.
- Weber, M. (1996): Untersuchungen zum Einfluß von Bestandeskalkungen auf die Bodenfauna eines Kiefern-Buchen-Mischwaldes bei Hochspeyer (Pfälzer Wald) mit einem faunistischen Vergleich der Arachnida in einem Fichtenstandort bei Idar-Oberstein (Hunsrück). - *Dissertation, Mainz.*

Wir danken der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, dem Zentrum für Umweltforschung der Johannes Gutenberg-Universität, der Landesanstalt für Pflanzenschutz Rheinland-Pfalz, der Stiftung Ökologie & Landbau und der Feldbauschiftung des Fachbereiches Biologie in Mainz für die Unterstützung der Arbeit.

Meßmethoden zur Bestimmung der Axial- und Radialdrücke bei Regenwürmern

von

Keudel, M., S. Schrader und O. Larink

1. Bewegungsphysiologie der Regenwürmer

Das Zusammenspiel der Axial- und Radialmuskulatur führt zur kriechenden Fortbewegung der Regenwürmer. Zuerst wird durch Kontraktion der Radialmuskulatur in den vorderen Segmenten der Körper gestreckt. Darauf folgt die Kontraktion der Axialmuskulatur, die dann den folgenden Körperabschnitt nachzieht. So entstehen über den ganzen Regenwurmkörper peristaltische Wellen mit verkürzten und

verlängerten Abschnitten. Diese Bewegungsweise ist möglich, da die einzelnen Körpersegmente ("Ringe") durch Septen voneinander getrennt sind, wodurch jedes Segment als funktionelle Einheit betrachtet werden kann. Die Muskulatur bildet zusammen mit der Körperflüssigkeit das hydrostatische Skelett. Die Körperflüssigkeit, bei der es sich um Wasser handelt, dient bei diesem Skelett als Antagonist. Wird die Radialmuskulatur kontrahiert, weicht die Körperflüssigkeit in axialer Richtung aus, der Regenwurmkörper verlängert sich und nimmt an Umfang ab. Bei der Kontraktion der Axialmuskulatur erschlafft die Radialmuskulatur,

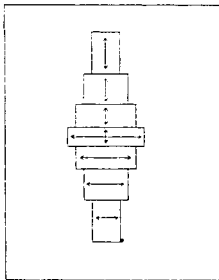


Abb. 1: Schema zum peristaltischem Druckverlauf in den Körpersegmenten des Regenwurmes.
Segm. 1-3: axial;
Segm. 5-7: radial.
(nach Clark 1964 cit. ex Westheide und Rieger 1996)

durch den Druck weicht die Körperflüssigkeit in radialer Richtung aus, der Regenwurm verkürzt sich und nimmt an Umfang zu. Dieses System funktioniert, weil es sich bei Wasser um eine annähernd ideale Flüssigkeit handelt. Ideale Flüssigkeiten sind inkompressibel, uneingeschränkt verformbar, und der auf sie ausgeübte Druck überträgt sich in alle Richtungen.

Der Körperinnendruck wurde von NEWELL (1950) mit einem Kapillarmanometer, an narkotisierten Regenwürmern gemessen. Die ersten Messungen an intakten Würmern wurden von RONDE (1952) durchgeführt. Sie verwendete künstliche, flexible Regenwurmgänge, die aus Druckzellen bestanden, auf welchen Quecksilbersäulen für die Druckmessung ruhten. Weitere Messungen zum axialen und radialen Druck wurden von MCKENZIE & DEXTER (1988) an *A. rosea* durchgeführt. Sie verwendeten eine Waage als Druckaufnehmer.

2. Methodik

Bei den von uns entwickelten Meßapparaturen werden den Regenwürmern künstliche Röhren angeboten. Boden in der Apparatur zu verwenden erschien uns als nicht sinnvoll, da er zu heterogen in seiner Struktur ist. Es kann wegen unterschiedlicher Festigkeiten, plastischer Verformbarkeit und der noch möglichen Kompaktierung zu Fehlern in der Messung kommen. Es war das Ziel, eine Methode zu entwickeln, die möglichst viele Standardisierungen beinhaltet. Als Material zum Bau der Apparatur wurde farbloses, transparentes Plexiglas verwendet, da es eine hohe Festigkeit hat und leicht zu

bearbeiten ist.

Die Aufnahme der Gewichtskraft erfolgte über einen Stempel, der auf eine elektronische Waage mit einer Ablesegenauigkeit von 0,001g und einer Reproduzierbarkeit von $\pm 0,001g$ drückte. Die Daten wurden mit einem Datalogger und einem eigens hierfür entwickelten Programm aufgenommen. Zur Vorbereitung jeder Meßreihe wurden die Regenwürmer für 48 Stunden in wassergesättigtem Boden gehalten. Nach KRETZSCHMAR (1991) erhalten die Tiere so ihren optimalen Wassergehalt, wodurch das hydrostatische Skelett seinen besten Wirkungsgrad erreicht. Vor jeder Meßreihe wurden die Regenwürmer in Leitungswasser gespült und das Gewicht bestimmt. Alle Messungen wurden bei 10°C Raumtemperatur durchgeführt. In diesem Beitrag werden die Kräfte der endogäischen Art *Aporrectodea caliginosa* und der anektischen Art *Lumbricus terrestris* verglichen.

2.1 Messung des Axialdruckes

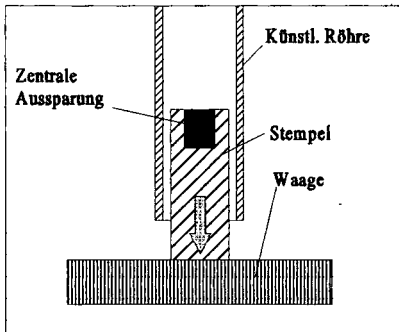


Abb.2: Schema der Apparatur zur Messung des Axialdruckes

Bei der Bestimmung des Axialdruckes sollten die Regenwürmer mit dem Vorderende senkrecht auf die Waagschale drücken. Abb.2 zeigt die meßrelevanten Teile der Apparatur. Für diesen Zweck wurde eine Plexiglaröhre innen angeraut, um den Borsten der Würmer Halt zu geben. Die Röhre wurde senkrecht über der Waagschale so befestigt, daß sie diese nicht berührte. In der Röhre befand sich freibeweglich ein Plastikstab (Stempel), der auf der Waagschale aufsetzte. In die Stempelachse war eine Vertiefung gebohrt, in die die Tiere hineinzukriechen versuchten. Die Länge der Röhren wurde so gewählt, daß sich der Wurm während der Messung komplett in der Röhre befand. Entsprechend dem Körperdurchmesser der Tiere wurden Röhren mit 2 - 10mm Durchmesser verwendet.

Zu Beginn wurde die Waage austariert. Die Messung wurde gestartet, wenn der Wurm den Stempel berührte. Eine Meßreihe dauerte 100 Sekunden. Jede Sekunde wurde ein Wert aufgenommen. Danach wurde der Regenwurm für 10 bis 15 Minuten in Leitungswasser gelegt und dann eine zweite Messung durchgeführt.

$$\frac{\text{Kraft [N]}}{\text{Stempelfläche [mm}^2]} \times 1000 = \text{Druck [kPa]} \quad (1)$$

Zur Auswertung wurden die Daten in Druck [kPa] umgerechnet. In die Formel ging die Stempelfläche ein. Die Umrechnung erfolgte nach der Formel 1.

Die Auswertung erfolgte mit Daten, die mindestens das doppelte des Körpergewichtes betrugten, aber mit nicht mehr als den zehn höchsten Werten. Damit konnte gesichert werden, daß der Regenwurm während der Messung aktiv Druck ausübt und die Waage nicht nur sein Körpergewicht anzeigt.

2.2 Messung des Radialdruckes

Bei der Konstruktion dieser Meßapparatur setzten wir ebenfalls einen Stempel ein. Die künstliche Regenwurmröhre lag waagrecht über der Waagschale (Abb.3). Dazu wurde eine Führungslade von 300mm Länge mit Gewindestangen auf einer Grundplatte befestigt. Im Boden der Lade befand sich in der Mitte eine Öffnung für den Stempel. In zwei Plexiglasplatten (300mm x 100mm) wurde über die gesamte Länge ein Halbradius gefräst, so daß sich durch Übereinanderlegen der Platten der künstliche Regenwurm ergab. Eine der Platten wurde in der Mitte durchgesägt, um Platz für den Stempel zu schaffen. Die Stempel wurden gleichfalls mit einem Halbradius versehen, so daß sie genau in die Röhre paßten. Die Durchmesser der künstlichen Regenwurmgänge wurden wie bei der Apparatur für den

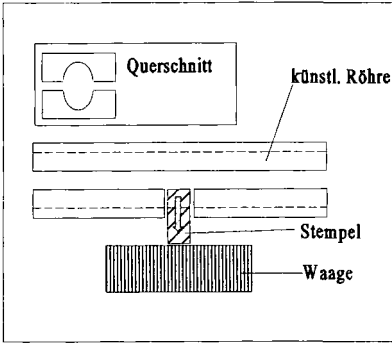


Abb. 3: Schema der Apparatur zur Messung des Radialdruckes

Axialdruck gewählt. Für jeden künstlichen Gang wurden fünf Stempel, mit den Längen 2, 3, 4, 5 und 10mm gefertigt ihre Breite betrug 30mm.

Die Apparatur wurde vor jeder Messung mit einer Wasserwaage ausgerichtet. Die Aufzeichnung der Daten über die Zeit erlaubte eine morphologische Zuordnung der Drücke am Wurm. Es wurden nur die Werte bis zum Clitellum ("Gürtel") aufgenommen, da sich in Voruntersuchungen gezeigt hatte, daß hinter dem Clitellum keine größeren Drücke mehr erzeugt wurden. Die Messungen wurden begonnen, wenn der Wurm den Stempel ganz bedeckte.

3. Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 1 sind die Axialdrücke von *Lumbricus terrestris* und *Aporectodea caliginosa* angegeben. Bei beiden Arten fällt auf, daß Minimal- und Maximalwerte sehr weit auseinanderliegen. Man muß sich darüber im klaren sein, daß es sich um Organismen handelt, die eine unterschiedlich stark ausgeprägte Muskulatur haben. Vergleicht man *A. caliginosa* mit *L. terrestris*, weisen die Mediane nur eine Differenz von 4,32 kPa auf. Bei *L. terrestris* handelt es sich um einen Tiefgräber, der seine Wohnröhren selten neu anlegt.

Tabelle 1: Vergleich der Axialdrücke von *A. caliginosa* und *L. terrestris*

	<i>A. caliginosa</i>	<i>L. terrestris</i>
Mittelwert [kPa]	39,27	46,93
Median [kPa]	38,28	42,60
Standardfehler	1,50	2,95
Minimum [kPa]	18,33	16,24
Maximum [kPa]	68,95	99,50
Anzahl der Versuche	53	51
Anzahl der Individuen	34	26

A. caliginosa hingegen legt zwar ständig neue Gänge an, diese befinden sich aber meist in einer Tiefe von maximal 60cm. Die Anforderungen an die Radiärmuskulatur scheinen für diese unterschiedlichen Lebensweisen sehr ähnlich zu sein. Für die Werte des Radialdruckes in Tabelle 2 gelten die gleichen Bemerkungen wie eingangs für den Axialdruck. Die Ergebnisse beziehen sich nur auf Maximaldrücke. Bei einigen Messungen wurde das Volumen am Stempel so weit reduziert, daß der Wurm nur mit den ersten Segmenten den Stempel bedecken konnte. Es war den Tieren nicht möglich, weiter in die Röhre zu kriechen.

Hier zeigt sich nun ein erheblicher Unterschied zwischen den beiden Arten. *L. terrestris* bringt

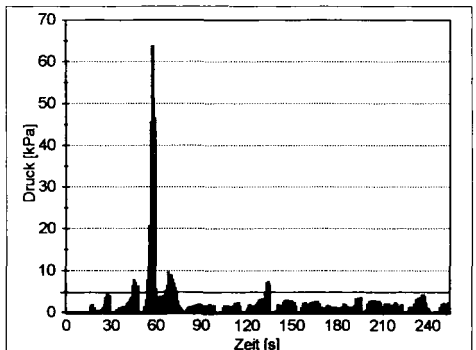


Abb. 4: Die Abbildung zeigt einen Meßverlauf für eine Radialmessung mit *L. terrestris*. Als untere Grenze wurde ein Wert von 5 kPa gewählt. Alle Werte darunter werden als Grundrauschen definiert.

im Mittel radial keinen wesentlich höheren Druck auf als axial. Bei *A. caliginosa* ist der Radialdruck jedoch dreimal so hoch wie der axiale. Dieses läßt die Vermutung zu, daß der Radialdruck eine wesentlich größere Rolle beim Grabvorgang spielt als der axiale Druck. *A. caliginosa* zeigt auf Grund seines Vorkommens im Boden eine höhere Grabaktivität als *L. terrestris*. In Abb.4 ist ein typischer Verlauf einer Radialdruck-Messung dargestellt. In über 50% der Messungen zeigte sich dieser Verlauf bei *L. terrestris* und *A. caliginosa*. Zu Beginn dieser Datenaufnahmen wurde ein hoher Wert gemessen, die späteren Werte lagen wesentlich niedriger.

Tabelle 2: Vergleich der Radialdrücke von *A. caliginosa* und *L. terrestris*.

	<i>A. caliginosa</i>	<i>L. terrestris</i>
Mittelwert [kPa]	112.81	44,02
Median [kPa]	115.73	38.78
Standardfehler	11.68	3,64
Minimum [kPa]	18.99	13.97
Maximum [kPa]	294.57	136.26
Anzahl der Versuche	50	50
Anzahl der Individuen	34	26

4. Schlußfolgerung

Mit diesen beiden Methoden läßt sich zeigen, daß zwischen dem Vorderende und dem Clitellum ein Bereich liegt, in dem der Wurm regelmäßig den für den Grabvorgang entscheidenden höchsten Druck aufbaut. Dieser entscheidende Druck ist ein Radialdruck; der vor dem Wurm im Boden zur Ribbildung führt. In diese gelockerte Zone dringt der Regenwurm mit geringerem Axialdruck ein.

Danksagung

Danken möchten wir Herrn Dipl.-Math. Ulf Steuding für die Programmierung des Programmes zur Datenaufnahme und der Deutschen Forschungsgemeinschaft (La 226/9-1) für die Bereitstellung der Mittel zur Durchführung dieser Arbeit.

Literatur

- Kretzschmar A. (1991), Burrowing ability of the earthworm *Aporrectodea longa* limited by soil compaction and water potential. Biol Fertil Soil 11, S.48 - 51.
- McKenzie B.M., Dexter A.R. (1988), Axial pressure generated by the earthworm *Aporrectodea rosea*. Biol Fertil Soil 5, S. 323 - 327.
- McKenzie B.M., Dexter A.R. (1988), Radial pressure generated by the earthworm *Aporrectodea rosea*. Biol Fertil Soil 5, S. 328 - 332.
- Newell G.E. (1950), The role of the coelomic fluid in the movements of earthworms J Exp. Biol. 15, S. 110 - 121.
- Ronde G. (1952), Beitrag zur Untersuchung der Muskelenergie von Regenwürmern. Forstwissenschaftl. Centralblatt 71, S.243 - 254.
- Westheide W., Rieger R., Hrg., (1996), Spezielle Zoologie Teil I: Einzeller und Wirbellose Tiere. Gustav Fischer Verlag, S.401.

Die Darstellung weiterer Messungen mit den Arten *Lumbricus rubellus*, *Aporrectodea longa*, *Aporrectodea rosea*, *Allolobophora chlorotica* und *Dendrobaena octaedra* erfolgt an anderer Stelle.

Anwendung geostatistischer Methoden zur Erfassung der räumlichen Variabilität von Bodenmikroarthropoden

von

Sommer, R., S. Schrader und O. Larink

Einleitung

Bei bodenbiologischen Freilanduntersuchungen werden häufig flächenhafte Beprobungen zur Erhebung von biotischen wie abiotischen Parametern durchgeführt. Wenn bei einer Aufarbeitung solcher Rohdaten Einzelproben über Mittelwertbildung zusammengefaßt, oder ausschließlich statistische Tests, wie z.B. t-Test, F-Test oder Varianzanalysen (ANOVA), die eine eventuell vorhandene räumliche Abhängigkeit der Einzelwerte in einer Stichprobe nicht berücksichtigen, durchgeführt werden, geht ein wesentlicher Informationsgehalt in den erhobenen Daten verloren und bleibt einer möglichen Interpretation entzogen.

Die räumliche Abhängigkeit erhobener Parameter kann bei der Anwendung geostatistischer Methoden analysiert und bei der Modellierung räumlicher Verteilungen angemessen berücksichtigt werden. Anhand von Transekt- und Rasterbeprobungen werden im folgenden die Anwendbarkeit und die Vorteile dieser Methodik bei der Analyse der räumlichen Variabilität von Mikroarthropoden auf Ackerflächen unter dem Einfluß einiger abiotischer Parameter aufgezeigt.

Methodik

Untersuchungsfläche

Der Untersuchungsstandort Relliehausen befindet sich am Nord-Ost-Rand des Sollings in Niedersachsen. Bodentyp und -art sind kolluvial überprägte Parabraunerde mit tonigem Lehm. Zum Zeitpunkt der ersten Probenahme waren die Untersuchungsflächen mit Sommergerste bestellt, am 2. Probenahmetermin war auf den Flächen Winterweizen eingedrillt.

Die beprobte Untersuchungsfläche untergliedert sich in Parzellen, auf denen langjährig als Bodenbearbeitungsform Festbodenmulchwirtschaft (FMW) durchgeführt wird und solchen, die konventionell mit Pflugwirtschaft (LBW) bearbeitet werden. Im Rahmen eines DFG-Projektes zur „Mechanischen Streßverträglichkeit von Bodenbearbeitungssystemen mit reduziertem mechanischen Eingriff“ wurden am 24.5.94 auf der Versuchsfläche Parzellen abgestufter Bodenverdichtung durch Spur-an-Spur-Befahrungen mit 2x2.5t, 2x5t und 6x5t Radlast eingerichtet. Daneben wurden Teilflächen von der mechanischen Belastung ausgenommen (0t-Varianten).

Probenahmen

In den 0t-Varianten bei Festbodenmulchwirtschaft (FMW) und Lockerbodenwirtschaft (LBW) wurde zunächst am 17.8.95 je ein 15.5m langes Transekt im 50cm Abstand beprobt. An jedem Beprobungspunkt wurde dabei mit einem Bohrstock (Durchmesser 4cm) ein zylinderförmiger Bohrkern von 10cm Länge ausgestochen. Das Tiermaterial wurde aus diesen Bohrkernen durch MacFadyen-Extraktion (MacFadyen 1962) gewonnen, mikroskopisch bestimmt und anhand von aufgestellten Variogrammen auf räumliche Abhängigkeit untersucht.

Am 13.12.95 wurde auf dem Untersuchungsstandort eine Rasterbeprobung (n=70) unter Einbeziehung aller Bodenbearbeitungs- und Verdichtungsvarianten durchgeführt. Der Abstand der Beprobungspunkte des 54 x 36m umfassenden Rasters betrug in beiden Ausdehnungsrichtungen 6m. Zusätzlich zu Probenahme, Extraktion und Determination der Mikroarthropoden analog der Transektbeprobung wurden aus dem Bodenmaterial der Bohrkern nach Extraktion des Tiermaterials der Gesamtstickstoff- und organische Kohlenstoffgehalt be-

stimmt. Sowohl von den gemessenen abiotischen Parametern als auch von den Collembola wurden horizontale Verteilungskarten auf geostatistischer Grundlage aufgestellt.

Geostatistische Methoden

Die Analyse von räumlich verteilten Daten mit geostatistischen Methoden vollzieht sich im allgemeinen in zwei Schritten. Zunächst ist der Grad der räumlichen Abhängigkeit der Daten anhand von Variogrammen zu ermitteln. In einem zweiten Arbeitsschritt, der als Kriging bezeichnet wird, können dann unter Einbeziehung der Kenngrößen dieser Variogramme räumliche Verteilungsmuster erstellt werden.

Ein Variogramm wird durch die Funktion:

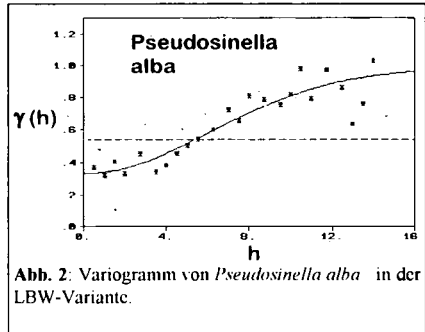
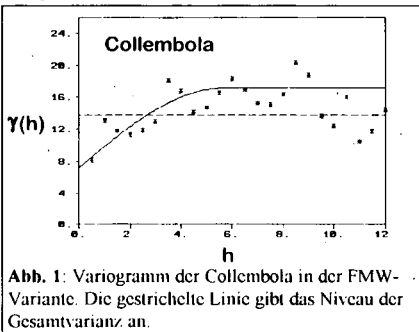
$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \cdot \frac{\sum_{i=1}^{n(h)} \{z(x_i + h) - z(x_i)\}^2}{n(h)}$$

berechnet. h spezifiziert eine Distanz, $n(h)$ ist die Anzahl aller Wertepaare, die zueinander die Distanz h aufweisen. Die Zufallsfunktion $z(x)$ gibt die zu messende Größe, z.B. Individuenzahlen, an der Probestelle x an. Kenngrößen eines Variogramms sind Nugget, Range und Sill. Der Kurvenverlauf eines typischen Variogramms ist zunächst ansteigend und nimmt dann einen asymptotischen Verlauf an. Die Distanz bis zum horizontalen Kurvenverlauf ist der Range und bezeichnet den Bereich, in dem die untersuchten Daten räumlich abhängig sind, der Funktionswert an dieser Stelle abzüglich des Nugget wird als Sill bezeichnet. Für den Fall, daß $\gamma(h)$ die Ordinate nicht im Ursprung schneidet, liegt ein Nugget vor.

Bei dem als Kriging bezeichneten Prozess der Modellierung von Verteilungsmustern wird auch zwischen den beobachteten Meßpunkten interpoliert. Für jeden so interpolierten Meßwert kann eine Schätzvarianz errechnet werden, so daß es möglich ist, die Güte eines aufgestellten Modells abzuschätzen. Neben der Anwendung geostatistischer Methoden ist auch eine Visualisierung räumlich verteilter Daten mit Trendflächen-Analysen und (Polynom)-Interpolationsverfahren möglich (Burger und Skala 1978). Die auf geostatistischer Grundlage unter der Verwendung des Bock-Krigings aufgestellten Verteilungskarten haben neben der Möglichkeit der Abschätzung der Güte den Vorteil, daß sich hier die Einzelwerte weniger stark manifestieren, wodurch sich ein Glättungseffekt einstellt, der zu deutlicheren und leichter interpretierbaren Verteilungsmustern führt. Zur Anwendung geostatistischer Methoden in der Ökologie siehe auch Rossi et al. (1992) und Liebold et al. (1993).

Ergebnisse und Diskussion

Die anhand der Transektbeprobungen aufgestellten Variogramme lassen bei einer Betrachtung der Abundanzen der Mikroarthropoden auf Ordnungsniveau für den untersuchten Bereich von 0-15.5m mit Ausnahme der Collembola keine deutliche ausgeprägte Autokorrelation erkennen. Für einige Taxa (Collembola, Acari, Gamasida, Oribatida und Dipterenlarven) lassen sich in beiden Bodenbearbeitungsvarianten längs der Beprobungsrichtung der Transekte Hinweise für periodische Verteilungsmuster finden (siehe Abb. 1).



Die Bereiche der für die Ordnung der Collembola längs der Transekte festgestellten räumlichen Abhängigkeiten, siehe Abb. 1 für die FMW-Variante, liegen im Bereich von 4-6m. Die für die Collem-

bola aufgestellten Variogramme sind durch einen relativ zum Sill hohen Nugget charakterisiert. Dies deutet auf eine räumliche Abhängigkeit unterhalb des Beprobungsabstandes von 50cm hin und kann durch das bei Collembola bekannte Aggregationsphänomen begründet werden. Betrachtet man die räumliche Variabilität hier am Beispiel der Collembola auf Artniveau, so ist die räumliche Abhängigkeit mit geringeren Nugget-Werten deutlicher ausgeprägt. Abb.2 zeigt dies beispielhaft für die Art *Pseudosinella alba*. Beim Vergleich der räumlichen Variabilität der Mikroarthropoden hinsichtlich der beiden Bodenbearbeitungsformen zeigt sich, daß sich längs des Transektes in FMW für die Collembola auf Artniveau der Bereich räumlicher Abhängigkeit auf 4-8m erstreckt, während er in der LBW-Variante weiträumiger ist und außerhalb der beprobten Distanz von 15.5m liegt (siehe Abb.2).

Rasterbeprobungen

Bei der Analyse der räumlichen Variabilität auf Basis der durchgeführten Rasterbeprobung wird im Vergleich zu den Transektbeprobungen die räumliche Abhängigkeit in einer größeren räumlichen Ausdehnung untersucht. Die hier nachgewiesenen Ranges sind zumeist größer als die Untersuchungsfläche und scheinen im Bereich von 60-100m zu liegen. Dies deckt sich mit Beobachtungen von Fromm (1995), der für Collembola auf Ackerflächen auf Basis einer großflächigen Beprobung eines ca. 100ha großen Agrarfläche Ranges von 93 und 263m angibt.

Die auf Grundlage der aufgestellten Variogramme erstellten Verteilungskarten lassen durch Vergleich Zusammenhänge zwischen den erhobenen biotischen wie abiotischen Parametern erkennen (Abb.3).

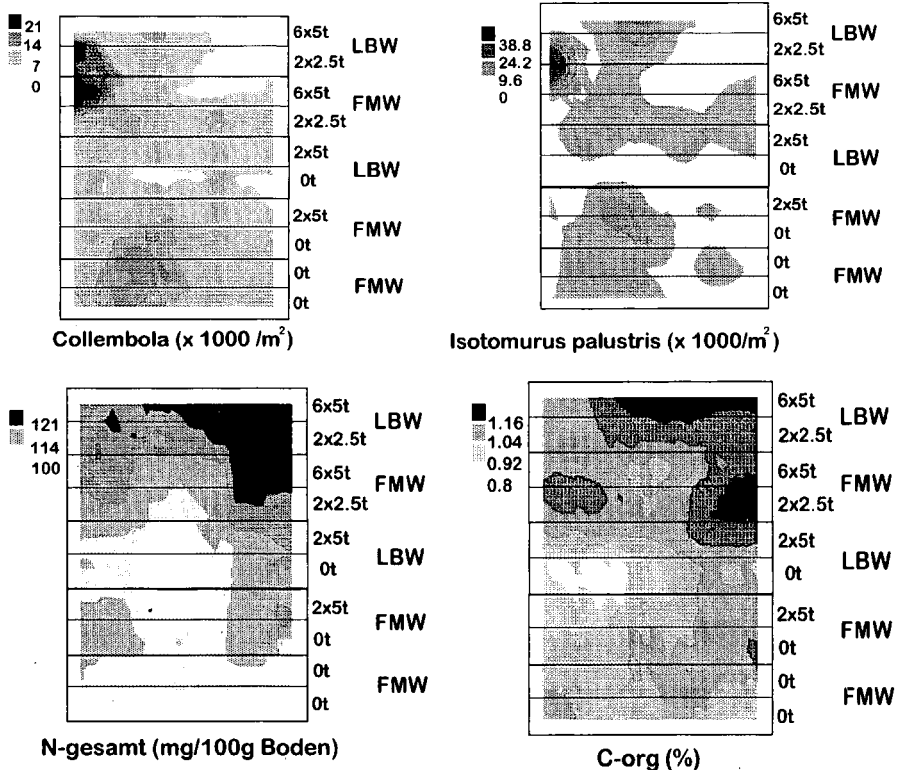


Abb. 3: Horizontale Verteilungsmuster der Collembola, der Art *Isotomurus palustris*, sowie der Parameter Gesamtstickstoffgehalt (N-gesamt) und organischer Kohlenstoffgehalt (C-org).

Die räumlichen Verteilungsmuster der Collembola auf der Untersuchungsfläche lassen zwei Bereiche maximaler Abundanzen erkennen. Ein Maximum befindet sich in der Variante mit Festbodenmulchwirtschaft bei 0t-Belastung. Der zweite Bereich hoher Individuenzahlen liegt in den Parzellen mittlerer bis hoher mechanischer Belastung (2x2.5 u. 6x5t) bei FMW und LBW. In den gleichen Parzellen befindet sich auch ein ausgedehnter Bereich niedriger Abundanzen. Auch die Parzelle in der Pflugvariante mit 0t-Belastung weist niedrige Individuenzahlen auf. Bei Betrachtung des Verteilungsmusters von *Isotomurus palustris* (Collembola: Isotomidae) wird neben dem lokalen Maximum in der 2x2.5t Variante bei LBW hier eine Bevorzugung von Bereichen in den FMW-Parzellen und solchen mittlerer mechanischer Belastungsstufe deutlich. Die Verteilungsmuster für die Parameter organischer Kohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalt weisen auffallende Ähnlichkeiten auf. Die hohen Konzentrationen befinden sich in Bereichen mittlerer bis hoher Bodenverdichtung, während sich Bereiche niedriger Konzentrationen in der Parzelle mit 0t-LBW und den angrenzenden Bereichen befinden. Ein Vergleich der Verteilungsmuster dieser abiotischen Faktoren mit dem der Collembola zeigt, daß sich zum Beprobungszeitpunkt die meisten Collembola in Bereichen mittlerer C-org- und N-gesamt-Konzentrationen aufhielten. Darüberhinaus liegt in dem Bereich des Konzentrations-Minimums für N-gesamt in der 0t-LBW-Variante ebenfalls ein Abundanzminimum der Collembola.

Schlußfolgerungen

Anhand der obigen Beispiele wurde exemplarisch die Anwendbarkeit geostatistischer Methoden für die Analyse räumlicher Variabilität für Mikroarthropoden auf einer landwirtschaftlichen Versuchsfläche gezeigt.

Die auf Basis der Rasterbeprobung modellierten Verteilungsmuster machen die Vorteile der Anwendung geostatistischer Methoden bei der Untersuchung von Abhängigkeiten der erhobenen Parameter deutlich. Durch Vergleich der Verteilungsmuster, bei der aufgrund des durchgeführten Krigings unter Berücksichtigung der räumlichen Abhängigkeit der erhobenen Parameter ein räumliches Kontinuum modelliert wurde, ist es auf sehr einfache Weise möglich, Zusammenhänge aufzuzeigen. Dies gilt vor allem dann, wenn sich Übereinstimmungen der Verteilungsmuster nur lokal in kleinräumigen Teilbereichen der Untersuchungsfläche zeigen. Letzere lassen bei Verwendung anderer Methoden nur sehr schwer nachweisen.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden mit Mitteln der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziell unterstützt (La226/9-1). Ferner möchten wir Frau Meike Kondermann für ihre tatkräftige Hilfe bei der Stickstoffbestimmung danken.

Literatur

- Burger, H., Skala, W., 1978. Die Untersuchung ortsabhängiger Variablen: Modelle, Methoden und Probleme. Geologische Rundschau Band 67, Heft 3: 823-839.
- Fromm, H., 1995. Geostatistik - eine Methode zur Darstellung räumlicher Verteilung von Collembolen. 11. Plenum der AG-Bodenmesofauna, Bremen.
- MacFadyen, A., 1962. Soil arthropod sampling. Adv. Ecol. Res. 1:1-34.
- Rossi, R.E., Mulla, D.J., Journel, A.G. und Franz, E.H., 1992. Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological dependence. Ecological monographs 62(2): 277-314.
- Liebold, A.W., Rossi, R.E. und Kemp, W.P., 1993. Geostatistics and geographic information systems in applied insect ecology. Ann. Rev. Entomol. 38: 303-327.

Beitrag der Mesofauna zur Entwicklung des Bodenmikroreliefs - Eine Quantifizierung mittels Laserpunkttriangulation

von

Schrader, S.¹, M. Langmaack¹ und K. Helming²

1. Zielsetzung

Ziel dieser Untersuchung war die Quantifizierung der Änderung der Oberflächenrauigkeit durch die Aktivität von Collembolen und Enchytraeiden. Die Ergebnisse geben wichtige Hinweise auf den Beitrag, den die Mesofauna zur Entwicklung des Bodengefüges leistet. Dieser Gesichtspunkt wurde bisher stark vernachlässigt. Außerdem wurden der Einfluß verschiedener Bodenbearbeitungssysteme und die mechanische Belastung als Folge des Fahrverkehrs berücksichtigt.

2. Material und Methoden

Ungestörte Bodenmonolithe wurden im Freiland von landwirtschaftlichen Nutzflächen entnommen, die am Nordostrand des Solling gelegen sind. Der Bodentyp ist eine Pseudogley-Parabraunerde, die Bodenart ein lehmiger Schluff. Die Versuchsflächen werden langjährig nach zwei unterschiedlichen Verfahren bearbeitet: 1. Festbodenmulchwirtschaft (FMW: Kreiselegge, 12 cm tief) 2. Lockerbodenwirtschaft (LBW: Wendepflug, 30 cm tief). Auf Flächen beider Bodenbearbeitungen wurden Parzellen durch Überrollung Spur an Spur verdichtet: 0 t; 2 x 2,5 t; 6 x 5,0 t (Überrollhäufigkeit x Radlast). Alle Parzellen wurden im Frühjahr nach der Verdichtung, aber vor der Aussaat, beprobt.

Die Monolithe umfaßten die oberen 4 cm des Bodens bei einer Grundfläche (lichte Fläche) von 50 cm². Sie wurden in einem Mikrowellengerät defauniert. Danach erfolgte ein definierter Besatz mit Collembolen (150 Individuen *Folsomia candida*) oder Enchytraeiden (90 Individuen *Enchytraeus minutus* und 10 Individuen *Enchytraeus lacteus*). Von den ausgewählten Tierarten ist bekannt, daß sie mineralisches Bodenmaterial umsetzen (Heisler et al. 1996). Mit Hilfe eines Laserreliefmeters wurde die Oberflächenrauigkeit der Monolithe vor und nach sechsmonatiger Tiertätigkeit gemessen. Die Laserpunkttriangulation ist ein berührungsfreies Meßverfahren, bei dem mittels Laserstrahl eine Oberfläche abgetastet und deren Rauigkeit bestimmt wird. Der Gitterabstand der Meßpunkte betrug 0,3 mm, die vertikale Auflösung betrug 0,2 mm. Die Oberflächenrauigkeit dient hier auch als Maß für die Aktivität der Tiere.

Die Auswertung erfolgte anhand folgender Parameter: 1. spezifische Oberfläche: Verhältnis der Gesamtoberfläche zur lichten Fläche (OFL / LFL); 2. Rauigkeitsindex nach Currence and Lovely (1970), der die Standardabweichung der geglätteten Höhenwerte (RRC) angibt; 3. maximale Höhendifferenz (Δh) in mm. Weitere Details zu den Parametern beschreiben Helming et al. (1993).

3. Ergebnisse und Diskussion

Innerhalb der sechsmonatigen Versuchszeit wurde die Bodenoberfläche der Monolithe sowohl bei Collembolen als auch bei Enchytraeiden durch feine Kotablagerungen deutlich verändert. Die Mikrostruktur war nach Enchytraeiden-Aktivität gröber als nach Collembolen-Aktivität. Es zeigte

¹) Zoologisches Institut der TU, Abteilung Bodenzooologie, Spielmannstr. 8, D-38092 Braunschweig

²) ZALF, Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

sich, daß die Entwicklung der Oberflächenrauigkeit in einem engen Zusammenhang mit der Bodenverdichtung stand: Mit steigender Radlast sank der Grad der Rauigkeit. Im Fall der Collembolen bei FMW zeigte sich eine gegenläufige Entwicklung.

Tabelle 1 und 2 geben eine Übersicht über die Indizes (arithmetisches Mittel), die aus den Lasersdaten berechnet wurden. Sie beruhen auf den Rauigkeitsverhältnissen von jeweils 2 Monolithen pro Variante. Abb. 1 und 2 zeigen die Änderungen der spezifischen Oberfläche (Δ OFL / LFL). Sowohl ein Anstieg ($+$ Δ OFL / LFL) als auch eine Abnahme ($-$ Δ OFL / LFL) der Oberflächenrauigkeit sind ein Zeichen für die Aktivität der Mesofauna.

In den meisten Fällen nahm die Rauigkeit zu. Im Fall der Varianten mit 0 t Radlast nahm die spezifische Oberfläche in den Collembolen-Monolithen um 3,10 % (LBW) bzw. um 6,25 % (FMW) und in den Enchytraeiden-Monolithen um 10,75 % (LBW) bzw. 5,20 % (FMW) zu.

Tab. 1. Rauigkeitsdaten der Bodenoberfläche vor und nach Collembolenaktivität. OFL / LFL = spezifische Oberfläche; RRC = Rauigkeitsindex nach Currence und Lovely (1970); Δ h = maximale Höhendifferenz; LBW = Lockerbodenwirtschaft; FMW = Festbodenmulchwirtschaft.

Bodenbearbeitung	Radlast (t)	Bodenoberfläche zu Beginn			Bodenoberfläche nach 6 Monaten		
		OFL / LFL	RRC	Δ h (mm)	OFL / LFL	RRC	Δ h (mm)
LBW							
	0	1,13	0,40	6,5	1,17	0,37	5,5
	2 x 2,5	1,35	1,38	11,0	1,30	0,94	7,0
	6 x 5,0	1,15	0,38	6,5	1,23	0,41	6,5
FMW							
	0	1,13	0,35	7,5	1,20	0,30	6,0
	2 x 2,5	1,12	0,24	4,0	1,16	0,26	4,5
	6 x 5,0	1,39	0,94	12,0	1,38	0,83	9,0

Tab. 2. Rauigkeitsdaten der Bodenoberfläche vor und nach Enchytraeidenaktivität. OFL / LFL = spezifische Oberfläche; RRC = Rauigkeitsindex nach Currence und Lovely (1970); Δ h = maximale Höhendifferenz; LBW = Lockerbodenwirtschaft; FMW = Festbodenmulchwirtschaft.

Bodenbearbeitung	Radlast (t)	Bodenoberfläche zu Beginn			Bodenoberfläche nach 6 Monaten		
		OFL / LFL	RRC	Δ h (mm)	OFL / LFL	RRC	Δ h (mm)
LBW							
	0	1,12	0,41	3,5	1,24	0,35	3,5
	2 x 2,5	1,48	1,90	13,5	1,34	1,15	8,5
	6 x 5,0	1,39	1,05	12,0	1,38	1,07	9,0
FMW							
	0	1,15	0,50	7,0	1,21	0,46	6,5
	2 x 2,5	1,29	0,82	8,5	1,36	0,79	9,5
	6 x 5,0	1,46	1,21	10,0	1,44	0,95	10,5

Gleichzeitig sanken der RRC-Index und die maximale Höhendifferenz Δh . Daraus ist zu schließen, daß sich einerseits eine ausgeprägte Mikrostruktur entwickelte, daß andererseits aber die Mesofauna-Aktivität das Grobrelief der Bodenoberflächen einzuebnen begann. Eine Verfeinerung der Oberflächenstruktur des Bodens hat zwei unterschiedliche Aspekte: Erstens einen positiven Effekt, weil die organische Substanz, die die Bodenaggregate stabilisiert, in kleineren Aggregaten resistenter gegen mikrobiellen Abbau ist als in größeren Aggregaten (Haider 1996). Zweitens einen negativen Effekt, weil Krustenbildung und Oberflächenabfluß zunehmen, je feiner die Bodenoberfläche strukturiert ist (Rudolph et al. 1994).

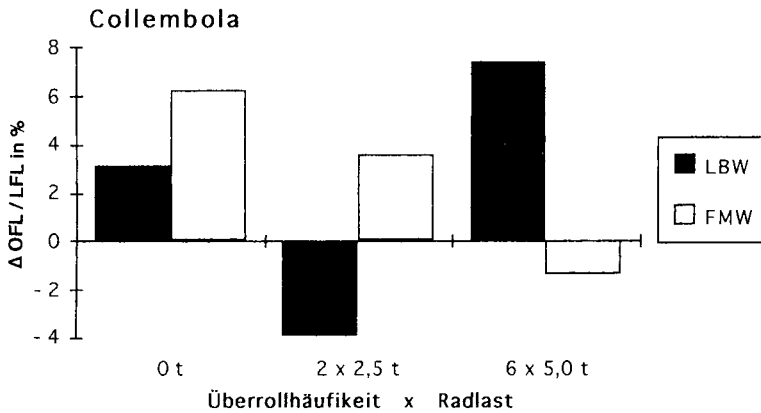


Abb. 1. Änderung der spezifischen Oberfläche (Δ OFL / LFL) vor und nach Collembolenaktivität in Abhängigkeit der Radlast. LBW = Lockerbodenwirtschaft; FMW = Festbodenmulchwirtschaft.

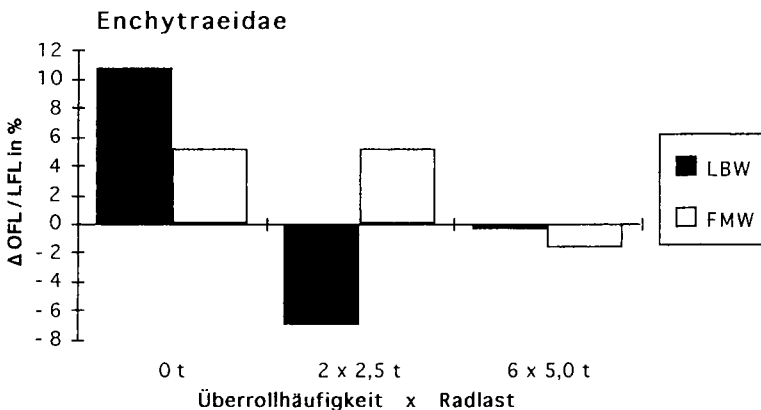


Abb. 2. Änderung der spezifischen Oberfläche (Δ OFL / LFL) vor und nach Enchytraeidenaktivität in Abhängigkeit der Radlast. LBW = Lockerbodenwirtschaft; FMW = Festbodenmulchwirtschaft.

Bei geringer Bodenverdichtung unter LBW zeigten alle drei Parameter einen Einebnungseffekt der Bodenoberflächen. Bei Enchytraeiden nahm die Rauhmigkeit stärker ab (Δ OFL / LFL -7,05 %) als bei Collembolen (Δ OFL / LFL -3,60 %). Außerdem sank Δh um ca. 36 %. Der RRC-Index sank um 32 % (Collembolen) bzw. 40% (Enchytraeiden). Diese starken Änderungen deuten darauf hin, daß tiefere Risse mit Kot verfüllt worden sind. In den FMW-Varianten nahm die Oberflächenrauhmigkeit zu.

Bei starker Bodenverdichtung stieg die Oberflächenrauhmigkeit der LBW-Variante durch Collembolen um 7,40 %, in der FMW-Variante nahm die Rauhmigkeit um 1,40% ab. Die Enchytraeiden ließen die Oberfläche nahezu unverändert. In zwei Fällen verringerte sich Δh um ca. 25 %: durch Collembolen in der FMW-Variante und durch Enchytraeiden in der LBW-Variante.

Die Enchytraeiden reagierten auf die Bodenverdichtung mit einem Rückgang der oberflächlichen Kotablage, wohingegen die Collembolen bei zunehmender Belastung verstärkt auf der Oberfläche aktiv waren und deshalb hier auch mehr Kot ablegten.

4. Schlußfolgerungen

Sowohl Collembolen als auch Enchytraeiden veränderten die Rauhmigkeit der Bodenoberfläche deutlich. Der Umfang der Strukturänderungen an der Bodenoberfläche war bei den Enchytraeiden-Monolithen stärker ausgeprägt. Mit zunehmender Radlast nahm der Einfluß der Enchytraeiden auf die Oberflächenrauhmigkeit bei beiden Bearbeitungssystemen ab. Für Collembolen traf dies nur im Fall der Festbodenmulchwirtschaft zu.

Zieht man die hohen Abundanzen, die hohen Reproduktionsraten und die kurzen Generationszeiten der Collembolen und Enchytraeiden mit in Betracht, so lassen die Ergebnisse den Schluß zu, daß diese Tiergruppen einen großen Beitrag zur Entwicklung des Bodenmikrogefüges leisten. Unter Festbodenmulchwirtschaft bei Vermeidung schweren Ackergerätes ist dieser Beitrag im Ackerboden am größten.

5. Literatur

- Currence, H.D. und Lovely, W.G., 1970. The analysis of soil surface roughness. Trans ASAE, 13: 710-714.
- Haider, K., 1996. Biochemie des Bodens. Enke, Stuttgart. 174 S.
- Heisler, C., Wickenbrock, L. und Lübben, B., 1996. Oberflächenstruktur, Aggregatstabilität sowie Durchwurzelbarkeit des Bodens unter dem Einfluß ausgewählter Bodentiergruppen. Z. Ökologie u. Naturschutz, 5: 97-105.
- Helming, K., Roth, Ch.H., Wolf, R. und Diestel, H., 1993. Characterization of rainfall - Microrelief interactions with runoff using parameters derived from digital elevation models (DEMs). Soil Technol., 6: 273-286.
- Rudolph, A., Fohrer, N. und Helming, K., 1994. Die Bedeutung von Mikrolief und Bodenfeuchte an der Oberfläche für den Oberflächenabfluß. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 74: 123-126.

Unser **Dank** gilt Herrn Prof. Dr. H. Diestel (TU Berlin), der uns die Messungen am Laserreliefmeter in seinem Institut ermöglichte, und Herrn J. Berkenhagen für die technische Betreuung am Laserreliefmeter. Herrn Prof. Dr. O. Larink danken wir für anregende Diskussionen und tatkräftige Unterstützung. Frau M. Kondermann betreute die Zucht der Collembolen und Enchytraeiden. Die DFG hat uns bei dieser Arbeit finanziell unterstützt (La 226/9-1).

Eine ausführliche Darstellung der Arbeit findet sich in:

- Schrader, S., M. Langmaack und K. Helming (1997). Impact of Collembola and Enchytraeidae on soil surface roughness and properties. Appl. Soil Ecol. (Special Issue of XII International Colloquium Soil Zoology, Dublin, 21-26 Juli 1996), im Druck.

Eine Methode zur Bestimmung von C/N-Pools und Enzymaktivitäten in Korngrößenfraktionen

von

Stemmer, M.^{*}, M. H. Gerzabek^{*}, F. Pichlmayer^{*} und E. Kandeler^{**}

Einleitung

Die Dispergierung von Bodenaggregaten und die nachfolgende Auftrennung in unterschiedliche Korngrößenfraktionen ist eine häufig angewendete Methode, die es ermöglicht, die Verteilung, den Umsatz und die Struktur der organischen Substanz im Boden zu charakterisieren. Die Untersuchungen reichen von C- und N-Bestimmungen, über Umsetzungsexperimente (Einsatz von datiertem Material: ^{13}C , ^{14}C , ^{15}N) bis hin zu Strukturanalysen (FTIR, ^{13}C -NMR, etc.) der organischen Substanz (TISDALL und OADES, 1980; CHRISTENSEN, 1986, 1987; SCHULTEN et al., 1993). Im Vergleich dazu liegen relativ wenige Untersuchungen über mikrobiologische Parameter in Korngrößenfraktionen vor (AHMED und OADES, 1984; GUPTA und GERMIDA, 1988; MONROZIER et al., 1991). Unser Ziel war es, durch die gemeinsame Bestimmung von C- und N-Pools und ausgewählten Enzymaktivitäten in Korngrößenfraktionen von Böden eine erweiterte Charakterisierung der organischen Substanz und deren Umsetzungsdynamik zu ermöglichen.

Material und Methodik

Zur Methodenentwicklung wurden A_p -Horizonte von Tschermosemen (pH um 7,5) und Braunerden (pH um 6,0) herangezogen. Die auf 2 mm gesiebten naturfeuchten Böden wurden eingefroren, bei $-21\text{ }^\circ\text{C}$ gelagert und zur Analyse bei $4\text{ }^\circ\text{C}$ für 2-3 Tage aufgetaut.

Die nachfolgende Methode basiert auf einer Arbeit von MONROZIER et al. (1991) und ist bei STEMMER et al. (1996) beschrieben. Naturfeuchter Boden wurde in H_2O suspendiert und mittels einer Ultraschallsonde (50 J s^{-1} , 120 s) dissaggregiert (Abb. 1). Anschließend wurden sowohl der Grobsandanteil ($> 200\text{ }\mu\text{m}$) als auch der Feinsandanteil ($200\text{-}63\text{ }\mu\text{m}$) mit Hilfe von Sieben abgetrennt.

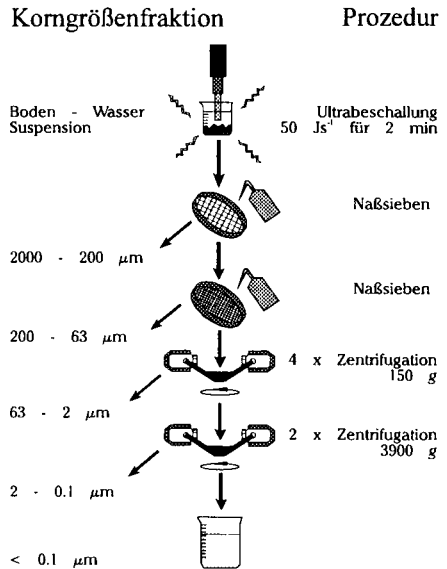


Abb. 1 Flußdiagramm zur Fraktionsgewinnung.

^{*}Osterreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, 2444 Seibersdorf

^{**}Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Spargelfeldstraße 191, 1226 Wien

Die verbleibende Suspension wurde zur Abtrennung der Schluff-Partikel (63-2 μm) mehrmals bei 150 g und 2 min Maximalgeschwindigkeit in einem Ausschwingrotor zentrifugiert. Anschließend wurden die Überstände gesammelt und bei 3900 g 30 min lang zentrifugiert (2-0,1 μm). Dieser Zentrifugationsschritt wurde wiederholt und der verbleibende Überstand (Partikel der Größe < 0,1 μm und gelöste Substanzen) gefriergetrocknet. Nach Bestimmung der Feuchtmasse wurden den einzelnen Fraktionen Aliquote entnommen und die Trockensubstanz bestimmt. Die Aliquote wurden gefriergetrocknet und für die C-, N- und $\delta^{13}\text{C}$ -Analyse herangezogen.

Die Bestimmung der Saccharase- und Xylanaseaktivität (SCHINNER und VON MERSI, 1990) wurde an Probenmengen von weniger als 1 g feuchter Boden angepaßt. Zur Analyse wurden 0,5-1,0 g der feuchten Fraktion mit einer gepufferten (pH 5,5) 50mM Saccharoselösung bzw. einer 1,71%igen Xylansuspension 3 bzw. 24 h bei 50°C inkubiert. Die freigesetzten reduzierenden Zucker wurden kolorimetrisch analysiert (Berliner Blau). Zur Bestimmung der Ureaseaktivität wurden 0,5-1,0 g der feuchten Fraktion mit einer 79,9mM Harnstofflösung versetzt und 2 h bei 37°C bebrütet. Ammonium wurde mit einer 2M KCl-Lösung extrahiert und kolorimetrisch bestimmt (KANDELER und GERBER, 1988).

Die Bestimmung von organischem C und N_i erfolgte in einem CN-Elementaranalysator. Carbonathaltige Proben wurden vor der Verbrennung mit 6M HCl behandelt. ^{13}C und ^{15}N wurden mittels Elementaranalysator-Massenspektrometer-Kopplung analysiert (PICHLMAYER und BLOCHBERGER, 1988).

Ergebnisse

Die geringe Ultraschallenergie führte zu keiner vollständigen Dispergierung der Aggregate. Bis zu 54% der Tonpartikel (im Mittel um 30%) der Tonpartikel verblieben als stabile Schluff-Ton-Aggregate (Mikroaggregate) in der Fraktion mit der Partikelgröße von 63-2 μm . Die Restgehalte an Ton in der Schlufffraktion blieben meist unter 3%. Die Wiederfindungsraten für C_{org} (Tab. 1) und N_i

Tabelle 1. C_{org}, C/N-Verhältnis und $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des Gesamtbodens und der einzelnen Fraktionen (SD in Klammer).

	Gesamtboden	Korngrößenfraktion (μm)					Ausbeute (%)
		> 200	200 - 63	63 - 2	2 - 0,1†	< 0,1†	
C_{org} (mg g⁻¹)							
Kalk. Tschernosem 1	13,5 (0,4)	2,3 (0,2)	4,4 (0,2)	30,6 (0,4)	33,6 (1,0)	n.b.‡	102,2
Kalk. Tschernosem 2	15,0 (0,4)	4,2 (0,3)	7,4 (1,3)	16,5 (0,6)	37,4 (2,3)	n.b.	99,1
Braunerde 1	12,8 (0,2)	8,4 (0,2)	14,8 (1,3)	8,7 (0,1)	32,8 (0,2)	30,4 (0,4)	100,7
Braunerde 2	12,9 (0,5)	3,9 (0,7)	7,9 (1,6)	14,9 (0,3)	28,3 (0,1)	21,3 (0,7)	103,7
Braunerde 3	15,2 (0,2)	4,0 (0,6)	4,8 (0,2)	18,5 (1,4)	55,8 (0,6)	53,3 (0,6)	104,4
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)							
Braunerde 1	-26,1	-26,8	-26,5	-26,3	-25,7	-25,5	-
Braunerde 2	-24,2	-24,3	-24,6	-24,5	-24,0	-23,9	-
Braunerde 3	-26,5	-24,8	-26,6	-26,6	-26,3	-25,4	-
C/N-Verhältnis							
Kalk. Tschernosem 1	8,0 (0,2)	10,5 (0,5)	9,0 (0,6)	8,3 (0,3)	7,4 (0,2)	n.b.	-
Kalk. Tschernosem 2	9,3 (0,5)	12,7 (1,0)	10,9 (0,6)	9,4 (0,2)	8,6 (0,1)	n.b.	-
Braunerde 1	8,8 (0,1)	17,6 (1,6)	13,2 (0,5)	10,1 (0,2)	8,0 (0,1)	3,6 (0,3)	-
Braunerde 2	10,2 (0,8)	11,1 (0,5)	10,8 (0,4)	10,7 (0,1)	9,8 (0,1)	6,0 (1,1)	-
Braunerde 3	10,1 (0,1)	19,6 (2,7)	12,8 (0,3)	10,3 (0,1)	8,9 (0,2)	6,7 (0,7)	-

†theoretischer äquiphärischer Durchmesser und Feststoffdichte von $\rho = 2,65 \text{ g cm}^{-3}$

‡n.b. nicht bestimmt

und ^{13}C lagen bei etwa 100%. Alle untersuchten Böden zeigten eine Zunahme der C- und N-Gehalte mit abnehmender Partikelgröße, das C/N-Verhältnis nahm signifikant ab. Mit Ausnahme der Braunerde 3, deren $\delta^{13}\text{C}$ -Wert im Grobsand auf Beimengungen von ^{13}C -reicherem Pflanzenmaterial (C_4 -Pflanze) hinweist, stiegen die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte kontinuierlich und erreichten in der kleinsten Fraktion ($< 0,1 \mu\text{m}$) die höchsten Werte.

Die Enzymaktivitäten zeigten unterschiedliche Wiederfindungsraten: Saccharase im Mittel 90%, Urease 100% und Xylanase etwa 130% (Abb. 2). Die Wiederfindungsrate der Xylanase dürfte sich aus einer verbesserten Diffusion des Makromoleküls Xylan in den dispergierten Aggregaten während der Inkubation ergeben. Während die Urease und Saccharase eine enge Beziehung zu den C- und N-Gehalten aufwiesen und in den Schluff- und Ton-Fractionen die höchsten Aktivitäten zeigten, konnten für die Xylanase hohe Aktivitäten in den C- und N-armen Sandfraktionen ermittelt werden. Bezogen auf den organischen C zeigte die Xylanase signifikant erhöhte Umsatzraten in der Fraktion $> 200 \mu\text{m}$ in allen Böden.

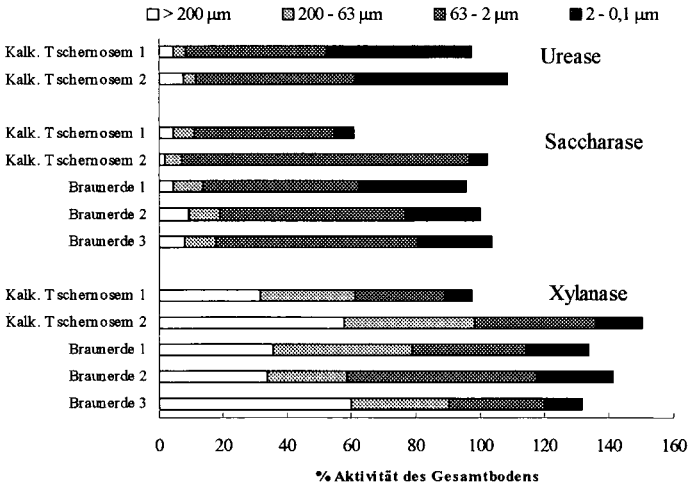


Abb. 2: Verteilung der Saccharase, Xylanase und Urease auf die Korngrößenfraktionen.

Diskussion

Durch die Bodenfraktionierung und der nachfolgenden Bestimmung von C_{org} , N_t und $\delta^{13}\text{C}$, wie auch der Xylanase, Saccharase und Urease, entstand ein differenziertes Bild der organischen Substanz im Boden und deren Abbau- und Umsetzungsdynamik. Besonders das C/N-Verhältnis der einzelnen Fraktionen zeigte deutlich den zunehmenden mikrobiellen Umsatz (Humifizierung und Mineralisierung) der organischen Substanz, in deren Zuge das C/N-Verhältnis abnahm und ^{13}C diskriminierend angereichert wurde. In enger Verbindung damit standen die hohen Xylanasewerte in den Sandfraktionen, die darauf hinweisen, daß dieses hauptsächlich extrazelluläre Enzym offensichtlich stark an die partikuläre, wenig mineralisierte organische Substanz (POM) dieser Fraktion gebunden ist. Im Gegensatz dazu zeigten die Saccharase und die Urease-Aktivitäten innerhalb der Fraktionen ein ähnliches Verteilungsmuster wie der organische Kohlenstoff mit den höchsten Werten im Schluff bzw. in den Tonfraktionen. Untersuchungen von MONROZIER et al. (1991), AHMED und OADES (1984) und KANDELER et al. (1996) zeigten, daß die mikrobielle

Biomasse, wie auch der organische Kohlenstoff vorwiegend in der Feinschluff- und Tonfraktion lokalisiert waren.

Die Fraktionierungsmethode wurde in weiterer Folge auf Mais-Inkubationsversuche angewendet. Der Einsatz von doppelt markiertem Maisstroh (^{13}C , ^{15}N) in Laborversuchen ermöglichte es, den Abbau von organischer Substanz und den Einbau von Pflanzenrückständen in die native organische Substanz zu verfolgen.

Danksagung:

Die vorgestellten Ergebnisse stammen teilweise aus einem von der Europäischen Union geförderten Projekt (Kontrakt-Nr.: EV5V-CT94-0434).

Literatur

- Ahmed M. und Oades J. M. (1984): Distribution of organic matter and adenosine triphosphate after fractionation of soils by physical procedures. *Soil Biol. Biochem.* 16, 465-470.
- Andreux F., Cerri C., Vose P. B. und Vitorello V. A. (1989): Potential of stable isotope, ^{15}N and ^{13}C , methods for determining input and turnover in soils. In: *Nutrient cycling in terrestrial ecosystems. Field methods, application and interpretation* (A. F. Harrison, P. Ineson and O. W. Heal, Eds) pp 259-275. Elsevier Applied Science, London, New York.
- Christensen B. T. (1986): Straw incorporation and soil organic matter in macro-aggregates and particle size separates. *J. Soil Science* 37, 125-135.
- Christensen B. T. (1987): Decomposibility of organic matter in particle size fractions from field soils with straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19, 429-435.
- Gupta V. V. S. R. und Germida J. J. (1988): Distribution of microbial biomass and its activity in different soils aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 20, 777-786.
- Kandeler E. und Gerber H. (1988): Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fertil. Soils* 6: 68-72.
- Kandeler E., Stemmer M., Palli S. und Gerzabek M. H. (1996): Xylanase, invertase and urease activity in particle size fractions of soils. Submitted manuscript.
- Monrozier L. J., Ladd J. N., Fitzpatrick R. W., Foster R. C. und Raupach M. (1991): Components and microbial biomass content of size fractions in soils of contrasting aggregation. *Geoderma* 49, 37-62.
- Pichlmayer F. und Blochberger K. (1988): Isotopenhäufigkeitsanalyse von Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel mittels Gerätekopplung Elementaranalysator-Massenspektrometer. *Z. Anal. Chem.* 331: 196 - 201.
- Schinner F. und von Mersi W. (1990): Xylanase-, CM-cellulase- and invertase activity in soil, an improved method. *Soil Biol. Biochem.* 22, 511-515.
- Schulten H.-R., Leinweber P. und Sorge C. (1993): Composition of organic matter in particle-size fractions of an agricultural soil. *J. Soil Sci.* 44, 677-691.
- Stemmer M., Gerzabek M. H. und Kandeler E. (1996): Soil organic matter and enzyme activity in particle size fractions: a promising approach using a physical separation procedure. Submitted manuscript.
- Tisdall J. M. und Oades J. M. (1980): The effect of crop rotation on aggregation in a red-brown earth. *Aust. J. Soil Res.* 18, 423-433.

Biologische Aspekte einer allgemeingültigen Qualitätsbestimmung der organischen Bodensubstanz (OBS)

von

Siewert, C.

Zur Entwicklung eines allgemein anwendbaren Verfahrens der Qualitätsbewertung der organischen Bodensubstanz (OBS) wurden evolutionsbiologische Gesetzmäßigkeiten der Organismenentwicklung mit Ergebnissen der klassischen Humuschemie verknüpft und für die Ableitung funktioneller Zusammenhänge zwischen biologischen Transformationsprozessen und Bodeneigenschaften verwendet. Dabei ergaben sich Hinweise auf biologische Pufferwirkungen humifizierter Komponenten der OBS als spezifisches Funktionsmerkmal von biologischen Umsatzprozessen in Mineralböden. Diese biologischen Pufferwirkungen bestimmen die Richtung der Bodenbildungsprozesse sowie den Charakter der Beziehungen zwischen Bodeneigenschaften und Bodenbildungsfaktoren.

Bezüglich der Wirkungsmechanismen wurden aus Gesetzmäßigkeiten der Entstehung des Lebens reversible kolloidale Zustandsänderungen der Humusstoffe abgeleitet, die sich mit der Evolution heterotropher und autotropher Organismen entwickelten und bisher eine qualitative Bewertung von Humusstoffen durch stoffliche Identifikation einzelner Komponenten verhinderten. Darauf aufbauend wurde eine funktionsorientierte Beweisführung der biologischen Pufferwirkungen angestrebt, die auf die Ermittlung der stofflichen Zusammensetzung einzelner OBS-Komponenten verzichtet und sich an folgenden Annahmen orientiert:

- gleiche Effekte kolloidaler Zustandsänderungen der Humusstoffe sind auch bei divergierender chemischer Zusammensetzung möglich
- es bestehen keine verallgemeinerungsfähigen Zusammenhänge zwischen der chemischen Zusammensetzung und Struktur der OBS bzw. der Humusstoffe und ihren Wirkungen
- die Pufferung mikrobieller Prozesse setzt die Möglichkeit einer Speicherung und zeitlich begrenzten Konservierung mikrobieller Exoenzyme voraus
- Grundvoraussetzung für die Pufferung mikrobieller Exoenzyme und biologischer Umsatzprozesse in Mineralböden sowie Eigenschaft von Humusstoffen ist eine geringe chemische und enzymatische Definierbarkeit
- Die undefinierbarkeit der stofflichen Zusammensetzung ist ein Produkt der erdgeschichtlichen, koevolutiven Prägung von Bodenbildungsprozessen und der Bindung von Humusstoffen an mineralische Komponenten (Tonminerale und mehrwertige Kationen)
- Sehr komplexe innere und äußere Hydratationshüllen der Humusstoffe sind für reversible Zustandsänderungen verantwortlich, die sich über Gesetzmäßigkeiten des Verhaltens komplexer Kolloide beschreiben lassen
- Die Fähigkeit der Humusstoffe zur Pufferung biologischer Prozesse ist von der Größe der Hydrathüllen bzw. von der Menge gebundenen Wassers abhängig
- Die Menge gepufferter Exoenzymen ist zusätzlich von der Konzentration an Exoenzymen in Bodenlösung zum Zeitpunkt der Austrocknung eines Bodens abhängig und damit an die Dynamik der biologischen Aktivität und an klimatische Bedingungen gebunden.

Zur Beweisführung dieser Thesen wurden kombinierte Inkubationsexperimente und thermogravimetrische Untersuchungen mit einem extrem heterogenen Probenmaterial durchgeführt. Bodenproben aus allen wichtigen Klimazonen Mittel- und Osteuropas, mit natürlicher Vegetation, unterschiedlicher Nutzung, verschiedenen geologischen Ausgangssubstraten und Probennahmeterminen waren enthalten.

Während der Inkubationsexperimente wurde die Bodenatmung über die veränderliche Leitfähigkeit von Kalilauge bei CO_2 -Absorption in einer automatischen Anlage von NORDGREN INNOVATIONS gemessen. Dies ermöglichte eine gleichzeitige quasikontinuierliche Analyse der Atmungsdynamik in 96 Proben bei wechselnden Temperaturbedingungen (zwischen -10 und $+30$ °C), bei variabler Bodenfeuchte (von lufttrocken bis 65 % der maximalen Wasserhaltefähigkeit) und bei Applikation leicht umsetzbarer Substanz. Bei der thermogravimetrischen Analyse wurden die lufttrockenen und auf 2 mm gesiebten Bodenproben von 20 °C auf über 970 °C unter aeroben Bedingungen erwärmt und dabei der Gewichtsverlust der Probe kontinuierlich aufgezeichnet.

Mit den Inkubationsexperimenten wurde die Existenz von Wirkungen gepufferter Exoenzyme in Mineralböden belegt und qualitative Abhängigkeiten der Pufferung von Bodenbildungsfaktoren aufgeklärt. Grundlage der Beweisführung biologischer Pufferwirkungen war eine indirekte Verfahrensweise. Mit Hilfe eines speziellen Versuchsprogramm wurde gezeigt, daß sich durch Applikation geringer Glucosemengen die Bodenatmung signifikant reduzieren läßt und dieser Effekt nicht mit dem Adaptionsverhalten von Bodenmikroorganismen, jedoch mit Wirkungen der Glucose auf Humusstoffe und damit verbundene Änderungen in der Aktivität von gepufferten Exoenzymen erklärt werden kann. Wichtigstes Nebenergebnis dieser Untersuchungen sind eindeutige Hinweise, daß ein schneller Anfangsanstieg der Bodenatmung nach Zwischentrocknung nicht aus einer differenzierten Zusammensetzung der Bodenmikroorganismen oder ihren Überlebensraten resultiert, sondern durch eine Reaktivierung gepufferter Exoenzyme bei Wiederbefeuchtung von Böden verursacht wird. Mittelwertvergleiche verwiesen in Übereinstimmung mit theoretischen Vorstellungen auf hohe Konzentrationen an gepufferten Exoenzymen in biologisch aktiven Böden aus Gebieten mit extremer Feuchtdynamik unter natürlicher Steppenvegetation (z.B. Schwarzerden) und auf geringe Mengen an Exoenzymen in Böden aus humiden Gebieten unter Wald. Land- und forstwirtschaftlich genutzte Böden zeigen jeweils eindeutig interpretierbare Übergänge.

Die thermogravimetrischen Untersuchungen dienen einer unabhängigen Bestätigung der Inkubationsergebnisse insbesondere in Bezug auf die Existenz von Pufferwirkungen und der quantitativen Unterscheidung von Böden nach der Menge gepufferter Exoenzyme. Weiterhin wurde nach Möglichkeiten für eine thermogravimetrische Erfassung des Anteils an umsetzbarer und humifizierter Komponenten in der OBS gesucht.

In diesem Zusammenhang durchgeführte Autokorrelationsanalysen zeigten enge Beziehungen zwischen thermogravimetrisch erfassbaren Komponenten der OBS unabhängig von ihrer variablen chemischen Zusammensetzung. So bestand beispielsweise zwischen der Menge an Humusstoffen und der Menge an gebundenem Wasser ein Zusammenhang mit einem Bestimmtheitsmaß weit über 0.9 ungeachtet der extremen Heterogenität des Probenmaterials. Eine ähnlich enge Beziehung mit negativen Korrelationskoeffizienten wurde für die Anteile an umsetzbarer OBS und der Wasserabgabe gefunden. Beide Beziehungen bestätigten die Schlüsselbedeutung humusabhängiger, thermisch extrem labiler Substanzen mit einem hohen Wassergehalt, wie er für mikrobielle Exoenzyme charakteristisch ist. Mittelwertvergleichen lieferten die thermogravimetrischen Ergebnisse Hinweise auf Besonderheiten der OBS in Abhängigkeit von der Vegetation, Bodennutzung, Probennahmeterminen u.a. Faktoren sowie ergänzende Aussagen zu Einflußfaktoren auf qualitative Zusammensetzung der OBS.

Eine darauf aufbauende Gegenüberstellung der thermogravimetrischen Analysen mit den Messungen der Bodenatmung bestätigte vermutete Zusammenhänge zwischen der thermischen und biologischen Stabilität der OBS. Folgende Abbildung enthält dazu Korrelationskoeffizienten linearer

Beziehungen zwischen thermogravimetrischen Gewichtsverlusten in Abhängigkeit von der Analysentemperatur (30 °C bis 700 °C, Y-Achse) und der Bodenatmung in Abhängigkeit von der Inkubationsdauer (2 - 480 Stunden, X-Achse). Die Intensität der Schwarzfärbung kennzeichnet jeweils die Höhe der berechneten Korrelationskoeffizienten und damit die Enge der Beziehungen. Die Abbildung liefert so vor allem Informationen über die Bedeutung thermogravimetrisch identifizierbarer Komponenten für die Bodenatmung nach Wiederbefeuchtung.

Eine intensive Schwarzfärbung bei 100 °C (Y-Achse) und der Bodenatmung zum Inkubationsbeginn (bis ca. 10 Stunden, X-Achse) weist auf eine Abhängigkeit der CO₂-Freisetzung vom Gewichtsverlust durch Abgabe gebundenen Wassers hin. Eine ähnliche Bedeutung für die Bodenatmung spielen thermogravimetrischen Gewichtsverluste um 500 °C bis 600 °C. Sie beschreiben vorrangig den thermischen Abbau humifizierter organischer Komponenten in Mineralböden. Die für biologisch umsetzbare Substanzen einschließlich der Bodenbiomasse charakteristischen Gewichtsverluste zwischen 200 °C und 450 °C haben hingegen für die Anfangsbodenatmung nur eine untergeordnete Bedeutung. Mit zunehmender Inkubationsdauer ändert sich jedoch das Bild. Um 20 Inkubationsstunden verschwinden die Korrelationen der Bodenatmung zu den Gewichtsverlusten um 100 °C und um 500 °C - 600 °C. Gleichzeitig werden die Beziehungen zu den thermogravimetrischen Gewichtsverlusten um 300 °C deutlich enger. Dies ermöglicht eine relativ eindeutige Unterscheidung der Anfangsbodenatmung von anderen Etappen der biologischen Umsetzung und insbesondere von der Basalatmung. Ab 40 Inkubationsstunden dominieren Beziehungen der Bodenatmung zu den thermogravimetrischen Gewichtsverluste zwischen 200 °C und 450 °C (umsetzbare Komponenten). Zu diesem Zeitpunkt sind weder die Beziehungen der Bodenatmung zu Gewichtsverlusten bei 100 °C noch zu den Gewichtsverlusten bei 500-600 °C signifikant.

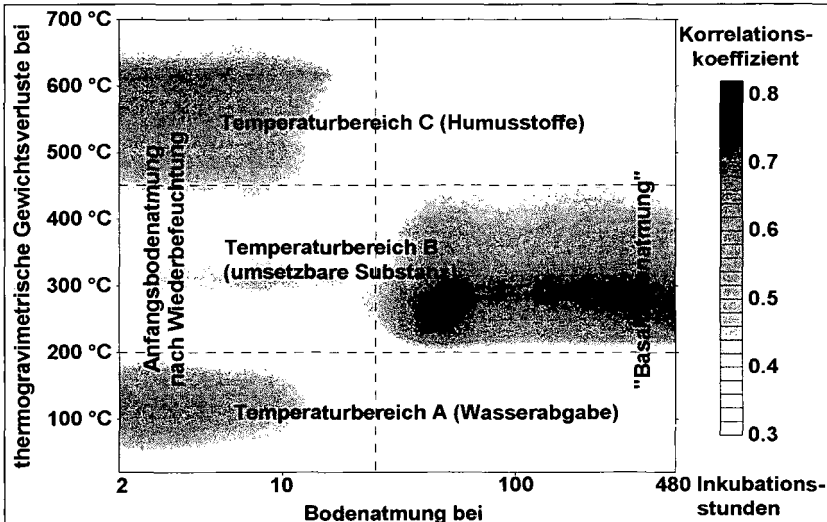


Abb. 1: Koeffizienten linearer Korrelationen zwischen der Bodenatmung (Rate der CO₂-Freisetzung) und thermogravimetrischen Gewichtsverlusten in Abhängigkeit von der Inkubationsdauer (X-Achse) und der thermogravimetrischen Analysentemperatur (Y-Achse) für Proben vom Herbst 1992 ohne Glucosezusatz (N = 150)

Weder die Wasserabgabe (Gewichtsverluste bei 100 °C) noch die biologisch stabilen Humusstoffe (Gewichtsverluste um 500 °C - 600 °C) kommen als kausale Ursache der CO₂-Freisetzung zum Inkubationsbeginn und damit für die Erklärung der hochsignifikanten Korrelationen in Frage - eine Aussage, die durch den Vergleich thermogravimetrischer Analysen von Bodenproben vor

und nach der Inkubation bestätigt werden konnte. Gleiche Aussagen sind für die Hygroskopizität von Tonmineralen richtig. Eine Interpretation der Wasserabgabe als Ergebnis der thermischen Degradation von Exoenzymen stimmt hingegen mit den aufgestellten Thesen überein, weil Exoenzyme große Mengen an gebundenem Wasser enthalten und in Abhängigkeit von der Menge an Humusstoffen konserviert werden. Die Korrelationen zum Inkubationsbeginn verweisen demnach auf eine große Bedeutung von gepufferten Exoenzymen für die Anfangsbodenatmung. Erst mit der Entwicklung der Bodenbiomasse innerhalb der ersten Inkubationsstunden werden die Wirkungen dieser Exoenzyme durch neugebildete Enzyme der lebenden Biomasse ersetzt. In gleichem Umfang nimmt die Bedeutung mikrobiell umsetzbarer Komponenten der OBS als Ernährungsgrundlage der Organismen zu.

Diese und eine Vielzahl weiterer Ergebnisse ermöglichten die Ableitung eines Qualitätskriteriums der OBS, welches mit Hilfe von thermogravimetrisch erfassbaren Anteilen umsetzbarer Substanzen und Relativwerten für Mengen gepufferteter Exoenzyme in der OBS alle funktionsrelevanten Variationen ihrer qualitativen Zusammensetzung beschreibt. Für die Bestimmung dieses Qualitätsmerkmals ist ein einfaches, zum Patent angemeldetes thermogravimetrisches Verfahren notwendig. Es liefert neben den Informationen zur OBS - Qualität kostengünstige Ergebnisse zu folgenden Kenngrößen von Mineralböden: C-Gehalt, N-Gehalt, Tongehalt, Hygroskopizität, Carbonatgehalt und zur absoluten Menge biologisch umsetzbarer organischer Komponenten.

Zwischen der thermogravimetrisch bestimmten Qualität der OBS, klimatischen und geologischen Bedingungen der Bodenbildung, der Bodennutzung und der Vegetation bestehen vielfältig nutzbare Zusammenhänge. Sie reichen von der Aufklärung vieler, bisher widersprüchlich interpretierbarer Phänomene, über die Diagnostik von Bodenbildungsprozessen bis zur Erarbeitung neuer Forschungsstrategien zur Bodennutzung und zum Bodenschutzes. Diese Besonderheiten lassen im Gegensatz zu bisherigen Ansätzen zur Qualitätsbewertung der OBS eine schnelle und breite Anwendung des thermogravimetrischen Verfahrens der Qualitätsbestimmung der OBS erwarten.

Literatur:

1. SIEWERT, C.: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung, Teil 1: Theoretisches Konzept zur Ableitung ökosystemarer Humusfunktionen. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, (1994) Vol. 38, S. 127-147
2. SIEWERT, C.: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung, Teil 2 (Methodische Grundlagen): Thermogravimetrische Charakteristika von Pflanzensubstanzen und ihre Beziehungen zur biologischen Umsetzbarkeit. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 1994, Vol. 38, 179-193
3. SIEWERT, C.: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung, Teil 3: Veränderungen thermogravimetrischer Charakteristika der organischen Bodensubstanz bei biologischer Umsetzung, Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 1995, Vol. 39, pp.53-68
4. SIEWERT, C.: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung, Teil 4: Besonderheiten der Atmungs-dynamik unterschiedlicher Böden nach Luft-trocknung. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 1995, Vol. 39 pp.131-153
5. SIEWERT, C. u.a.: Verfahren zur Bestimmung der Umsetzbarkeit der organischen Substanz des Bodens. Berlin (1989), Patentschrift, DD-PS G 01 N 33/24 259460
6. SIEWERT, C.: Grundlagen einer allgemeingültigen Qualitätsbewertung der organischen Bodensubstanz von Mineralböden. Mitteilungen zur DBG zum Humusformen - Kolloquium im September 1996, eingereicht im Oktober 1996
7. SIEWERT, C.: Verfahren zur Bestimmung der qualitativen Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz von Mineralböden. Patentschrift, unveröffentlicht

Neue Perspektiven der Anwendung von Ionenaustauschern zur Bestimmung der N-Mineralisation und der Ionenauswaschung

von

Zechmeister-Boltenstern, S.*

Einleitung

Zur Messung der N-Mineralisation im Freiland werden seit langer Zeit Bodenproben in Polyethylensäckchen am Standort vergraben (Eno 1960). Eine neuere Methode basiert auf der Verwendung von Ionenaustauscherbeuteln (abgekürzt IT), die ober- und unterhalb von Bodenzylindern in Röhren eingepaßt werden (DiStefano und Gholz 1986). Diese Ionenaustauscherbeutel fangen ein- und austretende Nitrat- und Ammoniumionen auf und ermöglichen gemeinsam mit der Analyse des Bodens vor und nach der Inkubation die Bestimmung der N-Nettomineralisation. Ionenaustauscher werden aber auch in Kapselform oder als Membranen in Böden inkubiert (Skogley et al. 1990). Damit kann die Pflanzenverfügbarkeit von Nitrat und Ammonium aber auch von anderen pflanzlichen Nährstoffen und Spurenelementen während eines bestimmten Zeitraums eruiert werden.

Vorstellung der Methode

In Zusammenarbeit mit Zoologen suchten wir zunächst nach einer Methode, um die Ionenauswaschung aus Mesokosmen im Freiland zu untersuchen. Unsere Mesokosmen sind Bodenblöcke von 25x25x15cm Größe und wurden für die Untersuchung des Einflusses von Bodentieren verschiedener Größe auf mikrobielle Stoffumsetzungen konzipiert (Bruckner et al. 1995). Die herkömmlichen IT-Beutel waren nicht dazu geeignet, unter den Mesokosmen plaziert zu werden. Deshalb wurden flache viereckige IT-Säckchen mit je 12 g Anionen- oder Kationenaustauscherharz gefüllt und zusammengenäht, wobei kreuzförmige Absteppnähte einer gleichmäßigen Verteilung des Harzes über die Fläche dienten. In späteren Untersuchungen wurden die Austauscher gemischt (Dowex 1WX8 pract., stark basisch, 20-50 mesh, Cl⁻-Form; Amberlite IR-120 pract., stark sauer, 20-50 mesh, Na⁺-Form).

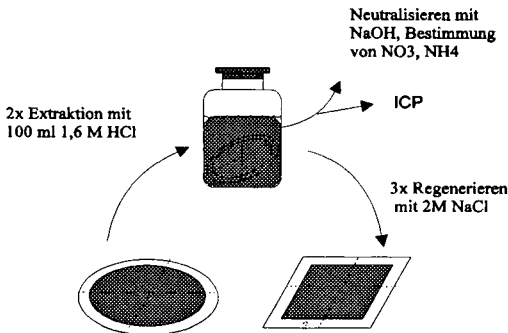


Abb. 1: Analyse von flachen Ionenaustauschersäckchen nach der Inkubation im Boden

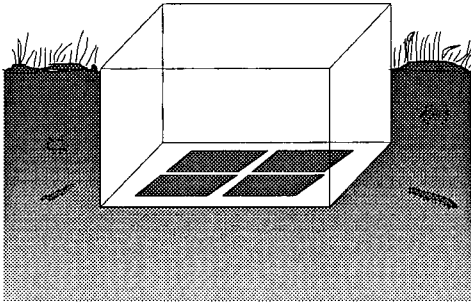


Abb. 2: Ionenaustauschersäckchen unter einem Mesokosmosblock im Freiland

Testen der Methode im Labor

In einem Laborversuch wurden 9 Bodenblöcke in Stahlrahmen über Sandbetten mit Abflueinrichtung bei 20 °C inkubiert und wöchentlich mit je 1,5 l dest. Wasser gegossen. Danach wurde die Menge der durchgesickerten Bodenlösung bestimmt und die Lösung auf NO_3 , NH_4 (Morris and Riley 1963, Kandeler 1994) und SO_4 , PO_4 , K, Mg, Ca, Fe, Al und Mn per Plasmaemissionsspektroskopie vermessen (ICP, Atomscan-16, Thermo Jerell Ash). Nach 3 Wochen wurden die zu Beginn des Versuchs unter den Blöcken platzierten IT-Säckchen entnommen und, wie in Abb. 1 erläutert, analysiert. Außer bei SO_4 und K stimmten die flächenbezogenen Ergebnisse von Bodenlösung und IT gut überein (Abb. 3). Bei Ionenkonzentrationen in der Bodenlösung, die knapp an der Nachweisgrenze lagen (PO_4 , Al, Mn) machte die Ionenaustauschermethode ein genaues Erfassen der Auswaschungsraten erst möglich.

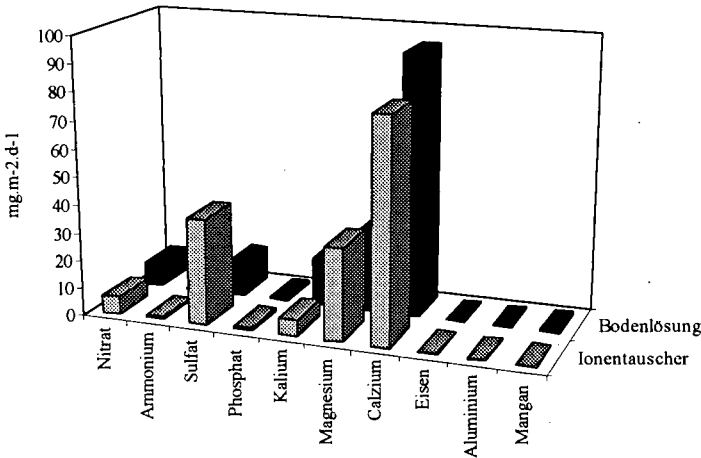


Abb. 3: Ionenauswaschung aus einem Fichtenwaldboden (Mittelwerte von 9 Bodenblöcken) während 3-wöchiger Laborinkubation bei 20 °C

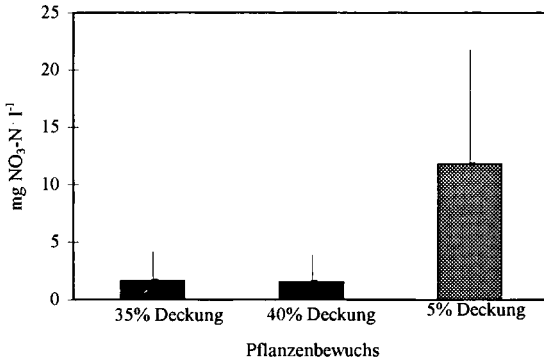


Abb. 4: Nitrat auswaschung aus Mesokosmen im Grünland mit verschieden starkem Pflanzenbewuchs von Mai bis September

Anwendung der Methode im Freiland

Bei der Anwendung der IT-Methode an 30 Freilandmesokosmen im Grünland war der Pflanzenwuchs in den mit feinem Netz ummantelten Blöcken gehemmt. Eine signifikante Erhöhung der Nitrat auswaschung aus Mesokosmen mit 5% Vegetationsbedeckung gegenüber Mesokosmen mit 35 und 40% Vegetationsbedeckung konnte festgestellt werden (Abb. 4).

Untersuchungen mit intakten Pflanzen

In der Folge wurde eine Methode entwickelt, IT gezielt in Kombination mit Pflanzen zu verwenden und gleichzeitig Gasmessungen (Denitrifikation, Stickstofffixierung, CO₂-Bildung und Methanabbau) durchzuführen (Abb. 5).

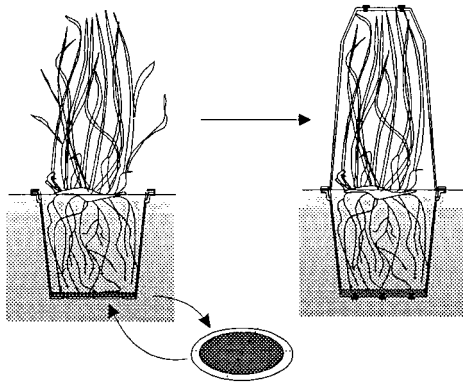


Abb. 5: Ionenaustauscher in bewachsenen Töpfen, die zu Gasmessungen herangezogen werden können

Zum Testen dieser Methode wurden je 6 mit einem nährstoffarmen sandigen Lehm gefüllte Töpfe mit Erbsen, Bohnen oder Gerste bepflanzt bzw. ohne Bewuchs gelassen. In den Töpfen wurden IT-Säckchen über 3 Wochen inkubiert und anschließend extrahiert.

Die unbepflanzten Töpfe zeigten eine signifikant höhere NitratAuswaschung, als die bepflanzen. In den bepflanzen Töpfen konnte eine negative Korrelation der NitratAuswaschung mit der Wurzelmasse der verschiedenen Pflanzen festgestellt werden ($r=-0,7$; $p=0,002$).

Der gleiche Versuchsansatz wurde im Freiland an alpinen Weidestandorten eingesetzt. An insgesamt 80 Töpfen wurde neben anderen Gasumsatzraten die N_2O -Bildung und die Denitrifikation bei Azetylenhemmung gemessen. Gleichzeitig wurde die NO_3^- - und NH_4^+ -Auswaschung mit IT-Säckchen, die N-Mineralisation mit in Polyethylensäckchen vergrabenen Bodenproben, der N in der mikrobiellen Biomasse und die N-Mineralisation während anaerober Bebrütung untersucht. Wie bei anderen Studien (Binkley et al. 1986, Hart and Firestone 1989) waren die Ergebnisse der IT-Methode höher als die der in PE-Säckchen vergrabenen Bodenproben. Die IT-Methode bewährte sich als einziges Maß, welches die Nitratverfügbarkeit an den verschiedenen Standorten so wiedergab, daß daraus Rückschlüsse auf die Denitrifikationsrate gezogen werden konnten (Hackl et al., dieser Band).

Tab. 1.: Vorteile und Einschränkungen bei der Verwendung von Ionenaustauschern in Böden:

Vorteile der IT-Methode:	Nachteile der IT-Methode:
<ul style="list-style-type: none">• intakte Bodenstruktur• Freilandbedingungen• Kombination unterschiedlichster Messungen (z.B. Gase) an der gleichen Probe• rationell• sehr vielseitig (Anionen, Kationen, Pestizide)• Integration über einen Zeitraum	<ul style="list-style-type: none">• unterschiedliche Ionenselektivität• unterschiedliche Mobilität von Ionen• Expositionsdauer kann das Ergebnis beeinflussen (Rücktausch)• Wasserhaushalt kann verändert sein

Schlußfolgerungen

In Tab. 1 werden die aus unseren Erfahrungen und der Literatur bekannten Vor- und Nachteile der IT-Methode einander gegenübergestellt.

Aus unserer Studie geht hervor, daß die hier beschriebenen IT-Säckchen dafür geeignet sind, den Ionenfluß aus Mesokosmen zu bestimmen, Mineralisationsvorgänge zeitlich aufzuschlüsseln und Manipulationseffekte aufzudecken.

IT in Kombination mit bewachsenen Töpfen geben Aufschluß über die Stickstoffverfügbarkeit in Wurzelnähe krautiger Pflanzen in Abhängigkeit von der Wurzelentwicklung und sie geben, über die Nitratverfügbarkeit, einen Hinweis auf die zu erwartenden Denitrifikationsraten.

Literatur

- Binkley D., Aber J., Pastor J. and Nadelhoffer K. (1986) Nitrogen availability in some Wisconsin forests: comparisons of resin bags and on-site incubations. *Biol. Fertil. Soils* 2, 77-82.
- Bruckner A., Wright J., Kampichler C., Bauer R., Kandeler E. (1995) A method of preparing mesocosms for assessing complex biotic processes in soils. *Biol. Fertil. Soils* 19, 257-262.
- DiStefano J.F. and Gholz H.L. (1986) A proposed use of ion exchange resins to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 17, 989-998.
- Eno C.H. (1960) Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.* 24, 277-279.
- Hart S.C. and Firestone M.K. (1989) Evaluation of three in situ soil nitrogen availability assays. *Can. J. For. Res.* 19, 185-191.
- Kandeler E. (1994) Bestimmung von Ammonium. In: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (eds) *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*, Springer Berlin, 366-368.
- Morris A.W. and Riley J.P. (1963) The determination of nitrate in sea water. *Analyt. Chim. Acta* 29, 272-279.
- Skogley E.O., Georgitis S.J., Yang J.E., Schaff B.E. (1990) The phytoavailability soil test-PST. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 21, 1229-1243.

Überlegungen zu einem Konzept für bodenmikrobiologische Untersuchungen an Bodenproben mit ungestörtem Gefüge

von

Oberholzer, H. R., P. Weisskopf, W. Jäggi, T. Herren und J. Rek*

Die mikrobielle Biomasse sowie deren Aktivität in verschiedenen Böden wird üblicherweise an standardmässig aufbereiteten Mischproben bestimmt. Die Umsatzleistungen von Bodenmikroorganismen, die in Lockerproben gemessen werden, kann man als potentielle Leistung bezeichnen. Die Resultate solcher Bestimmungen können vergleichende Aussagen oder Hinweise über den Fruchtbarkeitszustand eines Feldes liefern. Durch verschiedene Faktoren wird jedoch diese Leistung in situ stark beeinflusst. Um die wirklichen Vorgänge im Boden besser verstehen und möglicherweise gezielter beeinflussen zu können, ist es wichtig, diese Einflussfaktoren zu erfassen und zu quantifizieren. Im Vergleich zu gesiebten Lockerproben werden bei Zylinderproben - dank ungestörtem Bodengefüge - vor allem die Einflüsse des Wasser- und Lufthaushaltes auf die Bodenmikroorganismen berücksichtigt (Jäggi et al. 1995, Schroeder et al. 1989). Beispielsweise lassen sich die Auswirkungen von Bodenverdichtungen nur mittels Messung an Zylinderproben oder in Feldmessungen nachweisen, während Lockerproben zu inversen Ergebnissen führen (Jäggi et al. 1990). Im folgenden sollen einige wichtige Punkte, unterschiedliche Strategien und einschränkende Bedingungen zur Arbeit mit Zylinderproben dargestellt und diskutiert werden. Die Informationen stammen teils aus eigener Erfahrung und teils aus der Literatur.

Entnahme von Zylinderproben

Die Entnahme der Zylinderproben aus dem Boden erfolgt nach den in der Bodenphysik üblichen Methoden (Referenzmethoden). Das Volumen der Zylinder kann variieren, oft werden Zylinder mit einem Volumen von 100 cm^3 (ca. $h=5\text{cm}$, $d=5 \text{ cm}$) gestochen. Die Entnahme der Zylinder muss sehr vorsichtig erfolgen, um die Struktur des Bodens innerhalb der Zylinder nicht zu beeinflussen.

Bei Versuchen mit Zylinderproben stellt jeder Zylinder eine einzelne Probe dar. Um eine bestimmte Fläche charakterisieren zu können, wird eine gewisse Anzahl von Proben benötigt. Abhängig von der Bodenbeschaffenheit und den zu untersuchenden bodenbiologischen Kennwerten kann die Anzahl der notwendigen Zylinderproben stark variieren. Durch die Optimierung des Probenvolumens (=repräsentatives Elementarvolumen; Gisi et al. 1990) kann die Zahl der notwendigen Proben je nach Boden ebenfalls stark beeinflusst werden (Parkin et al. 1987, Starr et al. 1995). Bei Versuchen mit Zylinderproben wird also mit einer ganzen Anzahl von Einzelproben gearbeitet, dies im Gegensatz zu Lockerproben, die in der Regel als Mischproben gesammelt und untersucht werden. Eine einzige Mischprobe sollte bereits einen repräsentativen Durchschnitt der zu untersuchenden Fläche darstellen. Für verschiedene bodenmikrobiologische Parameter beträgt der Variationskoeffizient von Mischproben aus einer einzelnen Parzelle in rund 80% der Fälle weniger als 15% (Beck und Beck 1995, Oberholzer und Jäggi 1994). In einer an der FAL durchgeführten Untersuchung an Zylinderproben mit intaktem Bodengefüge aus einer homogenen Testfläche war die Variabilität der Bodenatmung deutlich höher (45-50% der Beprobungen mit einer Variation von weniger als 20%,

*Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Reckenholzstr. 191, CH-8046 Zürich

85% der Beprobungen mit einer Variation von weniger als 40%). Die bodenphysikalischen Werte jedoch wiesen eine deutlich geringere Variabilität auf (rund 95% der Beprobungen weniger als 10% Variabilität), was etwa derjenigen von Messwiederholungen an Mischproben entspricht.

Einen Spezialfall von Zylinderproben stellen Proben dar, für die gesiebte Mischproben nachträglich wieder verdichtet worden sind. Solche Proben werden verwendet, um den Einfluss der Bodenverdichtung auf verschiedenste Bodenparameter zu bestimmen (Liebig et al. 1995, Torbert und Wood 1992). Da der Boden künstlich verdichtet wird, können reproduzierbar unterschiedliche Stufen der Bodenverdichtung erreicht werden. Durch eine solche künstliche Verdichtung kann jedoch kaum wieder eine natürliche Bodenstruktur hergestellt werden, da beim Sieben bewusst alle Strukturen grösser als 2mm zerstört werden. Eine Rekonstruktion der Bodenstruktur in situ wäre nur für ganz bestimmte Bodenarten und Gefügestufen möglich, wie zum Beispiel bei Sandböden mit Einzelkorngefüge. Das bedeutet, dass mit dieser Methode ähnlich wie bei Lockerproben nur beschränkt Rückschlüsse auf die Verhältnisse im natürlich strukturierten Boden möglich sind.

Vorbereitung der Proben und bodenphysikalische Untersuchungen

Im Labor werden die Oberflächen der Zylinderproben vorsichtig präpariert. Falls bodenmikrobiologische Untersuchungen bei der zum Zeitpunkt der Probenahme aktuellen Bodenfeuchtigkeit durchgeführt werden sollen, kann mit dieser Bestimmung, beziehungsweise mit der dafür eventuell notwendigen Vorinkubation direkt begonnen werden. Normalerweise wird jedoch die Bodenfeuchtigkeit in der Zylinderprobe auf ein definiertes Wasserpotential eingestellt. Dazu wird der Zylinder wasser gesättigt und anschliessend mit einer definierten Saugspannung entwässert.

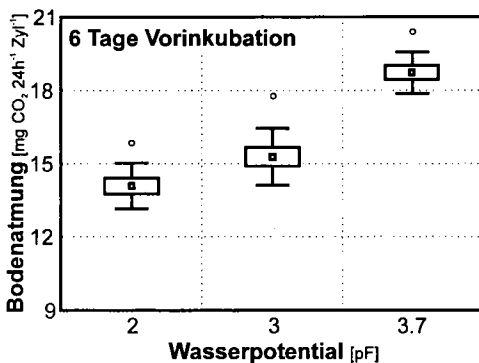


Abb. 1: Einfluss des Wasserpotentials auf die mikrobielle Atmung in intakten Zylinderproben. Die Atmung wurde nach Isermeyer bestimmt. Dargestellt sind jeweils Mittelwert, Standardfehler (Box), Standardabweichung (Whisker) sowie Ausreisser (o) von je 10 Zylinderproben.

Der Wassergehalt des Bodens hat einen grossen Einfluss auf die Aktivität der Mikroorganismen (Abb. 1). Für eine möglichst hohe mikrobielle Aktivität sollte der Wassergehalt des Bodens in einem optimalen Bereich liegen (Grant und Rochette 1994, Neilson und Pepper 1990, Rixon und Bridge 1968, Skopp et al. 1990). Zu niedrige Wassergehalte erschweren oder verunmöglichen die Wasseraufnahme (Harris 1981, Wilson und Griffin 1975), während bei hohen Wassergehalten die aerobe Aktivität der Mikroorganismen als Folge der verminderten Sauerstoffversorgung sehr stark abnimmt (Linn und Doran 1984). Das Wasserpotential ist ein Mass für die Kraft, welche ein Organismus aufwenden muss, um Wasser aufzunehmen (Metting 1993). Davon lässt sich der Äquivalentdurchmesser

der wasserführenden Poren ableiten (Papendick und Campbell 1981). In unterschiedlichen Böden lassen sich deshalb bei gleichem Wasserpotential bodenmikrobiologische Kennwerte nur bezüglich des Äquivalentdurchmessers der entwässerten Poren, nicht aber bezüglich des Gesamtvolumens der luftführenden Poren vergleichen.

Die Zeitdauer der Wassersättigung und der anschliessenden Einstellung eines Wasserpotentials stellt gleichzeitig eine Vorinkubation dar, wenn die Proben bei Raumtemperatur vorbehandelt wer-

den. Für viele bodenmikrobiologische Untersuchungen ist eine Vorinkubation nötig, um unmittelbar verfügbare Substratmengen in verschiedenen Böden vor Versuchsbeginn möglichst auszugleichen. Wegen der Heterogenität des Probenmaterials kommt der Dauer der Vorinkubation eine grössere Bedeutung zu als bei Lockerproben (Schneider et al. 1991). Es ist wichtig, dass die Behandlung von Zylinderproben mit Verfahrenswiederholungen und Vergleichsverfahren identisch ablaufen. Wenn unterschiedliche Böden miteinander verglichen werden sollen, die für die Wassersättigung und das anschliessende Entwässern eine unterschiedliche Dauer benötigen, muss darauf geachtet werden, dass die Zeit, welche ein Zylinder vor dem eigentlichen Versuchsbeginn bei Raumtemperatur aufbewahrt wurde, für die entsprechenden Zylinder identisch ist. In einem dazu durchgeführten Methodenversuch konnten in Abhängigkeit der unterschiedlichen Vorinkubationsdauer deutliche Unterschiede der gemessenen mikrobiellen Atmung festgestellt werden (Abb. 2). Der Einfluss der Bodenfeuchtigkeit auf die Atmung war bei gleicher Vorinkubationsdauer etwas geringer. Eine eigentliche Vorinkubation kann vor oder nach dem Einstellen des definitiven Wasserpotentials erfolgen. Erfolgt die Vorinkubation nach dem Erreichen des Wasserpotentials, so muss darauf geachtet werden, dass während dieser Zeit kein Wasser verloren geht, da dieses nicht mehr exakt ersetzt werden kann. Insbesondere geht es hier darum, die methodische Voraussetzungen der Bodenbiologie mit den Bedürfnissen der Bodenphysik in Einklang zu bringen.

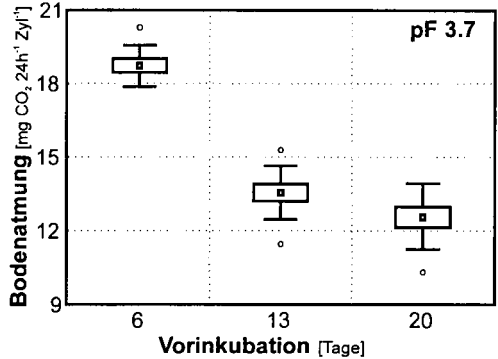


Abb. 2: Einfluss der Vorinkubationsdauer auf die mikrobielle Atmung in intakten Zylinderproben. Die Atmung wurde nach Isermeyer bestimmt. Dargestellt sind jeweils Mittelwert, Standardfehler (Box), Standardabweichung (Whisker) sowie Ausreisser (o) von je 10 Zylinderproben.

Nach Abschluss der bodenmikrobiologischen Untersuchungen an der Zylinderprobe können an dieser noch die üblichen bodenphysikalischen Parameter erhoben werden (Referenzmethoden).

Messungen an Zylinderproben

Prinzipiell gibt es zwei Möglichkeiten, Zylinderproben zur Bestimmung von bodenmikrobiologischen Aktivitäten zu verwenden. Einerseits kann sowohl die Inkubation als auch die eigentliche Messung direkt an der Zylinderprobe erfolgen, andererseits kann nur die Inkubation an der intakten Probe durchgeführt werden, während die eigentliche Messung der Umsetzungsprodukte nach Zerstörung der Probe erfolgt. Für die Inkubation werden einzelne Parameter wie etwa die Temperatur oder wie bereits erwähnt das Wasserpotential standardisiert, beziehungsweise gezielt variiert. Um jedoch die Inkubation unter Bedingungen nahe denjenigen in situ durchzuführen, kann beispielsweise auch die Zusammensetzung der umgebenden Luft der Bodenatmosphäre angepasst werden. Dies ist speziell von Interesse für Zylinder aus tieferen Bodenschichten oder aus verdichteten Böden.

An Zylinderproben lassen sich verschiedenste bodenmikrobiologische Parameter bestimmen. Selten durchgeführt, aber möglich sind Bestimmungen von Enzymaktivitäten in Zylinderproben. Gemessen wurden zum Beispiel die Nitrogenaseaktivität (van Berkum und Day 1980, Weier 1980) oder die Ureaseaktivität (Perez-Mateos und Gonzales 1988). Die mikrobielle Biomasse wird in der Regel vor

beziehungsweise nach der Inkubation der Zylinderprobe bestimmt, kann aber auch direkt am Zylinder bestimmt werden (Jenkinson und Powlson 1980, Lynch und Panting 1980). Häufig werden Zylinderproben zur Messung der N-Mineralisation (Davidson et al. 1991, Grace et al. 1993, Hatch et al. 1990 und 1991) und der Denitrifikation (Parsons et al. 1991, Speir et al. 1995, Swerts et al. 1995) verwendet. Eine weitere wichtige Anwendung stellen Messungen des C-Kreislaufes, wie zum Beispiel die Atmung dar. Diese Bestimmung soll im folgenden Abschnitt vorgestellt werden.

Die Atmung ist ein einfach zu bestimmendes Mass für die Aktivität von Bodenmikroorganismen. Da ein gasförmiges Produkt (CO_2) gemessen wird, eignet sich diese Bestimmung sehr gut für eine direkte Messung an strukturell intakten Zylinderproben. Wie bei Lockerproben oder Feldmessungen ist auch hier ein statischer und ein dynamischer Ansatz möglich (Cropper et al. 1985, Sakamoto und Yoshida 1988). Beim statischen Ansatz wird die Probe in einem geschlossenen Gefäss inkubiert, von Zeit zu Zeit werden Gasproben entnommen und analysiert. Bei diesem Ansatz besteht die Gefahr einer Akkumulation von CO_2 im Reaktionsgefäss. Diese Gefahr wird verkleinert, indem das entstehende CO_2 ständig von einer Lauge aus der Gasphase entfernt wird. Die Quantifizierung erfolgt entweder durch Titration der CO_2 -absorbierenden Base oder im Saprostat durch die Menge von elektrolytisch nachgeliefertem O_2 (Bridge und Rixon 1976). Während im ersten Fall die O_2 -Konzentration limitierend werden kann, ist dieses Problem bei der zweiten Methode durch stetige Nachlieferung gelöst. Bei allen statischen Methoden ist die Umgebungsluft für die Probe CO_2 -frei und das im Innern des Bodenzyllinders entstandene CO_2 verlässt den Boden durch Diffusion.

Im dynamischen Ansatz wird stetig Luft mit einer definierten CO_2 -Konzentration durch das Probengefäss geblasen. Am Ausgang des Inkubationsgefässes wird die Veränderung der CO_2 -Konzentration gemessen. Bei diesem dynamischen Ansatz lassen sich ebenfalls 2 Varianten unterscheiden. Der Zylinder kann sich so im Luftstrom befinden, dass alle Luft den Boden passiert. In diesem Fall wird die Bodenprobe zwangsbelüftet, so dass das im Innern entstehende CO_2 im Luftstrom heraustransportiert wird (Osborne et al. 1980). Bei einer passiven Belüftung wird der Bodenkörper von der zugeführten Luft umströmt und das bei der Atmung entstehende CO_2 diffundiert aus dem Zylinder heraus.

Schlussfolgerungen

Verglichen mit Lockerproben ist die Überwachung der Versuchsbedingungen bei Messungen von bodenmikrobiologischen Parametern an Zylinderproben mit intaktem Bodengefüge noch wichtiger, das heisst, sie müssen optimal auf die die Versuchsfrage abgestimmt werden. Verglichen mit einer potentiellen Aktivität aus Lockerproben ermöglichen Zylinderproben eine Annäherung an die reelle bodenmikrobiologische Aktivität. Die Messung von bodenbiologischen Kennwerten an Zylinderproben ist aufwendig und unter anderem deshalb kein Ersatz für die Bestimmungen in Lockerproben. An Bodenzyllindern lassen sich jedoch spezielle Fragestellungen bezüglich des Einflusses des Wasser- und Lufthaushaltes im strukturierten Boden auf die mikrobielle Aktivität beantworten. Einen wichtigen Beitrag zum Verständnis der bodenmikrobiologischen Vorgänge leisten die Resultate von Zylinderproben vor allem dann, wenn sie mit den Werten von Lockerproben des selben Standortes und den Bestimmungen der Umsatzleistung im Feld zu einem Ganzen vereint werden könnten.

Literatur

Die Literaturliste ist bei den Autoren erhältlich.

(Email: hansrudolf.oberholzer@fal.admin.ch)

Phylogenetische Oligonukleotidsonden zur Analyse von Bakterienpopulationen in der Rhizosphäre

von

Hartmann, A., B. Aßmus, G. Kirchhof, S. Braun und P. Schmid-Meil

Einleitung

Ein Großteil der Methoden zur Erfassung der Bodenmikroflora sind indirekter Art (z.B. die physiologischen Methoden zur Erfassung der Mikrobiellen Biomasse) und erlauben keine Auflösung der vorliegenden Populationsstruktur. Andererseits sind die Methoden zur Aufnahme von physiologischen Gruppen oder der Keimzahlen von Bodenmikroorganismen mit Kultivierung der Organismen verbunden. Aus verschiedenen Ansätzen weiß man jedoch, daß nur ein Bruchteil der Bodenmikroorganismen (0,1-10%) auf Kultivierungsversuche anspricht und daher mit klassischen Methoden erfassbar ist. Deshalb sind direkte Methoden zur Charakterisierung der mikrobiellen Besiedlung von Bodenhabitaten erforderlich. Mit Hilfe von fluoreszenz-markierten phylogenetischen Oligonukleotiden stehen spezifische "Sonden" zur *insitu*-Markierung zur Verfügung. Ferner bietet die *in situ*-Identifizierung die Möglichkeit einer Lokalisierung der Organismen. Dies macht erstmals Untersuchungen der Wechselwirkung von Mikroorganismen auf der μm -Skala von Bodenmikrohabitaten möglich und stellt die Grundlage zur Untersuchung von ökologischen Zusammenhängen im Mikrohabitat dar. Der *in situ*-Einsatz dieser Sonden setzt jedoch eine leistungsfähige Mikroskopie mit Bildverarbeitung voraus. In diesem Beitrag wird über den kombinierten Einsatz von fluoreszenz-markierten Sonden und konfokaler Laser Scanning Mikroskopie zur Charakterisierung und Lokalisierung von Bakterienpopulationen in Bodenmikrohabitaten wie der Rhizosphäre, Mykorrhiza und Humuspartikel berichtet. Voraussetzung für eine Bildverarbeitungs-gestützte Quantifizierung der spezifisch markierten Objekte ist jedoch deren effiziente Extraktion.

Phylogenetische Oligonukleotide

Durch die Fortschritte in der molekularen Taxonomie wurde die Klassifizierung und Charakterisierung von Mikroorganismen erleichtert. Die Kenntnis von hypervariablen Regionen der 23S- und 16S- rRNA erlaubt nämlich die Entwicklung von 15-20 Nukleotide langen " Oligonukleotiden, welche aufgrund ihrer Sequenzhomologien nur an bestimmte rRNA-Moleküle binden und damit für eine bestimmte phylogenetische Gruppe spezifisch sind. Die Spezifität läßt sich auf der Ebene der Domäne der *Bacteria*, *Archaea* oder *Eucarya*, auf der Ebene der Hauptentwicklungslinien der Bakterien wie Gram-positive mit hohem GC-Gehalt, der *Cytophaga/Flavobacterium*-Gruppe oder z.B. der *Proteobacteria* legen. Weiterhin kann man mit einem Satz von Oligonukleotiden den Stammbaum der *Proteobacteria* in Einheiten wie den alpha-, beta- und gamma-*Proteobacteria* untergliedern (Manz et al., 1992). Über Oligonukleotide für Untereinheiten, wie die alpha1- bis alpha4-*Proteobacteria* kommt man schließlich zu Gattungs- oder gar Art-spezifischen Oligonukleotiden, die in immer größerer Zahl zur Verfügung stehen. Der kombinierte Einsatz dieser phylogenetischen "Sonden" erlaubt also eine Charakterisierung vom Allgemeinen ins Spezifische. Dies ist deshalb von Vorteil, weil eine Vorgruppierung in größeren taxonomischen Einheiten eine sekundäre spezifische Zuordnung bestätigen sollte.

Phylogenetische Oligonukleotide können nicht nur zur schnellen Typisierung von Kulturen benutzt werden (Kirchhof et al., 1996), sie können auch *in situ* zur direkten Charakterisierung von einzelnen Bakterienzellen verwendet werden (Amann et al., 1995; Aßmus et al. 1995). Dazu müssen die Oligonukleotide z.B. mit Fluoreszenzfarbstoffen markiert werden. Nach Fixierung des Präparats mit Paraformaldehyd (4%) sind ein Großteil der *Proteobacteria* für die markierten Oligonukleotide zugänglich. Durch Einstellen einer bestimmten Formamid und NaCl-Konzentration werden die Hybridisierungsbedingungen so gewählt, daß sich die gewünschte Spezifität (Stringenz) ergibt. Eine effiziente Ganzzellmarkierung setzt jedoch einen hohen Ribosomengehalt der Zellen voraus, welcher nur in physiologisch aktiven Zellen vorhanden ist (mehr als 10.000 Ribosomen pro Zelle). Durch die Verwendung von DAPI, ein in doppelsträngige DNA interkalierender Farbstoff, kann als Gegenfärbung im ultravioletten Anregungslicht die Gesamtzahl der vorhandenen Bakterien erfaßt werden. Bei Verwendung von mehreren, verschieden fluoreszenz-markierten Oligonukleotiden

(z. B. mit FLUOS oder TRITC) können simultane Färbungen (z.B. mit einer *Eubacteria*-Sonde und der *alpha-Proteobacteria*-Sonde) in einem Präparat durchgeführt werden.

Konfokale Laser Scanning Mikroskopie

Die Anwendung von Fluoreszenzfarbstoffen in komplexen Habitaten, wie der Rhizosphäre oder Humuspartikel, hat das Problem der hohen Autofluoreszenz des Substrats. Mit Hilfe der konfokalen Anordnung im Laser Scanning Mikroskop wird nur dasjenige Fluoreszenzlicht im Detektor erfaßt, welches aus der jeweils mit einem Laserstrahl abgerasterten Bildebene kommt. Durch das in der Bildverarbeitung entstehende Gesamtbild wird ein durchfokussiertes dreidimensionales Gesamtbild erzeugt. Es sind Detaildarstellungen sowohl in der xy-Ebene als auch in der z-Ebene (z-scan) senkrecht dazu möglich. In Aufnahmen aus der Rhizosphäre von Weizen kann somit klar zwischen Bakterien unterschieden werden, die auf der Rhizoplane wachsen und solchen, die das Innere von Wurzelhaaren oder Rhizodermiszellen besiedeln (Aßmus et al., 1995). In der Rhizosphäre werden häufig beta-Proteobakterien gefunden, die in der Regel nur schwer kultivierbar sind und in den bisherigen klassischen Analysen über Kultivierungstechniken unterrepräsentiert sind. Falls ein spezifischer Bakterienstamm identifiziert werden soll, kommen nur serologische Methoden in Frage, da die Spezifität von phylogenetischen Oligonukleotiden in der Regel nicht tiefer als die Artebene geht. Fluoreszenzmarkierte Antikörper können kombiniert mit Oligonukleotiden angewandt werden und komplettieren so die Analysemöglichkeiten einer *in situ*-Charakterisierung (Aßmus et al., 1996). Auch in der Mykorrhizosphäre können die dort assoziiert lebenden Bakterienpopulationen direkt identifiziert werden. Dabei zeigte sich jedoch, daß erst nach einer Aktivierung mit Hefeextrakt bei gleichzeitiger Behandlung mit dem Zellteilungshemmstoff Nalidixinsäure die Aktivität dieser Populationen so hoch war, daß eine rRNA-gerichtete Färbung erfolgreich war. Bei manchen Mykorrhizen ist jedoch die Autofluoreszenz so stark, daß keine spezifischen Fluoreszenzsignale der assoziierten Bakterien zu erkennen sind. Ein möglicher Ausweg bietet dabei der Einsatz von langwellig angeregten Fluoreszenzfarbstoffen, wzb. Cy5; bei Rotanregung ist die Autofluoreszenz nur gering. Andererseits können Komplexe von seltenen Erd-

metallen, wzB. Europium, eingesetzt werden, die bei UV-Anregung zeitverzögert bis über eine msec fluoreszieren. Da die Autofluoreszenz bereits nach 30µsec abgeklungen ist, können 50µsec nach Anregung durch Blitzlicht die spezifisch fluoreszenz-markierten Objekte ohne Beeinträchtigung durch die Autofluoreszenz dargestellt werden.

Quantifizierung der Bakterienzahlen

Um die fluoreszenz-markierten Bakterien nach Zahl und Biomasse auswerten zu können ist eine Extraktion nötig, da eine quantitative Bildauswertung für dreidimensionale Objekt sehr aufwendig und schwierig ist. Es zeigt sich, daß z.B. Bakterien aus der Rhizosphäre erst nach mehrmals aufeinanderfolgenden Extraktionen annähernd quantitativ erfaßt werden. Bei der Extraktion wurde 0,1%ige Na-Cholat-Lösung verwendet und das zerkleinerte Material im Stomacher mechanisch bearbeitet. Anschließend wird bei 4°C für 2h in Gegenwart von 1 Polyethylenglycol und Chelex 100-Ionenaustauscher gerührt, um ionische Bindungen zu lösen. Als zusätzliche Färbungen zur Erfassung der physiologischen Aktivität und Vitalität sind INT-Reduktion und DAPI-Färbung geeignet. Es konnte mit Laborkulturen gezeigt werden, daß sie die Extraktionsprozedur ohne Aktivitätsverlust überstehen.

Literatur

- Amann R.I., Ludwig W., and Schleifer K.H. (1995) *Microbiological Reviews* 59, 143-169.
- Aßmus B., Hutzler P., Kirchhof G., Amann R.I., Lawrence J.R., and Hartmann A. (1995) *Applied Environ. Microbiol.* 61, 1013-1019.
- Aßmus B., Schloter M., Kirchhof G., Hutzler P., Hartmann A (1996) *Microbial Ecology* (im Druck).
- Kirchhof G., Schloter M., Aßmus B, and Hartmann A. (1996) *Soil Biol. Biochem.* (im Druck).
- Manz W., Amann R.I., Ludwig W., Wagner M., and Schleifer K.-H (1992) *Systemat. Appl. Microbiol.* 15, 593-600.

Diversität von *Ochrobactrum anthropi*-Populationen in landwirtschaftlichen Böden

von

Schlöter, M., H. Melzl, T. Alber und A. Hartmann*

1. Einleitung

Bakterien der Art *Ochrobactrum anthropi* gehören zur Gruppe der Gram-negativen α - Proteobakterien. Ursprünglich wurden hauptsächlich klinische Isolate beschrieben (Holmes *et al.*, 1988). Seit einiger Zeit werden aber auch vermehrt Isolate charakterisiert, die aus Umweltproben isoliert wurden (z.B. Wasko und Bratt, 1990). Neben der Fähigkeit zur Denitrifikation zeigen vor allem Isolate aus organisch- kontaminierten Standorten ein hohes Abbaupotential für die entsprechenden Schadstoffe. In dieser Arbeit wird die Biodiversität innerhalb der Art *Ochrobactrum anthropi* sowohl an einem Standort im jahreszeitlichen Verlauf, als auch zwischen unterschiedlichen Böden näher untersucht. Es soll gezeigt werden, ob sich die Intraspeziesdiversität der Art *Ochrobactrum anthropi* eignet modellhaft die Struktur mikrobieller Lebensgemeinschaften in unterschiedlich genutzten Böden zu erfassen.

2. Ergebnisse und Diskussion

Die Extraktion von Bakterien aus ausgewählten Böden erfolgte nach einer modifizierten Methode von Hopkins *et al* (1991). Klassische Kultivierungsversuche ergaben, daß *Ochrobactrum anthropi* zur autochtonen Mikroflora des Bodens zählt. Mit Hilfe eines art-spezifischen monoklonalen Antikörpers (Antigen: konstant exprimiertes Membranprotein der Zellwand) und eines auf einem Immunoassay basierenden direkten Nachweissystems (CIA) (Schlöter *at al.*, 1992) konnten Zellzahlen zwischen 10^4 - 10^6 Zellen / g Trockenboden nachgewiesen werden, was ungefähr 0.1 % der Gesamtpopulation (ermittelt durch DAPI Färbung; Porter und Feig, 1980) entspricht (Tab. 1).

* GSF - Forschungszentrum; Institut für Bodenökologie
Ingolstädter Landstr. 1: 85758 Oberschleissheim

Tabelle 1: Charakterisierung der verwendeten Böden bezüglich Bodenart, Bakteriengesamtzellzahl und *Ochrobactrum anthropi* - Zellzahl:

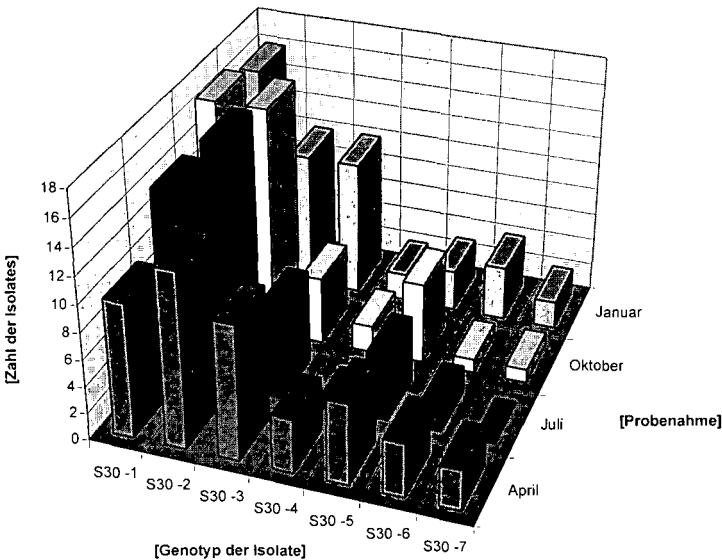
	Herkunft	Bodenart	Bakteriengesamtzellzahl (DAPI) / g TG	<i>Ochrobactrum anthropi</i> (CIA) / g TG
Wiese (GT)	Scheyern	A _n -Horizont; sandiger Lehm;	5 x 10 ⁹	2 x 10 ⁶
Acker (S30)	Scheyern	A _p -Horizont; sandiger Lehm	2 x 10 ⁹	3 x 10 ⁶
Wüste (Wu)	Negev,	Sand	1 x 10 ⁸	3 x 10 ⁴

Durch Immunotrapping (Schloter *et al.*, eingereicht) mittels eines artspezifischen monoklonalen Antikörpers (Antigen: Lipopolysaccharide) konnten *Ochrobactrum anthropi* Isolate aus verschiedenen Standorten angereichert werden. Pro Standort wurden 50 Isolate genotypisch (ERIC-PCR Muster) (Louws *et al.*, 1994) charakterisiert.

Die Biodiversität innerhalb eines Standortes änderte sich weder qualitativ noch quantitativ im jahreszeitlichen Verlauf (Abb. 1). Es wurden zu allen Probenahmezeitpunkten nicht nur die gleichen Genotypen isoliert, sondern auch die Häufigkeit der Genotypen blieb im jahreszeitlichen Verlauf konstant. Insgesamt wurden 7 verschiedene Genotypen (S30-1 bis S30-7) identifiziert. Zu allen Probenahmeterminen erwiesen sich die Genotypen S30-1 und S30-2 als dominant. Mehr als 50 % aller *Ochrobactrum anthropi* Isolate konnten den Genotypen S30-1 oder S30-2 zugeordnet werden. Die funktionelle Bedeutung dieser strukturellen Stabilität und der Dominanz der Isolate S30-1 und S30-2 im jahreszeitlichen Verlauf für den entsprechenden Ackerboden bedürfen weiterer Untersuchungen.

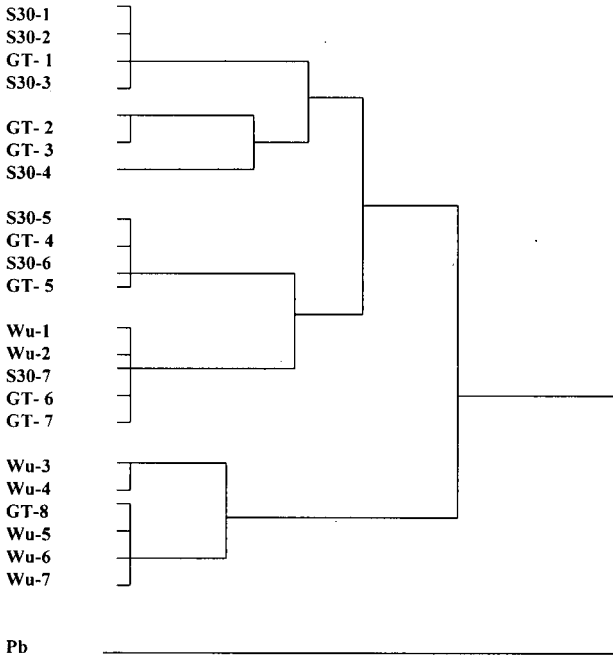
Während durch klimatische Einflüsse keine Änderungen in der Biodiversität von *Ochrobactrum anthropi* an einem Bodenstandort festgestellt werden konnte, kann die Bewirtschaftungsform zu einer Verschiebung der Biodiversität führen. Ein Vergleich der Standorte S30 und GT ergab keine gemeinsam vorkommenden Genotypen (Abb. 2).

Abbildung 1: Genotypische Charakterisierung der durch Immunotrapping gewonnenen *Ochrobactrum anthropi* Isolate zu den vier Probenahmeterminen April, Juli, Oktober, Januar mittels ERIC - PCR am Standort S30 (vergl. Tab. 1)



Es wurden zwar eng verwandte Isolate charakterisiert (z.B. GT-1 und S30-3, Ähnlichkeitsindex $>0,950$) aber keine homologen Genotypen gefunden. Die Unterschiede in den Genotypen zwischen den beiden landwirtschaftlich genutzten Flächen war vergleichbar mit dem Unterschieden der Genotypen aus einem Wüstenboden (Wu) (Abb.2). Die Ähnlichkeitsindices aller Isolate insgesamt betrug zwischen 80 und 99 % Homologie. Einige Isolate zeigten jedoch sehr ähnliche Genotypen (z.B. Wu-2; S30-7; GT-6; Ähnlichkeitsindex $>0,950$). Die Ähnlichkeitsindices zwischen Umweltisolaten und klinischen Isolaten betrug weniger als 75 % Homologie (nicht gezeigt). Die Anzahl der unterschiedlichen Genotypen lag bei 7 - 8 pro Standort.

Abbildung 2: Clusteranalyse der durch Immunotrapping gewonnenen *Ochrobactrum anthropi* Isolate aus den Böden S30, GT und Wu (vergl. Tab. 1) an Hand der ERIC-PCR Muster (Pb.: *Phyllobacterium sp.* LMG 1t1)



3. Literatur

- Holmes, B., Popoff, M., Kiredjian, M., Kersters, K. 1988. *J Syst Bacteriol* 38; 406-416.
- Hopkins, DW., MacNaughton, SJ., O'Donnell, AG. 1991. *Soil Biol Biochem* 23; 217-225.
- Louws, FJ., Fulbright, DW., Tayler, C., DeBruijn, F. 1994. *Appl Environ Microbiol* 46, 2286-2295.
- Porter, KG., Feig, YS. 1980. *Limnol Oceanogr* 25; 943-948.
- Schlöter, M., Bode, W., Hartmann, A., Beese, F. 1992. *Soil Biol Biochem* 24; 399-403.
- Schlöter, M., Melzl, H., Alber, T., Hartmann, A. 1996. *J. Microbiol Meth* eingereicht.
- Wasko, MP., Bratt, RP. 1990. *Biodeterioration* 27; 265-273.

Die Beschreibung der mikrobiellen Struktur in Böden mittels Phospholipidfettsäuremustern - Methodik, Anwendungsbeispiele und Limitationen

von

Mölter, K.¹, E. Laczkó², L. Zelles¹ und A. Hartmann¹

Im Hinblick auf anthropogene Bodenbelastungen und ökologische Fragestellungen besteht ein zunehmendes Interesse, mikrobielle Populationsstrukturen im Boden zu erfassen und Veränderungen zu verfolgen. Neben Methoden, welche die genetische und metabolische Diversität beschreiben, bietet die Phospholipidfettsäure(PLFA)-Analytik und ein entsprechender Vergleich von PLFA-Profilen hier eine weitere Möglichkeit.

Phospholipide als Biomarker bieten sich deshalb besonders gut an, weil

- sie in den Membranen aller lebenden Zellen vorhanden sind und nach dem Zelltod einem raschen „turnover“ unterliegen. Zudem treten sie in mikrobiellen Speicherstoffen nicht auf (Tunlid und White 1992).
- Ferner bietet die Bestimmung der PLFAs den Vorteil, daß neben der mikrobiellen Struktur auch die Gesamtbiomasse bestimmt wird (Findlay und Dobbs 1993).
- Für mehrere landwirtschaftlich genutzte Böden konnten signifikante Korrelationen zwischen dem PLFA-Gesamtgehalt und dem Biomasse-C (SIR) sowie dem Gesamtadenylnatgehalt festgestellt werden (Zelles et al. 1994).

Hinsichtlich der Extraktion und Bestimmung von Phospholipidfettsäuren gibt es im Bereich der Bodenbiologie derzeit im wesentlichen zwei Methoden. Eine verkürzte Extraktionsmethodik mit anschließender Messung mittels GC-FID (Frostegard 1995) und eine zweite Methodik, in deren Verlauf mehrere Festphasenextraktionsschritte eine chemisch differenziertere Auftrennung und die Erfassung einer größeren Anzahl von Fettsäuren ermöglichen. Die Messung erfolgt mittels GC-MS (Zelles und Bai 1993).

Wir verwendeten die zweite Methode, wobei hier nur die ester gebundenen Phospholipidfettsäuren betrachtet werden, die sich in vier Fraktionen unterteilen lassen: SATFA(s) = gesättigte Fettsäuren; MUFA(s) = einfach ungesättigte Fettsäuren; PUFA(s) = mehrfach ungesättigte Fettsäuren und PLOH(s) = hydroxy-substituierte Fettsäuren. Die Auswertung der GC/MS-Chromatogramme erfolgte mit einer speziellen Software (SOLVIT/GSF), die in den letzten Jahren stetig erweitert und verbessert wurde.

Tabelle 1 zeigt die prozentuale Zusammensetzung dieser einzelnen Fraktionen am Gesamtgehalt der ester-gebundenen Phospholipidfettsäuren (EL-PLFAs). Die Fraktion der gesättigten Fettsäuren (SATFAs) nimmt bei diesen Böden den größten Anteil ein.

¹ GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, D-85764 Neuherberg

² SOLVIT- Endre Laczkó, Umweltmikrobiologie und -analytik, Langsägestr. 15, CH-6010 Kriens

Tabelle 1: Prozentuale Zusammensetzung und Summe der EL-PLFAs für 3 Böden (n=3)

Boden	SATFAs [%]	MUFAs [%]	PUFAs [%]	PLOHs [%]	EL-PLFAs [nmol/g]
Fichtenforst (L/F-Horizont)	52,1 (+/-0,8)	27,7 (+/-2,2)	8,2 (+/-0,1)	12,0 (+/-1,8)	1500 (+/-204)
Hopfenboden (0-10cm)	60,5 (+/-0,5)	28,7 (+/-0,1)	8,8 (+/-0,6)	2,0 (+/-0,4)	58 (+/-6)
Ackerboden (0-10cm)	67,5 (+/-6,7)	26,7 (+/-7,2)	4,5 (+/-1,1)	1,3 (+/-0,2)	35 (+/-2)

Diese Fraktion enthält neben den in allen Mikroorganismen vorkommenden geradzahligen unverzweigten Fettsäuren auch verzweigte Fettsäuren, die einen großen Anteil der Fettsäuren in Gram-positiven Bakterien einnehmen. Die MUFAs-Fraktion enthält Fettsäuren wie 18:1,11, die hauptsächlich in Gram-negativen Bakterien vorliegen. Mehrfach ungesättigte Fettsäuren (PUFAs-Fraktion) werden von Bakterienzellen nicht gebildet und sind deshalb charakteristisch für eukaryotische Zellen (Ratledge und Wilkinson 1988).

Um die Zusammensetzung aller PLFAs verschiedener Böden oder Versuchsvarianten miteinander zu vergleichen, bietet sich die Durchführung einer Clusteranalyse an. Hierbei erhalten wir wahlweise eine bildliche Darstellung in Form eines Baumdiagrammes oder wir können einzelne Proben anhand von Ähnlichkeitskoeffizienten miteinander vergleichen. Bei der von uns verwendeten Cosinus-Clustering ergäbe sich bei völliger Übereinstimmung der Fettsäureprofile ein maximaler Ähnlichkeitskoeffizient von 1,0. Die entsprechenden Werte für die EL-PLFAs aller drei Parallelen der in Tabelle 1 genannten Böden (hier nicht gezeigt) liegen zwischen 0,9797 und 0,9983.

Tabelle 2 zeigt für mehrere Varianten aus einem 3monatigen Inkubationsversuch zweier Ackerböden die berechneten Ähnlichkeitskoeffizienten. Es zeigt sich, daß eine pH-Veränderung keine deutliche Abnahme verursacht, wohl aber ein erhöhter Wassergehalt oder eine Kupferzugabe. Dabei führt ein erhöhter Wassergehalt über den gesamten Versuchszeitraum zu einer stärkeren Veränderung als eine einmalige Kupferzugabe zu Versuchsbeginn.

Tabelle 2: Cosinusähnlichkeitskoeffizienten aller EL-PLFAs für mehrere Versuchsvarianten aus einem 3monatigen Inkubationsversuch (Boden U = „unbelastet“ 18 ppm Cu; Boden B = „belastet“ 200 ppm Cu) bei 22°C

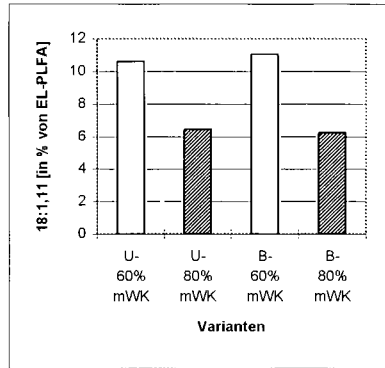
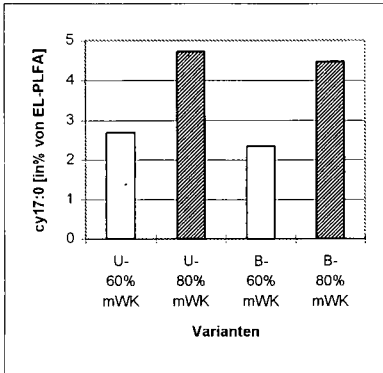
verglichene Varianten (alle EL-PLFAs)	Boden U	Boden B
Kontrolle (pH5,6) / Variante „pH-Erhöhung“ (6,6)	0,9962	0,9850
Kontrolle (pH 5,6) / Variante „pH-Absenkung“ (4,7)	0,9765	0,9923
Kontrolle (60% mWk) / Variante „80% mWK“	0,8966	0,8790
Kontrolle (0 ppm Kupfer)/Variante „+3000ppm Kupfer“	0,9380	0,9330

Um erklären zu können, welche Fettsäuren insbesondere an einer Veränderung des PLFA-Musters beteiligt sind, betrachten wir nun ausgewählte Fettsäuren, die z.T. als Markerfettsäuren verwendet werden. So wird die Fettsäure cy17:0 als charakteristisch für anaerobe Bakterien und die Fettsäure 18:1,11 als charakteristisch für aerobe Bakterien betrachtet (Guckert et al. 1985). Die Fettsäure

18:2 ω 6 wurde als Indikatorfettsäure für pilzliche Zellen vorgeschlagen (Frostegard and Baath 1996).

Abb. 1a und b:

Die Fettsäuren cy17:0 und 18:1,11 unter sauerstofflimitierten Versuchsbedingungen (Boden U = „unbelastet“ 18ppm Cu; Boden B = „belastet“ 200ppm Cu); nach 3monatiger Inkubation bei 22°C und 60 bzw. 80% mWK

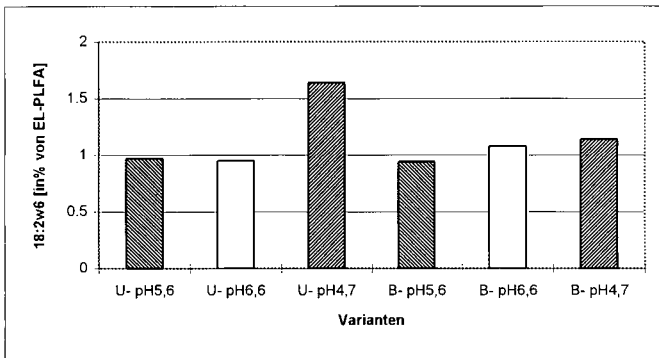


Die Abbildungen 1a und 1b zeigen entsprechend eine Zunahme der cy17:0 und eine Abnahme der 18:1,11 bei einer Erhöhung des Wassergehaltes auf 80% der mWK.

Eine pH-Erniedrigung um eine Einheit (Abbildung 2) führt zumindest bei Boden U zu einer Zunahme des Anteils an pilzlicher Indikatorfettsäure.

Abb. 2:

Die Fettsäure 18:2 ω 6 bei unterschiedlichem Boden-pH-Wert (Boden U = „unbelastet“ 18ppm Cu; Boden B = „belastet“ 200ppm Cu); nach 3monatiger Inkubation bei 22°C



Der Boden B reagiert dagegen anders, was sich mit seinem erhöhten Kupfergehalt erklären läßt. Da bei einem niedrigeren pH-Wert mehr Kupfer in Lösung geht, könnte dies einer Zunahme der pilzlichen Biomasse entgegenwirken kann. Es ist auch denkbar, daß in diesem kupferbelasteten Boden andere Mikroorganismengruppen über die Bodenpilze dominieren.

Aus Tabelle 3 wird ersichtlich, daß eine zusätzliche Kupferbelastung eine Veränderung besonders bei den verzweigten gesättigten Fettsäuren bewirkt. Diese Fettsäuregruppe wird durch die anderen

Behandlungen nicht beeinflusst. Auch ein Freilandversuch, bei dem 9 unterschiedlich stark mit Kupfer belastete Flächen beprobt wurden, zeigt, daß diese Fettsäuren bei steigenden Schadstoffkonzentrationen zunehmende Unterschiede in ihrer Zusammensetzung aufzeigen (Hier nicht dargestellt.).

Tabelle 3: Cosinusähnlichkeitskoeffizienten aller verzweigten-PLFAs der SATFA-Fraktion für mehrere Versuchsvarianten aus einem 3monatigen Inkubationsversuch (Boden U = „unbelastet“ 18ppm Cu; Boden B = „belastet“ 200ppm Cu)

verglichene Varianten (nur verzweigte SATFAs)	Boden U	Boden B
Kontrolle (pH5,6) / Variante „pH-Erhöhung“ (6,6)	0,9964	0,9952
Kontrolle (pH 5,6) / Variante „pH-Absenkung“ (4,7)	0,9883	0,9892
Kontrolle (60% mWk) / Variante „80% mWK“	0,9860	0,9872
Kontrolle (0 ppm Kupfer)/Variante „+3000ppm Kupfer“	0,7164	0,9647

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die Analyse von Phospholipidfettsäuren eine gute Möglichkeit bietet, um Unterschiede oder Veränderungen innerhalb der mikrobiellen Struktur von Bodenproben zu beschreiben. Hierdurch ist eine vergleichende Charakterisierung der mikrobiellen Gemeinschaften in Böden über die PLFA-Fettsäuremuster möglich.

In einem Laborexperiment, in denen Bodenproben unterschiedlichen chemischen und physikalischen Versuchsbedingungen unterworfen wurden, zeigten sich hinsichtlich verschiedener „Indikatorfettsäuren“ charakteristische Veränderungen. Eine detailliertere Betrachtung von Fettsäureuntergruppen bietet weitere interessante Auswertungsansätze, wie für ein Beispiel mit kupferbelasteten Böden gezeigt werden konnte.

Literatur:

- Findlay, R.H., Dobbs, F.C. (1993): Quantitative description of microbial communities using lipid analysis. p. 271-284; in „Handbook of methods in aquatic microbial ecology“; Kemp, P.F. et al. (eds.); Lewis Publishers; London.
- Frostegard, A. (1995): Phospholipid fatty acid analysis to detect changes in soil microbial community structure. Diss., University of Lund.
- Frostegard, A., Baath, E. (1996): The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. Biol. Fertil. Soils 22, 59-65.
- Guckert, J.B., Antworth, C.P., Nichols, P.D., White, D.C. (1985): Phospholipid-ester-linked fatty acid profiles as reproducible assays for changes in prokaryotic community structure of estuarine sediments. FEBS Microbial Ecol. 31, 147-158.
- Radledge, C., Wilkinson, S.G. (eds.) (1988) „ Microbial lipids-Volume 1“; Academic Press; London; pp. 963.
- Tunlid, A., White, D.C. (1992): Biochemical analysis of biomass, community structure, nutritional status, and metabolic activity of microbial communities in soil. p. 229-262 in „Soil Biochemistry, Vol.7“; Stratzky, G., Bollag, J.M. (ed.); Marcel Dekker; New York.
- Zelles, L., Bai, Q.Y. (1993): Fractionation of fatty acids derived from soil lipids by solid phase extraction and their quantitative analysis by GC-MS. Soil Biol. Biochem. 25-4, 495-507.
- Zelles, L., Bai, Q.Y., Ma, R.X., Rackwitz, R., Winter, K., Beese, F. (1994): Microbial biomass, metabolic activity and nutritional status determined from fatty acid patterns and poly-hydroxybutyrate in agriculturally-managed soils. Soil Biol. Biochem. 26, 439-446.

Differenzierung und Beschreibung mikrobieller Gemeinschaften mittels Substratnutzungstests

von

Rangerger, A., S. Sharma und H. Insam*

Einleitung

Die wichtige Rolle von Mikroorganismen im Boden und aquatischen Systemen als Motor der Stoffkreisläufe und als Nährstoffpool in Form ihrer Biomasse ist bereits seit vielen Jahren bekannt. Veränderungen einer mikrobiellen Gemeinschaft von außen durch unterschiedliche Bewirtschaftungsweisen, Umweltverschmutzung, globale Temperaturerhöhung und andere Einflüsse können Auswirkungen auf das gesamte Ökosystem haben. In Anbetracht dessen ist das Verstehen und Untersuchen von komplexen Gemeinschaften und deren Leistungen von steigendem Interesse. Die Charakterisierung mikrobieller Gemeinschaften erfolgte bisher meistens durch Isolierung und Kultivierung. In letzter Zeit wurden Methoden zur Strukturbeschreibung mikrobieller Gemeinschaften, wie die Bestimmung von Zellwand- und membranbestandteilen (PLFA, LPS, Mureinsäuren) oder zur genotypische Charakterisierung (z.B. DNA-Hybridisierung) entwickelt. Diese Methoden haben den Vorteil, daß keine Kultivierung mehr notwendig ist und somit die Selektivität minimiert werden kann. Substratnutzungstests auf Basis von Biolog[®] Mikrotiterplatten haben sich neuerdings zu einer brauchbaren Ergänzung dieser Methoden entwickelt. Solche Substratnutzungstests lassen das metabolische Potential der Mikrobengemeinschaft erkennen.

Historischer Hintergrund

Die Grundlage für Substratnutzungstests wurde bereits 1926 vom holländischen Mikrobiologen Den Dooren de Jong gelegt. Nach dem Motto „Du bist, was du ißt“ wurden Bakterien auf Grund ihrer

* Institut für Mikrobiologie, Technikerstr.25, 6020 Innsbruck

Fähigkeit verschiedene Substrate als Energiequelle zu nützen, identifiziert. Die Firma Biolog (Hayward, Ca., USA) hat diesen Ansatz 1977 wieder aufgegriffen. Auf einer Mikrotiterplatte werden 95 verschiedenen C-Quellen angeboten. Die Nutzung dieser C-Quellen bewirkt einen Farbumschlag, der photometrisch bestimmt werden kann (Bochner, 1989). Das Muster von genutzten und nichtgenutzten Substraten wird in einer Datenbank mit bekannten Mustern verglichen und dient der Klassifizierung auf Artniveau. Es werden Platten für Gram-negative sowie für Gram-positive Bakterien angeboten, wobei 60 Substrate für beide Gruppen verwendet werden. Jedes Nöpfchen einer solchen Platte beinhaltet eine C-Quelle, Mineralsalze und Tetrazoliumviolett und wird mit jeweils 125µl einer Bakteriensuspension inokuliert. Sobald die Bakterien eine C-Quelle oxidieren können, wird NADH gebildet, das Elektronen in die Atmungskette abgibt. Das farblose Tetrazoliumviolett fängt Elektronen aus diesem Prozeß und wird zu Formazan reduziert. Das gebildete Formazan ist rosa-violett, unlöslich und wird in der Zelle deponiert. Können die Zellen das angebotene Substrat nicht oxidieren, bleibt das Nöpfchen farblos. Das Ergebnis ist ein Muster von violetten und farblosen Nöpfchen. Dieses Muster entspricht einem metabolischen Fingerprint des zu bestimmenden Organismus.

Anwendungen in der mikrobiellen Ökologie

Garland und Mills (1991) zeigten, daß man diese Mikrotiterplatten nicht nur zur schnellen taxonomischen Bestimmung verwenden kann. Sie inokulierten die Platten mit Süßwasser, Salzwasser, Boden- und Rhizospärenextrakt und konnten die mikrobiellen Gemeinschaften anhand ihrer unterschiedlichen Muster, also anhand ihres metabolischen Potentials, voneinander unterscheiden. Winding (1994) konnte mikrobielle Gemeinschaften verschiedener Aggregatklassen von Böden voneinander unterscheiden. Zak (1994) ging von einer reinen Unterscheidung verschiedener Wüstenhabitats entlang eines Feuchtegradienten einen Schritt weiter und errechnete die funktionelle Diversität. Die Berechnung erfolgte nach der Formel $H = -\sum p_i (\log p_i)$. Haack *et al.* (1995) und Wünsche *et al.* (1995) untersuchten die möglichen Einflüsse auf die Substratnutzungsmuster durch Inokulieren von Modellgemeinschaften und konnten nachweisen, daß die Methode gut reproduzierbare Resultate lieferte. Sharma *et al.* (1996) konnte mit Hilfe des Biolog[®]-Ansatzes zeigen, daß die funktionelle Diversität im Laufe des Abbaus von Streu und bei der Lagerung von Boden abnimmt. Insam *et al.* (1996) zeigte, daß sich die funktionellen Eigenschaften mikrobieller Gemeinschaften im Laufe eines Kompostierungsprozesses änderten, und in verschiedenen Zonen von Kompostmieten unterschiedliche Fähigkeiten anzutreffen waren. Alle Autoren wiesen auf die prinzipielle Eignung der Substratnutzungstests zur Differenzierung mikrobieller Gemeinschaften

hin, betonten aber, daß weitere Untersuchungen und Verbesserungen notwendig sind. Ein Hauptproblem beim Vergleich verschiedener Böden war die starke Korrelation zwischen Farbintensität und Inokulumdichte (Garland und Mills, 1991; Winding, 1994). Garland und Mills (1991) schlugen vor, den Absorptionswert eines jeden Näpfchen durch den sogenannte AWCD (average well colour development) - Wert zu dividieren: $(R-C)/[\sum(R-C)/95]$ (R=Absorption des einzelnen Näpfchens; C=Absorption des Kontrollnäpfchens). Aber auch dieser Lösungsvorschlag funktionierte nur bei ähnlichen Inokulumdichten (Haack, 1995), was mit unterschiedlich langen lag-Phasen zu erklären ist. Da die Substratnutzungskurven nicht linear sind, sondern einer sigmoiden Wachstumskurve mit lag-Phase, exponentiellen und stationären Phase ähneln (Haack, 1995), ist es entscheidend den Ablesezeitpunkt zu standardisieren. Interessiert man sich neben dem Substratnutzungsmuster auch für die Nutzungsdynamik, muß in regelmäßigen Intervallen abgelesen werden. Die Biologplatte ist wie jede Kultivierungsmethode selektiv und nur jene Keime verursachen positive Reaktionen, die in dieser Umgebung aktiv sind. Innerhalb der Näpfchen konkurrieren verschiedene Arten um die Energiequelle. Jene Arten, die sich der Biolog-Umgebung besser bzw. schneller anpassen können, beeinflussen somit das Ergebnis. Experimente mit Modellgemeinschaften ergaben, daß das Muster einer Platte nicht die Summe der Einzelaktivitäten der beteiligten Populationen ist (Wünsche *et al.* 1995). Pilze, außer Hefen, können zwar auf den Substraten wachsen, bilden aber keine gefärbten Formazanprodukte. Pilze konkurrieren zwar um die C-Quelle, verursachen aber keine positiven Reaktionen.

Methodische Verbesserungen könnten die Substratnutzungstests künftig zu einer Standardmethode für Bodenuntersuchungen werden lassen.

Literatur

Bochner B. (1989) Breathprints at the microbial level. *ASM News* 55, 536-539.

Garland, J.L. and A.L. Mills (1991) Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization. *Appl. Environ. Microbiol.* 57, 2351-2359.

- Haack, S.K., Garchow, H., Klug, M.J. and L.J. Forney, L.J. (1995) Analysis of factors affecting the accuracy, reproducibility, and interpretation of microbial community carbon source utilization patterns. *Appl. Environ. Microbiol.* 61, 1458-1468.
- Insam H., Amor K., Renner M. and Crepaz C. (1996) Changes in functional abilities of the microbial community during composting of manure. *Microbial Ecology* 31, 77-87.
- Sharma S., Rangger A., Insam H. (1996) Change in functional diversity of microbial communities during soil storage and litter decomposition; eingereicht.
- Winding, A. (1994) Fingerprinting bacterial soil communities with Biolog microtiterplates. In: Beyond the biomass (Ritz, K., Dighton, J. and Giller, K.E., Eds.), pp. 85-94. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Wünsche L., Brüggermann L. and Babel W. (1995) Determination of substrate utilization patterns of soil microbial communities: An approach to assess population changes after hydrocarbon pollution. *FEMS Microbiology Ecology* 17, 295-306.
- Zak, J.C., Willig, M.R., Moorhead, D.L, and Wildman, H.G. (1995) Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. *Soil Biol. Biochem.* 26, 4404-4408.

Mathematische und statistische Auswertungsverfahren für Substratnutzungstests

von

Hitzl, W.¹ und H. Insam²

1 Einleitung

Es wurden bisher hauptsächlich beschreibende statistische Verfahren verwendet, um mikrobielle Gemeinschaften mit Hilfe von Substratnutzungstests zu charakterisieren (Garland 1991; Haack 1995; Insam 1995). Es ist das Ziel dieser Arbeit einen weiteren Zugang zu beschreiben, der auch die Anwendung statistischer Tests im Falle mehrere Variablen (multivariater Tests) ermöglicht, um Hypothesen bzgl. des Substratnutzungsmuster zu überprüfen. Zusätzlich werden zwei Verfahren angeführt, die in der Lage sind, solche Kombinationen von Substraten aufzufinden, die eine möglichst hohe Trennstärke zwischen den untersuchten Gruppen aufweisen.

2 Multivariate statistische Methoden

Bei den bisherigen Datenauswertungen mit beschreibenden Methoden betrachtete man insgesamt 96 Substrate. Um statistische Tests für mehrere Substrate anwenden zu können, ist es erforderlich das Verhältnis der Anzahl der Variablen zu der Anzahl der Wiederholungen zu erhöhen. Um diese Voraussetzung zu erfüllen, gehen wir folgendermaßen vor. Zunächst wird eine größere Menge an Substraten (derzeit 32, später 96) ausgewählt und anschließend werden die experimentellen Gruppen auf das zugehörige Substratnutzungsmuster untersucht (Vorversuch). Im nächsten Schritt wählen wir eine kleinere Menge an Substraten aus, von denen aufgrund des Vorversuchs angenommen werden kann, daß sie in den verschiedenen Gruppen (z.B. Böden) deutlich unterschiedlich genutzt werden. Anschließend testen wir diese Auswahl an Substraten, hinsichtlich signifikanter Unterschiede zwischen den Gruppen. Als Beispiel haben wir einen Ackerboden, einen

¹ Institut für Mikrobiologie, Universität Innsbruck
Technikerstr. 25, 6020 Innsbruck

² Institut für Mikrobiologie, Universität Innsbruck
Technikerstr. 25, 6020 Innsbruck

Wiesenboden und Mischungen der beiden Böden gewählt, den Vorversuch mit 32 Substraten angesetzt und anschließend davon 8 Substrate ausgewählt und ausgetestet (Kessel et al., 1996).

3 Multivariate Varianzanalyse (MANOVA)

Die meisten multivariaten Verfahren verlangen die sogenannte multivariate Normalverteilung als Voraussetzung. Diese Verteilung ist das mehrdimensionale Analogon der bekannten Normalverteilung im eindimensionalen Fall. Ist diese Voraussetzung zusammen mit der Unabhängigkeit der erhobenen Daten erfüllt und liegt ein ausreichender Stichprobenumfang vor, dann kann man Aussagen über das tatsächliche Substratnutzungsmuster im untersuchten Boden treffen.

Mit Hilfe der multivariaten Varianzanalyse kann man zwei Fragestellungen nachgehen. Erstens kann man das gesamte Substratnutzungsmuster zweier oder mehrerer Gruppen vergleichen, man betrachtet hier sog. Zufallsvektoren, und testet dann die zugehörigen Mittelwertsvektoren (genauer: Erwartungswerte der Zufallsvektoren) hinsichtlich signifikanter Unterschiede. Zweitens kann man, falls signifikante Unterschiede gegeben sind, anschließend die Hypothesen über die einzelnen Substrate austesten und dann diejenigen Substrate herausfiltern, die zur Gruppentrennung beitragen. Um den vorgegebenen Fehler 1. Art von 5% einzuhalten verwendeten wir dazu sogenannte simultane Konfidenzintervalle, basierend auf dem Bonferroni-Prinzip (Hartung, 1989). Das Ergebnis der Hypothesentests in unserem Mischversuch ist in Tab. 1 und Tab. 2 gegeben.

Tabelle 1. Ergebnisse des Vergleichs von Kompost, Wiesenboden und Mischung aus Kompost und Wiese. (Hitzl et al., 1996)

Substrat	% ± SD Kompost	Kompost - Mischung	% ± SD Mischung	Mischung - Wiese	% ± SD Wiese	Wiese - Kompost
1 Putrescin	3.5 ± 0.9	o	2.8 ± 2.6	o	3.0 ± 0.7	o
2 Dextrin	2.8 ± 0.4	o	2.9 ± 0.4	o	2.8 ± 0.1	o
3 N-Acetyl-D-	4.9 ± 0.2	+	6.4 ± 2.3	+	2.5 ± 0.1	+
4 Cellobiose	3.7 ± 0.8	o	3.7 ± 1.8	+	2.6 ± 0.1	+
5 Glycerol	3.6 ± 0.2	+	3.0 ± 0.2	o	3.1 ± 0.1	+
6 N-Acetyl- Glucosaminsäure	2.9 ± 0.8	o	2.6 ± 0.6	o	2.3 ± 0.3	o
7 L-Arabinose	3.2 ± 0.2	+	2.6 ± 0.2	o	2.6 ± 0.1	+
8 D-Fructose	3.5 ± 0.2	o	3.7 ± 0.2	+	3.1 ± 0.1	o

+ ... statistisch signifikant verschieden,

o ... Hypothese der Gleichheit konnte nicht abgelehnt werden ($\alpha=0.05$).

4 Auswahl von Substraten mit hoher Trennstärke

Stellt man zwischen zwei oder mehreren Behandlungsvarianten Unterschiede fest, dann kann man sich fragen, welche Kombination an Substraten besonders zur Auftrennung der Gruppen beigetragen hat. Betrachtet man eine Menge D mit d vielen Substraten, dann gibt es insgesamt $2^d - 1$ viele Kombinationen an Substraten, ausgewählt aus der Menge D. In unserem Fall war $d = 8$, und wir suchten anschließend die Substratkombination mit besten Auftrennungseigenschaften mit fester Länge. Dazu ordnet man jeder Kombination den Wert eines Trennmaßes, basierend auf die

jeweilige Kombination an Substraten, zu und bestimmt unter allen Kombinationen mit fester Länge, diejenige Substratkombination, mit der höchsten Trennleistung. Eine gute Darstellung der mathematischen Hintergründe gibt Ahrens (1981). In Tab. 2 sind die jeweilige Anzahl an Kombinationen mit fester Länge, die beste Kombination von Substraten und deren Trennstärke angegeben. Im vorliegenden Fall ist deutlich zu erkennen, daß bis zur Länge 5 das Trennmaß stark ansteigt. Substratkombinationen höherer Länge bringen keine wesentliche Steigerung des Trennmaßes.

Tabelle 2 . Ergebnisse für die Auswahl der besten Substratkombinationen mit fester Länge beim Mischversuch (Hitzl et al.,1996).

Anzahl der Kombinationen	Beste Substratkombination	Trennmaß T^2
8	{3}	3.14
28	{3,4}	4.26
56	{1,3,4}	5.63
70	{1,3,4,7}	7.27
56	{1,3,4,6,7}	8.17
28	{1,3,4,5,6,7}	8.53
8	{1,3,4,5,6,7,8}	8.72
1	{1,2,3,4,5,6,7,8}	8.78

Eine andere Möglichkeit ein gute Kombination an Substraten aufzufinden, bieten schrittweise Variablenselektionsalgorithmen (Fahrmeir, 1984), die im Rahmen der linearen Diskriminanzanalyse oftmals angewendet werden. Dieser Algorithmus, der auf den meisten gängigen Programmen implementiert wurde, z.B. SPSS 6.0.1 oder Statistica 5.0, wählt zwar nicht direkt Kombinationen an Substraten aus, sondern Summen, in denen die jeweiligen Substrate gewichtet werden (Linearkombinationen), er liefert aber trotzdem brauchbare Ergebnisse. Der Algorithmus wählt nicht für jede Länge die beste Kombination aus, sondern liefert nur eine Kombination, die zur Auftrennung geeignet ist. In unserem Fall lieferte dieser Algorithmus die Kombination {1,3,4}, die mit dem obigen Verfahren übereinstimmt.

Der Vorteil der ersten Methode ist, daß er die besten Kombinationen liefert, der Nachteil ist allerdings, daß er nur für kleinere Werte von d geeignet ist, weil ansonsten die Anzahl an Kombinationen astronomisch hoch wird. Würde man z.B. $d = 32$ Substrate wählen, dann ergeben sich insgesamt $2^{32} - 1 \sim 4.3 \times 10^9$ Kombinationen, deren Trennmaß berechnet werden muß (bei direkter Berechnung). Wählt man allerdings kleinere Werte für d ($d < 20$), dann kann die beste Merkmalskombination der Länge d mit in akzeptabler Zeit ermittelt werden. Der Vorteil der zweiten Methode ist, daß dieser Algorithmus auch für recht große Werte von d geeignet ist, ein $d < 100$ stellt kein Problem bzgl. des Rechenaufwands dar, jedoch liefert der Algorithmus nicht notwendigerweise die beste Kombination an Substraten. Um den ersten Algorithmus auch mit

großen Werten von d anzuwenden, gibt es zusätzliche Algorithmen, die den Suchaufwand wesentlich verringern und dadurch praktisch durchgeführt werden können (Hand, 1981).

5 Literatur

Garland, J. and Mills A. (1991). Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol 57, No 8, p. 2351-2359.

Haack, S., K., Garchow, H., Klug, M., Forney, L. (1995). Analysis of factors affecting the accuracy, reproducibility, and interpretation of microbial community source utilization patterns, *Applied and Environmental Microbiology*, Apr. 1995, p. 1458-1468.

Insam, H., Rangger, A., Henrich, M. and Hitzl, W. (1995). The effect of grazing on soil microbial biomass and country on alpine pastures. *Phyton* 36 (in press).

Kessel, M., Henrich, M., Hitzl, W. und Insam, H. (1996). Optimierung von Substratnutzungstests mit Mikrotiterplatten zur Charakterisierung der mikrobiellen Gemeinschaft in Böden, dieser Band.

Hartung, J. und Elpelt, B. (1989). *Multivariate Statistik*, 3. Auflage, Oldenbourg Verlag, 659-661.

Hitzl, W., Henrich, M. und Insam, H. (1996). Classical multivariate inference techniques applied in substrate utilization tests for soil studies, (in Vorbereitung).

Ahrens, H. und Läuter, J. (1981). *Mehrdimensionale Varianzanalyse*, Akademieverlag, pp. 108-112, Berlin.

Fahrmeir, L. (1984). *Multivariate statistische Methoden*, Gruyter Verlag, New York, 328-339.

Hand, D. J. (1981). *Discrimination and Classification*, John Wiley & Sons, Chichester, pp. 120-154.

Untersuchungen zum Einsatz von Grünalgen als Bioindikatoren zum Schadstoffscreening von Bodenproben

von

Klimanek, E.-M.* und A. Mücke**

Einleitung

Die Beurteilung eines Bodens auf seinen Belastungsgrad macht teure und aufwendige chemische Analysen erforderlich. Die gewonnenen Ergebnisse sagen aber nichts über die biologische Verfügbarkeit oder toxikologische Wirkung von Schadstoffen auf die Biozönose des Bodens aus. Zur schnellen ökotoxikologischen Bewertung und Überwachung der Umwelt werden in verstärktem

Maße Bioindikatoren verwendet. Bedeutung erlangte in den letzten Jahren der Einsatz von Algen und Leuchtbakterien zur Einschätzung der Schadstoffbelastung von Gewässern. Diese Methoden werden in modifizierter Form auch für die Bioindikation belasteter Böden eingesetzt. Die Grünalgen *Chlorella kessleri* und *Selenastrum capricornutum* wurden im Rahmen einer Diplomarbeit (MÜCKE 1996) auf ihre Eignung als Bioindikatoren für Bodenkontaminationen untersucht. Überprüft wurden mehrere in der Literatur beschriebenen Methoden und Nährlösungen. Es erfolgten Untersuchungen zur Optimierung der Kultivierungsbedingungen und der Testzeit. An künstlich mit Schwermetallen (Cu, Zn, Cd, Pb) kontaminierten Böden (Schwarzerde, Sandboden) und an anthropogen belasteten Böden natürlicher Standorte wurde der Algentest im Vergleich zum Leuchtbakterientest erprobt.

Material

Sandboden (Müncheberg) und Lößschwarzerde (Bad Lauchstädt) wurde künstlich mit den Schwermetallen Cu, Zn, Pb, und Cd (Kat. A u. C der Holland-Liste) kontaminiert. Bei den anthropogen belasteten Böden natürlicher Standorte handelte es sich um zwei Aue- und zwei Stadtböden. Die Kultivierung der Algen erfolgte in verschiedenen Nährlösungen, die der Stammkulturen auf Nähragar (Nährl. nach KUHLE, 1962) in einem Kühlbrutschrank mit Befeuchtungseinrichtung und seitlicher Beleuchtung, bei 25 °C. Es kam physiologisch einheitliches Material zum Einsatz, daß durch regelmäßiges Überimpfen erzielt wurde. Um die Sensibilität der Algen zu erhöhen, wurden Hungerkulturen hergestellt. Dazu wurden die Algen in sterilem, destilliertem Wasser gewaschen.

* Dr. habil. Eva-Maria Klimanek, UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Straße 44, D-06246 Bad Lauchstädt

** Anke Mücke, Martin-Luther-Universität Halle Wittenberg, Landwirtschaftliche Fakultät, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung

Zur Gewinnung der Bodeneluat wurden 20 g Boden mit 25 ml dest. Wasser versetzt und 10 min im Ultraschallbad behandelt. Der Vorgang wurde wiederholt und der gesamte Überstand 10 min bei 1 000 Umdrehungen/min zentrifugiert und anschließend filtriert.

Methodische Untersuchungen

Grundlage für die Erarbeitung eines praktikablen Testes war die Methode nach LUKAVSKY (1983, 1992). Die Einstellung der Zellkonzentration erfolgte nach dem Auszählen der Algenzellen in der Thoma-Kammer auf 200 000 Zellen/ml. Das Zellwachstum wurde in Mikrotiterplatten mit 96 Kavitäten gemessen (BLAISE et al., 1986; LUKAVSKY, 1983, 1992, SCROGGINS und SERGY, 1992). Die Beschickung der Platten ist bei MÜCKE (1996) beschrieben.

In der von LUKAVSKY (1992) angegebenen Nährlösung wuchsen die Algen unbefriedigend. Daher wurden Nährlösungen anderer Autoren überprüft. Wie Abb.1 deutlich erkennen läßt, zeigen die Algen in der Nährlösung nach KUHLMANN (1962) das bessere Wachstum. Diese Nährlösung wurde für die weiteren Untersuchungen eingesetzt.

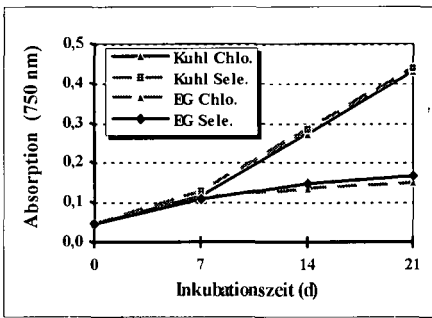


Abb. 1: Wachstum der Alge *An Chlorella kessleri* und *Selenastrum capricornutum* in den Nährlösungen nach KUHLMANN (1962) und dem AMTSBLATT der EG (1988).

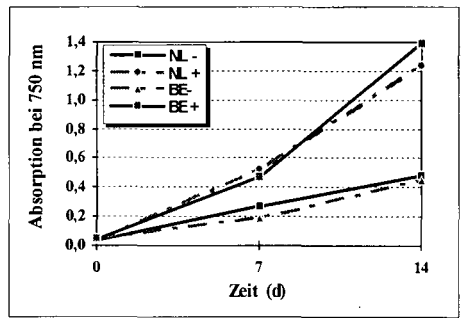


Abb. 2: Wachstumsverlauf der Grünalge *Chlorella kessleri* in Mikrotiterplatten mit und ohne CO₂-Begasung (NL- Nährlösung, BE- Bodenlösung ohne Begasung, NL+ Nährlösung, BE+ Bodenlösung mit Begasung)

Unterschiedliche Nährstoffgehalte in den Bodeneluaten beeinflussen das Algenwachstums und damit die Aussage des Testes. Die Zugabe einer bestimmten Nährstoffmenge zum Bodeneluat verhindert die Hemmung des Algenwachstums auf Grund von Nährstoffmangel. Zu dem Bodeneluat in den Kavitäten der Mikrotiterplatte wurden 10 µl einer 13,75-fach konzentrierten Lösung der Nährlösung nach KUHLMANN (1962) zugegeben. Die Algen benötigen zur Assimilation CO₂. Durch eine zusätzliche CO₂-Begasung wird das Wachstum wesentlich verbessert, wie der Verlauf in Abb. 2 erkennen läßt. LUKAVSKY (1983) beobachtet das Algenwachstum während einer Inkubationszeit von 21 Tagen.

Der Wachstumsverlauf der Algen in den Eluaten eines unterschiedlich kontaminierten Sandbodens läßt erkennen (Abb. 3), daß bereits nach 14 Tagen eine meßbare, toxische Wirkung der Kontamination nachzuweisen war. Damit kann die Testdauer auf 14 Tage verkürzt werden.

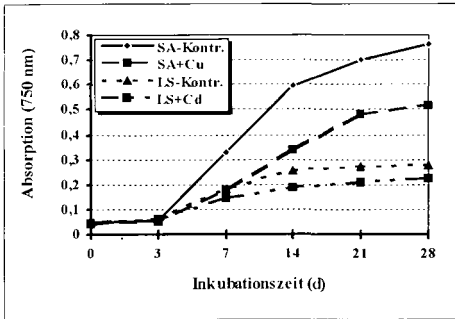


Abb. 3: Wachstumsverlauf von *Selenastrum capricornutum* während einer Inkubationsdauer von 28 Tagen in unterschiedlichen Böden bei unterschiedlicher Kontamination (SA-Kontr. = Sandboden-Kontrolle, SA+Cu = Sandboden mit Cu belastet; LS-Kontr. = Lößschwarzerde-Kontrolle, LS+Cd = Lößschwarzerde mit Cd belastet)

Ergebnisse der Erprobung an kontaminierten Böden

Zwischen den geprüften Algenarten bestanden keine wesentlichen Unterschiede. Sie sind beide gleichermaßen zur Bioindikation von Schadstoffbelastungen geeignet. In Abb. 4 ist die Reaktion der Algen auf eine Schwermetallkontamination am Beispiel von *Chlorella kessleri* im Vergleich zum Leuchtbakterientest dargestellt. Schon die Konzentration der Kategorie A führte zu einer Hemmung des Wachstums. Dabei reagierten die Algen auf die einzelnen Schwermetalle unterschiedlich. Die Hemmung war am stärksten bei Cu und Zn, sowie den Mischkontaminationen der Schwermetalle ausgeprägt. Zwischen den Bodenarten bestanden ebenfalls Unterschiede. Bei Lößschwarzerde war die Hemmung außer bei Pb immer etwas schwächer, was auf das stärkere Adsorptionsvermögen von Schwermetallen in diesem Boden zurückzuführen ist.

Ein Vergleich der Ergebnisse des Algen- und Leuchtbakterientests zeigte deutliche Unterschiede. Beim Leuchtbakterientest war die Hemmung der Lumineszenz nur in den Eluaten der Sandböden deutlich ausgeprägt. Bei der Schwarzerde war nicht einmal eine Wirkung bei einer Kontamination in Höhe der Kategorie C der Hollandliste zu verzeichnen. Eine Hemmung über 20 % trat in diesen Bodeneluaten nur bei Zn und dem Schwermetallcocktail auf. Kupfer scheint die Leuchtfähigkeit der Bakterien im Gegensatz zum Algenwachstum nicht zu beeinflussen.

Beide Tests wurden auch an anthropogen belasteten Böden verschiedener Herkunft erprobt. Hier zeigten sich ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen beiden Testverfahren. Der Leuchtbakterientest wies nur auf einem der geprüften Stadtböden eine Hemmung der Lumineszenz über 20% auf, obwohl Schwermetallkonzentrationen in der Kategorie C vorlagen. Im Algentest konnte auf allen Böden eine Belastung nachgewiesen werden, wobei sogar eine Abstufung nach ihrem Grad erkennbar war. Die Be-

war. Die Berechnung der prozentualen Hemmung erfolgt beim Algentest über den Vergleich der Flächen unter den Wachstumskurven (AMTSBLATT der EG, 1988).

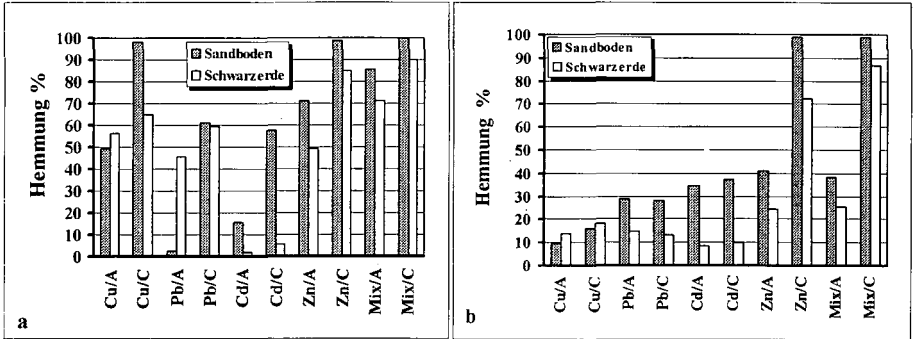


Abb. 4: Hemmungswirkung belasteter Böden auf das Algenwachstum (a) und die Lumineszenz von Leuchtbakterien (b) in Abhängigkeit von den Schwermetallen, ihren Konzentrationen und der Bodenart.

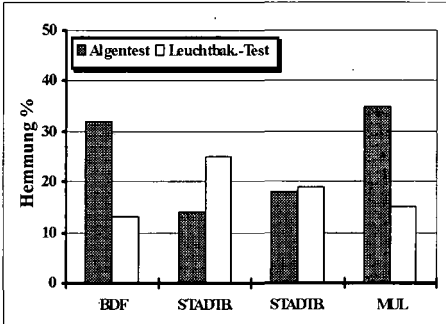


Abb 5: Nachweis der Schadbelastung von Praxisböden mit Hilfe des Algen- und Leuchtbakterientestes (Kontaminationsgrad: BDF = Bodendauerbeobachtungsflächen, Kat. A-C; STADTB. = Stadtböden, Kat. A,B; MUL = Muldeau, Kat. A-C; β -HCH)

Schlussfolgerungen:

Die ersten Ergebnisse beim Einsatz des Algentestes zur ökotoxikologischen Abschätzung von Kontaminationen in Böden haben gezeigt, daß dieser Test wesentlich sensibler auf Bodenbelastungen reagiert als der Leuchtbakterientest. Er ist einsetzbar für kleinere Probenzahlen. Eine Unterscheidung zwischen Schwermetallbelastungen und organischen Kontaminationen des Bodens ist noch nicht möglich. Dazu sind weitere Untersuchungen notwendig und vorgesehen.

Literatur:

- AMTSBLATT der Europäischen Gemeinschaft Algen (1988): Prüfung der Wachstumshemmung. Nr. L 33/89
- KUHL, A. (1962): Beiträge zur Physiologie und Morphologie der Algen. Stuttgart, Fischer, 157-166
- LUKAVSKY, J. (1983): A simple cultivation unit for the evaluation of algal growth potential and toxicity of water. Water Research 19, 269-270
- LUKAVSKY, J. (1992): The evaluation of algal growth potential and toxicity of water by miniaturized growth bioassay. Water Research 26, 1409-1413
- MÜCKE, A. (1996): Untersuchungen zur Nutzung von Grünalgen als Bioindikatoren zum Schadstoff-Screening von Bodenproben. Diplomarb., Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Landw. Fak., Inst. f. Bodenk. u. Pflanzenern.
- SCROOGINS, R., SERGY, G (1992): Biological test Method: Growth inhibition test using the freshwater algae *Selenastrum capricornutum*. EPS 1/RM/25 IV. Series Report, Canada

Gaskreislaufverfahren - eine Methode zur Bestimmung der CO₂-Freisetzung aus Bodenproben im Laborinkubationsversuch

von

Klimanek, E.-M.*

Einleitung

Die CO₂-Produktion eines Bodens ist ein Kriterium für seine biologische Aktivität, ein Maß für den Umsatz organischer Substanz im Boden und bildet die Grundlage zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse im Boden.

In den letzten Jahren wurde eine Reihe von Methoden und Verfahren entwickelt, denen die unterschiedlichsten Bestimmungs- und Meßprinzipien zugrunde liegen. Eine Übersicht ist im "Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie" von ALEF (1991) gegeben. Die meisten hier aufgeführten Methoden der Bodenatmungsmessung werden für die Bestimmung der biologischen Aktivität oder zur Ermittlung der mikrobiellen Biomasse des Bodens eingesetzt. Für die Erfassung von Umsatzvorgängen im Boden unter Laborbedingungen wurde von GREILICH, FRANKO und KLIMANEK (1978) das "Gaskreislaufverfahren" entwickelt, mit dem in dafür angefertigten Inkubationsgefäßen das aus Bodenproben freigesetzte CO₂ mit Hilfe der Infrarotabsorption gemessen wird. Der Name "Gaskreislaufverfahren" wurde vom Prinzip der Meßweise abgeleitet. Das bei der Inkubation in den geschlossenen Gefäßen gebildete CO₂ sammelt sich auf dem Boden an, das vorliegende Gasgemisch ist daher inhomogen. Beim einfachen Durchleiten durch die Meßküvetten des Infralyts kann kein konstanter Meßwert erzielt werden. Aus diesem Grund wird die Meßanordnung geschlossen und das Gas solange im Kreislauf durch das Meßsystem gepumpt, bis die Gaskonzentration konstant ist. Erst dann wird die CO₂-Konzentration bestimmt. Nach der Messung werden die Gefäße mit CO₂-freier Luft gespült und weiter inkubiert. Bei diesem Verfahren handelt es sich um eine diskontinuierliche Bestimmung.

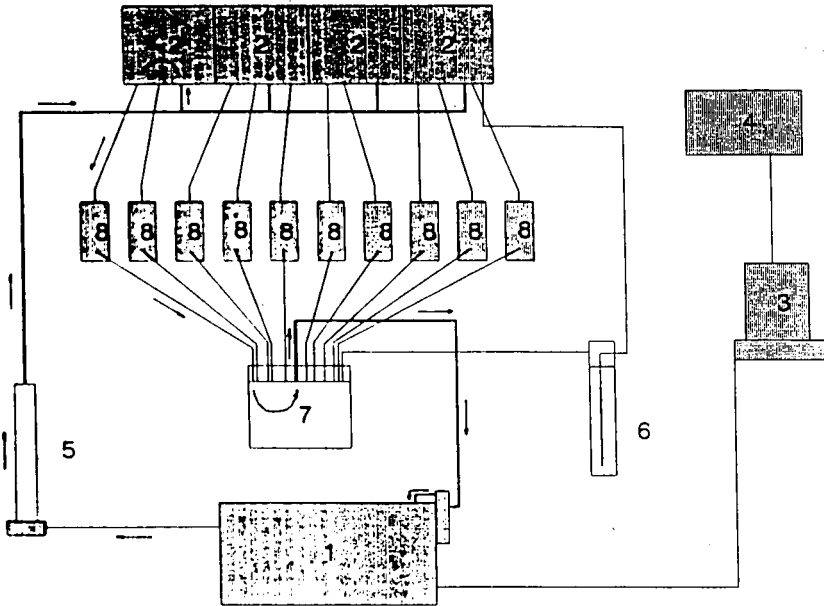
Die 1978 beschriebene Methode wurde in den letzten Jahren weitgehend verändert. Die Vorteile der Computertechnik auf allen Arbeitsgebieten wurden auch für dieses Meßverfahren genutzt. Im vorliegenden Beitrag wird ein neues Gaskreislaufverfahren beschrieben.

Aufbau und Funktion des Meßverfahrens

In dem in Abb. 1 schematisch dargestellten Meßsystem wird das Infrarotabsorptionsgerät INFRA-LYT 2200 der Fa. JUNKALOR DESSAU GmbH (1) mit zwei Meßbereichen (0-2% und 0-4% CO₂) zur Messung des CO₂ verwendet. Die Steuerung der Messung und die Meßwertverarbeitung

* Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Hallesche Straße 44, D-06246 Bad Lauchstädt

erfolgt über einen PC (3) mit einer vom Ingenieurbüro PAATZ (Bad Lauchstädt) entwickelten Software. Es können auch andere Infrarotmeßgeräte bei entsprechender Anpassung der Software eingesetzt werden.



- | | |
|-------------------------------|---|
| 1 Infrarotabsorptionsmeßgerät | 6 Waschflasche mit NaOH als CO ₂ -Absorber |
| 2 Gasumschalter | 7 Tauchung |
| 3 PC | 8 Inkubationsgefäße |
| 4 Drucker | |
| 5 Strömungsmesser | |

Abb 1 Schematische Darstellung der Meßanordnung des Gaskreislaufverfahrens

Bei dem System ist es möglich, nach freier Wahl bis zu 10 Gefäße automatisch in die CO₂-Messung einzuschalten. Die Inkubationsgefäße (8) können beliebige Größe haben, da ihr Volumen in das Programm eingegeben wird.

Die Umschaltung von einem Gefäß zum anderen erfolgt über Gasumschalter (2), die über den Computer angesteuert werden. Das mit dem Inkubationsgefäß verbundene Magnetventil im Gasumschalter wird vom PC angesteuert und öffnet sich. Durch eine im Infralyt (1) eingebaute Pumpe wird das Gasgemisch mit einer an einem Strömungsmesser (5) einstellbaren Geschwindigkeit (60l/h) durch das Meßsystem gedrückt. Das Meßgas gelangt über eine Tauchung mit Silikonöl als Sperrflüssigkeit (7) zum Infralyt, dem ein Wasserabscheider vorgeschaltet ist. Der Weg des Gases ist in der Abbildung für ein Inkubationsgefäß durch Pfeile markiert. Das Gas wird solange durch das Meßsystem geleitet bis sich eine konstante Konzentration eingestellt hat. Zwischen den Messungen erfolgt eine Spülung der Meßwege mit CO₂-freier Luft. Hierzu wird die Luft in einer zwischengeschalteten Waschflasche

(6) durch Natrium-hydroxid geleitet. Der Spülvorgang erfolgt bis zum Erreichen des Null-Punktes. Nach der Messung werden die Gefäße mit angefeuchteter, CO₂-freier Luft gespült und bis zum nächsten Meßtermin inkubiert.

Die gemessene Konzentration wird im Rechner mit Hilfe der entsprechenden Software in die gewünschten Angaben umgewandelt. Die Meßwerte werden bei jeder Messung als aktuelle Werte in mg CO₂ pro 100g Boden und als Summe über die bisher vorliegende Meßzeit sowohl in mg CO₂ als auch mg C ausgegeben. Zur Eichung des Infralyt (zur Zeit genutzter Typ kann auch ohne Prüfgas justiert werden) wird Prüfgas mit einer im zu erwartenden Meßbereich liegenden Konzentration benötigt.

Diskussion

Im Gegensatz zu dem in immer stärkerem Maße zur Messung der Bodenatmung eingesetzten SIR-Verfahren (Substrat-induzierte-Respiration), das im Durchfluß arbeitet, handelt es sich bei dem vorgestellten Meßverfahren um eine diskontinuierliche CO₂-Messung, bei der man annähernd quantitativ die aus einem Boden oder Substrat in einer bestimmten Zeiteinheit freigesetzte CO₂-Menge ermitteln kann.

Diese Methode arbeitet wesentlich genauer als die herkömmlichen und zum Teil stark abgewandelten Titrationsmethoden. Sie ist frei von subjektiven Fehlern und erlaubt das Arbeiten mit hohen Probenzahlen. So können bis zu 120 Töpfe pro Tag gemessen werden. Die Probenmenge ist je nach Größe der Inkubationsgefäße variabel (50-300 g Boden). Das Vorhandensein von zwei Meßbereichen (0-2 und 0-4% CO₂) erhöht die Meßgenauigkeit. Die CO₂-Freisetzung erfolgt wie unter natürlichen Bedingungen durch Diffusion, es erfolgt keine Zwangsbelüftung.

Die Wahrung eines für die Atmung günstigen Boden-Luftverhältnisses ist durch die Anpassung der Bodenmenge an das Volumen der Inkubationsgefäße gegeben.

Das vorgestellte Meßsystem ist keine Alternative zur SIR-Anlage von HEINEMEYER et al. (1989). Beide Verfahren nutzen das Prinzip der Infrarotabsorption, unterscheiden sich jedoch methodisch und in der Fragestellung. Während die SIR-Anlage hauptsächlich zur Ermittlung der Basalatmung und der Bestimmung der mikrobiellen Biomasse genutzt wird, erlaubt das Gaskreislaufverfahren die Untersuchung der unterschiedlichsten Fragestellungen mit Ausnahme der Bestimmung der mikrobiellen Biomasse. Es eignet sich besonders gut zur Messung der Umsatzgeschwindigkeit und des -grades organischer Substanzen sowie des Mineralisierungsvermögens von Böden, Schlämmen oder anderen Substraten (REIN-HOLD, KLIMANEK, BREITSCHUH, 1991). So wurden Grad- und Mineralisierungsgeschwindigkeit der Ernte- und Wurzelrückständen fast aller landwirtschaftlich genutzten Pflanzenarten bestimmt und die Ergebnisse zur Ableitung der Mineralisierungskeffizienten für diese Pflanzenarten (KLIMANEK, 1980; KLIMANEK, KÖRSCHENS, 1984; KLIMANEK, 1990 a, b) verwendet.

Da die Inkubationsgefäße nicht fest mit der Anlage verbunden sind, kann in einem Ansatz die Wirkung mehrerer exogener Faktoren wie Temperatur, Feuchte, anaerobe Bedingungen u.a. geprüft werden.

Zusammenfassung

Es wird eine neue Methode zur Messung der CO₂-Freisetzung aus Bodenproben von Inkubationsversuchen vorgestellt. Die CO₂-Bestimmung erfolgt mit Hilfe der Infrarotabsorption, wobei das untersuchende Gas im Kreislauf durch das Meßsystem geführt wird. Bis zu 10 Gefäße können in den Gaskreislauf eingeschaltet und nacheinander gemessen werden. Zwischen den Messungen erfolgt eine automatische Spülung der Meßwege mit CO₂-freier Luft.

Es handelt sich um eine diskontinuierliche Bestimmung des CO₂-Gehaltes. Die Zeitabstände der Messungen können frei gewählt werden. Die Steuerung der Messung und die Verrechnung der Meßwerte erfolgt über einen PC mit einer speziell dafür entwickelten Software.

Dieses Verfahren eignet sich besonders gut zur Bestimmung der Umsatzgeschwindigkeit und des -grades dem Boden zugeführter organischer Substanzen sowie des Mineralisierungsvermögens von Böden, Schlämmen oder anderen Substraten.

Literatur

- ALEF, K., 1991: Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. ecomed Verlagsgesellschaft mbh, Landsberg/Lech
- GREILICH, J., FRANKO, U. und KLIMANEK, E.-M., 1978: Messung der CO₂-Produktion in Inkubationsgefäßen mit einem Ultrarotabsorptionsmeßgerät in einem Gaskreislaufverfahren. Zbl. Bakt. II. Abt., 133, 201-203
- HEINEMEYER, O., INSAM, H., KAISER und E.A., WALENZIK G. 1989: Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infrared gas analysis. Plant and Soil 116, 191-195
- KLIMANEK, E.-M. 1980: Mineralisierungsleistung unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von der Düngung. Arch. Acker-u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 24, 4, 225-232
- KLIMANEK, E.-M.; KÖRSCHENS, M. 1984: Mineralisierungsverhalten und Stickstoffbereitstellung von Seeschlämmen. Zbl. Mikrobiol. 139, 561-568
- KLIMANEK, E.-M. 1990 a: Umsetzungsverhalten von Ernterückständen. Arch. Acker-u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 34, 8, 559-567
- KLIMANEK, E.-M. 1990 b: Umsetzungsverhalten der Wurzeln landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten. Arch. Acker-u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 34 (1990) 8, S. 603-611
- REINHOLD, G.; KLIMANEK, E.-M.; BREITSCHUH, G. 1991: Zum Einfluß der Biogaserzeugung auf Veränderungen in der Kohlenstoffdynamik von Gülle. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 35 (2), 129-137

Bestimmung mikrobieller Aktivitäten an Makrogefügeproben

von

Emmerling, C.¹, S.-B. Lee² und D. Schröder¹

Bodenbiologische Untersuchungen werden standardisiert an gesiebten Proben vorgenommen. Durch die Siebung findet sowohl eine Abscheidung von Skelett und groben Pflanzenresten statt, als auch eine Homogenisierung, die die Reproduzierbarkeit der Meßergebnisse verbessert. Die natürliche Lagerung und die räumliche Variabilität von Bodenfaktoren werden verändert und nivelliert. Aus Messungen an gesiebten Proben mit Wassergehalten von 40-60% WHK und bei Laborbedingungen von 21°C können Aussagen zur potentiellen Aktivität hergeleitet werden, kaum aber zur realen Aktivität unter Freilandbedingungen. Dieses Vorgehen ist zur Bestimmung z.B. der mikrobiellen Biomasse von Böden notwendig. Bei der Bestimmung *mikrobieller Aktivitäten* kommt es aber zu Fehleinschätzungen. An tonreichen gesiebten Lößproben wurden z.B. im Vergleich zu aggregiertem Probenmaterial deutlich höhere C- Mineralisationsraten gefunden (Schröder et al. 1989). Tonreiche Böden sind aber unter Freilandbedingungen nicht umsatzaktiver, sondern umsatzträger, weil sie kälter und luftärmer sind, was auch an den höheren Humusgehalten abzulesen ist.

In situ Messungen im Freiland, wie z.B. die Erfassung von Respirationsraten, scheitern bislang noch an der unkontrollierten Interferenz durch Wurzeln. Ähnliche Probleme treten auch bei Stechringproben auf. Daher erscheint es zunächst sinnvoll, mikrobielle Aktivitäten an Gefügeproben zu bestimmen, die als dreidimensionale Körper eine erste Annäherung an die natürlichen Bedingungen im Boden ermöglichen.

¹Universität Trier, FB VI/ Abt. Bodenkunde, Universitätsring 15, 54286 Trier

²National Institute of Agricultural Science and Technology (NIAST), Agroecology Research Division, Suweon, South Korea

Die Probennahme erfolgte im Frühjahr 1996 an Böden aus verschiedenen Substraten, einem Pelosol (Ap) aus unterem Keuper, einer Löß- Parabraunerde (Ah/ Brache) und einer sandigen Braunerde (Ah) aus oberem Buntsandstein unter Wald. Außerdem wurde Streumaterial (Of,h) aus einem Kiefernwald (Erico- pinion) gewonnen. An jeweils vier unabhängigen Arealen wurde das Probenmaterial mit einem Spaten entnommen und jeweils 15 Einzelproben zu einer Mischprobe vereinigt. Die Gefügekörper wurden an Sollbruchstellen getrennt und ein Teil der Proben <2mm gesiebt. Im Labor wurden sowohl die gesiebten als auch die Gefügeproben auf ca. 40-60% WHK eingestellt und für den Abbau leicht verfügbarer C- Quellen 14 Tage bei ca. 16°C gelagert. Zur Charakterisierung der Böden wurden die Parameter pH, Corg, Nt und Cmic nur am gesiebten Material bestimmt. Die mikrobiellen Aktivitäten wurden gemäß den Originalanleitungen gemessen. Lediglich die Zugabe von Glucose erfolgte als wässrige Lösung. Gesiebte und Gefügeproben wurden prinzipiell gleich behandelt.

Ergebnisse und Diskussion

Die mikrobiellen Aktivitäten von gesiebten und strukturierten Proben unterschieden sich bis auf wenige Ausnahmen signifikant. An Makrogefügen wurden lediglich 30 - 70% der Basalatmung, der Dimethylsulphoxid- Reduktaseaktivität oder des mikrobiellen N- Umsatzes gesiebter Proben gemessen (Tab. 1). Auch das Angebot einer leicht abbaubaren C- Quelle (Glucose) führte in den Makrogefügeproben zu signifikant niedrigeren Respirationsraten. Lediglich in dem nicht gesiebten Material der sandigen Braunerde war die DMSO- Reduktaseaktivität und die N- Mineralisationsleistung vergleichsweise erhöht, dies war für Netto-N aber nicht signifikant. Die deutliche Reduktion der mikrobiellen Aktivitäten an Makrogefügekörpern zeigt, daß auch unter natürlichen Bedingungen im Boden die mikrobiellen Stoffwechselleistungen deutlich niedriger liegen werden, als Untersuchungen an gesiebttem Material suggerieren. Durch Siebung werden zusätzliche Oberflächen geschaffen, eingeschlossene organische Substanz freigesetzt und der Luft- und Wasserhaushalt optimiert. Dieser Effekt ist auch für ein Einzelkorngefüge relevant, wenn stabilisierende Stoffe (Schleimabsonderungen, Polyuronide u.a.) aggregierend wirken. Im Auflagematerial waren die gemessenen mikrobiellen Aktivitäten in den gesiebten Proben niedriger, allerdings konnte nur für die Basalatmung ein signifikanter Unterschied ermittelt werden. Durch das Sieben werden offenbar Mikroorganismen- Populationen oder Ressourcen mit entfernt. Da auch im aggregierten Material aus dem humusreichen Ah- Horizont unter Wald höhere DMSO- Reduktaseaktivitäten ermittelt wurden, ist zu vermuten, daß bei hohen Humusgehalten die mikrobiellen Aktivitäten durch das Sieben erniedrigt werden. Werden die Ergebnisse zu weiteren Quotienten verrechnet, wie z.B. dem metabolischen Quotienten, so ergeben sich auch hier signifikante Unterschiede zwischen Gefüge- und Streuproben und gesiebten Proben (Bezugsbasis bildet die an gesiebten Proben ermittelten mikrobiellen Biomassen). Dies ist besonders dann relevant, wenn mittels metabolischem Quotienten Systemzustände auf Mikroorganismenebene

Tab. 1: Vergleich bodenmikrobieller Aktivitäten gesiebter und strukturierter Proben (Mittelwert ± Std.abw., n=4, Vergleich der Varianten mittels U-Test, *= p<0,05, n.s.= nicht signifikant)

Substrat	Variante	R _B µg CO ₂ gTS ⁻¹ h ⁻¹	SIR	met. Quot.	DMSO ng DMS gTS ⁻¹ h ⁻¹	Netto-N µg Nmin gTS ⁻¹ d ⁻¹
Pelosol	gesiebt	2,4 (0,41) *	38,3 (5,2) *	2,9 (0,13) *	1572,5 (97,6) *	1,6 3 (0,41) *
	Polyeder	1,9 (0,27)	26,8 (1,7)	2,3 (0,20)	1197,9 (123,5)	0,56 (0,28)
Parabraun.	gesiebt	0,8 (0,3) *	8,7 (4,1) *	4,9 (0,43) *	744,9 (174,1) *	0,47 (0,21) *
	Subpolyeder	0,4 (0,05)	2,4 (0,3)	2,4 (0,40)	280,7 (58,5)	0,11 (0,04)
Braunerde	gesiebt	2,5 (0,61) *	12,0 (2,0) *	9,4 (1,93) *	1351,4 (64,5) *	0,5 (0,10) n.s.
	stab.Einzelk.	1,7 (0,29)	7,2 (0,6)	6, 2 (1,13)	1803,1 (264,3)	1,30 (0,66)
Streu	gesiebt	56,6 (17,22) *	236,0 (49,2)n.s.	10,9 (1,15)*	1445,9 (481,4)n.s.	7,6 (4,86) n.s.
	Lagen	94,4 (22,4)	249,3 (61,0)	18,8 (5,31)	3925,1 (1816,4)	5,08 (3,28)

interpretiert werden, und allein die Wahl des Probenmaterials bei einem Vergleich absoluter Zahlen signifikant wird.

Die Messung der Respirationsraten nach Glucosezugabe über 24 Std. ermöglicht die Ermittlung des mikrobiellen Wachstums [*additional microbial growth* (AMR); Scheu 1993] sowie einer kinetischen Dimension der Substratverwertbarkeit. So zeigt sich z.B. beim Vergleichsmaterial des Pelosols, daß das mikrobielle Wachstum in beiden Varianten nach Glucosezugabe nahezu gleichzeitig beginnt, bei den Polyederproben aber schon nach 13 Stunden (gesiebt: 16 Std.) abgeschlossen ist und die zusätzliche CO₂- Produktion nur ca. 50% des gesiebten Materials erreicht. Eine als K_v berechnete Beziehung zwischen Dauer und Höhe des mikrobiellen Wachstums (Index of viability) verdeutlicht das herabgesetzte Wachstum bei den Makrogefügeproben im Vergleich zu den gesiebten Proben (Tab.2). Unter natürlichen Bedingungen dürfte daher die Stoffwechselaktivität von Mikroorganismen nur einen Teil des im Labor an gesiebten Proben gemessenen Niveaus erreichen.

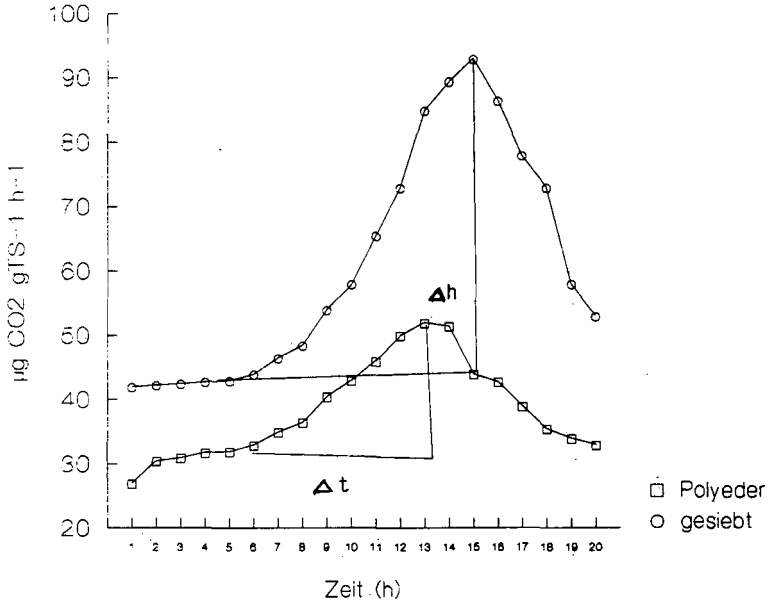


Abb. 1: Vergleich der Respirationsraten nach Glucosezugabe gesiebter und strukturierter Proben am Beispiel des Keupermaterials

Tab. 2: Wachstumsfähigkeit (K_v) von Bodenmikroorganismen in gesiebten und strukturierten Proben

	Pelosol		Parabraunerde		Braunerde		Auflage	
	gesiebt	Polyeder	gesiebt	Subpoly	gesiebt	stabilis.	gesiebt	lagig
Δh	48	17	24	3,6	26	23	14	80
Δt	8	6	12	2	15	16	3	9
$K_v (\Delta h/\Delta t)$	6	2,8	2	1,8	1,7	1,4	4,7	8,9

LITERATUR

Scheu, S. 1993: Analysis of microbial nutrient status in soil microcompartments: earthworm faeces from a basalt - limestone gradient. *Geoderma*, 56, 575-586.

Schröder, D.; Gehlen, P.; Peters, H. 1989: Bodenmikrobielle Aktivität in gesiebten, aggregierten und ungestörten Proben. *VDLUFA Schriftenreihe*, 30, 461-466.

Computersimulierte Enzym(system)e als Hilfsmittel zur Bestimmung kinetischer Eigenschaften von Bodenenzymen

von

Hintze, T.¹

1. Einleitung

Exoenzyme sind für Bodenmikroorganismen von großer Bedeutung. Sie sorgen für die Hydrolyse vieler extrazellulärer Substanzen und damit für die Bereitstellung zellinkorporierbarer Nährstoffe. Genaue Kenntnisse über das Bodenenzymssystem fehlen bislang, da insbesondere Enzymextraktionen nur unzureichend möglich sind. Allerdings legen die Vielzahl unterschiedlicher Habitats eines Bodens, gemeinsam mit den Kenntnissen der Enzymkinetik aus Biochemie und Medizin, die Existenz von Isoenzymen nahe.

Aufgrund der bestehenden laboranalytischen Schwierigkeiten, liegen bis auf wenige Ausnahmen ([1], [2], [3]) kaum Untersuchungen über Enzymsysteme vor, die auf die Existenz isoenzymatischer Reaktionsmuster in Böden hinweisen. Ein Weg dieser Problematik zu begegnen ist die (Computer-) Simulation derartiger Enzymsysteme, wie nachfolgend dargestellt wird [4]. Auf diese Weise ist es möglich vielfältige Kinetik-Kombination zu testen und Kenntnisse über Eigenschaften möglicher Boden-Isoenzymssysteme zu gewinnen.

2. Material und Methoden

Simulation der Enzymsysteme

Auf der Grundlage der Michaelis-Menten-Beziehung (MM-Beziehung) [5] wurden jeweils zwei 2-Enzymsysteme simuliert, deren Einzelenzyme sich in ihren kinetischen Eigenschaften (K_m und V_{max}) voneinander unterscheiden (Tabelle 1). Es wurden je Enzymsystem ein Enzym mit Aktivitätsmaximum in hohen Substratkonzentrationsbereichen [S] ($Enzym_0$) und ein Enzym mit einem solchen Maximum bei niedrigen [S] berechnet ($Enzym_1$).

¹ Kurfürstenstr. 13, D-54295 Trier, e-mail: hintzet@uni-trier.de (vormals Universität Trier, Abteilung Bodenkunde)

Mathematische Iteration

Basierend auf dem Iterationsalgorithmus von [6] wurden zwei Computerprogramme entwickelt (CORNISH und SPEARS), die es ermöglichen Aktivitätsüberschneidungen von Isoenzymen mathematisch aufzulösen und ihre jeweiligen kinetischen Eigenschaften zu berechnen.

Laboranalytische Enzymmessungen

Die Untersuchungen der Boden-Phosphomonoesterasen wurden gemäß der Methodenvorschrift von [7] durchgeführt.

Tabelle 1: Vergleich der "wahren" (simulierten) und mathematisch abgeleiteten Km und Vmax-Werte

Simulation/Enzym	Km / Vmax ¹ wahr	Km / Vmax ¹ CORNISH	Km / Vmax ¹ SPRENT	Km / Vmax ¹ Gesamtkurve ²
1 / Enzym _U ³	1,5 / 25	1,49 / 24,79	1,50 / 25,07	--
1 / Enzym _O ³	20 / 100	19,94 / 100,43	20,05 / 99,96	6,07 / 103,97
2 / Enzym _U ³	1,5 / 25	1,51 / 24,89	1,49 / 24,75	--
2 / Enzym _O ³	40 / 250	40,03 / 250,28	39,71 / 249,80	11,61 / 197,43

¹ Km [S], Vmax (Produkt Einwaage⁻¹ Zeit⁻¹)

² Lineare Regression aller Werte nach Eadie-Hofstee Transformation

³ Enzym_U = Enzym mit Substratspezifität im unteren [S]-Bereich; Enzym_O = Enzym mit Substratspezifität im oberen [S]-Bereich

3. Ergebnisse

Gemäß Tabelle 1 liefern die beiden Iterationsverfahren genaue Berechnungen der "wahren" (simulierten) kinetischen Parameter. Zwischen den Ergebnissen bestehen nur geringe Unterschiede. Hingegen weichen die Berechnungen (Regressionsgleichung) unter Annahme nur einer Enzymform deutlich von den "wahren" kinetischen Eigenschaften ab. Die Vmax-Werte nähern sich denen des Enzyms_O an. Bodenexoenzyme mit einem Aktivitätsmaximum in niedrigen [S] blieben auf diese Weise unentdeckt.

Abbildung 1 verdeutlicht, daß die Wahl des Transformationsverfahrens zur Darstellung enzymatischer Reaktionsverläufe bei der Beurteilung der Enzymeigenschaften von entscheidender Bedeutung ist. Das zumeist bei der grafischen Darstellung und Interpretation enzymkinetischer

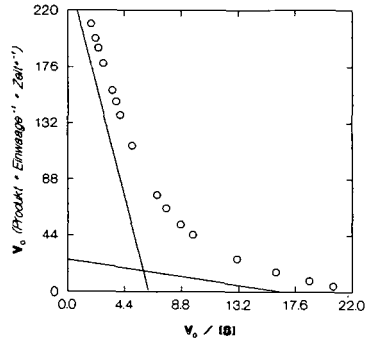
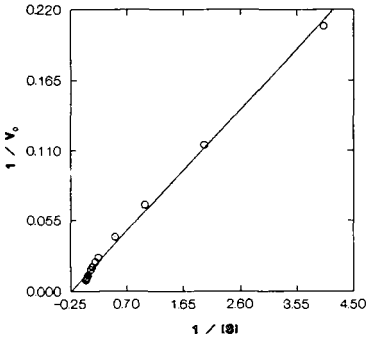


Abbildung 1a: Lineweaver-Burk-Diagramm Simulation 2 Abbildung 1b: Eadie-Hofstee-Diagramm Simulation 2

Datensätze herangezogene Lineweaver-Burk-Diagramm (Abb 1a), erweist sich bei der Existenz von Isoenzymen als ungeeignet. Die geringen Abweichungen von einer Geraden lassen das der Simulation zugrunde liegende Enzymsystem nicht erkennen. Im Gegensatz dazu ist das Eadie-Hofstee Diagramm (Abb 1b), wie der kurvige Reaktionsverlauf zeigt, sehr empfindlich gegenüber den bestehenden Abweichungen.

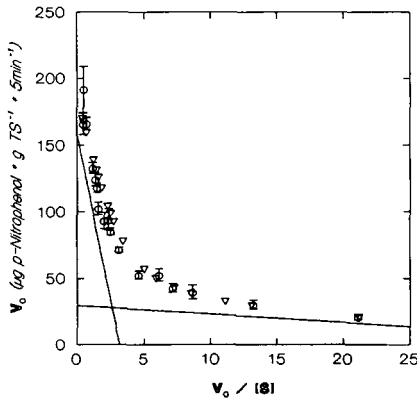


Abbildung 2: Eadie Hofstee-Diagramm saure Phosphomonoesterase Gilzem Wald (1994). Reaktionsverläufe der Labormessung (Kreise) und Reaktionsverlauf nach Trennung mit CORNISH (Dreiecke). Die Geraden repräsentieren die Anpassung an Enzym_l und Enzym_o ($K_m = 0,6 / 50,5$; $V_{max} = 29,6 / 158,7$).

Die Ergebnisse der Laboranalysen der sauren und alkalischen Phosphomonoesterasen ergaben bei 20 Braunerden (des Trierer Raumes) übereinstimmend Abweichungen von der MM-Beziehung, wie sie den obigen Simulationen zugrunde lagen. Abbildung 2 stellt dies beispielhaft dar, für die saure Phosphomonoesterase des Standortes Gilzem-Wald (1994).

In dem gewählten Beispiel wird ferner die Güte der Iterationsalgorithmen deutlich. Nach mathematischer Trennung (CORNISH, SPEARS) in zwei Enzyme unterschiedlicher Aktivitätsmaxima (Enzym_i und Enzym_o), läßt sich anhand ihrer berechneten Km- und Vmax-Werte die laboranalytisch ermittelte (Gesamt-) Kinetik sehr gut reproduzieren.

"One molecular form of an enzyme is simply just not good enough to produce the most effective biological organization", [8].

5. Literatur

- [1] Irving G.C.J. und Cosgrove D.J. (1976): The kinetics of soil acid phosphatase. *Soil Biology and Biochemistry*, 8, 335-340.
- [2] Nannipieri P. *et al.* (1982): Hydrolases extracted from soils: Kinetic parameters of several enzymes catalysing the same reaction. *Soil Biology and Biochemistry*, 14, 429-432.
- [3] Nannipieri P. *et al.* (1988): Characterization of humus phosphatase complexes extracted from soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 20, 683-691.
- [4] Hintze Th. (1996): Die Phosphatasen des Bodens und ihre Beeinflussung durch Zink und Kupfer - Ein enzymkinetischer Versuchsansatz. Dissertation Trier, Shaker Verlag.
- [5] Michaelis L. und Menten M.L. (1913): Die Kinetik der Invertinwirkung. *Biochemische Zeitschrift*, 49, 333-369.
- [6] Spears G. *et al.* (1971): A method for deriving kinetic constants for two enzymes acting on the same substrate. *Biochemical Journal*, 125, 1149-1151
- [7] Tabatabai M.A. und Bremner M.J. (1969): Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 1, 301-307.
- [8] Markert C.L. (1977): Isoenzymes: The development of a concept and its application. In: Rattazzi M.C. *et al.* (Hrsg.): *Isoenzymes: Current topics in biological and medical research*. Vol. 1. Alan R. Liss, Inc., New York.

Ethylmethylsulfid (EMS) als interne Standardsubstanz für die DMSO-Reduktionsmethode

von

Pfeffer, M., A. Mentler und D. Tschерko*

Einleitung

Die Bestimmung der DMSO-Reduktion (Alef u. Kleiner 1989) ist eine einfache, schnelle, empfindliche und billige Methode zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität in Böden und bodenähnlichen Substraten.

In Arbeiten von Smith et al. 1973, Bremner u. Bundy 1974, Bremner u. Banwart 1976 u. Zehner et al. 1992 konnte gezeigt werden, das schwefelhaltige Gase, unter anderem auch Dimethylsulfid, im Boden adsorbiert werden.

Durch Adsorption des während der DMSO-Reduktion mikrobiell gebildeten DMS, kann es zu Minderbestimmungen der mikrobiellen Aktivität kommen.

Zehner et al. 1992 konnte zeigen, daß die DMS Adsorption im Boden durch den Gehalt an organischem Kohlenstoff, die Tonmineralzusammensetzung und den Bodenwassergehalt in abnehmender Reihenfolge beeinflusst wird.

Das Ziel der vorgestellten Arbeit war es, eine geeignete Korrektursubstanz zur Kompensation von Matrixeffekten zu finden.

Der gemischte Thioether Ethylmethylsulfid (EMS) wurde als potentielle Korrektursubstanz für die DMSO - Reduktionsmethode getestet.

Material und Methoden

Es wurden 15 Acker- u. Waldböden mit unterschiedlichem Gehalt an organischem Kohlenstoff (0.7%-15%) u. Ton (8%-49%) verwendet. Der Wassergehalt der naturfeuchten Proben betrug zwischen 7% und 23%. Die naturfeuchten Proben wurden <2mm gesiebt und anschließend bei +4°C bis zur Verwendung gelagert.

Messung der DMSO - Reduktion:

Standardmethode versus Methode mit EMS als Korrektursubstanz

1.5g naturfeuchter Boden wurde in eine 20ml Rollrandampulle eingewogen, mit 320µl DMSO Lösung (6.6%) versetzt und gasdicht mit teflonbeschichteten Silikonsepten verschlossen. Die Ampullen wurden bei 40°C im Brutschrank inkubiert.

Die Ansätze für die Verwendung von EMS als Korrektursubstanz wurden wie oben beschrieben durchgeführt nur mit dem Unterschied, daß die Proben nach dem Verschließen der Ampullen mit einer bekannten Menge an gasförmigen EMS dotiert wurden.

Nach 4Std. Inkubation wurden 250µl Gasvolumen entnommen und DMS bzw. EMS gaschromatographisch bestimmt s. Abb. 1.

* Universität für Bodenkultur, Institut für Bodenkunde, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien

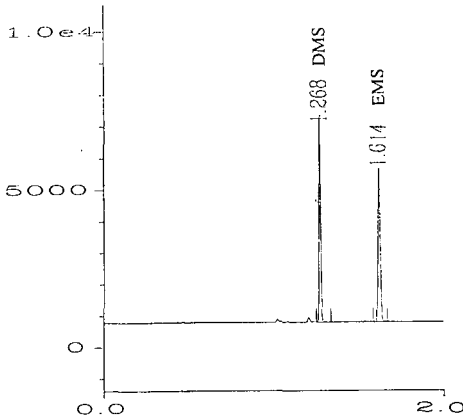


Abb.: 1 Gaschromatogramm einer Probe mit EMS als Korrektursubstanz.

GC-Parameter und quantitative Auswertung

Es wurde ein Hewlett Packard 5890 SeriesII Gaschromatograph mit Flammenionisationsdetektor verwendet. Die Gasprobe wurde im Splitmode auf eine Kapillarsäule (SAC-5, 30m x 0.25mm i.D. und 0.25 μ m Filmdicke, Fa. Supelco, Inc.) aufgegeben. Die Temperaturen des Injektors, Ofens und Detektors betragen 150°C, 40°C isotherm und 250°C. Zwischen DMS und EMS erfolgte innerhalb 1.6min. eine Basislinientrennung.

Die quantitative Auswertung erfolgte bei der Standardmethode mittels externer Kalibrierung und bei der Korrekturmethode mittels interner Standardmethode.

Bestimmung der DMS und EMS Adsorption

1.5g naturfeuchter Boden wurde in 20ml Ampullen eingewogen, gasdicht verschlossen und mit je 20 μ g DMS u. EMS dotiert. Die Ampullen wurden 4 Std. bei 40°C im Brutschrank inkubiert. Die adsorbierten Mengen wurden aus der Differenz der Substanzkonzentrationen zum Zeitpunkt t=0 und t=4 Std. errechnet.

Ergebnisse

Einfluß des organischen Kohlenstoffgehaltes auf die DMS u. EMS Adsorption

In Abb. 2 sind die adsorbierten Stoffmengen von DMS und EMS gegen die organischen Kohlenstoffgehalte aufgetragen. Sowohl DMS ($r^2=0.941$) als auch EMS ($r^2=0.953$) zeigen eine statistisch signifikante ($P<0.01$) logarithmische Korrelation mit dem Corg. Gehalt. Zwischen den beiden Kurven besteht kein statistisch signifikanter Unterschied. Das Adsorptionsverhalten von EMS kann in Bezug auf den organischen Kohlenstoffgehalt dem des DMS gleichgesetzt werden.

Bei einem organischen Kohlenstoffgehalt von 15% wurden 95% bzw. 88% der initialen EMS bzw. DMS Mengen adsorbiert.

Einfluß des Ton- und Wassergehaltes auf die DMS- und EMS- Adsorption

Es konnte sowohl zwischen dem Tongehalt und der DMS- ($r^2=0.553$) bzw. EMS- ($r^2=0.566$) Adsorption als auch zwischen dem aktuellen Wassergehalt (7%-23%) und der DMS- ($r^2=0.369$) bzw. EMS- ($r^2=0.511$) Adsorption bei den untersuchten Proben kein signifikanter Zusammenhang ($P<0.05$) gefunden werden.

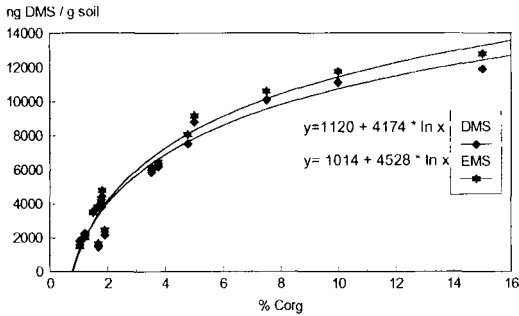


Abb.:2 Zusammenhang zwischen der DMS - u. EMS - Adsorption und dem organischen Kohlenstoffgehalt der Böden

Evaluierung von EMS als Korrektursubstanz für die DMS Adsorption

In Abb. 3 u. 4 sind die Ergebnisse der DMSO - Reduktion unter Verwendung von EMS als interne Korrektursubstanz im Vergleich zur Standardmethode ohne Korrektur und den aus Adsorptionsversuchen errechneten DMS Werten für zwei Waldprofile F2 und F3 gegenübergestellt. Für beide Profile konnte eine gute Kompensation der Matrixeffekte mit Hilfe der Korrektursubstanz EMS erzielt werden. Die mit EMS korrigierten DMS Werte stimmten gut mit den rechnerisch aus den DMS Adsorptionsversuchen ermittelten überein.

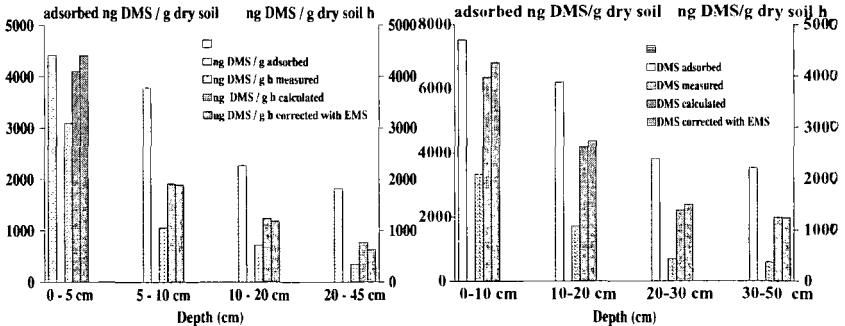


Abb.:3 Vergleich der mit der Standardmethode gemessenen und der mit EMS korrigierten sowie aus Adsorptionsversuchen errechneten DMS Werte in zwei Waldprofilen F2 und F3.

Die DMS Werte aus der Standardmethode wurden für das Profil F3 bzw. F2 um 90%, 145%, 220% u. 238% für die Tiefenstufen 0-10cm, 10-20cm, 20-30cm, u. 30-50cm und 32%, 82%, 71% u. 117% für die Tiefenstufen 0-5cm, 5-10cm, 10-20cm u. 20-45cm unterbewertet.

Vergleicht man die DMS Werte der Horizonte 30-50cm bzw. 20-45cm relativ zu den Werten der Horizonte 0-10cm bzw. 0-5cm wurde die mikrobielle Aktivität mit der Standardmethode um den Faktor 1.65 bzw. 1.26 unterbewertet.

Zusammenfassung u. Ausblick

- * Die organische Substanz spielt neben der Tonmineralzusammensetzung und dem Wassergehalt für die DMS Adsorption die wichtigste Rolle.
- * Ethylmethylsulfid eignet sich auf Grund des sehr ähnlichen Adsorptionsverhaltens als interne Korrektursubstanz.
- * Der Einsatz von gasförmigen EMS als Korrektursubstanz erfordert keine zusätzlichen Analysen zur Bestimmung der DMS Adsorption.
- * Die adsorbierte Menge DMS scheint neben der Adsorptionskapazität des Bodens auch vom Aktivitätsstatus der Probe abhängig zu sein. Werden Proben mit unterschiedlichen Sorptionskapazitäten oder vergleichende Aktivitätsbestimmungen einer bestimmten Probe nach natürlichen oder anthropogen verursachten Streßsituationen über die Zeit verfolgt, ist die Anwendung der internen Korrektur zu empfehlen.
- * Weitere Untersuchungen zur Adsorptionskinetik und zur Konzentrationsabhängigkeit der DMS u. EMS Adsorption durch Aufnahme von Adsorptionsisothermen im relevanten Konzentrationsbereich sowie die Prüfung der Abhängigkeit der Adsorption vom Aktivitätsstatus und die Vergleichbarkeit des Adsorptionsverhaltens von in situ entstandenem DMS zu extern angebotenen DMS in Modellversuchen sind noch ausständig.

Literatur:

Alef, K. and D. Kleiner (1989) Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and in soil aggregates by dimethylsulfoxide reduction. *Biol Fertil Soils*, 8, 349-355.

Smith, K. A., J.M. Bremner and M.A. Tabatabai (1973) Sorption of gaseous atmospheric pollutants by soil. *Soil Science*, 116, 313-319.

Bremner, J.M. and L.G. Bundy (1974) Inhibition of nitrification in soils by volatile sulfur compounds. *Soil Biol. Biochem.*, 6, 161-165.

Zehner, R., A. Mentler, M. Pfeffer and Elham A. Razig (1992) Einfluß von Matrixstörungen bei der Bestimmung der mikrobiellen Aktivität in Böden mittels der Dimethylsulfoxid -Reduktion. *VDLUFA Schriftenreihe Nr.35, Kongreßband 1992*, 579-582.

Bremner, J.M. and W.L. Barwart (1976) Sorption of sulfur gases by soils. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 79-83.

**Optimierung der Meßwertgewinnung in einer Anlage zum Monitoring
CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen aus Böden im Allgäu**

von

Glatzel, S.*, F. Rück**, M. Kleber* und K. Stahr*

Einleitung:

Die DFG-Forschergruppe „Messung, Modellierung und Minderung von klimarelevanten Gasen in landwirtschaftlichen Betriebssystemen“ der Universität Hohenheim beschäftigt sich mit der Bilanzierung der Flüsse von CO₂, CH₄, NH₃ und N₂O in einem Milchviehbetrieb. Im Rahmen des Teilprojektes des Instituts für Bodenkunde und Standortlehre (310) gilt es, die Rolle der Böden im Gashaushalt des Betriebes zu untersuchen. Hierzu wurde eine Anlage zum Monitoring von CO₂, CH₄ und N₂O aus dem Boden-Pflanze-System installiert.

Die Meßanlage:

Eine Meßkammer mit großer Grundfläche (1 m²) und großem Volumen (512 l) nach dem Vorbild des „moving chamber design“ von Edwards (1974) bildet die Grundlage der Anlage. Das „moving chamber design“ unterscheidet sich von anderen Kammerverfahren durch das Abheben des Haubendeckels mit den Seitenwänden während der Meßpausen. Die Kammern wurden unter Federführung des Institutes für Agrartechnik (440) der Universität Hohenheim entwickelt und hergestellt. Die Anlage besteht aus 12 Meßkammern an drei Standorten. Im Ruhezustand sind die Hauben hochgeklappt. Sie werden 4-6 mal täglich zur CO₂-Messung auf den Rahmen aufgepreßt. Die Gasmessung erfolgt am Infrarot-Gasanalysator. Hierbei wird Luft aus dem Haubeninneren durch die Küvette des Analysators und wieder zurück in die Haube gepumpt.

Gasmessungen mit Kammermethoden sind mit technischen Problemen behaftet: Eine der von Hutchinson & Livingston (1993) beschriebenen Fehlerursachen liegt in der Aufsättigung des Kammerinneren mit den betreffenden Gasen. Um Störeffekte einzuschränken, wird die Kammerluft mittels eines Ventilators zirkuliert.

* Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortlehre (310), 70509 Stuttgart

** Umweltbundesamt, Postfach 330022, 14191 Berlin

Material und Methoden:

Zur Durchmischung der Luft im Haubeninneren wurde ein Ventilator angebracht, der bei geschlossener Haube in Betrieb ist. Um die Effizienz des Ventilators bei der Durchmischung der Luft im Haubeninneren zu überprüfen und einen geeigneten Ort für die Entnahme von Gasproben zu finden wurde der Versuch Nr.1 durchgeführt:

Der Ventilator wurde in zwei Stellungen in die Haube eingebaut:

S (Senkrecht): An der Mitte der Seitenwand angebracht, 10 cm von dieser entfernt, auf halber Höhe gelegen, Luft von der nahen Seitenwand her ansaugend und in die Haubenmitte blasend.

A (Angewinkelt): Der Ventilator ist an derselben Stelle wie bei der Stellung S installiert, doch er ist hier um 15° von der Seitenwand angewinkelt und erzeugt so einen kreisenden Luftstrom.

Das Gas wurde an folgenden Orten entnommen:

- a Oben, nahe der links des Ventilators (vor dem Lufteinzug) gelegenen Ecke
- b Oben, nahe dem Endpunkt der von Position a ausgehenden Diagonalen

In die Haube wurden 50 ml CO₂ injiziert.

Die Verteilung dieser punktförmig erhöhten CO₂-Konzentration wurde überwacht, indem in einem Zeitraum von 30 min an mehreren Orten in der Haube Gasproben entnommen wurden. Die Bestimmung der Gasproben erfolgte am IR-Gasanalysator.

Nach Identifikation der geeigneten Ventilatoreinstellung war es das Ziel des Versuchs Nr.2, die Eignung von weiteren Entnahmeorten für die Luftproben zu überprüfen.

Folgende Gasentnahmeorte wurden gewählt:

- c Oben, nahe der rechts des Ventilators (hinter dem Lufteinzug) gelegenen Ecke
- d Oben, nahe dem Endpunkt der von Position c ausgehenden Diagonalen
- e Oben, am Kreuzungspunkt der Diagonalen gelegen
- f Unten, am Kreuzungspunkt der Diagonalen gelegen

Die CO₂-Injektion und die Meßwertgewinnung erfolgte abgesehen von der kürzeren Dauer (15 min) entsprechend der Vorgehensweise von Versuch Nr. 1.

Der Grad der Durchmischung sind in „% des wiedergefundenen CO₂“ dargestellt.

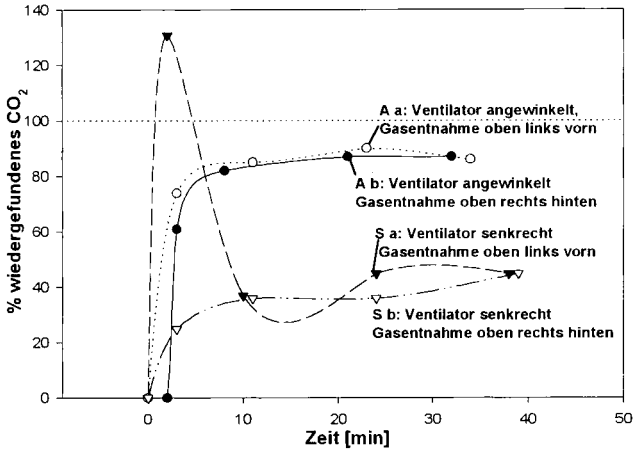


Abb.1: CO₂-Wiederfindungsrate in der "Hohenheimer Haube" in Abhängigkeit von Ventilatoreinstellung und Gasentnahmeort

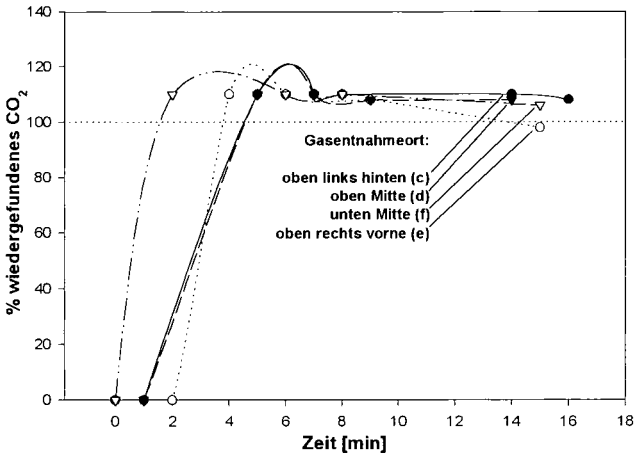


Abb.2: CO₂-Wiederfindungsrate in der "Hohenheimer Haube" in Abhängigkeit vom Gasentnahmeort bei Ventilatorstellung "angewinkelt"

Ergebnisse:

Abb.1 zeigt die Ergebnisse des Versuches Nr.1 zu Ventilatoreinstellung und Gasentnahmeort. In den ersten Minuten steigen die Wiederfindungsraten rasch an, um sich nach ca. 10 Minuten zu stabilisieren. Abb.2 illustriert die Ergebnisse weiterer Gasentnahmeorte bei „angewinkelter“ Ventilatoreinstellung. Hier werden, unabhängig von dem Ort der Gasentnahme, nach 5 Minuten identische Wiederfindungsraten von ca.110% erreicht. Es ist deutlich erkennbar, daß bei der Ventilatoreinstellung „Senkrecht“ bei beiden Gasentnahmeorten keine ausreichende Durchmischung erzielt wird. Die Wiederfindungsraten der Ventilatoreinstellung „Angewinkelt“ dagegen pendeln sich bei 85-90% des zu erwartenden CO₂ ein.

Die beiden Versuche zeigen, daß die Effizienz des Ventilators von dessen Positionierung abhängig ist. Es ist weiterhin wichtig, die erreichte Durchmischung an mehreren Orten im Haubeninneren zu überprüfen.

Der Umfang der von den Kammern überdeckten Fläche liegt bereits in einem Bereich, in dem Heinemeyer et al. (1995) eine deutliche Minderung des flächenbezogenen Variationskoeffizienten für N₂O feststellten. Das große Kammervolumen führt zwar zu Problemen bei der Detektion sehr kleiner Gasmengen, doch bei guter Durchmischung führt es zur Minimierung des eingangs beschriebenen Störeffektes.

Zusammenfassung:

Eine automatische Meßanlage zum ganzjährigen Monitoring von Kohlendioxid, Methan und Distickstoffoxid wurde im Allgäu installiert und die Meßwertgewinnung optimiert.

Die Optimierung erfolgte über die Bestimmung der Einstellungen:

- Stellung des Ventilators: angewinkelt
- Ort der Gasprobentnahme: ohne Bedeutung
- Zeitpunkt der Gasprobenentnahme: 5-30 min nach Haubenschließung

Literatur:

- Edwards, N.T. (1974): A moving chamber design for measuring soil respiration rates. *Oikos* **25**:97-101.
- Heinemeyer, O., J.C. Munch, E.-A. Kaiser: (1995): Variabilität von N₂O-Emissionen-Bedeutung der Gasauffangsysteme. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **76, I**: 543-546.
- Hutchinson, G.L. & G.P. Livingston (1993): Use of Chamber Systems to Measure Trace Gas Fluxes. *Agricultural Acosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*, S.64-78. ASA Special Publication Nr.55. Madison.

Stickstoffmineralisation im Freiland - ein Methodenvergleich

von

Zeller, V.*, E. Kandler* und V. Trockner**

Einleitung

Im Sinne ökologischer und ökonomischer Überlegungen muß N-Dünger effizient eingesetzt werden. Aus diesem Grund sollte bei der Ermittlung des Düngerbedarfs von Grünland die Nettostickstoffmineralisation (NNM) berücksichtigt werden. Da Modellversuche im Labor zu einer Überschätzung der NNM führen, sind geeignete Freilandmethoden zur Messung notwendig.

Durch *in situ*-Exposition werden Temperatureffekte ausgeschlossen. Bei der *buried bag*-Methode wird die Struktur des Bodens durch Sieben zerstört und der Wassergehalt konstant gehalten. Diese Störeffekte sollten bei der *resin core*- und der *Überdachten Brache*-Methode keinen Einfluß auf die NNM nehmen. Durch den kombinierten Einsatz von offenen Säulen und Ionenaustauschern (*resin core*-Methode) kann akkumuliertes Nitrat in den Ionenaustauscher verlagert werden. Von großem Interesse für die Beurteilung dieser Methode sind Untersuchungen über Veränderungen der mikrobiellen Biomasse während der Exposition.

Material und Methodik

Der Versuch wurde in einer montanen Dauerwiese (*Trisetum flavescens*) mit Schnittnutzung im Vinschgau/Südtirol durchgeführt. Die Düngung erfolgte jährlich mit ca. 150 dt gelagertem Stallmist. Die Korngrößenverteilung des *Dystric Cambisol* (FAO) lag bei 21% Ton, 44% Schluff, 35% Sand. Der Gesamtkohlenstoff betrug 4,0%, der Gesamtstickstoff 0,42% und der pH-Wert (0,01 M CaCl₂) lag bei 4,9.

Die NNM wurde in einer Tiefe von 0-20 cm nach Ausschluß der Pflanzen als akkumulierter Ammonium- und Nitratstickstoff gemessen:

A) in offenen Stahlsäulen mit Anionenaustauscherschicht (*resin core*-Methode nach Raison et al., 1987 und Hübner et al., 1991)

B) in geschlossenen Polyethylenbeuteln (*buried bag*-Methode nach Eno, 1960)

C) in überdachten Bracheflächen (*Überdachte Brache*-Methode nach Linden et al., 1992)

Ammoniumstickstoff und Nitratstickstoff wurden photometrisch im 0,0125 M CaCl₂-Auszug bestimmt (Schinner et al., 1993). Der Nitratgehalt der Ionenaustauscher wurde nach Elution mit 1 M NaCl-Lösung gemessen.

* Bundesanstalt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Spargelfeldstr.191, 1226 Wien

** Amt für Abfallbewirtschaftung, Battististr.21, I-39100 Bozen

Die NNM nach Methode A) und B) wurde in neun 1m² großen Teilflächen einer 500 m²-Fläche im Zeitraum vom 28.07.-20.10.1994 bestimmt. Für Methode A) wurden Expositionszeiten von 3-, 6- und 12 Wochen, für Methode B) 3- und 6 Wochen gewählt. Die N-Akkumulation nach Methode C) wurde im Abstand von 3 Wochen in drei 1m² großen, überdachten Bracheflächen gemessen. Der ninhydrinreaktive Biomasse-N wurde am 16.05., 27.06., 08.08. und 19.09.1995 nach 6-wöchiger Exposition der Stahlsäulen nach der FE-Methode bestimmt (Schinner et al., 1993) und mit jenem in unmittelbarer Umgebung der Säulen unter Dauergrünland verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Der zeitliche Verlauf der NNM war in den drei überdachten Bracheflächen sehr ähnlich, obwohl die räumliche Variabilität der NNM sehr hoch war. Stickstoff wurde fast ausschließlich in Form von Nitrat akkumuliert (Abb.1). Die maximale N-Akkumulation wurde nach 9 Wochen erreicht. Der anschließende Abfall des mineralisierten Stickstoffs wurde durch lateral eindringendes Wasser oder mikrobielle Immobilisation bewirkt.

Die *buried bag*-Methode lieferte höhere Werte als die *resin core*-Methode (Abb.2). Beide Methoden waren eng korreliert ($r^2 = 0,921$; $P = 0,000$; $n = 9$). Die höheren Werte der *buried bag*-Methode werden der Förderung der NNM durch die Strukturzerstörung zugeschrieben (Raison et al., 1987).

Die NNM (*resin core*-Methode) war in vier jeweils 3-wöchigen Expositionen der Säulen etwa gleich hoch wie in den zwei 6-wöchigen desselben Zeitraums (Tab.1). Die Werte waren positiv korreliert ($r^2 = 0,902$; $P = 0,001$; $n = 9$). Eine 12-wöchige Exposition gab im Vergleich höhere Werte und war mit der 3- und 6-wöchigen Exposition nicht korreliert. Möglicherweise wird die NNM bei 12-wöchiger Exposition durch den einsetzenden Wurzelabbau stimuliert (Gerlach, 1973). Die Variabilität der Einzelmessungen nahm mit der Dauer der Exposition ab. Die höheren Variationskoeffizienten der 3-wöchigen Exposition können durch die Störung des Bodens, die bei Einsetzen der Säule und durch das Entfernen der Wurzeln entsteht, erklärt werden.

Der ninhydrinreaktive Biomasse-N war nach der Exposition in offenen Stahlsäulen ähnlich wie im ungestörten Boden unter Grünland. Nur im Frühjahr nach organischer Düngung waren die Gehalte in den Säulen signifikant niedriger als am Feld (Abb.3). Im Gegensatz dazu nahm die mikrobielle Biomasse in geschlossenen Säulen stark zu (Rees, 1989). In offenen Säulen war die N-Immobilisation des akkumulierten Nitrat-N gering, da Nitrat in die Anionentauscherschicht verlagert wurde.

Tab.1. Vergleich der Nettostickstoffmineralisation (NNM) ($\mu\text{g N g}^{-1}$ TS pro Expositionsdauer) in 0-20 cm Tiefe vom 28.07.-20.10.1994 bei 3, 6, und 12-wöchiger Expositionsdauer. Unterschiedliche Buchstaben geben signifikante Mittelwertsdifferenzen an (Scheffe'-Test). (Mw =Mittelwert, $V(\%)$ =Variationskoeffizient, $n=9$)

3 Wochen			6 Wochen			12 Wochen		
Exposition	NNM		Exposition	NNM		Exposition	NNM	
	Mw	$V(\%)$		Mw	$V(\%)$		Mw	$V(\%)$
28.07.-18.08.	4,9	91	28.07.-08.09.	15,1	55	28.07.-20.10.	38,2	44
18.08.-08.09.	8,2	86						
08.09.-29.09.	2,5	89	08.09.-20.10.	6,8	81			
29.09.-20.10.	1,9	118						
28.07.-20.10.	17,4	62 a	28.07.-20.10.	21,9	50 a	28.07.-20.10.	38,2	44 b

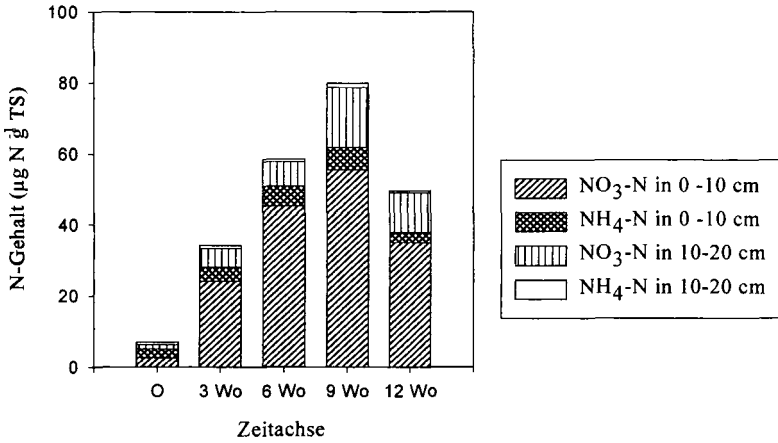


Abb.1. Verlauf der Ammonium- und Nitrat-N-Gehalte (*Überdachte Brache-Methode*) in 0-10 und 10-20 cm Tiefe unter einer 1m^2 großen, überdachten Bracheffläche im Zeitraum von 12 Wochen (28.07.-20.10.1994) nach Entfernung der Vegetation. (Mischproben aus 9 Einstichen)

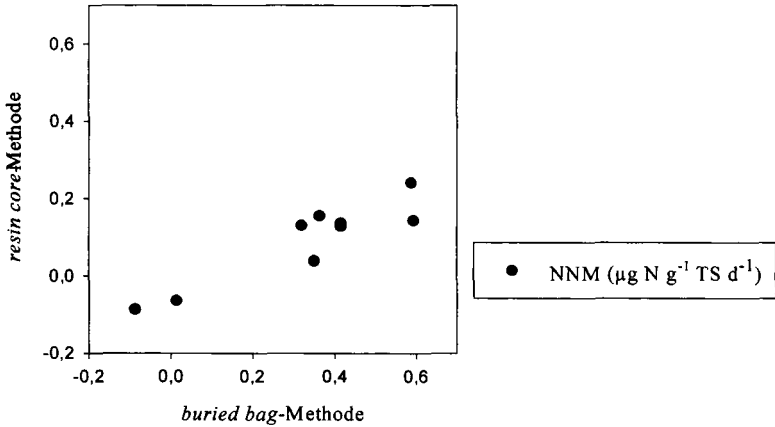


Abb.2. Vergleich der *resin core-* mit der *buried bag-*Methode. Die Nettostickstoffmineralisation (NNM) wurde in 0-20 cm Tiefe bei einer Expositionsdauer von 3 Wochen (29.09.-20.10.1994) gemessen.

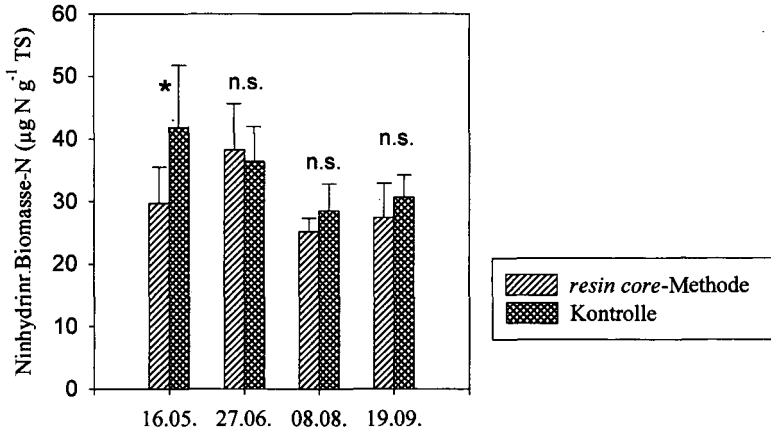


Abb.3. Vergleich des mikrobiellen Biomasse-N nach 6-wöchiger Exposition in offenen Stahlsäulen unter Brache (*resin core*-Methode) mit den Gehalten in unmittelbarer Umgebung unter Grünland (*Kontrolle*) am 16.05., 27.06., 08.08. und 19.09.1995 in 0-20 cm Tiefe. Signifikante Unterschiede (t-Test für gepaarte Stichproben) sind mit * gekennzeichnet ($P = 0,05$; $n = 9$).

Schlußfolgerung

Die *buried bag*-Methode führt aufgrund der Strukturzerstörung durch Sieben zu einer Förderung der NNM. Die *Überdachte Brache*-Methode erbringt durch Auswaschung oder mikrobielle Immobilisation des akkumulierten Nitrats unzuverlässige Ergebnisse. Die *resin core*-Methode scheint realistische NNM-Werte zu geben, da hohe Nitratakkumulationen durch Verlagerung in die Anionenaustauscherschicht vermieden werden. Die gemessene NNM (139 kg N ha^{-1}) stimmt im Zeitraum vom 04.04.-19.09.1995 mit den Stickstoffentzügen oberirdischer Pflanzenteile (127 kg N ha^{-1}) gut überein. Für weitere Freilandmessungen der NNM wird die Anwendung der *resin core*-Methode empfohlen. Die Expositionszeit der Säulen sollte in montanen Dauerwiesen etwa 6 Wochen betragen.

Literatur

Eno Ch.F. (1960) Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Science Society of America Proceedings*, 24, 277-299.

Hübner C., Redl G. and Wurst F. (1991) In situ methodology for studying N-mineralization in soils using anion exchange resins. *Soil Biology and Biochemistry*, 23 (7), 701-702.

Gerlach A. (1973) Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffmineralisation. *Scripta Geobotanica*, Band 5, Verlag E.Goltze KG, Göttingen.

Linden B., Lyngstad I., Sippola J., Soegaard K. and Kjellerup V. (1992) Nitrogen mineralization during the growing season. *Swedish Journal of Agricultural Research*, 22, 3-12.

Raison R.J., Connel M.J. and Khanna P.K. (1987) Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. *Soil Biology and Biochemistry*, 19 (5), 521-530.

Rees R.M. (1989) Measurement of nitrogen mineralization in soil. In: Nitrogen in organic wastes applied to soils (Hansen J.A. and Henriksen K., Eds), pp.11-24. Academic press, London.

Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (1993) Bodenbiologische Arbeitsmethoden, Springer Verlag, Berlin.

Analyse der lokalen Artenzahlen von epigäischen Collembolen in Trockenrasen

von

Winklehner, R.*, H. Winkler** und C. Kampichler***

Einleitung

In den letzten Jahren wurde neben lokalen Interaktionen zwischen den Arten auch den regionalen und historischen Prozessen immer mehr Bedeutung bei der Beeinflussung der lokalen Struktur von biologischen Gemeinschaften zugeschrieben (Ricklefs 1987). Eine wesentliche Frage dabei ist, ob die lokalen Interaktionen der Anzahl der koexistierenden Arten ein Limit setzen, oder ob die lokale Artenzahl von der regionalen Artenzahl abhängig ist (Cornell & Lawton 1992). Wir versuchen, diese Frage für die Gemeinschaften epigäischer Collembolen in ostösterreichischen Trockenrasen zu lösen. In dieser Arbeit präsentieren wir unseren Ansatz, möglichst verlässliche Werte für die lokale Artenzahl zu ermitteln. Wir stellen dabei das Sammeldesign (Form, Größe, Anzahl und Anordnung der Fallen) sowie die Auswahl des Schätzers der lokalen Artenzahl vor.

Material und Methoden

Fallentyp und Größe

Die Größe und Anordnung von Barberfallen bedarf einiger Überlegung (Adis 1979; Kuschka et al. 1987). Durch die aufwendige Sortierung und Bestimmung der Tiere ist die Anzahl der Wiederholungen eingeschränkt. Berbiere et al. (1989) untersuchten verschiedene Möglichkeiten, Collembolen in Rasen zu fangen. Sie stellten fest, daß Barberfallen mit 14 mm Ø eine verlässliche und praktikierbare Fallenart darstellen. Wir verwenden Mikrozentrifugenspitzen mit 10 mm Ø und einer Höhe von 40 mm, gefüllt mit 0,7 ml Formaldehydlösung (4%). Dadurch ist es nicht nur möglich, eine große Anzahl von Wiederholungen zu erhalten, sondern es wird auch der Beifang minimiert.

Anordnung und Zahl der Fallen

Eine Voraussetzung für die statistische Analyse ist die Unabhängigkeit der einzelnen Fallen innerhalb einer Fallenanordnung. Unter der Annahme einer ungerichteten zufälligen Bewegung der Collembolen in einem Habitat, ergibt sich laut Kuschka et al. (1987) die Wahrscheinlichkeit p eines Individuums in einer Falle von 10 mm Ø und einer Entfernung d (mm) gefangen zu werden als

$$p = \frac{\arcsin \frac{10}{d}}{360} \quad (1)$$

p hat den Wert 0,01 für eine Entfernung d von 159 mm.

Wir ordnen 36 Fallen in einem quadratischen Gitter von 6x6 Fallen mit einem Reihenabstand von 300 mm an. Die Wahrscheinlichkeit, daß ein Tier von einer bestimmten Falle startet und eine bestimmte

*Universität Wien, Institut für Zoologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien

**Universität Graz, Institut für Zoologie A-8010 Graz

***GSF, Institut für Bodenökologie, D-85764 Neuherberg

benachbarte Falle erreicht, beträgt damit $p=0,005$.

McArdle (1990) präsentierte eine einfache Beziehung zur Abschätzung der Wahrscheinlichkeit α , mit der eine Art der Häufigkeit p - eine Art mit beispielsweise $p=0,1$ ist in einer von 10 Fallen zu erwarten - in einer Fallenzahl N tatsächlich nachweisbar ist.

$$\alpha = 1 - (1-p)^N \quad (2)$$

Wir errechneten die Wahrscheinlichkeit, in einem oben beschriebenen Fallenensemble eine Art von der Häufigkeit $p = 1/36 = 0,028$ nachzuweisen, mit $\alpha = 0,64$, eine Art von $p = 2/36 = 0,056$ mit $\alpha = 0,87$, und eine Art von $p = 3/36 = 0,083$ mit $\alpha = 0,96$. Daher nehmen wir an, daß es mit dem beschriebenen Fallenensemble möglich ist, die lokale Artengarnitur, wenn nicht vollständig, so doch zu einem vernünftigen Ausmaß zu besammeln.

Ein Ensemble umfaßte eine Fläche von $2,25 \text{ m}^2$. Wir nehmen an, daß dies dem Maßstab der lokalen Interaktionen der epigäischen Collembolen entspricht.

Untersuchungsgebiet

Es wurden 16 österreichische Trockenrasen untersucht, die eine Fläche zwischen 0,5 und 120 ha besitzen. Sie stellen heute inselartige Reste früheren Weidelandes mit einer typischen Artengarnitur von epigäischen Collembolen in einem Meer intensiv landwirtschaftlich genutzter Fläche dar. Sie liegen zwischen 30 und 80 km südlich und östlich von Wien. Die Ensembles, für die zum jetzigen Zeitpunkt Ergebnisse vorliegen, stammen von zwei Trockenrasen. Auf der kleineren Fläche (0,5 ha, $16^{\circ}41'E$, $48^{\circ}02'N$, 200 m Seehöhe) wurden drei Ensembles, auf der andere Fläche (3 ha, $16^{\circ}37'E$, $24^{\circ}04'N$, 190 m Seehöhe) sechs Ensembles ausgebracht.

Die Fallen waren für 11 Tage vom 8. Mai bis zum 19. Mai 1995 ausgebracht.

Schätzung der lokalen Artenzahl

Wir haben zur Analyse der Daten zwei Gleichungen benützt. Die eine ist aus der Gruppe der Gleichungen, die auf der Arten-Areal-Beziehung beruhen und die andere ist das Jackknife erster Ordnung.

Reziprok-lineares Modell

Durch das Sammeln der Collembolen mit Barberfallen können wir die beobachtete Artenzahl nicht auf eine bestimmte Fläche beziehen. Dieses Problem haben wir gelöst, indem wir ein reziprok-lineares Modell benutzen.

$$1/S = a + b (1/N) \quad (3)$$

S ist die Artenzahl bei einer bestimmten Sammelintensität N (Fallenzahl). Im Gegensatz zu anderen Arten-Areal-Modellen liefert bei dieser Funktion $1/a$ ein Ergebnis für S bei hypothetisch unendlichem Sammelaufwand. Diese Gleichung hat laut Palmer (1990) eine Tendenz zur Unterschätzung der tatsächlichen Artenzahl, aber im Gegensatz dazu besitzt sie die beste Korrelation mit der tatsächlichen Artenzahl. Bei jedem einzelnen Datensatz wurde diese Gleichung an die, in 20 Wiederholungen ermittelte mittlere Arten-Fallenzahl-Kurve angepaßt.

Jackknife erster Ordnung

Diese nichtparametrische Methode wurde von Heltshe & Forrester (1983) vorgestellt. Sie basiert auf dem Auftreten von einzeln vorkommenden Arten, die in diesem Fall dadurch definiert sind, daß sie ausschließlich in einer und nur in einer Barberfalle vorkommen.

$$ES = OS + \frac{N-1}{N} k \quad (4)$$

ES ist die berechnete Artenzahl, OS die beobachtete Artenzahl und k ist die Anzahl der Arten, die nur in einer Falle auftreten, bei einer Anzahl von N Fallen. Das Jackknife erster Ordnung hat sich bei Simulationen von Baltanás (1992) und bei Originaldaten von Palmer (1990, 1991) als der präziseste Schätzer erwiesen.

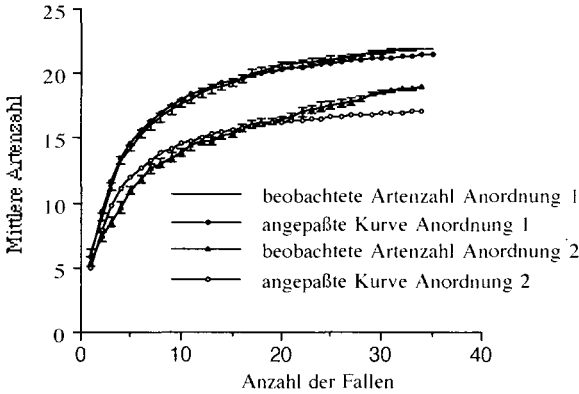


Fig. 1: Mittlere beobachtete Artenzahl zweier ausgewählter Ensembles mit Standardfehler und angepaßter Kurve nach Gleichung (3)

Ergebnisse:

Obwohl die Anzahl der Fallen relativ hoch war (>4000 in 126 Ensembles), konnte das Ausbringen und Wiedereinholen der Fallen in wenigen Tagen durchgeführt werden. Durch die systematische Anordnung war die Wiederfinderrate der Fallen sehr hoch und betrug pro Ensemble zwischen 27 und 36. Euedaphische Arten waren nur in sehr geringer Zahl und zufällig vertreten und wurden aus der Analyse ausgeschieden.

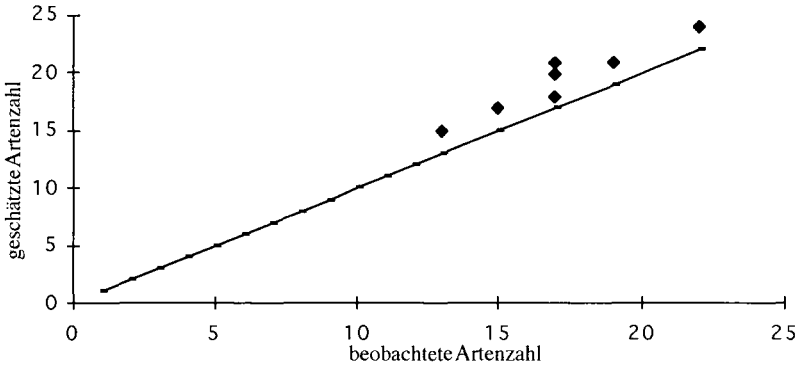


Fig.2: Beobachtete und mit dem Jackknife erster Ordnung (4) geschätzte Artenzahl

Die Anzahl der Arten pro Ensemble betrug zwischen 12 und 22. Der Beifang bestand im wesentlichen aus Ameisen. Andere Taxa traten in vernachlässigbarer Zahl auf. Der Standardfehler jedes einzelnen Datenpunktes der mittleren Arten-Fallenzahl-Kurve aus 20 Wiederholungen war kleiner als eine Art (Fig.1). Das reziprok-lineare Modell paßte mit einem R^2 zwischen 0,954 und 0,998 (Fig.1) sehr gut zu den Daten. Der linke Teil der Arten-Fallenzahl-Kurve wurde gut erklärt. In einigen Fällen versagte das linear-reziproke Modell im rechten Teil, da einzeln vorkommende Arten zu einem steileren Anstieg der Datenkurve führten, als dies bei der Modellkurve der Fall war (Fig.1). Im Gegensatz dazu ergab das Jackknife erster Ordnung lokale Artenzahlen zwischen ein und vier Arten höher als die beobachtete Artenzahlen (Fig.2).

Diskussion

Baltanás (1992) stellte fest, daß Artenzahl-Schätzer normalerweise in der ökologischen Feldarbeit nicht gerne verwendet werden. Er führt das auf die Tendenz der Gleichungen, die Artenzahl zu unterschätzen und auf ihre Abhängigkeit von der Repräsentativität der Daten zurück. Andererseits ist die beobachtete Artenzahl die schlechteste Schätzung der tatsächlichen Artenzahl (Palmer 1990; Baltanás 1992). Darüber hinaus stellte Palmer (1990) fest, daß Vergleiche von Artenzahlen zwischen ähnlichen Systemen durchaus Aussagen zulassen. Er strich heraus, daß in diesem Fall die berechnete Artenzahl nicht exakt der tatsächlichen Artenzahl entsprechen, sondern möglichst gut mit ihr korrelieren muß.

Da Gemeinschaften von epigäischen Collembolen moderate Artenzahlen haben (Kampichler 1991; Berbiers et al. 1989), können wir sicher sein, daß die meisten der vorkommenden Arten gefangen wurden. Dies ist eine Voraussetzung für die Anwendung des Jackknife, mit deren Erfüllung dieses eine verlässliche Methode für die Berechnung der lokalen Artenzahl der epigäischen Collembolen zu sein scheint. Gerade hier ist die Verwendung von kleinen Barberfallen von großem Vorteil, da sie eine hohe Anzahl an Fallen und damit eine vernünftige Abschätzung der einzeln vorkommenden Arten erlauben.

Das reziprok-lineare Modell scheint im Gegensatz dazu bei dieser Studie keine passende Möglichkeit zu bieten, die lokale Artenzahl zu schätzen, vor allem durch die Schwierigkeiten im Umgang mit eben diesen einzeln vorkommenden Arten.

Dank

Wir möchten Josef Rusek und Gerhard Bretfeld für ihre Hilfe bei Bestimmungsproblemen danken.

Literatur

- Adis, J. (1979) Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zool. Anz.* **202**, 177-184.
- Baltanás, A. (1992) On the use of some methods for the estimation of species richness. *Oikos* **65**, 484-492.
- Berbiers, Ph., Maelfait, J.-P. & Mertens, J. (1989) Evaluation of some sampling methods used to study Collembola (Insecta, Apterygota) in a pasture. *Rev. Écol. Biol. Sol* **26**, 305-320.
- Cornell, H.V. & Lawton, J.H. (1992) Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *J. Anim. Ecol.* **61**, 1-12.
- Heltshe, J.F. & Forrester, N.E. (1983) Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* **39**, 1-11.
- Kampichler, C. (1991) Zur Collembolenfauna der Trockenrasen im Naturschutzgebiet des Hundsheimer Berges (Niederösterreich). *Verh. Zool.-Bot. Ges. Öst.* **128**, 145-155.
- Kuschka, V.; Lehmann, G. & Meyer, U. (1987) Zur Arbeit mit Bodenfallen. *Beitr. Ent.*, Berlin, **37**, 3-27.
- McArdle, B.H. (1990) When are rare species not there? *Oikos* **57**, 276-277.
- Palmer, M.W. (1990) The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* **71**, 1195-1198.
- Palmer, M.W. (1991) Estimating species richness: the second-order Jackknife reconsidered. *Ecology* **72**, 1512-1513.
- Ricklefs, R.E. (1987) Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* **235**, 167-171.

Messung der Substrat-induzierten Respiration in Wald- und Ackerböden über O₂-Mikrokompensation: Feuchtebedingungen und respiratorischer Quotient

von

Theenhaus, A., M. Maraun und S. Scheu*

Einleitung

Bei der Durchführung der SIR-Methode (Substrat-induzierte Respiration) wird eine 'maximum initial respiratory response' der Mikroorganismen (MIRR) induziert, indem Glukose als Substrat gegeben wird (ANDERSON & DOMSCH 1978). Die Glukose kann entweder als Talkum-Pulver (ANDERSON & DOMSCH 1978), oder in wässriger Lösung zu den Proben gegeben werden (WEST & SPARLING 1986). Bei der Messung der MIRR in einer O₂-Mikrokompensationsanlage (SCHEU 1992) ist es zeitsparender, Glukose als wässrige Lösung zuzugeben. Außerdem hat die wässrige Zugabe den Vorteil, daß sich die Glukose homogen im Boden verteilt, ohne daß das Substrat mechanisch gestört (Mischen) wird. Im ersten Experiment sollte untersucht werden, ob diese Prozedur Einfluß auf die MIRR-Meßwerte von 15 verschiedenen Böden hat.

Bei dem Vergleich der Daten von Basalatmung und Substrat-induzierter Respiration, die auf Messungen der O₂-Konsumption oder der CO₂-Produktion basieren, wird oft ein respiratorischer Quotient (RQ; volumetrische Rate des evolvierten CO₂/volumetrische Rate des konsumierten O₂) zwischen 0,8 und 1,0 verwendet. Dieser Wert kann allerdings je nach den Bodeneigenschaften zwischen 0,3 (STOTZKY 1960) und 3,2 (MCGARITY et al. 1958) liegen. Da die meisten Verfahren zur Messung der Substrat-induzierten Respiration auf der Messung der CO₂-Produktion basieren, bei Verwendung der O₂-Mikrokompensationsanlage jedoch O₂ gemessen wird, haben wir in einem zweiten Experiment den RQ der Mikroorganismen in 15 verschiedenen Böden ohne und mit der Zugabe von Glukose bestimmt.

Material und Methoden

Charakterisierung und Präparation der Böden

Bei den 15 untersuchten Böden handelte es sich um 5 Waldböden (Schichttiefen 0-5 und 5-10 cm) aus Buchen- (*Fagus sylvatica* L.) und Eschenwäldern (*Fraxinus excelsior* L.) bei Göttingen (Nord-Deutschland) und 10 Ackerböden (0-20 cm Tiefe) des Untersuchungsgebietes Puch bei München (Süd-Deutschland). Unterschiede zwischen den Bodeneigenschaften der Ackerböden waren

* II. Zoologisches Institut der Universität Göttingen,
Berliner Str. 28. 37073 Göttingen

hauptsächlich durch unterschiedliche Kultivierung während der letzten 40 Jahre bedingt (siehe BECK et al. 1996). Die Böden wurden gesiebt (<2 mm) und auf 45% der Wasserhaltekapazität eingestellt. Der pH-Wert der Böden wurde bestimmt.

Der Einfluß der Bodenfeuchte auf SIR-Messungen

Im ersten Experiment wurde der Einfluß der Bodenfeuchte auf die MIRR der Mikroorganismen bei Verwendung der O₂-Mikrokompressionsanlage (SCHEU 1992) untersucht. Mit dieser Methode wird der von den Mikroorganismen verbrauchte Sauerstoff automatisch durch elektrolytisch produzierten Sauerstoff ersetzt. Das aus den Böden entweichende Kohlendioxid wird in alkalischer Lösung aufgefangen. Die Glukose wurde entweder als Pulver oder in einer wässrigen Lösung zu den Böden gegeben, wobei die Bodenfeuchte auf 120-150% der Wasserhaltekapazität erhöht wurde (CHENG & COLEMAN 1989). Alle Messungen erfolgten mit 2 Parallelen.

Respiratorischer Quotient der Mikroorganismen

Für die Bestimmung des respiratorischen Quotienten wurde die mikrobielle O₂-Konsumption in den Böden mit der O₂-Mikrokompressionsanlage gemessen und gleichzeitig die Menge des abgegebenen CO₂ titrimetrisch bestimmt (MACFADYEN 1970). Es wurden Bodenproben ohne und mit dem Zusatz von Glukose analysiert. Für die Ermittlung des RQ von Mikroorganismen, die nicht mit Glukose versehen waren, wurden jeweils die kumulative O₂-Konsumption und CO₂-Produktion während einer Versuchsdauer von 4 Tagen gemessen. Für die mit Glukose gedüngten Böden wurde der RQ der Stunden 0-7 bestimmt, weil danach mikrobielles Wachstum stattfinden kann (SCHEU 1990). Um festzustellen, ob CO₂ nicht-biologischen Ursprungs (z.B. aus Karbonaten) aus den Böden entweicht, wurden die Bodenproben vor der Analyse 10 Tage lang in Gefäßen vorinkubiert, die ein kleines Gefäß mit 1 N KOH-Lösung enthielten. Weiterhin wurden Proben analysiert, die nicht mit KOH-Lösung vorinkubiert worden waren.

Ergebnisse und Diskussion

Der Einfluß der Bodenfeuchte auf SIR-Messungen

Die MIRR der Waldböden betrug durchschnittlich 29,8 µgO₂/h*gTG (Minimum 16,8; Maximum 47,4) bei der Gabe von Glukose als Pulver und durchschnittlich 29,7 µgO₂/h*gTG (Minimum 15,4; Maximum 48,6) bei der Gabe von Glukose in Lösung. Der Durchschnittswert für die Ackerböden war jeweils 8,8 µgO₂/h*gTG (Minimum 2,4; Maximum 20,4 bei Gabe in Form von Pulver und Minimum 2,7; Maximum 21,4 bei Gabe in gelöster Form). Die Methode der Glukosezugabe hatte keinen Einfluß auf die MIRR der Böden (F ~ 0,01; p = 0,97 für Waldböden und F < 0,01; p = 0,99 für Ackerböden). Dies zeigt, daß bei verschiedenen Acker- und Waldböden die MIRR-Messungen vergleichbar sind, wenn Glukose als Pulver oder in Lösung zu den Proben gegeben wird. Dieses Ergebnis entsprach unseren Erwartungen und bestätigte die Ergebnisse anderer Autoren (WEST & SPARLING 1986; CHENG & COLEMAN 1989).

Respiratorischer Quotient der Mikroorganismen

In den Waldböden, die nicht mit Glukose versehen waren, betrug der RQ durchschnittlich 1.81 (Minimum 0.92; Maximum 3.29) ohne Vorinkubation mit Lauge. Dieser Wert fiel nach der Vorinkubation mit Lauge signifikant auf 1.19 ab (Minimum 0.92; Maximum 1.35; $F = 4.81$; $p = 0.042$; Abb. 1a). Auch in den mit Glukose versehenen Waldböden fiel der RQ durch die Vorinkubation mit Lauge signifikant ab ($F = 6.41$; $p = 0.021$). Der RQ betrug ohne Vorinkubation 1.18 (Minimum 1.05; Maximum 1.35) und mit Vorinkubation 1.00 (Minimum 0.75; Maximum 1.32; Abb. 1b). Auch in den nicht mit Glukose versehenen Ackerböden fand eine signifikante Verringerung des RQ durch die Vorinkubation von 1.08 (Minimum 0.94; Maximum 1.24) auf 0.72 (Minimum 0.64; Maximum 0.87) statt ($F = 80.8$; $p < 0.001$; Abb. 1c). Ebenso reagierte der RQ in mit Glukose versehenen Ackerböden (Abnahme von 1.53 (Minimum 1.40; Maximum 1.70) auf 1.25 (Minimum 1.02; Maximum 1.41; $F = 32.89$; $p < 0.001$). Die Verringerung des RQ nach Vorinkubation mit Lauge war in den mit Glukose versehenen Böden mit dem pH-Wert des Bodens korreliert (Waldböden: $r = 0.79$, $p = 0.007$; Ackerböden: $r = 0.57$, $p = 0.083$; Abb.1d). Der Unterschied des RQ nach Vorinkubation der Böden mit KOH war in Böden mit hohem pH-Wert am größten. Wahrscheinlich stammte der Großteil des aus nicht vorinkubierten Böden freigesetzten CO_2 aus Karbonaten. Im folgenden wird daher ausschließlich auf die Daten der Bodenproben, die mit Lauge vorinkubiert wurden, eingegangen.

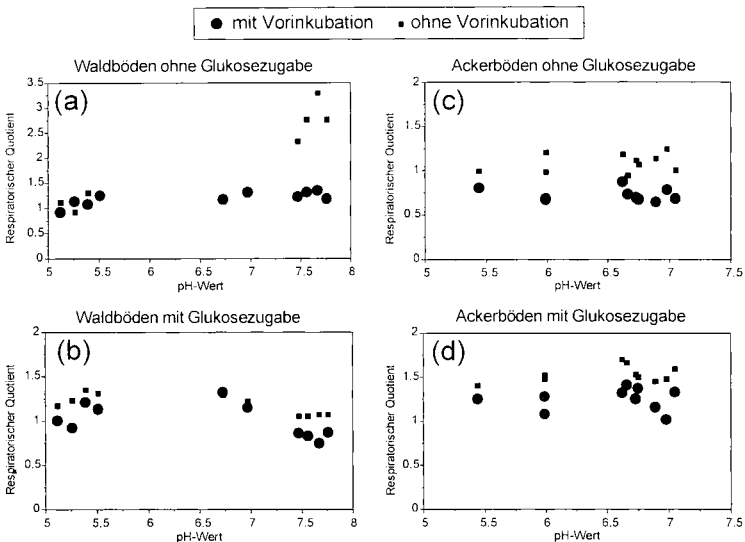


Abb. 1. Respiratorischer Quotient von 5 Waldböden (0-5 und 5-10 cm Bodentiefe) ohne Glukosezugabe (a) und mit Glukosezugabe (b) und von 10 Ackerböden (0-20 cm Bodentiefe) ohne Glukosezugabe (c) und mit Glukosezugabe (d) in Böden mit verschiedenen pH-Werten. Die Böden wurden 10 Tage lang unter Lauge vorinkubiert bzw. nicht vorinkubiert.

In den Ackerböden ohne Glukosegabe betrug der RQ im Durchschnitt 0.72. Dies deutet auf die mikrobielle Nutzung von sauerstoffarmen Substanzen hin (z.B. Fette, Proteine). Nach der Zugabe von Glukose zu den Ackerböden erhöhte sich der RQ auf 1.25. Dieser hohe RQ wurde vermutlich durch die Aktivität von anaeroben Mikroorganismen verursacht (z.B. BECK & BENGEL 1992; LOPEZ et al. 1995). Der RQ von 1.00 in mit Glukose versehenen Waldböden deutet auf rein aeroben Stoffwechsel hin, wobei hauptsächlich Glukose metabolisiert wurde. Der RQ von 1.19 in nicht mit Glukose versehenen Waldböden war überraschend. Wie durch den RQ von 1,00 in mit Glukose versehenen Proben gezeigt wurde, waren anaerobe Prozesse in diesen Böden von geringer Bedeutung.

Unsere Ergebnisse zeigen, daß Daten von Basalatmung und Substrat-induzierter Respiration, die auf Messungen der O₂-Konsumption oder der CO₂-Produktion basieren, nicht direkt vergleichbar sind.

Literatur

- 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.
- BECK, T., BENGEL, A. (1992) Die mikrobielle Biomasse in Böden, ihre Bestimmung, Indikatorfunktion und Bedeutung für die Stoffumsetzungen. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Schule und Beratung 01/02/92.
- BECK, T., JOERGENSEN, R.G., KANDELER, E., MAKESCHIN, F., OBERHOLZER, H.R., NUSS, E., SCHEU, S. (1996) The variability of different methods and analytical procedures to estimate soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.*, im Druck.
- CHENG, W., COLEMAN, D.C. (1989) A simple method for measuring CO₂ in a continuous air-flow system: modifications to the substrate-induced respiration technique. *Soil Biol. Biochem.* 21, 385-388.
- LOPEZ, P., VIDAL, M., LLUCH, X., MORGUI, J.A. (1995) Sediment metabolism in a transitional continental/marine area: the Albufera of Majorca (Balearic Islands, Spain). *Mar. Freshwater Res.* 46, 45-53.
- MACFADYEN, A. (1970) Simple methods for measuring and maintaining the proportion of carbon dioxide in air, for use in ecological studies of soil respiration. *Soil Biol. Biochem.* 2, 9-18.
- MCGARITY, J.W., GILMOUR, C.M., BOLLEN, W.B. (1958) Use of an electrolytic respirometer to study denitrification in soil. *Can. J. Microbiol.* 4, 303-316.
- SCHEU, S. (1990) Changes in microbial nutrient status during secondary succession and its modification by earthworms. *Oecologia* 84, 351-358.
- SCHEU, S. (1992) Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1113-1118.
- STOTZKY, G. (1960) A simple method for the determination of the respiratory quotient of soils. *Can. J. Microbiol.* 6, 439-452.
- WEST, A.W., SPARLING, G.P. (1986) Modifications to the substrate-induced respiration method to permit measurement of microbial biomass in soils of differing water contents. *J. Microbiol. Methods* 5, 177-189.

Interaktionen
zwischen
Bodenmikroflora und - fauna



The invisible INTERNET-Interactions between soil fauna, microbes and primary producers (Kurzfassung)

von

Setälä, H.*

Decomposition of organic material has for a long time known to be associated with the activity of soil heterotrophic microbes. That some fauna exist in soils, and in some case exert some influence on e.g. the disappearance of litter, is not a novel concept. However, a more detailed knowledge on the importance of soil animals in decomposition processes lags far behind that of microbes. Recent studies have emphasized the fast turnover rate of various microbial feeding fauna. This finding gave rise to a hypothesis - nowadays a fact - that considerable amounts of microbial biomass must be consumed to support this high animal production. The interactions between microbes and fauna started a new era in soils ecology about two decades ago. During the last years these interactions have been examined from the food web perspective; the important notion here is that changes at any level of a food chain can affect the behaviour of any other levels - not only the adjacent ones. For example, a rapid change in macropredators (e.g. carabid beetles) biomass has a potential to induce changes among, say, soil cellulolytic fungi.

Primary producers are repeatedly over-looked in studies on decomposer systems. This is bizarre remembering that a considerable fraction of energy entering the soils comes as root exudates and sloughed root cells. Moreover, this energy input enters the soil at the time when decomposers are most active - at least in the northern latitudes. Further, primary producers are intimately linked with decomposers through mycorrhizal fungi. Amazingly few studies exist on the relationships between soil heterotrophic microbes, soil fauna, mycorrhizal fungi, and plants. This is mainly due to methodological difficulties to simultaneously studying all responses of interactions between the „functional groups“ in soils. Microcosms provide some aid for the problem: in our laboratory studies in Jyväskylä we have found that the association between pine and birch seedlings and their ectomycorrhizal fungi is crucial not only for the two counterparts, but that this symbiotic relationship is likely to exert a great influence on the behaviour of the whole decomposer community.

*Department of Biological and Environmental Science, University of Jyväskylä, Finland



**Assoziation zwischen Nematoden-Fraßtypen und Mikroflora-Gruppen
in synthetischen Bodenfaunagemeinschaften in Mikrokosmen**

von

Dogan, H., K. Ekschmitt, G. Scholle und V. Wolters*

1. Einleitung

Die Dekomposition ist ein essentieller Prozess, der die Rückführung der Nährstoffe in den Stoffkreislauf und damit die Produktivität eines Ökosystems gewährleistet. Es ist daher von besonderem Interesse zu erfahren, welche Faktoren bei der Dekomposition eine Rolle spielen und wie die Zersetzung gesteuert wird [“top-down“ oder “bottom-up“ (HAIRSTON et al. 1960; MENGE & SUTHERLAND 1976)]. In den letzten Jahren wurden verstärkt Untersuchungen zur Aufklärung von Zersetzer-Nahrungsnetzen durchgeführt (WARDLE et al. 1993; WARDLE 1995; WARDLE et al. 1995). Dennoch sind diese Nahrungsnetze noch kaum verstanden.

In der vorliegenden Untersuchung soll mit Hilfe eines aufwendigen Mikrokosmos-Labor-experiments geprüft werden, inwieweit sich unter Ausschluß differenzierender abiotischer Faktoren, rein auf der Basis organischer Interaktionen, unterschiedliche Lebensgemeinschaften herausbilden. Die Bodenfauna wurde dabei in ihrer natürlicherweise im untersuchten Waldboden vorgefundenen Heterogenität in die Mikrokosmen eingesetzt. Hier soll in erster Linie auf die Nematoden als Vertreter der Mikrofauna eingegangen werden, die einen Hauptbestandteil des Detritus-Nahrungsnetzes bildet.

2. Material und Methoden

Im Frühjahr 1996 wurden Bodenproben aus der F-Schicht eines Sauerhumus-Buchenwaldbodens (Solling, Niedersachsen) entnommen und vorsichtig gesiebt und gemischt.

Anschließend wurden 72 Mikrokosmen mit dem gemischten Bodenmaterial und der darin befindlichen Bodenfauna beschickt. Die Mikrokosmen wurden über 13 Wochen im Labor bei konstanten Bedingungen (dunkel, 10°C) gehalten. Zweimal wöchentlich wurde künstlich beregnet, das Leachate entnommen und die CO₂-Freisetzung gemessen.

Vom ungestörten Freilandmaterial, dem gemischten Material vor dem Einbringen in die Mikrokosmen, sowie dem Mikrokosmosmaterial wurden die mikrobielle Biomasse (CFE-Methode), die ‘Pilzbiomasse’ (Ergosterol-Gehalt), die Nematodenfauna (Oostenbrink Elutriator) und die Meso-fauna (nach MacFadyen) quantitativ extrahiert. Als abiotische Parameter wurden unter anderem C_i und N_i des untersuchten Materials bestimmt.

Die Nematoden wurden bis auf Gattungsniveau bestimmt und nach YEATES et al. (1993) zu trophischen Gruppen zusammengefaßt. Die Mesofauna wurden ebenfalls bestimmt und in Großgruppen eingeteilt (DUNGER 1983).

* Institut für Allgemeine u. Spezielle Zoologie, -Abteilung Tierökologie-, Stephanstr. 24, D-35390 Giessen

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Varianz der abiotischen Faktoren, der Bakterien- und Pilzbiomasse und der abundanten Tiergruppen wurde durch das Mischen um den Faktor 10 verringert. Dadurch konnte der Einfluß abiotischer Faktoren auf die Differenzierung der Boden-Tiergemeinschaften ausgeblendet werden. Bei Erstellung des Artikels waren noch nicht alle Proben ausgewertet, trotzdem lassen sich klare Beziehungen erkennen. Führt man mit den aus den Mikrokosmen gewonnenen Daten eine 'Faktorenanalyse' durch, lassen sich zwei klar getrennte Kompartimente herausstellen, die auf den Pilzen (C_{fung}) bzw. Bakterien (C_{bact}) basieren (**Abb. 1**).

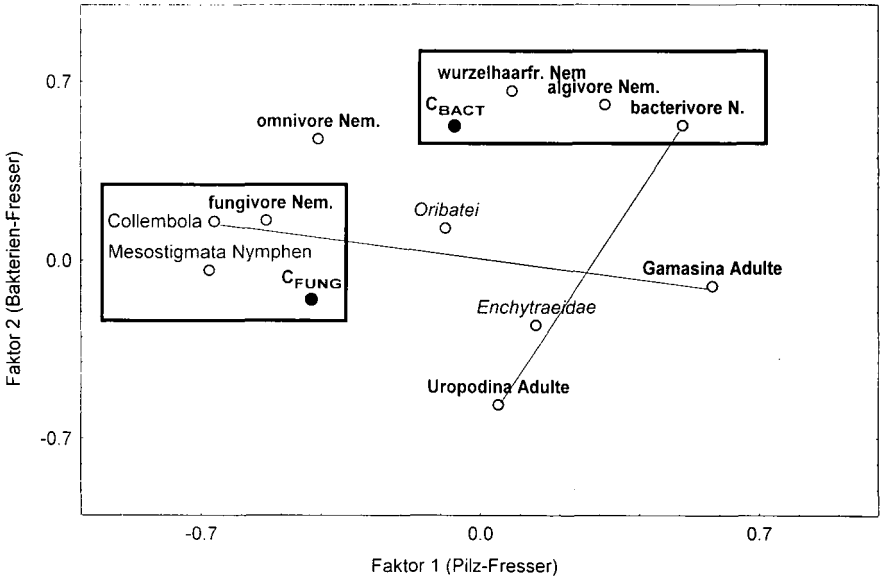


Abb. 1: Faktorenanalyse trophischer Gruppen (Nem., N. = Nematoden, C_{BACT} bzw. C_{FUNG} = Bakterien- bzw. Pilzbiomasse). In den Mikrokosmen bilden sich klar getrennte Kompartimente aus, die auf den Bakterien und Pilzen basieren.

Die omnivoren Nematoden stehen zwischen beiden Kompartimenten. Die Oribatiden und Enchytraeiden verhalten sich indifferent. Sie stehen in der Mitte der aufgespannten Ebene und lassen sich keiner Achse zuordnen.

Zur Bewertung des Einflusses von Nahrungsgrundlage, Konkurrenten und Freßfeinden der Nematoden wurde für die von der Mikroflora beeinflussten Kompartimente eine 'multiple lineare Regression' durchgeführt (**Tab. 1**). Für den gemischten Boden konnten keine signifikanten Korrelationen gefunden werden. Somit bestanden zu Beginn des Experiments nur unstrukturierte Gemeinschaften mit unkorrelierten Populationsdichten.

Nach einer 13-wöchigen Inkubationszeit der Mikrokosmen zeigen sich sowohl signifikante Einzelkorrelationen als auch signifikante Gesamtkorrelationen. Es haben sich in den Mikrokosmen durch rein biotische Effekte strukturierte Gemeinschaften mit Korrelationen zwischen Populationsdichten bestimmter Gruppen gebildet. Die fungivoren Nematoden sind positiv mit der Pilzbiomasse korreliert ($B = 0.04$; $p = 0.032$). Mit den Collembolen sind sie ebenfalls positiv korreliert ($B = 1,59$;

p = 0,026), obwohl sich im Verlauf des Versuchs die Pilzbiomasse und die Zahl der fungivoren Nematoden halbiert hat. Die Collembolen stellen anscheinend keine echten Konkurrenten für die fungivoren Nematoden dar. Eine signifikante Korrelation mit den als räuberisch anzusehenden adulten Gamasina oder Uropodina besteht nicht. Daraus läßt sich schließen, daß die fungivoren Nematoden primär durch ihre Nahrungsresource und damit "bottom-up" gesteuert sind.

Tab. 1: Multiple lineare Regression zur Bewertung des Einflusses von Nahrungsgrundlage, Konkurrenten und Freßfeinden zu Beginn des Versuchs (gemischter Boden) und in den Mikrokosmen. B = Regressionskoeffizient; Std.F.B = Standardfehler von B.

	Gemischter Boden			Mikrokosmos		
Fungivore Nematoden						
Gesamtregression	n=34	R ² =0.13	p<0.513	n=42	R ² =0.31	p<0.016
	B	Std.F.B	p	B	Std.F.B	p
Intercept	- 273.83	172.30	0.123	- 66.61	33.03	0.051
C fung	0.11	0.06	0.080	0.04	0.02	0.032*
Collembola	0.14	0.56	0.800	1.59	0.68	0.026*
Mesostigmata, Nym.	0.59	1.26	0.644	4.02	2.54	0.123
Gamasina Adulte	- 0.22	2.30	0.926	0.87	1.72	0.615
Uropodina Adulte	- 4.22	6.52	0.523	- 4.15	2.81	0.149
Bacterivore Nematoden						
Gesamtregression	n=34	R ² =0.28	p<0.081	n=42	R ² =0.31	p<0.018
	B	Std.F.B	p	B	Std.F.B	p
Intercept	33.51	186.03	0.858	667.49	366.66	0.077
C bact	0.03	0.11	0.788	- 0.18	0.21	0.398
Algivore Nematoden	0.77	0.62	0.225	3.47	1.37	0.016*
Wurzelfressende Nem.	0.09	0.07	0.179	0.24	0.23	0.297
Gamasina Adulte	- 7.78	7.16	0.287	20.72	22.69	0.367
Uropodina Adulte	37.72	24.94	0.142	- 69.14	40.26	0.094
Uropodina-Adulte						
Gesamtregression	n=34	R ² =0.34	p<0.066	n=42	R ² =0.15	p<0.404
	B	Std.F.B	p	B	Std.F.B	p
Intercept	3.3192	1.2776	0.015	1.8702	0.7496	0.017
Fungivore Nematoden	0.0014	0.0054	0.796	- 0.0105	0.0096	0.282
Bacterivore Nematoden	0.0029	0.0015	0.061	- 0.0012	0.0006	0.077
Omnivore Nematoden	- 0.0020	0.0012	0.107	- 0.0012	0.0016	0.466
Wurzelfressende Nem.	- 0.0006	0.0005	0.203	0.0005	0.0010	0.633
Algivore Nematoden	- 0.0076	0.0051	0.147	- 0.0012	0.0061	0.845
Collembolen	- 0.0143	0.0155	0.366	0.0099	0.0425	0.817
Gamasina-Adulte						
Gesamtregression	n=34	R ² =0.11	p<0.754	n=42	R ² =0.19	p<0.258
	B	Std.F.B	p	B	Std.F.B	p
Intercept	9.8100	4.2485	0.029	4.2886	1.2809	0.002
Fungivore Nematoden	0.0119	0.0178	0.511	0.0192	0.0163	0.247
Bacterivore Nematoden	- 0.0086	0.0049	0.094	0.0013	0.0011	0.260
Omnivore Nematoden	0.0013	0.0039	0.735	- 0.0028	0.0027	0.306
Wurzelfressende Nem.	- 0.0003	0.0016	0.872	- 0.0013	0.0017	0.429
Algivore Nematoden	- 0.0014	0.0170	0.935	0.0016	0.0103	0.878
Collembolen	- 0.0379	0.0516	0.469	- 0.1226	0.0726	0.099

Die bacterivoren Nematoden sind dagegen nicht mit ihrer Nahrungsquelle, den Bakterien korreliert. Die Zahl der bacterivoren Nematoden hat sich jedoch im Verlauf des Versuchs fast verdreifacht, wogegen die Bakterienbiomasse unverändert geblieben ist. Wieso kommt es aber nun nicht zu einem Overgrazing? Zu ihren Konkurrenten besteht keine negative Korrelation. Betrachtet man die Ergebnisse der Analyse, findet man eine schwache negative Korrelation ($B = -69,14$; $p = 0,094$) mit den räuberischen adulten Uropodina. Die bacterivoren Nematoden werden scheinbar weniger "bottom-up" als vielmehr "top-down" gesteuert: 'eine Uropodina frisst 70 bacterivore Nematoden'. Eine negative Korrelation zu den Gamasina besteht nicht.

Auffällig ist die Ausbildung einer Korrelation zwischen den bacterivoren und den algenfressenden Nematoden ($B = 3,47$; $p = 0,016$). Die Zahl der Algenfresser hat sich im Verlauf des Versuchs stark reduziert. Offensichtlich können sie aber Bakterien als Nahrungsgrundlage nutzen, da sich durch das fehlende Licht keine Algen bilden konnten. Die trophische Klassifizierung der algvoren Nematoden ist jedoch nicht eindeutig geklärt (BERNARD 1992).

Eine getrennte Analyse der räuberischen Milben zeigt keine signifikante Gesamtkorrelation. Offensichtlich sind die verwendeten Parameter nicht die wesentlichen Steuergrößen. Die Gamasina zeigen keine einheitlichen Beziehungen zu den Nematoden. Dagegen deutet sich eine negative Korrelation mit den Collembolen an ($B = -0,1226$; $p = 0,099$). "Räuber-Beute-Beziehungen" bestehen anscheinend im Wesentlichen zwischen den Uropodina und Mikroflora-fressenden Nematoden bzw. den Gamasina und Collembolen.

Literatur

- BERNARD, C.E. (1992): Soil nematode biodiversity.- *Biol. Fertil. Soils* 14, 99-103.
- DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden.- 3. neub. Aufl., Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt. 280 S.
- HAIRSTON, N.G., F.E. SMITH & L.B. SLOBODKIN (1960): Community structure, population control and competition.- *Am. Nat.* 94, 421-425.
- MENGE, B.A. & J.P. SUTHERLAND (1976): Species diversity gradients: synthesis of the roles of predator, competition and spatial heterogeneity.- *Am. Nat.* 110, 351-369.
- WARDLE, D.A. (1995): Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices.- *Adv. Ecol. Res.* 26, 105-185.
- WARDLE, D.A., G.W. YEATES (1993): The dual importance of competition and predation as regulatory forces in terrestrial ecosystems: evidence from decomposer food-webs.- *Oecologia* 93, 303-306.
- WARDLE, D.A., G.W. YEATES, R.N. WATSON, K.S. NICHOLSON (1995): The detritus food-web and the diversity of soil fauna as indicators of disturbance regimes in agro-ecosystems.- *Plant and Soil* 170, 35-43.
- YEATES, G.W., T. BONGERS, R.G.M. DE GOEDE, D.W. FRECKMAN & S.S. GEORGIEVA (1993): Feeding habits in soil nematode families and genera - An outline for soil ecologists.- *J. Nematol* 25, 315-331.

Ändern Bodentiere die Gemeinschaftsstruktur der Mikroorganismen und deren Stoffwechselleistungen in Mesokosmen?

von

Kandeler, E.¹, C. Kampichler², A. Bruckner³, R. G. Jörgensen⁴, K. Mölter² und L. Zelles²

Einleitung

Die Interaktionen von Bodentieren und Mikroorganismen wurde in den letzten Jahren in Mikrokosmen und unter Freilandbedingungen in Mesokosmen untersucht (Kampichler und Kandeler 1996). Zur Herstellung der Mesokosmen wurden ungestörte Bodenmonolithe tiefgefroren und anschließend mit Netzen unterschiedlicher Maschenweite ummantelt (Bruckner et al. 1995, Kampichler und Kandeler 1996). Aus einem früheren Mesokosmosexperiment unserer Arbeitsgruppe wissen wir bereits, daß die Mesofauna den mikrobiellen Stickstoffumsatz in einem Fichtenforst auf einer silikatischen Braunerde beeinflusst hatte (Vedder et al. 1996). Dieser Effekt trat bei dem Experiment nur in dem L/F-Horizont, nicht jedoch in dem H-Horizont auf. Ein weiteres Experiment, das vor allem der Analyse von Nebeneffekten der Mesokosmosmethode diene (Bruckner et al. 1996, Kampichler et al. 1996), wurde in einem 45-jährigen Fichtenforst im Gleinalmgebiet bei Knittelfeld in der Steiermark (1040 m Seehöhe; silikatische Braunerde) durchgeführt. Dieser Artikel präsentiert die dabei festgestellten Einflüsse der Mesofauna auf Stickstoffumsetzungen und unterschiedliche Komponenten der mikrobiellen Biomasse.

Material und Methodik

Zur Herstellung der Mesokosmen wurden 15 ungestörte Bodenmonolithe (250 x 250 x 150 mm) tiefgefroren und anschließend mit Netzen unterschiedlicher Maschenweite ummantelt. Ein Teil der Monolithe wurde nach dem Tieffrieren mit Hilfe einer Berlese-Tullgren-Apparatur mit Mesofauna beimpft, um in den Mesokosmen gleiche Dichten der Mesofauna wie im ungestörten Boden zu etablieren (siehe Bruckner et al. 1996). In einzelnen wurden folgende Varianten angelegt:

- (F) defauniert bei -15°C, mit feinem Netz (35 µm mesh) ummantelt
- (FB) defauniert bei -15°C, beimpft mit Mesofauna und mit feinem Netz ummantelt
- (GB) defauniert bei -15°C, beimpft mit Mesofauna und mit grobem Netz (1 mm mesh) ummantelt
- (K) Kontrolle (ungestörter Waldboden)

Nach einer 6-monatigen Versuchsdauer wurden im Oktober 1995 Proben der Streuauflage (L+F) und des H-Horizontes entnommen. Der Biomasse-C, der Biomasse-N und der Biomasse-P wurden nach der CFE-Methode bestimmt. Die pilzliche Biomasse wurde durch den Ergosterolgehalt abgeschätzt. Ein Vergleich der strukturellen Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse wurde

1 Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Spargelfeldstr. 191, A-1226 Wien

2 GSF-Institut für Bodenökologie, Neuherberg, D-85758 Oberschleißheim

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

4 Institut für Bodenwissenschaft, Von-Siebold-Str. 4, D-37075 Göttingen

anhand der ester gebundenen Phospholipidfettsäuren (EL-PLFA) nach der Methode von Zelles und Bai (1993) durchgeführt. Für diese Bestimmung wurden die Phospholipidfettsäuren aus dem Boden extrahiert und nach mehreren Festphasenextraktionsschritten mittels GC-MS gemessen. Bestimmte Fettsäuren gelten als gruppenspezifisch wie 18:2 ω 6 für Pilze. Die Summe von 12 Fettsäuren (i15:0, a15:0, n15:0, i16:0, 16:1 ω 9, 16:1 ω 7, i17:0, a17:0, n17:0, cy17:0, 18:1 ω 7 und cy19:0) wird von Frostegard und Baath (1996) zur Abschätzung der Bakterienbiomasse herangezogen. N-Mineralisation und Enzyme des N-Kreislaufes (Protease, Arginin-Desaminase, Urease) ergaben Aufschluß über die Stickstoffdynamik der einzelnen Varianten. Wenn nicht anders angegeben, erfolgte die Durchführung der einzelnen Methoden nach Schinner et al. (1996).

Zum Mittelwertvergleich einzelner Variablen dienten Varianzanalysen mit nachfolgendem Scheffé-Test zum paarweisen Zellenvergleich. Falls die Daten nicht normalverteilt waren, wurden sie vor der Analyse transformiert. Die Ähnlichkeit der Fettsäureprofile in den einzelnen Mesokosmen verglichen wir mit einer UPGMA Clusteranalyse (Ähnlichkeitsindex: Cosinus der logarithmierten Daten).

Tabelle 1: Abundanz der Mesofauna, Aktivitäten von Bodenenzymen und verschiedene Fraktionen der mikrobiellen Biomasse im L/F Horizont von Mesokosmen nach einer sechsmonatigen Versuchsdauer. F: feines Netz, FB: feines Netz, mit Mesofauna beimpft, GB: grobes Netz, mit Mesofauna beimpft, (n=5; bei den PLFA-Werten: n=3; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten auf einem Signifikanzniveau von P<0.05)

bodenbiologische Eigenschaften	Mesokosmen			Kontrolle	p-Niveau der Varianzanalyse
	F	FB	GB		
Abundanz der Collembolen (Individuen · 10 ³ · m ⁻²)	17	67	172	130	
Abundanz der Milben (Individuen · 10 ³ · m ⁻²)	26	63	112	383	
Biomasse-C (µg · g ⁻¹)	5217 a	5917 ab	5314 a	6829 b	0,0142
Ninhydrinreaktiver N (µg · g ⁻¹)	163 a	154 a	161 a	139 a	0,7227
Biomasse-P (µg · g ⁻¹)	261 a	293 a	248 a	255 a	0,3963
Ergosterol (µg · g ⁻¹)	156,7 a	128,3 a	125,9 a	190,1 a	0,6222
EL-PLFA _{gesamt} (nmol · g ⁻¹)	1500 a	1357 a	1137 a	1108 a	0,0472
pilzliche PLFA (mol %) ¹	5,24 a	4,88 a	5,08 a	6,30 a	0,2583
bakterielle PLFAs (mol %) ¹	27,75 a	27,59 a	29,92 a	27,23 a	0,3690
pilzliche PLFA / EL-PLFA _{gesamt}	0,05	0,05	0,05	0,06	
Ergosterol / Biomasse-C (%)	2,95	2,21	2,38	2,86	
N-Mineralisation (µg N · g ⁻¹ TS · 7d ⁻¹)	234,1 a	231,8 a	211,6 a	269,1 a	0,4913
Desaminase (µg N · g ⁻¹ TS · 2 h ⁻¹)	64,4 a	58,3 a	66,3 a	48,1 a	0,1553
Urease (µg N · g ⁻¹ TS · 2 h ⁻¹)	703,7 a	670,1 a	715,8 a	671,4 a	0,9053
Wassergehalt (%)	65,6 a	67,3 a	66,3 a	52,8 b	0,0000

1 Definition dieser Fraktion siehe Material und Methodik

Ergebnisse und Diskussion

Die Abundanz der Collembolen und Milben stieg von F (feines Netz) bis GB (grobes Netz, wiederbesiedelt mit Mesofauna) an (Tab. 1, Details siehe Bruckner et al. 1996). Es erreichten jedoch nur die Collembolen in den Mesokosmen mit dem groben Netz eine mit den ungestörten Kontrollproben vergleichbare Abundanz. Milben konnten mit Hilfe dieser Methode nicht vollständig die Mesokosmen wiederbesiedeln (Bruckner et al. 1996).

Nach einer 6-monatigen Inkubationsdauer hatte die unterschiedliche Abundanz der Mesofauna keinen Einfluß auf den Biomasse-C, -N, -P und den Ergosterolgehalt im L/F-Horizont der Mesokosmen (Tab.1). Der Biomasse-C der unbehandelten Kontrollböden war signifikant höher als der Biomasse-C aller Mesokosmen (Tab.1). Der PLFA-Gesamtgehalt im L/F-Horizont deutete an, daß in der Variante F (feines Netz) ein höherer Gehalt an PLFAs und damit an mikrobieller Biomasse vorlag als in den anderen Varianten. Die Mesofauna hat durch Zerkleinerung der Streu und Abgabe von Nährstoffen den Pool der mikrobiellen Biomasse nicht verändert. Der konstante Quotient von Ergosterol zum Biomasse-C und das konstante Verhältnis der pilzlichen Fettsäure 18:2 ω 6 zum Gesamtgehalt an EL-PLFAs in allen Ansätzen gaben Hinweis auf ein unverändertes Verhältnis von pilzlicher Biomasse zur Gesamtbiomasse (Tab.1). Die Cluster-Analyse aller EL-PLFAs zeigte ebenfalls, daß die Mesofauna keine deutlichen Veränderungen der Fettsäureprofile der Mikroorganismen bewirken konnten (Ergebnis wurde nicht abgebildet). Nach diesem Mesokosmosexperiment ist es unwahrscheinlich, daß sich die Gemeinschaftsstruktur der Mikroorganismen unter dem Einfluß der Mesofauna wesentlich verändert.

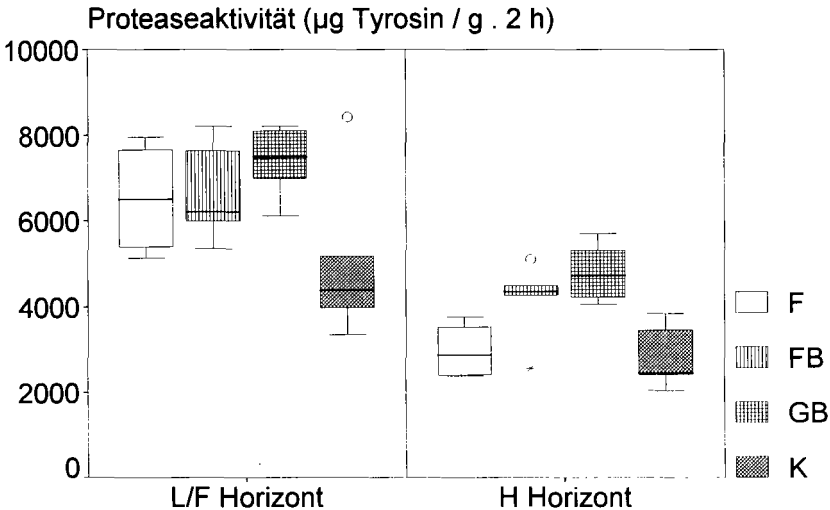


Abb.1: Einfluß der Mesofauna auf die Proteaseaktivität des L/F und des H-Horizontes in den Mesokosmen. Die Ergebnisse wurden als "Box & Whisker-plots"(Median, Quartilen, 10- bzw. 90% Perzentilen und Extremwerte außerhalb der 10- bzw. 90% Perzentile) dargestellt. (F) feines Netz, (FB) feines Netz, mit Mesofauna beimpft,(GB) grobes Netz, mit Mesofauna beimpft, (K) Kontrolle= ungestörter Waldboden

Mikrobielle N-Mineralisation, Arginin-Desaminase und Urease wurden im L/F-Horizont durch die Mesofauna nicht verändert (Tab.1). Die Proteaseaktivität wurde dagegen unter dem Einfluß der Mesofauna im H-Horizont signifikant ($P < 0,05$) erhöht; im L/F Horizont zeigte die Mesofauna keinen Einfluß. Die signifikant niedrigere Proteaseaktivität des Kontrollbodens (L/F Horizont) wird auf den geringeren Wassergehalt (Tab.1) oder auf das geringere Angebot an leicht verfügbaren organischen Stickstoffverbindungen dieser Proben zurückgeführt. Durch die Ummantelung der Monolithen mit Netzen ist das Wurzelwachstum in den Mesokosmen nicht möglich; abgestorbene Wurzeln stehen den Mikroorganismen und Bodentieren als Nahrungsquelle zur Verfügung. Das unterschiedliche Niveau der Proteaseaktivität in den Mesokosmen und in den Kontrollböden im L/F-Horizont zeigt, daß dieser sehr komplexe Versuchsaufbau noch immer nicht die "reale Welt" widerspiegelt (Odum 1984).

Unabhängig davon scheint die Mesofauna in diesem Mesokosmosexperiment durch die Beweidung von Pilzen zu einer erhöhten Proteaseproduktion im H-Horizont beizutragen. Dieses Ergebnis bestätigt frühere Untersuchungen von Hedlund et al. (1991) und Kandeler et al. (1993). Der mesofaunale Effekt konnte nur in der L/F-Schicht (Kandeler et al. 1993) oder im H-Horizont nachgewiesen werden. Zukünftige Untersuchungen werden deswegen die räumliche Verteilung der Mesofauna, der mikrobiellen Biomasse und der Proteaseaktivität in den einzelnen Mesokosmen aufklären.

Literatur

- Bruckner A, Wright J, Kampichler C, Bauer R, Kandeler E (1995) A method to prepare mesocosms for assessing complex biotic processes in soils. *Biol. Fertil. Soils* 19, 257-262.
- Bruckner A, Berthold A, Kampichler C (1996) Determining mesocosm side effects. I. Density of microarthropods and microfauna. *Appl. Soil Ecol.* (submitted)
- Frostegard A, Baath E (1996) The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biol. Fertil. Soils* 22, 59-65.
- Hedlund K, Boddy L, Preston CM (1991) Mycelial responses of the soil fungus, *Mortierella isabellina*, to grazing by *Onychiurus armatus* (Collembola). *Soil Biol. Biochem.* 23, 361-366.
- Kandeler E, Winter B, Kampichler C, Bruckner A (1993) Effects of mesofaunal exclusion on microbial biomass and enzymatic activities in field mesocosms. In: *Beyond the Biomass: Compositional and Functional Analysis of Soil Microbial Communities* (eds K Ritz, J Dighton, KE Giller), John Wiley, Chichester, U.K., pp 181-189.
- Kampichler C, Kandeler E (1996) Microbial-faunal interactions in soils. In: Schinner F, Öhlinger R, Kandeler E, Margesin R (eds) *Methods in Soil Biology*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, pp 364 - 382.
- Kampichler C, Baumgarten A, Zechmeister-Boltenstern S, Bruckner A (1996) Determining side effects of a soil mesocosm technique. II. Effects on microclimatic conditions, water capacity, infiltration rate, and nitrogen leaching. *Appl. Soil Ecol.* (submitted)
- Odum E (1984) The mesocosm. *BioScience* 34, 558-562.
- Schinner F, Öhlinger R, Kandeler E, Margesin M (1996) *Methods in Soil Biology*. Springer Verlag, Berlin.
- Vedder B, Kampichler C, Bachmann G, Bruckner A, Kandeler E (1996) Impact of faunal complexity in field mesocosms on microbial biomass and N-turnover in a spruce forest soil. *Biol. Fertil. Soils* 22, 22-30.
- Zelles L, Bai QY (1993) Fractionation of fatty acids derived from soil lipids by solid phase extraction and their quantitative analysis by GC-MS. *Soil Biol. Biochem.* 25, 495-507.

Eine neue Methode zur Untersuchung des Einflusses von Regenwürmern auf den N_{\min} -Gehalt des Bodens

von

Helling, B.

Einleitung

Um den Einfluß von Regenwürmern auf den Stickstoffkreislauf im Boden, auf Enzymaktivitäten, die mikrobielle Biomasse oder den Ertrag im Freiland zu untersuchen, wurde bisher häufig mit Regenwurm-Aussatzparzellen gearbeitet (Edwards und Lofty 1980, Weiß 1994). In diesen wird die Dichte der Regenwürmer künstlich erhöht oder erniedrigt. Dadurch kann im Vergleich mit Parzellen, die den ursprünglichen Besatz aufweisen, der durch Regenwürmer bewirkte Unterschied aufgezeigt werden. Die aufwendige Beschaffung und Abschirmung der Regenwürmer in den Aussatzparzellen ermöglicht oftmals nur eine geringe Zahl an Wiederholungen, wodurch eine statistische Absicherung der gewonnenen Ergebnisse meist nicht möglich ist. Regenwurm-Manipulationsexperimente von der Größe und der Wiederholung wie Blair et al. (1995) sie angelegt haben, setzen einen hohen apparativen und finanziellen Aufwand voraus.

Laborversuche hingegen ermöglichen eine vergleichsweise schnellere und einfachere Untersuchung der Einflüsse von Regenwürmern auf bodenchemische und -mikrobiologische Parameter (Binet und Trehen 1992, Scheu und Parkinson 1994). Sie haben jedoch den Nachteil, daß die Übertragbarkeit auf Verhältnisse im Freiland häufig unsicher ist (Bouché et al. 1987).

Aus diesem Grund wurde ein Versuchsdesign im Freiland mit langen, schmalen Enclosures aus Gaze gewählt, in denen die Regenwürmer einzeln exponiert wurden. Die Größe der Enclosure und die relativ einfache Ausbringung ermöglicht mehrere unabhängige Wiederholungen pro Untersuchungsvariante und Termin sowie eine längere Versuchsdauer. In destruktiven Probenahmen konnten die entsprechenden Parameter (N_{\min} , NO_3 -N, NH_4 -N) über die Zeit untersucht werden. Parallel dazu wurde ein Säulenversuch im Labor durchgeführt, um die Reproduzierbarkeit zwischen Freiland und Labor zu ermitteln.

Untersuchungsgebiet und Methodik

Die Untersuchungsfläche liegt 35 km südlich von Braunschweig im nördlichen Harzvorland in Niedersachsen in einem intensiv landwirtschaftlich genutztem Gebiet. Die Bodenart ist eine Parabraunerde. Die Frucht war wie im Vorjahr Winterweizen.

Enclosures (80cm lang, Ø 3 cm) aus Gaze wurden mit Hilfe eines Pürcrhauers vertikal (60 cm tief) in den Boden ausgebracht und für eine Periode von 138 Tagen (22.3.-18.7. 1995) im Freiland exponiert (Abb.1). Der einzufüllende Boden wurde für alle Enclosures einer Parzelle gemeinsam von einer Stelle, getrennt für die beiden Tiefenfraktionen 0-30 cm und 30-60 cm, entnommen und mit einem Sieb homogenisiert. Somit befand sich in allen Enclosures einer Parzelle der annähernd gleiche Boden, der auf das Porenvolumen der Untersuchungsfläche verdichtet wurde. Die Untersuchung erfolgte mit *Lumbricus terrestris*. Als Nahrung wurde in jeden Enclosure 3g getrocknetes und zerkleinertes Weizenstroh des Vorjahres gefüllt. Die Entnahme der Enclosures erfolgte in 8 Probenahmen in zweiwöchigem Rhythmus. Pro Variante und Termin wurden 4 Enclosures entnommen. Im Labor wurde der Boden homogenisiert und auf den N_{\min} -Gehalt untersucht. NO_3 -N und NH_4 -N wurden nach der Extraktion mit 1mol KCl mit einem Chem Lab Autoanalyser gemessen.

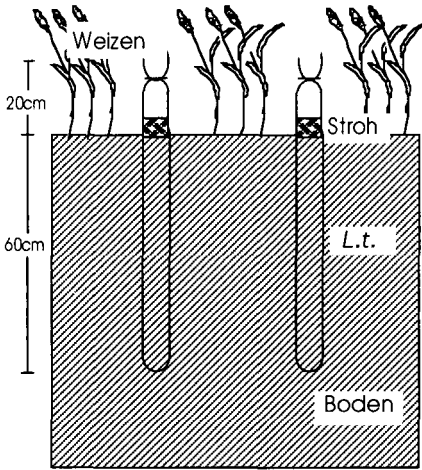


Abb. 1: Im Freiland exponierte Enclosure, jeder zweite mit einem *L.terrestris* besetzt.

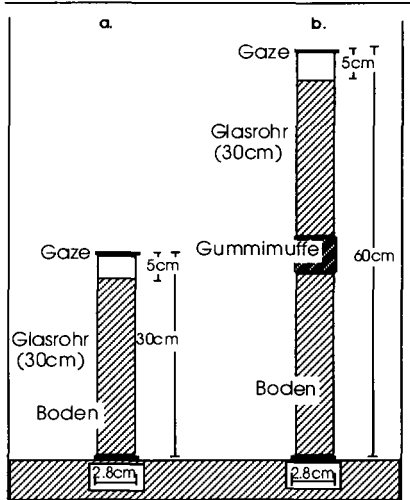


Abb. 2: Säulenversuch im Labor, a. Einzelsäule für kleine Arten b. 2 verbundene Säulen für große Arten.

Parallel wurden die Versuche im Labor unter standardisierten Bedingungen, in Glassäulen mit ähnlichen Abmessungen wie die Enclosures, durchgeführt (Abb.2). Die Versuchsdurchführung erfolgte analog dem Freilandversuch. Die Säulen wurden nach Einsatz der Regenwürmer oben und unten mit engmaschiger Gaze verschlossen, um ein Entweichen der Regenwürmer zu verhindern. Mit dem unteren Ende wurden sie senkrecht in Container auf Boden gleichen Wassergehaltes gestellt um einer schnellen Austrocknung vorzubeugen. Die Container können bis auf einen schmalen Spalt für den Luftaustausch geschlossen werden und ermöglichen so eine dunkle Hälterung.

Je nach Fragestellung, Regenwurmart und Dauer eines Versuches können 2 - 3 Glasröhren zur Verlängerung mit einer Gummimuffe verbunden werden. Während des Versuches wurden die Säulen bei 10°C in einer Klimakammer aufbewahrt. Nach der Entnahme des Bodens (pro Variante und Termin 4 Säulen) wurde auch dieser homogenisiert und auf seinen N_{\min} -Gehalt untersucht.

Die Berechnung der Signifikanz erfolgte mit Hilfe einer ANOVA, wobei die Termine als Meßwiederholungen behandelt wurden. Der Signifikanztest erfolgte mit Fishers LSD.

Ergebnisse und Diskussion

Der Vergleich der N_{\min} -Werte des Bodens aus den Enclosures mit herkömmlich erfaßten Proben (Pürckhauer) vom gleichen Standort (Probenahme mit wenigen Tagen Unterschied) zeigt einen sehr ähnlichen Jahresverlauf. Die bodenchemischen und -mikrobiologischen Prozesse in den Enclosures sind daher mit denen außerhalb vergleichbar. Damit stellt das sekundäre Befüllen der Enclosures, bei dem es je nach Bodenart an einigen Stellen zu stärkerer Verdichtung kommen kann wodurch an anderen Stellen mehr Hohlräume entstehen können, kein Problem dar.

Ein großer Vorteil dieser Enclosure-Methode ist die Tatsache, daß der Boden vorher gemischt wird und so die Heterogenität des Standortes zurücktritt. Die Unterschiede zwischen zwei zu untersuchenden Varianten können so deutlicher hervortreten. Das wird auch in den unterschiedlichen Schwankungen der Standardabweichung deutlich. Bei den Pürckhauer-Messungen liegen sie zwischen 15 und 103% des Mittelwertes, während bei den Messungen aus den Enclosures das Maximum nur etwa halb so hoch ist, und die Standardabweichung dort zwischen 9 und 55% des Mittelwertes beträgt.

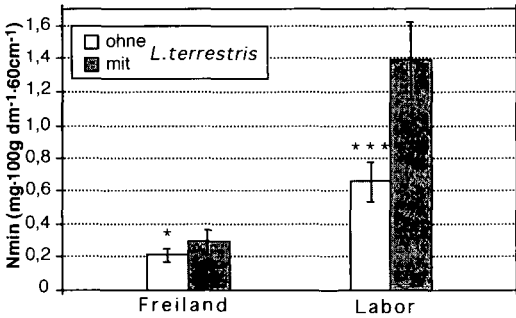


Abb. 3: Mittlerer N_{min}-Gehalt des Freiland- und Laborversuches mit und ohne *L. terrestris* im Vergleich für die Tiefe von 0-60 cm.

In Abb.3 ist der mittlere N_{min}-Gehalt der Variante mit und ohne Regenwurm im Freiland- und Laborversuch jeweils über die gesamte Versuchsdauer dargestellt. Wie auch schon in anderen Untersuchungen festgestellt (z.B. Curry et al. (1995)) liegen die N_{min}-Werte für den vom Regenwurm beeinflussten Boden über denen in Varianten ohne *L. terrestris*. Dieser Unterschied läßt sich für die Gesamtdauer des Freilandversuches signifikant absichern. Für den Laborversuch sind dieselben Tendenzen feststellbar. Jedoch ist im Labor der Gehalt an mineralischem Stickstoff in Gegenwart der Regenwürmer deutlich höher. Das liegt vermutlich daran, daß es sich im Labor um ein geschlossenes System handelt, indem kein Austausch mit dem umliegenden Boden möglich ist. Im Vergleich zu den Enclosures kommt es nicht zu einem N_{min}-Entzug durch die Pflanzen, die in diesen ein dichtes Wurzelgeflecht ausgebildet hatten. Auch Curry und Bolger (1984) hatten in einem vergleichenden Versuch im Labor und Freiland einen doppelt so hohen Streu-Konsum durch *L. terrestris* im Labor als im Freiland festgestellt. Ob hierfür die über die Zeit konstanten Bedingungen verantwortlich sind oder höhere Aktivitäten z.B. durch Streß der Regenwürmer, läßt sich nicht sicher sagen.

Das Überleben und die Gewichtsentwicklung der Regenwürmer wurde in beiden Versuchsdesigns näher betrachtet, weil eine weniger optimale Hälterung gegebenenfalls Änderungen im Verhalten der Versuchstiere zeigt. Daher sind die erhaltenen Ergebnisse nicht direkt auf die Verhältnisse im Freiland übertragbar. In Tab. 1 ist für jeden Termin der prozentuale Anteil der bis dahin gestorbenen *L. terrestris* vom Startwert subtrahiert. Selbst nach 138 Tagen waren nur 12 % der eingesetzten Tiere in den Enclosures gestorben. Das entspricht etwa der zu vermutenden normalen Sterblichkeit, da das Alter der Würmer bei der Ausbringung nicht bekannt war. Auch Curry & Bolger (1984) hatten in Freiland-Enclosures eine Sterblichkeit von 30% für *A. caliginosa* und 0-10% für große und kleine *L. terrestris* bei einer Versuchsdauer von 168 Tagen ermittelt.

Tab. 1: Überleben von *L. terrestris* in Prozent des Anfangswertes und Gewichtsentwicklung als Mittelwert zu jedem Termin (in Prozent). N= Anzahl der Individuen

Freiland (N=120)								
Versuchsdauer (Tage)	20	32	62	74	88	109	123	138
Überleben (%)	99	99	98	98	97	96	90	88
Gewichtsentwicklung (%)	92	90	83	83	83	76	73	63
Labor (N=36)								
Versuchsdauer (Tage)	21	35	49					
Überleben (%)	94	92	92					
Gewichtsentwicklung (%)	98	94	82					

Anhand der Gewichtsentwicklung wird deutlich, daß die Tiere etwa 100 Tage ein relativ konstantes Gewicht haben, dann aber stark an Gewicht verlieren. In diesem Versuchsansatz wurden sie jedoch auch nur mit Weizenstroh gefüttert, welches ein weites C/N-Verhältnis hat. Deswegen waren die Verhältnisse für *L. terrestris* ungünstiger, als sie es z.B. mit Laubarten, wie Esche oder Ulme wären (Lee 1985). Unter anderen Fragestellungen könnte die Verwendung von anderem Futter gegebenenfalls eine positivere Gewichtsentwicklung und damit eine Verlängerung der Versuchsdauer ermöglichen.

Shipalito *et al.* (1988) ermittelten in 36 tägigen Untersuchungen mit verschiedenen Regenwurmarten, je nach Futter Gewichtszunahmen von bis zu 100% und Abnahmen bis zu 41% des Ausgangsgewichtes. Haimi und Huhta (1990) wiesen bei einer Versuchsdauer von 105 Tagen eine Sterberate von 27% und eine Gewichtsreduktion auf 80% für *Lumbricus rubellus* und *Dendrobaena octaedra* nach. Es zeigt sich also, daß das Überleben und die Gewichtsentwicklung auch in der Literatur stark schwanken und die hier erhaltenen Werte in diesem Rahmen liegen. Beide Parameter weisen in Bezug auf *L. terrestris* einen sehr ähnlichen Verlauf auf, wodurch sich eine gute Vergleichbarkeit zwischen dem Versuchsdesign von Freiland und Labor ergibt. Das unterschiedliche Niveau des Beitrages der Regenwürmer zur Mineralisation macht jedoch auch deutlich, daß die Betrachtung und Hochrechnung der absoluten Werte aus Laborversuchen auf Freilandverhältnisse den realen Beitrag wohl überschätzen.

Mit den Freiland Enclosures kann wegen des N-Austrages aus den erhaltenden Nmin-Werten kein direkter Mineralisationsbeitrag der Regenwürmer errechnet werden. Aus diesem Grund eignet sich die Methode insbesondere um Unterschiede zu erfassen, wie sie auf vergleichbaren (oder denselben) Standorten zwischen zu untersuchenden Varianten bestehen. Solche relativen Unterschiede können dann mit Umsatzleistungen von Regenwürmern in Beziehung gesetzt werden und somit auch quantifiziert werden.

Danksagung

Herrn Prof. Dr. O. Larink danke ich für seine Unterstützung und hilfreiche Kritik an der Arbeit. Diese Untersuchung fand im Rahmen des SFB 179 und wurde von der DFG unterstützt.

Literatur

- Binet, F. und Trehen, P. (1992): Experimental microcosm study of the role of *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta: Lumbricidae) on nitrogen dynamics in cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.*, 24: 1501-1506.
- Blair, J.M., Bohlen, P.J., Edwards, C.A., Stinner, B.R., McCartney, D.A. und Allen, M.F. (1995): Manipulation of earthworm populations in field experiments in agroecosystems. *Acta zool. fenn.* 196: 48-51.
- Bouché, M.B., Ferriere, G. und Soto, P. (1987): The role of earthworms in the decomposition and nitrogen nutrition of plants in a grassland. In: Bonvicini, A.M. und Omodeo, P. (Hrsg.). *On Earthworms. Selected Symposia and Monographs U.Z.I.*, Vol. 2: 113-130.
- Curry, J.P. und Bolger, T. (1984): Growth, reproduction and litter and soil consumption by *Lumbricus terrestris* L. *Soil Biol. Biochem.*, 16: 253-257.
- Curry, J.P., Byrne, D. und Boyle, K.E. (1995): The earthworm population of a winter cereal field and its effects on soil and nitrogen turnover. *Biol. Fertil. Soils*, 19: 166-172.
- Edwards, C.A. und Lofty, J.R. (1980): Effects of earthworm inoculation upon the root growth of direct drilled cereals. *J. Appl. Ecol.*, 17: 533-543.
- Haimi, J. und Huhta, V. (1990): Effects of earthworms on decomposition processes in raw humus forest soil. *Biol. Fertil. Soils*, 10: 178-183.
- Lee, K.E. (1985): *Earthworms- their Ecology and Relationships with Soils and Land Use.* Academic Press, New York, 411 S.
- Scheu, D. und Parkinson, D. (1994): Effects of invasion of an aspen forest (Canada) by *Dendrobaena octaedra* (Lumbricidae) on plant growth. *Ecology*, 75: 2348-2361.
- Shipalito, M.J., Protz, R. und Tomlin, A.D. (1988): Effect of diet on the feeding and casting activity of *Lumbricus terrestris* and *L. rubellus* in laboratory culture. *Soil Biol. Biochem.*, 20: 233-237.
- Weiß, B. (1994): Einfluß von Regenwürmern auf ausgewählte Enzymaktivitäten und deren Stickstoff-Haushalt in landwirtschaftlich genutzten Böden. *Diss. Univ. Braunschweig*, 113 S.

Die Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbewirtschaftung im ökologischen Landbau auf Nematodenfauna und Mikroflora

von

Lenz, R. und G. Eisenbeis*

1. Einleitung

Die Erhaltung der natürlichen Funktionen des Bodenökosystems ist ein wesentliches Ziel des ökologischen Landbaus. Durch Maßnahmen wie Verzicht auf chemische Pflanzenschutzmittel und mineralische Stickstoffdünger, die Vermeidung offener Böden und die Anwendung schonender Bodenbearbeitungsverfahren soll die Funktionsfähigkeit und damit die Fruchtbarkeit des Bodens erhalten werden. Die Zersetzung organischen Materials und daraus resultierend die Bereitstellung von Nährstoffen ist eine der wichtigsten Funktionen der Bodenorganismen, wobei die Mikroflora den weitaus größten Teil der Umsatzleistung erbringt und mit der Bodenfauna in vielfältigen Wechselbeziehungen steht. Unter den Bodentieren sind Nematoden die zahlenmäßig häufigste Gruppe mit Abundanzen bis zu mehreren Millionen pro m². Aufgrund ihres geringen Körperdurchmessers sind sie der Größenklasse der Mikrofauna zuzuordnen (SWIFT et al. 1979). Durch ihre geringe räumliche Beweglichkeit, die bei manchen Arten nur wenige cm beträgt, sind sie den verschiedenen Einflüssen auf den Boden direkt ausgesetzt und aufgrund ihrer kurzen Generationszeit sind schnelle Reaktionen auf Veränderungen möglich, was die Nematoden zu geeigneten Indikatororganismen macht.

Die vorliegende Untersuchung im Rahmen des 'Projektes zur ökologischen Bodenbewirtschaftung' beschäftigt sich mit den direkten Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf Nematoden und Bodenmikroflora.

2. Material und Methoden

Der Untersuchungsstandort liegt in Wörrstadt-Rommersheim (Rheinland-Pfalz) auf einer Höhe von 230 m ü. NN. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 10 °C, der mittlere Jahresniederschlag 530 mm. Der Bodentyp ist eine Pararendzina aus Löß (FAO: Calcaric Regosol). Die Versuchsflächen wurden bis zur Anlage des Versuches konventionell bewirtschaftet. Im Mai 1994 wurde der zuletzt angebaute Winterroggen abgemulcht, anschließend erfolgte die Grundbodenbearbeitung mit den Varianten konventioneller Pflug (P, krumentief wendend), Schichtengrubber (SG, krumentief nichtwendend)

* Institut für Zoologie, Johannes Gutenberg-Universität, 55099 Mainz

und Zweischichtenpflug (ZSP, flach wendend, krumentief nichtwendende Lockerung). Eine Kontrollparzelle blieb nach dem Mulchen unbearbeitet.

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte im Juni 1994 zwei Tage nach Abschluß der Bearbeitung. Als Werkzeug diente ein Nematodenbohrer mit einem Durchmesser von 2,3 cm. Pro Bearbeitungsvariante wurden zehn Mischproben, bestehend aus je 20 einzelnen Bodenstechproben, entnommen. Die Proben wurden in zwei Tiefenstufen von 0-10 cm und 10-20 cm geteilt. Die Nematoden wurden mit der Schwemmrichter-Methode nach OOSTENBRINK (1960) extrahiert. Pro Variante und Tiefenstufe wurden 500 Nematoden auf Gattungsniveau bestimmt und trophischen Gruppen zugeordnet, entsprechend der Einteilung nach YEATES et al. (1993). Die Bestimmung des mikrobiellen Biomasse-Kohlenstoffes C_{mic} erfolgte mit Hilfe der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode. Zur Bestimmung der Aktivität der Mikroorganismen wurde der metabolische Quotient ($qCO_2 = \mu g CO_2-C/\mu g C_{mic} \cdot h$) berechnet.

3. Ergebnisse und Diskussion

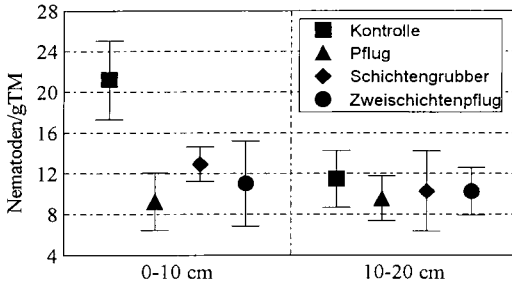
Zur Untersuchung der Einflüsse von Bearbeitung und Bodentiefe auf die Nematodendichte und mikrobielle Parameter wurde eine zweifaktorielle Varianzanalyse durchgeführt, der Vergleich der Mittelwerte erfolgte mit Hilfe des Tukey-HSD-Tests. Die Daten zur Nematodendichte wurden logarithmiert, um eine Normalverteilung zu erreichen. Die Varianzanalyse ergab signifikante Einzeleffekte von Bearbeitungsvariante und Bodentiefe auf die Nematodendichte, außerdem signifikante Interaktionen zwischen beiden Faktoren. Für C_{mic} und qCO_2 gab es keine signifikanten Einzeleffekte, jedoch Interaktionen zwischen Bearbeitungsvariante und Bodentiefe (Tab. 1).

Die Nematodendichte nahm auf allen bearbeiteten Parzellen im Vergleich zur Kontrolle ab, der weitest- aus stärkste Rückgang erfolgte in den oberen 10 cm (Abb. 1a). Auf der Kontrolle unterscheiden sich die beiden Tiefenstufen signifikant. Die Tiefenstufe 0-10 cm der Kontrolle unterscheidet sich signifi- kant von der gleichen Tiefenstufe auf den Bearbeitungsvarianten.

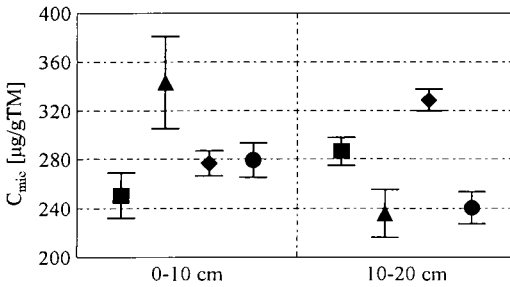
Tab. 1: Ergebnisse der zweifaktoriellen Varianzanalyse zum Einfluß von Bearbeitungsvariante und Bodentiefe auf Nematodendichte, mikrobielle Biomasse (C_{mic}) und metabolischen Quotienten (qCO_2).

	df Effect	Mean square Effect	df Error	Mean square Error	F	p-level
Nematodendichte (ln)						
Bearbeitung	3	0,9960	72	0,0798	12,4815	0,0000
Bodentiefe	1	1,0535	72	0,0798	13,2024	0,0005
Bearbeitung x Bodentiefe	3	0,4657	72	0,0798	5,8360	0,0013
C_{mic}						
Bearbeitung	3	7636,0659	72	3559,9446	2,1450	0,1020
Bodentiefe	1	4274,0371	72	3559,9446	1,2006	0,2769
Bearbeitung x Bodentiefe	3	27017,3496	72	3559,9446	7,5893	0,0002
qCO_2						
Bearbeitung	3	0,000021	72	0,000009	2,49737	0,06649
Bodentiefe	1	0,000005	72	0,000009	0,56375	0,45520
Bearbeitung x Bodentiefe	3	0,000090	72	0,000009	10,49178	0,00001

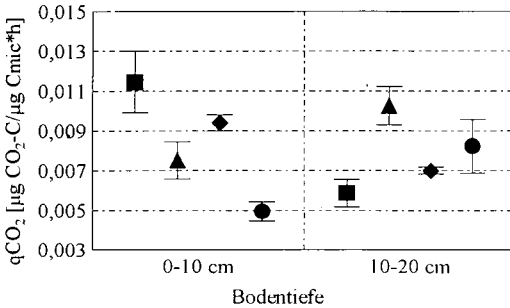
Für C_{mic} ergaben sich keine signifikanten Einzeleffekte von Bearbeitung und Bodentiefe, jedoch signifi- kante Interaktionen (Abb. 1b). In 0-10 cm Tiefe wurden auf den bearbeiteten Parzellen niedrige- re Werte ermittelt als auf der Kontrolle, die Unterschiede zwischen P und K sind signifikant. In der Tiefenstufe von 10-20 cm waren die Werte von K niedriger als von SG, aber höher als die von ZSP



a)



b)



c)

Abb. 1: Vertikalverteilung von a) Nematodendichte, b) C_{mic} und c) qCO₂ auf den unterschiedlich bearbeiteten Parzellen (Mittelwerte n = 10, ± Standardfehler).

und P. Die Verteilung des C_{mic} entspricht nicht der Verteilung des organischen Materials als Folge der unterschiedlichen Bodenbearbeitung. Nach LADD et al. (1994) können Änderungen von C_{mic} infolge von Bodenbewirtschaftung nicht allein durch den C-Input aus organischem Material erklärt werden.

Da C_{mic} allein kein Maß für die mikrobielle Aktivität ist, kann die Bestimmung von qCO₂ genauere Informationen liefern. Es fällt auf, daß auf der Kontrolle in den oberen 10 cm die Aktivität am höchsten ist, obwohl hier die niedrigsten C_{mic}-Werte gemessen wurden.

Auf den beiden wendend bearbeiteten Varianten stieg qCO₂ mit zunehmender Bodentiefe an, auf der SG-Variante und der Kontrolle nahm er ab (Abb. 1c). Diese Unterschiede lassen sich gut durch die unterschiedliche Verteilung der organischen Substanz im Boden erklären. Auf der Kontrolle blieb das abgemulchte Material auf der Bodenoberfläche liegen, entsprechend ist die Vertikalverteilung der mikrobiologischen Aktivität. Bei den Bearbeitungsvarianten zeigt sich die Abhängigkeit von der Art der Bearbeitung. Auf den beiden wendend bearbeiteten Parzellen

P und ZSP ist die Aktivität in den unteren 10 cm höher als in den oberen, auf SG entspricht die Vertikalverteilung der auf der Kontrolle, mit erhöhter Aktivität in der Tiefe von 0-10 cm.

Die Verteilung der trophischen Gruppen der Nematoden ist in Tab. 2 dargestellt. Die Tylenchidae wurden als eigene Gruppe der Algen- und Wurzelhaarfresser betrachtet. Bacterivore Nematoden waren überall wie erwartet die häufigste Gruppe. Die signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Verteilung der trophischen Gruppen (Pearson Chi² p = 0,00001), beruhen im wesentlichen auf einem Rückgang der bacterivoren Nematoden und einer Zunahme der Pflanzenparasiten auf P, sowie der Tylenchidae auf allen bearbeiteten Varianten. Letztere waren als einzige signifikant mit dem Wasser-

gehalt korreliert (Spearman R = -0,764, p = 0,0001). Die negative Korrelation ist ein möglicher Hinweis, daß diese Gruppe toleranter gegen Trockenheit ist. Pflanzenparasiten waren auf K und SG, im Gegensatz zu den wendend bearbeiteten Parzellen, in der unteren Bodenschicht häufiger als in der oberen. Diese Verteilung ist gut mit dem Vorkommen von Pflanzenwurzeln aus dem vorherigen Roggenanbau zu erklären. Eine Zunahme der Dominanz von Pflanzenparasiten und Tylenchidae nach dem Pflügen von Grünland fanden SOHLENIUS & SANDOR (1989), allerdings bei einer Zunahme der Gesamtzahl aller Nematoden, während THOMAS (1978) in bearbeiteten Böden geringere Dichten von Pflanzenparasiten der Gattungen *Paratylenchus*, *Helicotylenchus* und *Pratylenchus* feststellte.

Tab. 2: Dominanzverhältnisse der trophischen Gruppen der Nematoden in zwei Tiefenstufen auf den verschiedenen Bearbeitungsvarianten. Die Unterschiede zwischen den Varianten sind signifikant (Pearson Chi² p = 0,00001). Bac = bacterivore, Alg/WH = algen- und wurzelhaarfressende Tylenchidae, PP = Pflanzenparasiten, Omn = omnivore Dorylaimida, Fun = fungivore, Car = carnivore.

troph. Gruppe	Kontrolle			Schichtengrubber			Pflug			Zweischichtenpflug		
	gesamt	0-10	10-20	gesamt	0-10	10-20	gesamt	0-10	10-20	gesamt	0-10	10-20
	%	cm	%	%	cm	%	%	cm	%	%	cm	%
Bac	47,49	46,07	48,90	46,67	48,28	45,07	39,27	36,70	41,84	49,99	43,89	56,09
Alg/WH	12,25	12,68	11,81	18,51	17,71	19,31	19,41	22,52	16,29	18,56	16,42	20,69
PP	22,23	19,88	24,57	16,33	14,14	18,52	24,92	24,64	25,20	14,61	15,97	13,24
Omn	11,12	14,67	7,58	10,96	12,91	9,00	8,50	7,45	9,55	10,10	15,44	4,76
Fun	4,59	5,07	4,11	6,31	6,46	6,16	6,07	6,48	5,66	5,42	6,82	4,01
Car	2,33	1,62	3,03	1,21	0,50	1,93	1,83	2,21	1,46	1,33	1,45	1,20

Korrelationen zwischen Nematoden und mikrobiologischen Parametern wurden nicht festgestellt. Der Grund dafür ist vermutlich in der unterschiedlichen Wirkung der Bodenbearbeitung zu sehen. Die Nematodendichte wird reduziert, während die mikrobielle Aktivität in Abhängigkeit von Bearbeitung und Bodentiefe teilweise erhöht wird. Differenziertere Reaktionen der Nematodenfauna innerhalb der Bearbeitungsvarianten sind nach größeren Zeiträumen zu erwarten, wobei berücksichtigt werden muß, daß auch die Kontrolle zuvor intensiv bewirtschaftet wurde und sich die Nematodenfauna im Lauf der Zeit an diese Bedingungen angepaßt hat.

4. Literatur

LADD, J.N., M. AMATO, ZHOU LI-KAI & J.E. SCHULTZ 1994: Differential effects of rotation, plant residue and nitrogen fertilizer on microbial biomass and organic matter in an australian alfisol. *Soil Biol. Biochem.* 26 (7): 821-831

OOSTENBRINK, M. 1960: Estimating nematode populations by some selected methods In: *Nematology*. Eds. J.N. SASSER AND W.R. JENKINS. Chapel Hill, Univ. N. Carolina Press: 85-102

SOHLENIUS, B. & A. SANDOR 1989: Ploughing of an perennial grass ley - effect on the nematode fauna. *Pedobiologia* 33: 199-210

Swift, M.J., W.O. Heal & J.M. Anderson 1979: *Decomposition in terrestrial ecosystems - studies in ecology 5*. University of California Press.

THOMAS, S.H. 1978: Population densities of nematodes under seven tillage regimes. *J. Nematol* 10: 24-27.

YEATES, G.W., T. BONGERS, R.G.M. DE GOEDE, D.W. FRECKMAN, & S.S. GEORGIEVA 1993: Feeding habits in soil nematode families and genera - An outline for soil ecologists. *J Nematol* 25: 315-331

Wir danken dem Zentrum für Umweltforschung der Universität Mainz und der Feldbauschstiftung des Fachbereiches Biologie der Universität Mainz für die finanzielle Unterstützung der Arbeit.

Untersuchungen zur organischen Bodensubstanz, zur Stickstoff- und Phosphor-Dynamik und zu bodenmikrobiellen Eigenschaften sowie zur faunistischen Bodenökologie - Ein interdisziplinäres Projekt zum Ökologischen Landbau

von

Friedel, J. K.¹, O. Ehrmann¹, D. Gabel¹, J. Schneider¹, K. Stahl¹, G. Lung², V. Römheld³ und T. Stierhoff⁴

1. Einleitung und Problemstellung

Wegen des Verzichts auf leichtlösliche Mineraldünger im ökologischen Landbau, sind häufig gegenüber konventioneller Bewirtschaftung verringerte Gehalte an leichtlöslichen Nährstofffraktionen (z.B. N_{min} , P_{CAL} , K_{CAL}) feststellbar (Gehlen 1987, Diez et al. 1991). Um dennoch eine befriedigende Nährstoffversorgung der Pflanzen zu erreichen, wird auf die Förderung der Bodenfruchtbarkeit und der bodenbiologischen Aktivität großen Wert gelegt. In Vergleichen von Flächenpaaren drückt sich dies zumeist in gegenüber konventionell bewirtschafteten Flächen erhöhten Humusgehalten, (Gehlen 1987, Diez et al. 1991), erhöhten Gehalten an mikrobieller Biomasse und erhöhten bodenmikrobiellen Aktivitäten (Gehlen 1987, Diez et al. 1991, Mäder et al. 1993) sowie erhöhten Regenwurmdichten und -biomassen (Diez et al. 1991, Pfiffner 1993) der ökologisch bewirtschafteten Flächen aus. Praxiserfahrungen zeigen, daß die Erträge der Kulturpflanzen durch das Ausbleiben der Mineraldüngung bei Umstellung auf ökologischen Landbau i.d.R. deutlich zurückgehen aber später wieder ansteigen können. Es wird daher erwartet, daß einerseits der Pool an leichtlöslichen Nährstoffen sich relativ rasch nach Ausbleiben der Mineraldüngerzufuhr erschöpft, wie dies bei der Brachlegung von Ackerflächen von Billen (1996) beschrieben wurde. Dem gegenüber steht der Aufbau eines bodenbiologischen Potentials zur Nährstoffmineralisierung durch die Wechselwirkung von Mikroorganismen-, Bodentier- und Wurzelaktivität, dessen Aufbau jedoch längerer Zeit bedarf als die Abnahme der leicht verfügbaren Nährstoffvorräte. Diese Annahmen setzen eine enge, positive Beziehung zwischen der Umsetzbarkeit der organischen Bodensubstanz, der Durchwurzelung des Bodens, dem Nährstoffumsatzes durch Bodenmikroorganismen, der bodenbiologischen Aktivität und Bodentierpopulationen voraus.

Es soll ein Untersuchungskonzept mit ersten Ergebnissen vorgestellt werden, das die wechselseitigen Beziehungen zwischen organischer Bodensubstanz, Nährstoffkreisläufen, bodenmikrobiologischen Eigenschaften und Bodentierpopulationen unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus zum Gegenstand hat. Ziel der Untersuchungen ist es, die Zeitverläufe der Erträge, leichtlöslicher

Nährstofffraktionen und ausgewählter Kenngrößen des Faktorenkomplexes organische Bodensubstanz und bodenbiologische Aktivität während und nach der Umstellung auf ökologischen Landbau zu erfassen und dadurch die Erwartungen hinsichtlich ihrer Entwicklung zu überprüfen. Um rasch eine Vorstellung über die zu erwartenden Entwicklungen zu bekommen, werden Vergleichsuntersuchungen auf bodenkundlich weitgehend gleichen, aber länger ökologisch bewirtschafteten Flächen durchgeführt. Durch Variation der Fruchtfolge sollen Empfehlungen für die Optimierung der Bewirtschaftung in der Umstellungsphase abgeleitet werden.

2. Material und Methoden

Die Umstellungsflächen befinden sich auf der Versuchsstation für Nutztierbiologie und Ökologischen Landbau, Betriebsteil Kleinhohenheim, der Universität Hohenheim. Sie werden seit 1994 ökologisch bewirtschaftet. Vergleichsflächen mit 8- bzw. 35-jähriger ökologischer Bewirtschaftung wurden auf zwei Praxisbetrieben im Umkreis von 3 km ausgewählt. Die Standorte liegen 400m bis 450m über NN, haben eine Jahresmitteltemperatur von 8.8°C und mittlere Jahresniederschläge von 700 mm.

Nach Ergebnissen einer 1994/95 durchgeführten bodenkundlichen Kartierung auf den Betriebsflächen in Kleinhohenheim im Raster von 25m x 25m wurden Versuchsschläge und Versuchsparzellen (35m x 35m) ausgewählt. Auswahlkriterien waren die Verbreitung der verschiedenen Bodentypen auf den Betriebsflächen und in der Region, Homogenität der Flächenstücke und Nutzungsgeschichte. Ausgewählt wurden pseudovergleyte Parabraunerden aus Lößlehm bzw. Löß über Lias-alpha-Schichten. Die Vergleichsflächen auf länger ökologisch bewirtschafteten Praxisbetrieben wurden so gewählt, daß sie den Umstellungsflächen möglichst ähnlich waren (Bodenarten aller Flächen: Ap: IU, Bt: tL; pH-Werte aller Flächen: 5.4 bis 7.0, Corg-Gehalte: 1.0-1.3 auf Umstellungsflächen, 1.4 - 1.7 auf Vergleichsflächen).

Neben der betriebsüblichen Fruchtfolge (Klee gras - Klee gras - Winterweizen - Hafer - Körner-Leguminosen - Winterroggen - Hackfrucht - Sommergerste; Beginn 1995) wird eine zweite Variante mit einjährigem Klee gras mit Stallmistgabe zu Beginn der Fruchtfolge untersucht.

Methoden:

C- und N-Mineralisierungspotential (Brutversuch an gekrümelten Proben, 20°C, 60% mWK, 84d), leichte Dichtefraktion (Gregorich und Ellert, 1993), Wurzelmasse, Stabilität der Bodenstruktur (Becher und Kainz 1983), N_{\min} -Verläufe *in situ* (alle 3 Wochen), N-Mineralisierungs-Immobilisierungs-Umsatz *in situ* (Inkubation nach Runge 1970, Beprobung alle 3 Wochen, Summe der Beträge der mineralisierten oder immobilisierten Mengen), organische P-Fractionen, Nährstoffumsatz (N, P) durch die mikrobielle Biomasse (Chloroform-Begasungs-Extraktions-Methode nach Vance et al. 1987, Beprobung alle 3 Wochen, Flußberechnung nach Jenkinson und Ladd 1981), mikrobielle Biomasse (C_{mik} , $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$) (Methode siehe oben), Basalatmung, Proteaseaktivität (Kandeler 1986),

Nematoden: trophische Gruppen (Extraktion in Oostenbrinkschalen), Collembolen: Individuenzahlen, Biomassen, Lebensformtypen (Extraktion in McFadyen-Extraktor), Regenwürmer: Individuenzahlen, Biomassen, Lebensformtypen (kombinierte Elektro-Handauslese, Ehrmann und Babel 1991).

3. Ergebnisse und Diskussion

Die N_{\min} -Gehalte waren im Beobachtungszeitraum auf den zwei Umstellungsflächen etwa doppelt so hoch wie auf einer seit 35 Jahren ökologisch bewirtschafteten Vergleichsfläche (s. Tab. 1), was der Erwartung abnehmender N_{\min} -Gehalte während und nach der Umstellung entspricht. Die Gehalte an C_{org} und die im Brutversuch mineralisierte C-Menge waren auf der Umstellungsfläche Gartenacker am geringsten und auf der Vergleichsfläche Trautacker am höchsten, während bei dem N-Mineralisierungspotential der Hofacker im Vergleich sehr hohe Werte zeigte (Stahr et al. 1992).

Tabelle 1: N_{\min} -Gehalte, organische Bodensubstanz, Nährstoffumsatz und bodenbiologische Eigenschaften, Sept. 1995 - Aug. 1996 (unter Klee gras, Werte im Ap-Horizont, 0 - 30 cm)

	Umstellungsflächen		Vergleichsfläche Trautacker
	Gartenacker	Hofacker	
N_{\min} [kg ha ⁻¹] (0 - 90 cm)	24 - 82	18 - 61	10 - 37
LD [g cm ⁻³] (0 - 30 cm)	1.45	1.40	1.45
	(30-60 cm)	1.65	1.55
C_{org} [%] (0 - 30 cm)	1.0	1.3	1.5
	(30-60 cm)	0.3	0.5
C_{minpot} [µg C g ⁻¹ 42d ⁻¹]	92	112	117
N_{minpot} [kg N ha ⁻¹ 42d ⁻¹]	50	95	70
$N_{\text{mik-Fluß}}$ [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	275	256	281
N-Mineral.-Immobil.-Umsatz <i>in situ</i> [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	87	227	107
$C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ [%]	2.0	1.8	2.1
Regenwurmbiomasse [g m ⁻²]	49	125	57
Nematoden (0-20cm)			
Abundanz [Indiv. 250 cm ⁻³]			
bacteriophage	402	294	n.b.
mycophage	97	0	n.b.
Collembolen			
Biomasse [g m ⁻²]	0.42	0.50	n.b.
Abundanz [Indiv. m ⁻²]	20000	18000	n.b.
Anteil euedaphische	14%	38%	

Der N-Fluß durch die mikrobielle Biomasse unterschied sich zwischen den Flächen kaum, der N-Mineralisierungs-Immobilisierungs-Umsatz *in situ* war dagegen auf dem Hofacker mehr als doppelt so hoch wie auf den beiden anderen Flächen. Das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis unterschied sich nicht zwischen den Flächen. Die Regenwurmbiomasse war auf dem Hofacker mehr als doppelt so hoch wie auf den beiden anderen Flächen. Dagegen wies der Gartenacker höhere Individuenzahlen bacteriophager und mycophager Nematoden auf als der Hofacker. In der Gesamtindividuenzahl der Collembolen unterschieden sich beide Schläge nicht, während der Anteil euedaphischer Tiere auf dem Hofacker deutlich höher war. Dieser Befund, die geringere Lagerungsdichte, der höhere C_{org} -Gehalt, die

größere Regenwurmbiomasse und Beobachtungen im Gelände an Spatenproben (Ergebnisse nicht dargestellt) ergeben insgesamt das Bild einer günstigeren Bodenstruktur des Hofackers.

Insgesamt sprechen die Ergebnisse für günstigere Bedingungen hinsichtlich des Umsatzpotentials für C und N und der bodenbiologischen Eigenschaften auf den Schlägen Hofacker und Trautacker. Ursachen für das den Erwartungen widersprechende hohe Niveau einiger Eigenschaften auf dem Hofacker werden in der Nutzungsgeschichte vermutet (Grünland bis etwa 1960). In weiteren Untersuchungen soll insbesondere der Bedeutung der Bodenstruktur und der Regenwurmbiomasse für den Zusammenhang zwischen im Labor (z.B. N-Mineralisierungspotential) und *in situ* (z.B. N-Mineralisierungs-Immobilisierungs-Umsatz) gemessenen Eigenschaften nachgegangen werden. Eine Bewertung, in wieweit die Hypothesen bezüglich des Zeitverlaufs der leichtlöslichen Nährstofffraktionen sowie der Kenngrößen der organischen Bodensubstanz und der bodenbiologischen Aktivität durch die Ergebnisse bestätigt werden, kann erst in einigen Jahren erfolgen.

Danksagung: Die Arbeit wurde gefördert durch das Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Baden-Württemberg.

4. Literatur

- Becher, H.H. und Kainz, M. (1983) Auswirkungen einer langjährigen Stallmistdüngung auf das Bodengefüge bei Straubing. Zeitschr. Acker- Pflanzenbau 152:152-158.
- Billen, N. (1996): Standortabhängigkeit der Bodenveränderungen durch Brachlegung (Flächenstillegung) von Äckern in Südwestdeutschland. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 37.
- Diez, T., Beck, T., Borchert, H., Capriel, P., Krauss, M., Bauchhenß J. (1991): Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen - 2. Mitteilung. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, 409-444.
- Ehrmann, O. und Babel, U. (1991) Quantitative Regenwurmerfassung - ein Methodenvergleich. Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesellsch. 66: 475-478.
- Gehlen, P. (1987). Bodenchemische, bodenbiologische und bodenphysikalische Untersuchungen konventionell und biologisch bewirtschafteter Acker-, Gemüse-, Obst-, und Weinbauflächen. Dissertation Universität Bonn, Institut für Bodenkunde.
- Gregorich, E.G. and Ellert, B.H. (1993): Light fraction and macroorganic matter in soils. In: Soil Sampling and methods of analysis, edited by Carter, M.R. Lewis Publishers, p. 407.
- Jenkinson, D.S. and Ladd, J.N. (1981): Microbial biomass in soils: measurement and turnover. Soil Biochemistry Vol. 5, edited by Paul, E.A. and Ladd, J.N., p. 415-471.
- Kandeler, E. (1986): Aktivität von Proteasen in Böden und ihre Bestimmungsmöglichkeiten. VDLUFA-Schriftenreihe 20:829-847.
- Mäder, P., Pfiffner, L., Jäggi, W., Wiemken, A., Niggli, U., Besson, J.-M. (1993): DOK-Versuch: Vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell. III. Boden: Mikrobiologische Untersuchungen. Schweizerische Landw.Forschung 32:509-545.
- Pfiffner, L. (1993): Einfluß langjährig ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung auf Regenwurmpopulationen. Zeitschrift für Pflanzenern. und Bodenkunde 156:259-265.
- Runge, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. Flora 159:233-257.
- Stahr, K., Rück, F., Lorenz, G. (1992): Vorhersage der Stickstoffmineralisierung in Böden Baden-Württembergs. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 30:103-129.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol.Biochem. 19:703-707.

Der Einfluß unterschiedlicher Faunenkomplexität auf austauschbare Kationen und pflanzenverfügbare Nährstoffe in Mesokosmen

von

Baumgartner, A., S. Zechmeister-Boltenstern, A. Bruckner, C. Kampichler und E. Kandeler

Einleitung

Der Einfluß der Bodenfauna auf Nährstoffumsetzungen ist in zahlreichen Untersuchungen dokumentiert (z.B. Ingham et al., 1985; Anderson et al. 1983), wobei der Mesokosmosmethode aufgrund der Möglichkeit zur Erfassung der Standortseinflüsse gegenüber Laborexperimenten der Vorzug gegeben wird (Bruckner et al., 1995). Besonders intensiv wurden dabei die Freisetzung sowie die Auswaschung von Nährstoffen untersucht. Während der Einfluß der Fauna auf die Freisetzung von Stickstoff unter anderem auch im Rahmen dieses Experiments eindeutig gezeigt werden konnte (Kandeler et al., 1994; Vedder et al., 1996), zeigen die Arbeiten bezüglich der Freisetzung und Auswaschung anderer Nährstoffe abweichende Ergebnisse (z. B. Setälä et al. 1990; Teuben and Verhoef, 1992). In der vorliegenden Arbeit sollte der Einfluß der Komplexität der Bodenfauna (Vedder et al., 1996) auf die Menge an austauschbaren Kationen und pflanzenverfügbarem K und P an Freilandmesokosmen untersucht werden. Zusätzlich wurde in einem Laborexperiment die potentielle Nährstoffauswaschung untersucht.

Material und Methodik

Die Untersuchung wurde in einem 40 Jahre alten Fichtenforst ohne Unterwuchs 1,5 km südlich von Raumberg bei Irnding (Steiermark) durchgeführt. Der Boden kann als Dystric Cambisol (FAO - Nomenklatur) über quartären Sedimenten angesprochen werden. Der pH-Wert liegt zwischen 3 und 3,4. 30 intakte Bodenmonolithe (Mesokosmen) wurden analog der von Bruckner et al. (1995) beschriebenen Methode ausgehoben, durch Tieffrieren defauniert, mit Netzen unterschiedlicher Maschenweite ummantelt, um die Immigration verschiedener Tiergrößenklassen zu ermöglichen, und wieder eingesetzt. Folgende Versuchsansätze wurden unterschieden:

Ansatz 1: Mikroflora und Mikrofauna (Maschenweite 35µm)

Ansatz 2: Mikroflora, Mikrofauna und Mesofauna (Maschenweite 1mm)

Ansatz 3: Mikroflora, Mikrofauna, Mesofauna und Makrofauna (komplexe Fauna, kein Netz)

Ansatz 4: Kontrolle (keine Manipulation, komplexe Fauna und lebende Wurzeln)

Der Vergleich zwischen den Ansätzen ermöglichte zusätzlich zur Erfassung des Einflusses steigender Faunenkomplexität auch eine Abschätzung des Einflusses der lebenden Wurzeln.

Humus- (H) und Streuauflage (L/F) wurden nach 8 Monaten Exposition getrennt beprobt, luftgetrocknet, gesiebt (< 2mm) und anschließend hinsichtlich folgender Parameter analysiert: Trockensubstanz (Trocknung bei 105°C); pH-Wert in 0,01M CaCl₂; NH₄-N; pflanzenverfügbare Fraktionen von P und K (DL - Extraktion); wasserlösliches P; austauschbare Kationen; organische Substanz (TOM). Zusätzlich wurde die potentielle Nährstoffauswaschung in einem Laborexperiment an 9 Bodenmonolithen untersucht. Die ungestörten Monolithen wurden im Dunkeln bei 25°C aufbewahrt und entsprechend dem durchschnittlichen Niederschlag der Region einmal pro Woche mit 1,5 Liter destilliertem Wasser gegossen. Die Auswaschungsrate wurde einerseits durch die Messung der Ionen direkt im Sickerwasser, andererseits durch die Analyse der an mitinkubierten Ionentauschern adsorbierten Anionen und Kationen abgeschätzt (siehe Zechmeister et al., in diesem Band). Die statistische Auswertung erfolgte mittels Varianzanalyse (ANOVA, Scheffé - Test, Nemenyi - Test).

Ergebnisse

Steigende Faunenkomplexität führte im L/F - Horizont zu erhöhten Gehalten an austauschbarem Mg, K und Mn (Abb. 1) und pflanzenverfügbarem P und K sowie generell zu erhöhter Kationenaustauschkapazität und Basensättigung (Tab. 1). Die Anwesenheit intakter Wurzeln führte einerseits zu einer Verringerung des Gehaltes an austauschbarem K im L/F- Horizont (Abb. 1) und pflanzenverfügbarem K im H - Horizont (H4 in Tab. 1), andererseits aber zu einer Erhöhung des Gehaltes an DL-löslichem P (LF4 in Tab. 1). Der Gehalt an organischer Substanz zeigte keine signifikanten Effekte. Der Gehalt an basisch wirkenden Kationen und Mn lag im L/F-Horizont deutlich über dem im H - Horizont, bei Al und Fe zeigte sich der umgekehrte Effekt.

Tab. 1: Pflanzenverfügbare Nährstoffe, organische Substanz (TOM), Kationenaustauschkapazität (KAK) und Basensättigung in Streu- (L/F - Horizont) und Humusauflage (H - Horizont). Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede innerhalb eines Horizontes (ANOVA)

	TOM %	K (DL) mmol/kg	P (DL) mmol/kg	P (H ₂ O) mmol/kg	KAK mmol le/kg	Basensättigung % KAK
L/F - Horizont						
Ansatz 1	80.89	11.39 a	2.39 a	3.77	212.63	76.73
Ansatz 2	84.47	12.52 a	2.73 ab	3.90	218.29	75.27
Ansatz 3	86.94	16.78 b	3.21 bc	3.82	236.65	84.07
Ansatz 4	85.67	13.98 ab	3.38 c	4.79	223.32	83.11
H - Horizont						
Ansatz 1	54.91	5.77 ab	1.38	1.07	212.40	22.43
Ansatz 2	57.17	6.89 ab	1.49	1.40	202.71	25.20
Ansatz 3	64.46	7.04 a	1.83	1.90	201.19	30.69
Ansatz 4	67.93	4.94 b	1.65	1.52	207.97	33.52

Die Aktivität der komplexen Fauna führte zu erhöhten Gehalten an austauschbarem Ca, dieser Effekt war allerdings nur im H - Horizont signifikant (Abb. 2). Gleichzeitig zeigte sich eine allerdings nur im H - Horizont signifikante Abnahme der austauschbaren Anteile an Fe und Al, die Aktivität der Wurzeln hatte auf diese Größen keinen Einfluß (Abb. 1 und 2).

Tab. 2: Mittelwerte und Standardabweichungen der Absolutgehälter an austauschbaren Kationen (Angaben in mequ/kg) in Ansatz 3 im Vergleich zu den berechneten potentiellen Auswaschungsraten (Ionentauschermethode, Angaben in mequ/kg/8 Monate)

	L/F - Horizont	H - Horizont	potentielle Auswaschung	Auswaschung in % der Konzentration in L/F
Ca	127,2 ± 23,9	33,3 ± 12,9	34,43 ± 8,39	27,1
Mg	56,2 ± 9,9	22,0 ± 6,4	17,54 ± 3,76	31,2
K	16,2 ± 2,8	6,4 ± 1,3	3,22 ± 0,57	19,9
Al	28,3 ± 17,1	119,9 ± 17,7	0,19 ± 0,13	0,7
Mn	4,4 ± 0,9	0,7 ± 0,2	0,17 ± 0,02	3,9
Fe	3,1 ± 1,6	16,3 ± 3,3	0,08 ± 0,04	2,6
NH ₄	18,2 ± 5,4	6,8 ± 1,6	0,04 ± 0,08	0,2

Interessanterweise wurden im Fall von P durch Doppellaktat (DL, pflanzenverfügbar) geringere Mengen als durch Wasser extrahiert (Tab. 1), was durch die puffernde Wirkung der Lactatlösung erklärt werden könnte.

Die Menge der im Sickerwasser der Mesokosmen gemessenen Ionen stimmte mit der an den Ionentauschern gebundenen weitgehend überein. Im Laborexperiment konnten nur für Ca, Mg und K nennenswerte Auswaschungsraten festgestellt werden (Tab. 2).

Diskussion

Trotz steigender mikrobieller Aktivität mit zunehmender Faunenkomplexität (Vedder et al. 1996) und damit zu erwartenden höheren Mineralisationsraten und nachfolgender Auswaschung konnte

im vorliegenden Fall keine Reduktion der Konzentrationen der austauschbaren Kationen festgestellt werden. Dies steht scheinbar im Widerspruch zu Ergebnissen einer Reihe von Untersuchungen an Mikrokosmen (z.B. Setälä, 1990; Anderson et al.; 1983), die erhöhte Auswaschraten für N, P, K, Ca oder Mg zeigten. Es scheint, daß die gesteigerte bodenbiologische Aktivität nicht nur zur Freisetzung von Nährstoffen, sondern auch zu einem gesteigerten Bindungsvermögen des Bodens führt.

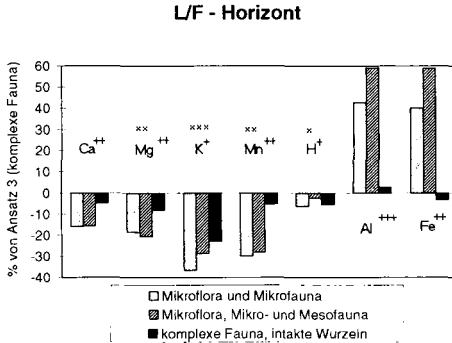


Abb. 1: Relative Konzentrationen der austauschbaren Kationen im L/F - Horizont

Für Ca und Mg zeigten sich deutliche, zum Teil signifikante Effekte der zunehmenden Faunenkomplexität. Bei Ca könnte dies auf eine verstärkte Freisetzung von mikrobiell festgelegten Anteilen zurückzuführen sein. Der positive Einfluß der intakten Pflanzenwurzeln auf die Konzentration im H - Horizont könnte einerseits durch Wurzelexudate, andererseits durch die Freisetzung von in den Wurzeln gespeicherten Ionen während der Probenahme und -vorbereitung zurückzuführen sein. Zudem ist mit einer erhöhten Auswaschung von Ca und Mg aus den durch Abschneiden und Tiefrieren abgetöteten Wurzeln der Ansätze 1 bis 3 zu rechnen.

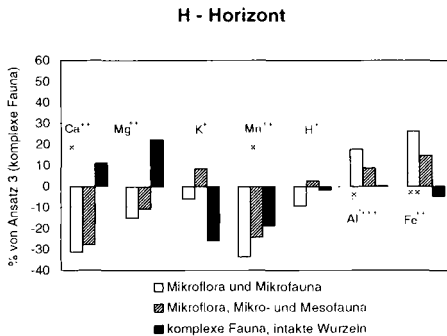


Abb. 2: Relative Konzentrationen der austauschbaren Kationen im H - Horizont

Bei Kalium kann davon ausgegangen werden, daß zumindest im H-Horizont eine verstärkte Aufnahme durch Pflanzenwurzeln erfolgte. Allerdings scheint dies nicht, wie von Anderson et al.

(1985) vermutet, mit einer gesteigerten Nitrifikation korreliert zu sein, da diese im vorliegenden Fall nicht festgestellt werden konnte (Kandeler, pers. Mitt.).

Das den basisch wirkenden Kationen ähnliche Verhalten von Mangan könnte auf die Anwesenheit von einfachen organischen Verbindungen in den Ansätzen mit komplexer Fauna zurückzuführen sein (Vedder et al., 1996), deren oxidativer Abbau zu einer Reduktion und damit zu einer erhöhten Löslichkeit von Mn führen kann (Huang, 1991).

Fe und Al stammen überwiegend aus der Verwitterung von Silikaten, wodurch der erhöhte Gehalt im H-Horizont erklärt werden kann. Da der pH-Wert einen nachhaltigen Effekt auf die Löslichkeit dieser Ionen hat, können unterschiedliche Gehalte bereits auf geringfügige pH-Änderungen zurückzuführen sein. Die Reduktion des Ca:Al - Verhältnisses durch den Ausschluß der Bodenfauna kann als Hinweis auf eine Verschlechterung der Austauschigenschaften des Bodens gelten, da ähnliche Effekte auch bei der anthropogenen Versauerung von Waldböden auftreten (Rehfuess, 1990).

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß eine komplexe Fauna unter den Bedingungen des Versuchsstandortes aufgrund der Freisetzung und nachfolgenden austauschbaren Bindung von Ionen einen deutlichen positiven Effekt auf das Nährstoffregime des Bodens und damit die Vitalität der Pflanzen hat. Eine fortschreitende Versauerung und die damit verbundene Al-Toxizität kann durch die Anwesenheit eines komplexen Bodenlebens zumindest verzögert werden.

Literatur

- Anderson J.M., Ineson P. and Huish S.A. (1983) The effects of animal feeding activities on element release from deciduous forest litter and soil organic matter. In: Lebrun Ph., Andre H.M., de Mets A., Gregoire-Wibo C. and Wauthy G.(eds.) Proceedings of the VIII. Int. Colloquium of Soil Zoology, Louvain-la-Neuve (Belgium), August 1982. Dieu-Brichart, Ottignies-Louvain-la-Neuve. 87-100.
- Anderson J.M., Huish A., Ineson P., Leonard M.A. and Splatt P.R. (1985) Interactions of invertebrates, micro-organisms and tree roots in nitrogen and mineral element fluxes in deciduous woodland soils. In: Fitter A.H., Atkinson D., Read D.J., Usher M.B. (eds) Ecological Interactions in Soil: Plants, Microbes and Animals. Blackwell Scientific Publications, Palo Alto, 377-392.
- Bruckner A., Wright J., Kampichler C., Bauer R., Kandeler (1995) A method of preparing mesocosms for assessing complex biotic processes in soils. *Biol. Fertil. Soils* 19, 257-262.
- Huang P.M. (1991) Kinetics of redox reactions on manganese oxides and its impact on environmental quality. In: Sparks D.L. and Suarez D.L.(eds.) Rates of Soil Chemical Processes. Soil Science Society of America Special Publication Number 27, Madison, Wisconsin, 191-230.
- Ingham R.E., Trofymow J.A. and Ingham E.R. (1985) Interactions of bacteria, fungi, and their nematode grazers: Effects on nutrient cycling and plant growth. *Ecological Monographs* 55, 119-140.
- Kandeler E., Winter B., Kampichler C., Bruckner A (1994) Effects of mesofaunal exclusion on microbial biomass and patterns on enzymatic activities in field mesocosms. In: Ritz K., Dighton J., Giller K. (eds.) Beyond the Biomass. John Wiley & Sons, Chichester, 181-189.
- Rehfuess K.E. (1990) Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Paul Parey, Hamburg. 187-189.
- Setälä H., Martikainen E., Tynnismaa M. and Huhta V. (1990) Effects of soil fauna on leaching of nitrogen and phosphorus from experimental systems simulating coniferous forest floor. *Biol. Fertil. Soils* 10, 170-177.
- Teubert A. and Verhoef H.A. (1992) Relevance of micro- and mesocosm experiments for studying soil ecosystem processes. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1179-1183.
- Vedder B., Kampichler C., Bachmann G., Bruckner A., Kandeler E. (1996) Impact of faunal complexity on microbial biomass and N-turnover in field mesocosms from a spruce forest soil. *Biol. Fertil. Soils* 22, 22-30.

Die Ansiedlung mineralbodenbewohnender Regenwürmer als ergänzende Maßnahme zur Regradation von Waldböden

von

Beylich, A.* und U. Graefe**

Einleitung

Zu den Zielvorstellungen der Waldbodenmelioration gehört die Verbesserung der Humusform mit "Mull" als Sollzustand. (BENECKE 1992). Nachhaltig erreichbar ist dieses Ziel nicht ohne die Mitwirkung der Bodenfauna, insbesondere der mineralbodenbewohnenden Regenwürmer. Ein durch Bioturbation gebildeter humoser Mineralbodenhorizont ist in erster Linie das Werk endogäischer und anecischer (tiefgrabender) Regenwurmart, die infolge der erhöhten Säure- und Aluminiumtoxizität in versauerten Waldböden nicht mehr vorkommen. Durch Bodenbearbeitung und Kalkung können zwar günstigere Bedingungen für diese Arten geschaffen werden. Ihre baldige Einwanderung ist jedoch nicht gewährleistet, denn Restpopulationen, von denen eine Besiedlung ausgehen könnte, befinden sich selten in unmittelbarer Nähe. Setzt man eine natürliche Ausbreitungsgeschwindigkeit von unter 5 m pro Jahr voraus (DUNGER 1991), wird deutlich, daß eine Wiederbesiedlung größerer Flächen Jahrzehnte in Anspruch nehmen würde. Im folgenden soll ein Verfahren vorgestellt werden, das in Ergänzung zu anderen Regradationsmaßnahmen (BEESE & MEIWES 1995) geeignet ist, die Ansiedlung und Ausbreitung endogäischer und anecischer Regenwurmart im Waldboden zu beschleunigen.

Vorstellung des Verfahrens

Bestandteile des Verfahrens sind 1. die Herstellung eines regenwurmreichen Impfsubstrates, 2. die Ausbringung des Impfsubstrates im Wald und 3. die Kontrolle des Ansiedlungserfolges. Zunächst muß eine geeignete Fläche gefunden werden, auf der die gewünschten Regenwurmart vorkommen und die notwendigen Erdarbeiten auch durchführbar sind. Auf der Fläche wird eine Mulchschicht aus organischen Reststoffen aufgebracht, die dann mit der Fräse in den Boden eingearbeitet wird. Dies soll die Vermehrung der Regenwürmer anregen und ihre Populationsdichte im Boden erhöhen. Als Mulchmaterial können z.B. geschredderte Holzabfälle aus Landschaftspflegearbeiten verwendet werden. Vorteilhaft sind Reststoffe mit weitem C/N-Verhältnis, wodurch sich Stickstoffausträge vermeiden lassen. Nach einer mehrmonatigen Reifungsphase wird das Substrat, d.h. ein Teil des mit Regenwürmern und organischer Substanz angereicherten Oberbodens, abgetragen und im Forst mit einem Miststreuer ausgebracht. Anschließend wird das ausgebrachte Material gemeinsam mit der vorhandenen Humusaufgabe mittels einer Fräse oberflächlich in den Waldboden eingemischt. Es entsteht ein nährstoffreicher, lockerer Mineralbodenhorizont, der eine für Mull typische Organismengesellschaft in der Initialphase beherbergt und endogäischen Regenwürmern einen günstigen Lebensraum bietet. Eine Kontrolle des Ansiedlungserfolges und der Ausbreitung der Tiere über die behandelten Areale hinaus ist frühestens nach einem Jahr sinnvoll, wenn bereits Nachkommen der 1. Generation festzustellen sind. Im folgenden werden Ergebnisse von Untersuchungen 18 Monate nach Durchführung erster Praxisversuche dargestellt und diskutiert.

* Freie Universität Berlin, Institut für Tierphysiologie, Grunewaldstraße 34, D-12165 Berlin

** IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Sodenkamp 62, D-22337 Hamburg

Versuchsflächen und Methodik

Das Verfahren wurde 1991 auf vier Forstflächen im Geestbereich des nördlichen Elbufers (Kreis Herzogtum Lauenburg, Schleswig-Holstein) getestet. Bei den Versuchsflächen handelt es sich um zwei Buchenbestände (Buchenhof und Edmundstal), einen Kiefern-Buchen-Bestand (Grünhof) und einen Buchen-Eichen-Bestand (Schnakenbek) mit stark bis sehr stark sauren, z.T. podsolierten Sandböden mit Moderhumusformen (Tab. 1). Obwohl zwei der Flächen 5 bzw. 6 Jahre zuvor gekalkt worden waren, befand sich der Mineralboden mit pH-Werten unter 3,8 in allen Fällen im Aluminium-Eisen-Pufferbereich. Als Fläche für die Substratgewinnung diente eine Ackerbrache, auf der Holzhäcksel zur Förderung mineralbodenbewohnender Regenwurmarten mit einer Fräse eingearbeitet worden war. Das Substrat wurde frühestens nach 6 Monaten entnommen und auf den Forstflächen in einer etwa 5 cm mächtigen Schicht mit einem Miststreuer streifenweise ausgebracht. Vor und nach der Ausbringung wurden die Waldbodenstreifen gefräst.

Um den Ansiedlungserfolg zu überprüfen, wurden die Forstflächen ca. 18 Monate nach Ausbringung des Substrates hinsichtlich Artenspektrum und Siedlungsdichte der Regenwürmer untersucht. Die Erfassung der Regenwürmer erfolgte durch Handauslese. In den behandelten Bereichen sowie in danebenliegenden unbearbeiteten Kontrollbereichen wurden je 10 Parallelproben entnommen.

Ergebnisse und Diskussion

Infolge der maschinellen Einarbeitung der organischen Auflage und des nur mäßig sauren Impfsubstrates steigen der pH (CaCl_2), das Porenvolumen und der Gehalt organischer Substanz in den behandelten Bereichen an (Tab. 1). Die Ergebnisse zeigen aber auch, daß der Pufferbereich, der eine uneingeschränkte biologische Aktivität ermöglicht (MEIWES et al. 1984), erst dann zu erreichen ist, wenn die Maßnahme mit einer weitergehenden Kalkzufuhr kombiniert wird.

Tab. 1: Kennwerte der Versuchs- und Kontrollflächen 18 Monate nach den Meliorationsmaßnahmen.

	Buchenhof		Edmundstal		Grünhof		Schnakenbek	
	Kontr.	Melior.	Kontr.	Melior.	Kontr.	Melior.	Kontr.	Melior.
Bestockung	Buche		Buche		Kiefer-Buche		Buche-Eiche	
pH (CaCl_2)	3,1	-	3,2	-	3,3	-	4,6	-
Auflage Mineralboden	3,6	4,3	3,1	5,2	3,2	3,8	3,5	4,9
Porenvolumen (%)	46	57	48	64	46	59	48	67
Org. Substanz (% TS)	2,6	6,0	2,9	9,4	3,2	8,0	3,6	4,9
vorausgegangene Kalkung (Jahr)	-		-		1991 bei Melior.	1985	1986	

Während in den Kontrollbereichen nur epigäische Regenwurmarten vorkommen, treten in den behandelten Bereichen auf allen untersuchten Flächen zusätzlich die endogäischen Arten *Aporrectodea caliginosa* und *Allolobophora chlorotica* auf (Abb. 1). Diese Arten waren in hoher Abundanz im Substrat vorhanden und konnten mit den durchgeführten Maßnahmen offenbar erfolgreich auf den Forstflächen angesiedelt werden, womit ein wesentliches Ziel der Melioration erreicht worden ist. *A. caliginosa* scheint sich für eine experimentelle Ansiedlung besonders zu eignen, da auch andere Autoren über gelungene Versuche mit dieser Art berichten (z.B. HUHTA 1979, STOCKDILL 1982). Gegenüber der Kontrolle erhöht sich die Gesamtabundanz der Regenwürmer auf den meliorierten

Flächen Buchenhof und Edmundstal um das vier- bis fünffache, was ausschließlich auf das Vorkommen der beiden endogäischen Arten zurückzuführen ist. Der geringe Abundanzunterschied zwischen der Kontrolle und dem behandelten Bereich der Fläche Grünhof erklärt sich durch den auch nach der Melioration noch sehr niedrigen pH-Wert. Kein Abundanzunterschied läßt sich auf der Fläche Schnakenbek feststellen. Möglicherweise war der Abstand von 12 Monaten zwischen Substratausbringung und Untersuchung bei dieser zuletzt behandelten Fläche noch zu kurz. Die Siedlungsdichte der epigäischen Arten nimmt im meliorierten Bereich geringfügig ab, wobei nur Edmundstal eine Ausnahme bildet. Die Einwanderung der angesiedelten Arten in die angrenzenden Kontrollbereiche konnte zum Zeitpunkt der Untersuchung auf keiner Fläche beobachtet werden, was in Anbetracht der stark sauren Verhältnisse im Mineralboden auch nicht anders zu erwarten war. Voraussetzung hierfür wäre eine über die normale Schutzkalkung hinausgehende Anhebung der Basensättigung.

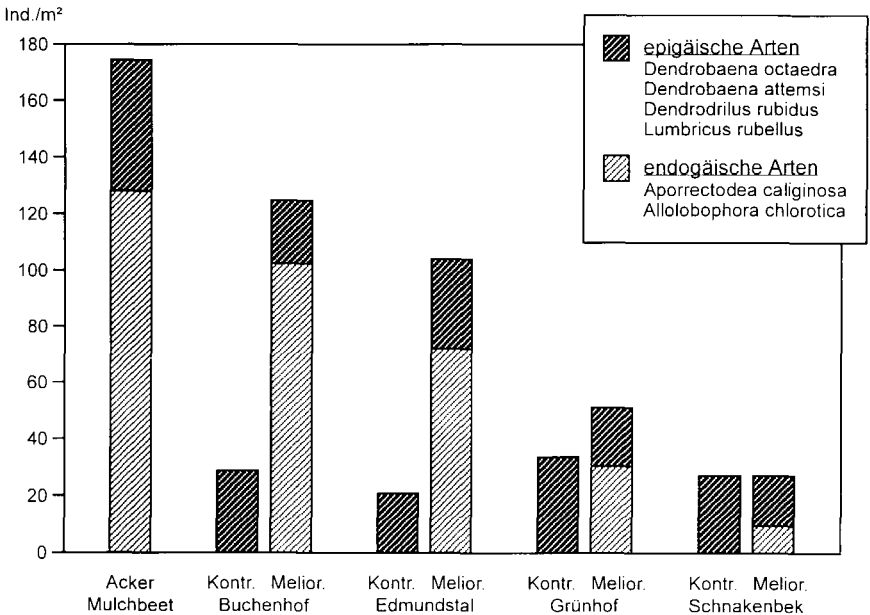


Abb. 1: Artenspektrum und Abundanz der Regenwürmer auf der Ackerbrache und auf vier Versuchsfeldern im Forst (Kontroll- und Meliorationsbereiche).

Ergänzende Untersuchungen zur Struktur der Kleinringelwurmzönose auf drei der Versuchsfeldern zeigten, daß in den nichtmeliorierten Bereichen die typische Zersetzergesellschaft der Auflagehumusformen Moder und Rohhumus (*Achaeto-Cognettietum*) ausgebildet ist (GRAEFE 1993, BEYLICH 1995). Dominierend sind die Starksäurezeiger, aber auch Mäßigsäurezeiger kommen vor. In den meliorierten Bereichen verändert sich die Artenzusammensetzung dahingehend, daß jetzt auch unter den Kleinringelwürmern Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger auftreten, die der Zersetzergesellschaft von Mullhumusformen zuzuordnen sind. In Edmundstal und Schnakenbek erreichen die neu hinzugekommenen Arten teilweise eine höhere Dominanz als die ursprünglich vorhandenen, ohne diese vollständig zu verdrängen. Es wird abzuwarten sein, ob sich eine der Artengruppen vor der anderen durchsetzen wird, oder ob beide nebeneinander bestehen bleiben.

Die in der Literatur beschriebenen Versuche zur Ansiedlung von Regenwürmern im Wald (HUHTA 1979, JUDAS et al. 1991, ROBINSON et al. 1992) sind für einen großflächigen Einsatz kaum geeignet, da die Gewinnung der Tiere und deren Ausbringung in Handarbeit einen hohen Zeit- und Kostenaufwand erfordern. Das Verfahren der Animpfung mit Bodenmaterial läßt sich dagegen mit normalen land- und forstwirtschaftlichen Geräten durchführen. Die Herkunft des Impfmateri als von nahegelegenen Vermehrungsflächen stellt sicher, daß sich auf den zu meliorierenden Flächen eine regionaltypische Fauna entwickeln kann, was bei Verwendung von im Handel angebotenen Tieren nicht gewährleistet ist.

Das Verfahren kann im Altholz bei nicht zu geringen Baumabständen angewendet werden und läßt sich besonders günstig mit Bodenbearbeitungsmaßnahmen zur Einleitung der Naturverjüngung kombinieren. Bei einer Bestandesbegründung ist die Kombination mit der Einarbeitung des Schlagabraums möglich. Das Impfsubstrat sollte jedoch nicht tiefer als 30 cm eingearbeitet werden, da die endogäischen Regenwürmer ihren Hauptlebensraum im oberen Mineralboden haben. Die Bearbeitung mit der Fräse überstehen die meisten Würmer offenbar unverletzt. Wichtig für den Erfolg sind natürlich auch die mit dem Impfsubstrat eingebrachten Kokons, aus denen erst später Tiere schlüpfen.

Weitere Untersuchungen sind notwendig, um die Dauerhaftigkeit der Ansiedlung und die langfristigen Auswirkungen auf Naturverjüngung, konkurrierende Vegetation, Stoffhaushalt und Bodenzustand beurteilen zu können. Weitergehende Versuche vor allem in Hinblick auf eine optimale Kombination mit anderen Meliorationsmaßnahmen sollten auch andere Standorte einbeziehen.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden in Zusammenarbeit mit der Stadt Geesthacht und den Revierförstereien Bergedorf und Grünhof durchgeführt. Wir danken für die freundliche Unterstützung.

Literatur

- BEESE, F., MEIWES, K. J. (1995): 10 Jahre Waldkalkung - Stand und Perspektiven. Allgemeine Forst Zeitschrift 50: 946-949.
- BENECKE, P. (1992): Gedanken zur Waldbodenrestaurierung mit Bodenbearbeitung. Allgemeine Forst Zeitschrift 47: 542-545.
- BEYLICH, A. (1995): Ein Versuch zur Bodenverbesserung an sauren Waldstandorten: Auswirkungen auf die Zersetzergesellschaft. Newsletter on Enchytraeidae 4: 35-44.
- DUNGER, W. (1991): Zur Primärsukzession humiphager Tiergruppen auf Bergbauflächen. Zool. Jb. Syst. 118: 423-447.
- GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 69: 95-98.
- HUHTA, V. (1979): Effects of liming and deciduous litter on earthworm (Lumbricidae) populations of a spruce forest, with an inoculation experiment on *Allolobophora caliginosa*. Pedobiologia 19: 340-345.
- JUDAS, M., SCHAUERMANN, J., MEIWES, K. J. (1991): Die erfolgreiche Ansiedlung des tiefgrabenden Regenwurms *Lumbricus terrestris* L. in einem gekalkten Siebenstern-Fichtenforst auf Buntsandstein. Ber. Forschunsz. Waldökosysteme Univ. Göttingen. Reihe B. Bd. 22: 377-379.
- MEIWES, K. J., KHANNA, P. K., ULRICH, B. (1984): Hinweise zur Bewertung der Versauerung von Waldböden und zur Stabilität und Elastizität von Waldökosystemen. Allgemeine Forst Zeitschrift 39: 1247-1251.
- STOCKDILL, S. M. J. (1982): Effects of introduced earthworms on the productivity of New Zealand pastures. Pedobiologia 24: 29-35.
- ROBINSON, C. H., PEARCE, T. G., INESON, P., DICKSON, D. A., NYS, C. (1992): Earthworm communities of limed coniferous soils: field observations and implications for forest management. Forest Ecology and Management 55: 117-134.

Mikroarthropoden haben anscheinend keinen Einfluß auf die mikrobielle Aktivität in Fichtenstreu-Mikrokosmen

von

Schlatte, G.*, C. Kampichler** und E. Kandeler***

Einleitung

Die Rolle der Bodenfauna bei Dekompositionsprozessen ist seit längerer Zeit immer wieder Gegenstand bodenzoologischer Untersuchungen. Einflüsse auf das Abbaugeschehen werden dabei vor allem über Interaktionen mit der Bodenmikroflora erklärt (cf. Reviews von Parkinson 1982; Verhoef und Brussaard 1990). Wiederholt konnten in experimentell gewonnenen Lysaten höhere Mengen mineralischen Stickstoffs nachgewiesen werden, wenn Bodentieren der Zugang zum Substrat möglich war, doch liegen z.Z. nur wenige Informationen über den Einfluß von Bodentieren auf die an der Mineralisierung von N beteiligten Enzymsysteme vor. Verhoef und Meester (1991, zitiert aus Verhoef und Brussaard 1990) beobachteten in einem Mikrokosmosexperiment in der Gegenwart von Collembolen negative Auswirkungen auf die Ureaseaktivität. Hedlund et al. (1991) konnten in einem hochartifizialen Mikrokosmos morphologische und physiologische Veränderungen eines Pilzes bei Beweidung durch Collembolen beobachten, so stieg u.a. die Proteaseaktivität signifikant an. In Freilandmesokosmen in Fichtenforsten wurden neben einer allgemeinen Intensivierung des N-Kreislaufs (Vedder et al. 1996) auch signifikant erhöhte Proteaseaktivität jedoch unveränderte Ureaseaktivität festgestellt (Kandeler et al. 1994; Kandeler et al. 1996 in diesem Band). In Ergänzung zu diesen Mesokosmosuntersuchungen soll die vorliegende Arbeit den Einfluß von Bodenmikroarthropoden auf Proteaseaktivität, Ureaseaktivität, N-Mineralisation und pH im Labor demonstrieren. In Raumstruktur, Artenzusammensetzung, Abundanz der Biota und zeitlicher Dynamik stark vereinfachte Laboransätze lieferten jedoch oft widersprüchliche Ergebnisse und wurden deshalb bereits mehrfach kritisiert (z.B. Anderson 1987; Huhta und Setälä 1990; Faber et al. 1992). Wir stellten daher für unsere Versuche Mikrokosmen mit möglichst naturnaher räumlicher Struktur, Mikroflora und Mikroarthropodengesellschaft der Streuhorizonte eines Fichtenforsts zusammen.

Material und Methode

Substrat und Mikrokosmen: Der L und F Horizont aus einem unterwuchsfreien Fichtenforst in der Nähe von Gablitz bei Wien wurde gesiebt (6,3mm) und durch mehrmaliges Tieffrieren (-28°C) und Auftauen defauniert, auf 50% der maximalen Wasserkapazität angefeuchtet und durch Mischen homogenisiert.

Die Mikrokosmen bestanden aus verschleißbaren Polystyrolschachteln (15 x 13,5 x 5 cm), die mit jeweils 80g Substrat befüllt wurden. Nach 18 Tagen Inkubation bei 20°C im Dunkeln wurden adäquate Mengen frischer ungesiebter Nadelstreu aus dem L und F Horizont des selben Waldes in großen Tullgrentrichtern direkt in 36 Mikrokosmen ausgelesen (Beimpfung). 42 Mikrokosmen wurden den selben Bedingungen ausgesetzt, blieben aber als Kontrollen unbeimpft. Anschließend wurden die Mikrokosmen 12 Wochen bei 20°C im Dunkeln inkubiert.

*Institut für Zoologie, A-1090 Wien

**GSF-Institut für Bodenökologie, D-85758 Oberschleißheim

***Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, A-1220 Wien

Während der gesamten Inkubationszeit blieben die Mikrokosmen mit Deckeln verschlossen, der Wasserverlust wurde 1-2x pro Woche ausgeglichen. Für die Beimpfung mußten die Mikrokosmen geöffnet werden, der Wasserverlust wurde deshalb täglich ausgeglichen.

Probenahme: Direkt nach der Beimpfung und anschließend alle 2 Wochen wurden 6 beimpfte Mikrokosmen und 6 Kontrollen zufällig gewählt und destruktiv analysiert. Protease- und Ureaseaktivität, CaCl_2 extrahierbares NH_4^+ und NO_3^- und der pH-Wert (in 0,01M CaCl_2) wurden bestimmt (Analysemethoden nach Schinner et al. 1996).

Statistik: Bevor eine mehrfache ANOVA (Faktoren: Zeit, Ansatz) durchgeführt werden konnte, wurden die Daten auf Normalverteilung (Nullklassentest) und auf Varianzhomogenität (F_{\max} Test) geprüft und bei Bedarf log-transformiert. Signifikante Unterschiede wurden mit dem Scheffé' Test ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Mikroarthropoden hatten keinen signifikanten Einfluß auf die Enzymaktivitäten, die NH_4^+ und die NO_3^- Konzentrationen.

Die Proteaseaktivität stieg nach der Beimpfung auf das Doppelte des Ausgangswerts an und blieb dann bis Versuchsende konstant (Abb.1a). Der anfängliche Anstieg könnte eine Folge der starken Feuchtigkeitsschwankungen während der Beimpfung gewesen sein. Absterbende Zellen könnten Proteasen freigesetzt haben, die dann in der Streu aktiv blieben.

Die Ureaseaktivität sank bis Woche 2 tendentiell ab, blieb danach bis Woche 10 konstant und stieg zu Versuchsende signifikant an ($p < 0,0001$; Abb.1b). Der Aktivitätsanstieg weist auf eine höhere Substratverfügbarkeit und/oder eine geringere Endproduktthemmung von NH_4^+ hin. Bei den Kontrollen konnten wir eine signifikante leichte negative Korrelation zwischen der Ureaseaktivität und der NH_4^+ Konzentration feststellen (Spearman Korrelation: $r_s = -0,3328$, $p < 0,05$).

Der Ammoniumgehalt stieg bis Woche 10 leicht an (signifikante Unterschiede nur zwischen Wochen 2 und 10) und sank dann in den Kontrollproben ab (nicht signifikant; Abb.1c).

NO_3^- akkumulierte mit der Zeit ($p < 0,0001$), fast der gesamte mineralisierte N wurde nitrifiziert. Die hohe Nitrifikationsrate dürfte mit der hohen Inkubationstemperatur zusammenhängen (Abb.1d).

Die Nitrifikation führte zu einer leichten Bodenversauerung ($p < 0,0001$). In den Proben mit Mikroarthropoden war der pH-Wert allerdings höher als in den Kontrollen ($p < 0,025$; Abb.1c). Höhere pH-Werte in Nadelstreu mit Mesofauna wurden auch von Setälä et al.(1990) und Vedder et al. (1996) beschrieben.

In einfachen Mikrokosmen mit einem einfachen Substrat und monospezifischen Faunenbesatz sind regelmäßig Einflüsse der Mesofauna auf die Mineralisierung feststellbar, während mit zunehmender Komplexität der experimentellen Systeme die Effekte schwinden. Bis heute ist es nicht möglich die im Labor identifizierten spezifischen Interaktionen auf komplexe oder natürliche Systeme zu extrapolieren oder mit Prozessen in einem natürlichen Boden zu verbinden (Anderson 1987). Bengtsson et al. (1988) konnten beweisen, daß Collembolen eine ausgeprägte Nahrungspräferenz zeigen und gezielt Futterpilze aus- und aufsuchen. Welcher Pilz bevorzugt wird hängt allerdings von den Umweltbedingungen ab. In einem Experiment von Andren und Schnürer (1985) fraßen Collembolen (*Folsomia fimetaria*) nicht nur Pilze, sondern auch Protozoa und Bakterien. Um zu verstehen unter welchen Bedingungen eine Ressource für Mikroarthropoden interessant bzw. überhaupt zugänglich wird und unter welchen Bedingungen Mikroarthropoden einen Einfluß auf die Mikroorganismen ausüben können, ist es sicherlich hilfreich die wirksame Umwelt der Mikroarthropoden, also die Struktur und physikalische und chemische Zusammensetzung der Mikrohabitate zu studieren. In Böden mit einem weiten C:N Verhältnis und bei der Dekomposition von schwer zersetzbarem Material dürfte die Bodenmesofauna die N-Mineralisation verstärken (Persson 1989). Setälä et al. (1990) hingegen konnten in einem sehr komplexen Mikrokosmossystem, das einen Fichtenwaldboden simulierte, erst nach 40 Wochen Inkubation und einem simulierten Winter eine signifikante Verstärkung der N-Mineralisation durch die Bodenfauna feststellen, erklären dies allerdings mit einer unnatürlich hohen Dichte von räuberischen Nematoden.

In einem weiteren ähnlichen Mikrokosmosexperiment hatte die Fauna gar erst nach 74 Wochen Inkubation und 2 simulierten Winterperioden einen signifikanten Einfluß. Das heißt, daß eine naturnahe Mesofauna entweder keinen, oder erst in späten Stadien der Dekomposition von Fichtennadelstreu einen Einfluß ausübt. Es ist denkbar, daß unter natürlichen oder naturnahen Bedingungen erst nach einer deutlichen Verknappung der für die Mikroorganismen erreichbaren Ressourcen die Mesofauna indirekt auf die N-Mineralisation einwirken kann. In unserem Experiment wurde durch die Manipulation des Substrats (Tiefrieren, Sieben, Austrocknung während der Beimpfung) sicherlich viel N und neuer Lebensraum für die Mikroorganismen verfügbar. Ein möglicher Einfluß der Mesofauna wäre demnach erst nach Verknappung dieser Ressourcen dedektierbar. 12 Wochen Inkubationszeit dürften aber für eine Verknappung nicht ausreichend sein.

Literatur

- Anderson, J.M., 1987. Interactions between invertebrates and microorganisms: Noise or necessity for soil processes? In: M.Fletcher, T.R.G.Gray, J.G.Jones (editors), Ecology of microbial communities. Cambridge University Press, New York, pp 125-145.
- Andren, O., Schnürer, J., 1985. Barley straw decomposition with varied levels of microbial grazing by *Folsomia finetaria* (L.) (Collembola, Isotomidae). Oecologia, 68: 57-62.
- Bengtsson, G., Erlandsson, A. and Rundgren, S., 1988. Fungal odour attracts soil Collembola. Soil Biol. Biochem., 20: 25-30.
- Faber, J.H., Teuben, A., Berg, M.P. and Doelman, P., 1992. Microbial biomass and activity in pine litter in the presence of *Tomocerus minor* (Insecta, Collembola). Biol. Fertil. Soils, 12: 233-240.
- Hedlund, K., Boddy and L., Preston, C.M., 1991. Mycelial response of the soil fungus, *Mortierella isabellina*, to grazing by *Onychiurus armatus* (Collembola). Soil Biol. Biochem., 23: 361-366.
- Huhta, V., and Setälä, H., 1990. Laboratory design to stimulate complexity of forest floor for studying the role of fauna in the soil processes. Biol. Fertil. Soils, 10: 155-162.
- Kandeler, E., Winter, B., Kampichler, C., Bruckner, A., 1994. Effects of mesofaunal exclusion on microbial biomass and enzymatic activities in field mesocosms. In: K.Ritz, J.Dighton, K.E.Giller (editors), Beyond the Biomass. British Society of Soil Science (BSSS), Wiley-Sayce Publication.
- Parkinson, D., 1982. Functional relationships between soil organisms. In: P.Lebrun, H.M.Andre, A.De Medts, C.Gregoire-Wibo and G.Wauthy (editors), Proc. VIII. Int. Soil Zool.Coll., Belgium, pp 153-165.
- Persson, T., 1989. Role of soil animals in C and N mineralisation. Plant and Soil, 115: 241-245.
- Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. 1996. Methods of Soil Biology. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- Setälä, H., Martikainen, E., Tynnismaa, M. and Huhta, V., 1990. Effects of soil fauna on leaching of nitrogen and phosphorus from experimental systems simulating coniferous forest floor. Biol. Fertil. Soils, 10: 170-177.
- Vedder, B., Kampichler, C., Bachmann, G., Bruckner, A. and Kandeler, E., 1996. Impact of faunal complexity on microbial biomass and turnover in field mesocosms from a spruce forest soil. Biol. Fertil. Soils, 22: 22-30.
- Verhoef, H.A. and Brussaard, L., 1990. Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agro-ecosystems: the contribution of soil animals. Biogeochemistry, 11: 175-211.
- Verhoef, H.A. and Meinster, S., 1991. The role of soil arthropods in nutrient flow and the impact of atmospheric deposition. In: G.K.Veeresh, D.Rajagopal and C.A.Viraktamath (editors), Advances in Management and Conservation of Soil Fauna. Oxford & IBH Publishing Co., New Delhi-Bombay-Calcutta.

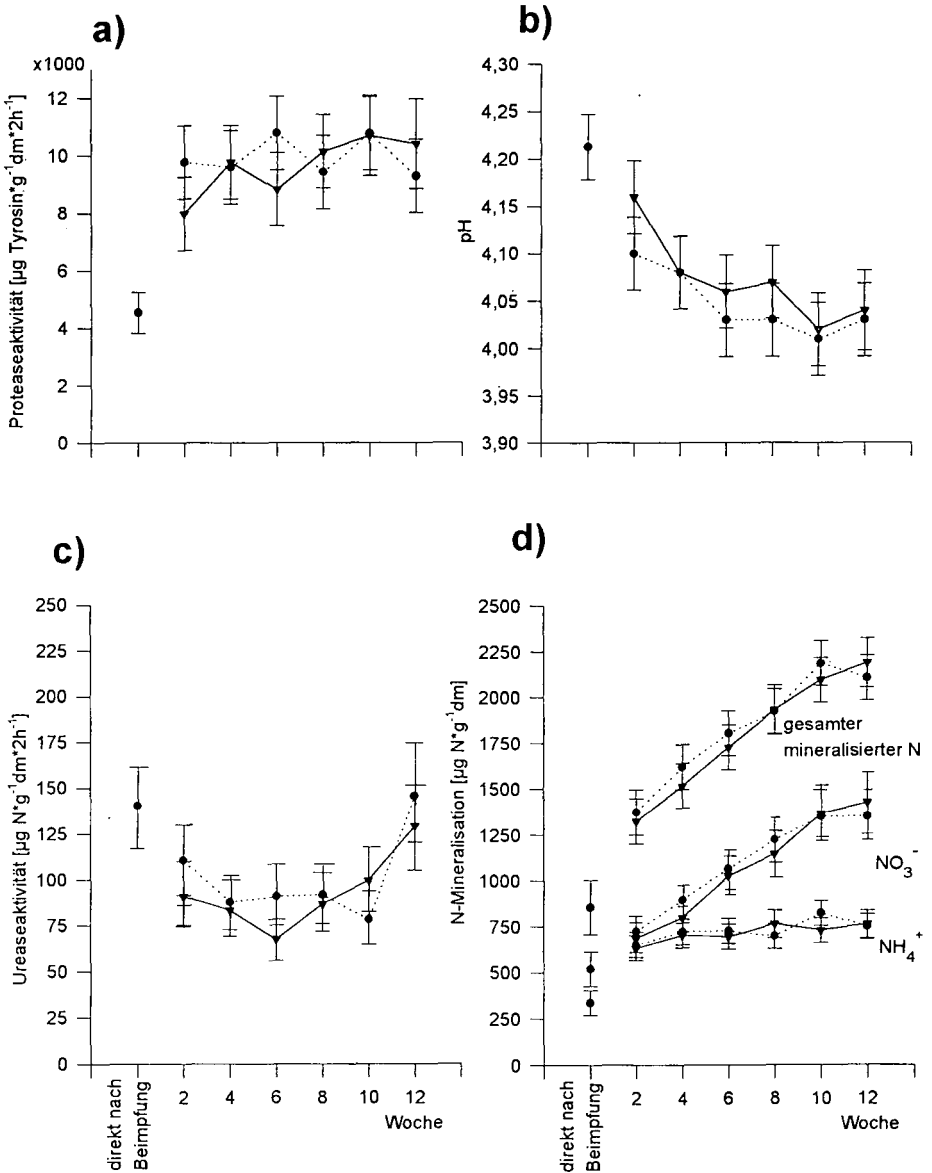
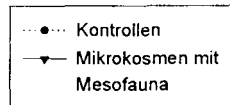


Abb.1. Proteaseaktivität (a), pH (b), Ureaseaktivität (c) und N-Mineralisation (d) in den Mikrokosmen während 12 Wochen Inkubation bei 20°C.



Sind Oribatiden und Collembolen in der Streu und im Boden eines Buchenwaldes (*Fagus sylvatica*) durch das Nahrungsangebot (Biomasse der Mikroorganismen) limitiert?

von

Maraun, M., P. Maren und S. Scheu*

Einleitung

In einem Freilandexperiment im Göttinger Wald (Buchenwald auf Kalkgestein) wurde die Abhängigkeit von Collembolen und Oribatiden von ihrer Nahrungsressource (mikrobielle Biomasse) untersucht. Durch Zugabe von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor sollte der Pool der mikrobiellen Biomasse der Laubstreu und des Mineralbodens vergrößert werden und die Reaktion der Mesofauna auf diese Veränderung beobachtet werden. Ziel des Experiments war zu klären, ob Collembolen und Oribatiden durch die Nahrungsressource limitiert sind ('bottom-up-control').

Material und Methoden

Im Juni 1993 wurden in einem Buchenwald (*Fagus sylvatica*) auf Kalkgestein (Göttinger Wald, SCHAEFER 1990) 24 Versuchspartzellen (\varnothing 1.13 m, Fläche 1m²) eingerichtet. Diese Versuchspartzellen waren von 30 cm hohen und etwa 3 mm dicken Plastikringen eingefasst und in 3 Blocks zu je 8 Varianten auf dem Waldboden angeordnet. Zu sieben der Varianten wurde jeweils Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) oder Phosphor (P) oder eine Kombinationen aus diesen drei Elementen (CN₁, CP, NP und CNP) zugegeben. Die achte Variante blieb als Kontrolle (Ktr) ungedüngt. Die Zugabe erfolgte zweiwöchentlich über einen Zeitraum von 16 Monaten (Juni 1993 bis Oktober 1994). Die Zugabe des Kohlenstoffs erfolgte in Form von Glukose (C₆H₁₂O₆), Stickstoff wurde als Ammoniumnitrat (NH₄NO₃) zugegeben und Phosphor als Natriumhydrogenphosphat (NaH₂PO₄). Die Substanzen wurden in wässriger Lösung ausgebracht (je 6 Liter pro Versuchspartzelle). Die zugegebene Menge an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor entsprach etwa der fünffachen Menge, die durch den Streueintrag jedes Jahr auf den Waldboden gelangt.

Im Oktober 1993, im Mai 1994 und im November 1994 fanden drei Probenahmen statt, bei denen verschiedene abiotische, mikrobielle und zoologische Parameter erhoben wurden. An allen drei Probeterminen wurden aus jeder Versuchspartzelle mit einem Stechzylinder (\varnothing 5 cm) zwei Proben

* II. Zoologisches Institut der Universität Göttingen,
Abteilung Ökologie, Berliner Str. 28, 37073 Göttingen

entnommen. Die Proben wurden an den ersten beiden Probeterminen in zwei Horizonte (Streuschicht und Mineralboden 0-3 cm) und am dritten Probetermin in drei Horizonte unterteilt (Streuschicht, Mineralboden 0-3 cm und Mineralboden 3-6 cm). Aus einer der beiden Proben wurde die Mesofauna (Oribatiden, Collembolen, Gamasiden) mittels einer weiterentwickelten 'high-gradient canister' Methode (MACFADYEN 1961, KEMPSON et al. 1963; SCHAUERMANN 1982) extrahiert und aus der anderen Probe wurden die mikrobielle Biomasse und die Basalrespiration mittels einer automatisierten O₂-Mikrokompensationsanlage (SCHEU 1992) nach der SIR-Methode bestimmt (ANDERSON & DOMSCH 1978). Aus dem Quotienten der Basalrespiration und der mikrobiellen Biomasse wurde die spezifische Respiration (qO_2) errechnet. In dieser Arbeit werden die Ergebnisse des zweiten Probenahmetermins (Mai 1994) dargestellt. Die Auswertung der Daten erfolgte mittels einer Varianzanalyse (ANOVA in SAS), deren Ergebnisse direkt den jeweiligen Grafiken zu entnehmen sind. Falls nötig, wurden die Daten log-transformiert.

Ergebnisse

Die mikrobielle Biomasse und die Basalrespiration der Streu nahmen durch die Zugabe von C, N und P zu, während die spezifische Respiration zurückging. Da jedoch weder die Oribatiden noch die Collembolen auf die Zugabe der Elemente in der Streu mit einer signifikanten Änderung ihrer Abundanzen reagierten, wird auf diese Ergebnisse hier nicht weiter eingegangen.

Die Mikroorganismen im Boden reagierten ebenfalls sehr stark auf die Düngung und ihre Biomasse war in der Variante, die gleichzeitig mit Glukose, Stickstoff und Phosphor gedüngt war, gegenüber der Kontrolle um etwa 40% erhöht. Generell förderten alle Elemente die mikrobielle Biomasse, die fördernde Wirkung von Kohlenstoff trat jedoch nur bei gleichzeitiger Gabe von Stickstoff auf (Abb. 1a). Die Basalrespiration wurde durch die gleichzeitige Gabe von N und P stimuliert während die spezifische Respiration durch die Zugabe von P verringert wurde (Abb. 1b,c).

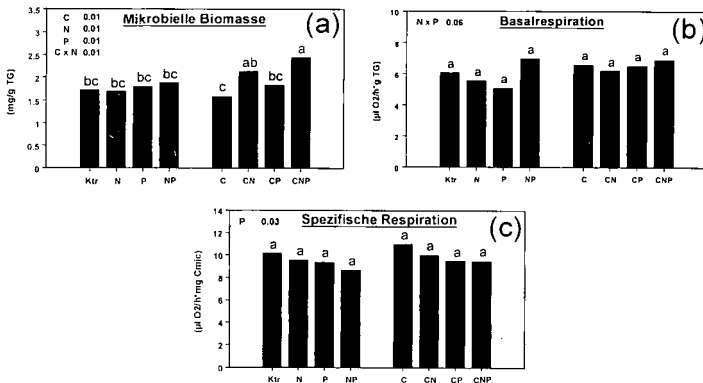


Abb. 1: Mikrobielle Biomasse (a), Basalrespiration (b) und spezifische Respiration (c) im Boden des Untersuchungsgebietes nach Zugabe von Glukose (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P) sowie verschiedenen Kombinationen aus diesen Elementen (Erläuterungen siehe Text).

Collembolen und Oribatiden reagierten unterschiedlich auf die Zugabe von Glukose, Stickstoff und Phosphor. In Varianten ohne Glukose nahm die Abundanz von Collembolen durch P-Gabe zu, wohingegen sie in Varianten mit Glukose durch P-Gabe abnahm. (Abb. 2a). Dieser Effekt trat sowohl bei *Folsomia* als auch bei *Isotoma* auf. Bei der Gattung *Folsomia* führte außerdem die Zugabe von Phosphor zu einer Zunahme der Abundanz, jedoch nicht, wenn gleichzeitig Stickstoff zugegeben wurde (Abb. 2b). Bei der Gattung *Isotoma* nahmen die Abundanz zu, wenn Glukose und Stickstoff gleichzeitig zugegeben wurden, jedoch nicht, wenn nur Glukose zugegeben wurde (Abb. 2c).

Die Dichte der Oribatiden nahm generell durch Zugabe von Glukose ab. Die Abnahme war jedoch in den Varianten mit Phosphor stärker ausgeprägt (Abb. 2d). Diese Reaktion trat sowohl bei der Gruppe *Oppia/Quadropia* als auch bei dem Taxon *Phthiracaroida* auf (Abb. 2e,f).

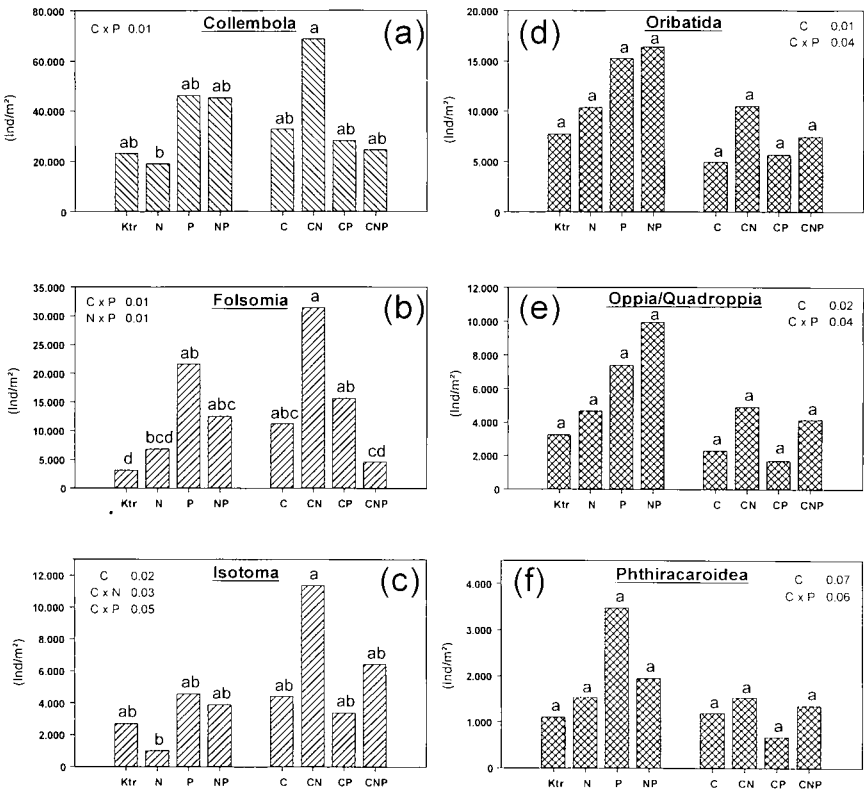


Abb. 2: Abundanz der Collembolen insgesamt (a), der Gattungen *Folsomia* (b), der Gattung *Isotoma* (c), der Oribatiden insgesamt (d), der Gruppe *Oppia/Quadropia* (e) und des Taxons *Phthiracaroida* (f) in 0-3 cm Bodentiefe nach Zugabe von Glukose (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P) sowie verschiedenen Kombinationen aus diesen Elementen.

Diskussion

Durch die Zugabe von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor wurde die mikrobielle Biomasse in der Streu und im Boden erhöht. Diese Erhöhung hatte in der Streu keine signifikanten Auswirkungen auf die Abundanzen der Oribatiden und Collembolen. Im Boden nahmen jedoch in Varianten mit Phosphor die Abundanzen von Oribatiden und Collembolen zu und in Varianten mit Glukose und Stickstoff kam es zu einem deutlichen Anstieg der Abundanz der Collembolen. Dies deutet auf eine 'bottom-up'-Kontrolle der Oribatiden und Collembolen hin, die jedoch nicht durch die Zunahme der gesamten mikrobielle Biomasse verursacht ist. Vielmehr könnte die Zunahme der Mesofauna durch die Zunahme der pilzlichen Biomasse bedingt sein. Wahrscheinlich sind in den Varianten mit P bzw. mit CN die Pilze stärker gefördert worden als die Bakterien.

Der fördernde Effekt des Phosphors auf Oribatiden und Collembolen ging jedoch verloren, wenn Glukose und Phosphor gleichzeitig zugegeben wurden. Vermutlich wurde durch die gleichzeitige Zugabe von Glukose und Phosphor die bakterielle Biomasse erhöht. Da sowohl Oribatiden als auch Collembolen hauptsächlich Pilze fressen, könnte eine Zunahme der bakteriellen Biomasse mit einer relativen Abnahme der Biomasse der Pilze verbunden sein und damit im Vergleich zu den Varianten mit P zu einer Abnahme der Dichte der Oribatiden und Collembolen geführt haben.

Generell kam es zu einem Rückgang der Abundanzen der Oribatiden in Varianten mit Glukose. In diesen Varianten war möglicherweise die Biomasse der Bakterien wesentlich stärker erhöht als die der Pilze. Die Abnahme der Abundanzen der Oribatiden könnte auch auf die verstärkte Aktivität von Regenwürmern zurückzuführen sein, deren Dichte in Varianten mit Glukose stark zunahm (SCHEU et al., in Vorb.). Während die Collembolen durch die Aktivität der Regenwürmer in ihrem Lebenszyklus vermutlich nicht gestört wurden, waren die Oribatiden, die im Vergleich zu Collembolen wenige und große Eier legen und die daher eher als K-Strategen angesehen werden können, durch die Aktivität der Regenwürmer wahrscheinlich stark beeinträchtigt. Auch die verstärkte Schleimproduktion durch die Regenwürmer könnte die Aktivität der Oribatiden stärker als die der Collembolen eingeschränkt haben. Diese Zusammenhänge könnten auch die - im Vergleich zu Moderböden - geringen Dichten von Oribatiden in Mullböden (die meist hohe Dichten von Regenwürmern besitzen) erklären.

Literatur

- ANDERSON, JPE & DOMSCH, KH (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol Biochem* 10, 215-221.
- KEMPSON, D, LLOYD, M & GHILDARDI, R (1963) A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia* 13, 1-21.
- MACFADYEN, A (1961) Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *J Animal Ecol* 30, 171-180.
- SCHAEFFER, M (1990) The soil fauna of a beech forest on limestone: trophic structure and energy budget. *Oecologia* 82, 128-136.
- SCHAUERMANN, J (1982) Verbesserte Extraktion der terrestrischen Bodenfauna im Vielfachgerät modifiziert nach Kempson und MacFadyen. *Mitteilungen des SFB* 135, 1, 47-50.
- SCHEU, S (1992) Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biol Biochem* 24, 1113-1118.

Oribatiden und Collembolen in einem Gradienten von Fichte (*Picea abies*) zu Buche (*Fagus sylvatica*): Mikosukzession in alternder Streu und Beziehung zur mikrobiellen Biomasse

von

Migge, S., D. Albers, M. Maraun und S. Scheu*

Einleitung

Oribatiden und Collembolen bilden die arten- und individuenreichsten Gruppen der Mesofauna in der organischen Auflage von Waldböden. Sie spielen bei der Zersetzung der toten organischen Substanz besonders in Moderhumuswäldern eine entscheidene Rolle (PETERSEN & LUXTON 1982). Um zu untersuchen, wie Oribatiden und Collembolen frischgefallene Buchen- und Fichtenstreu besiedeln, wurde in dieser Arbeit die Litterbag-Methode angewandt. Parallel dazu wurden die Geschwindigkeit des Streuabbaus und die mikrobielle Biomasse in Buchen- und Fichtenstreu in Rein- und Mischbeständen von Buche und Fichte bestimmt. Ein Zusammenhang zwischen der mikrobiellen Biomasse und der Abundanz der Mesofauna sowie der Abbauraten der unterschiedlichen Streuarten wird diskutiert.

Methoden

Im November 1994 wurden Litterbags (Streubeutel aus 1mm-Gaze, eingespannt in Plastikcontainer mit großen Öffnungen) mit Buchen- und Fichtenstreu in einem Fichten-, einem Buchen- und einem dazwischenliegenden Mischbestand (Buche/Fichte) eines 30-jährigen und eines 120-jährigen Waldbestandes ausgebracht. Das Untersuchungsgebiet liegt im Solling, einem Buntsandstein-Plateau 50km nordwestlich von Göttingen. Der Bodentyp ist eine saure Braunerde. Die Humusform in den Buchenbeständen ist Moder und in den Fichten- und Mischbeständen Rohhumus mit Tendenz zu Moder. Der Streuabbau, die mikrobielle Biomasse und die spezifische Respiration (qO_2) in den Litterbags wurden nach 1.5-, 3-, 6-, 9-, 12- und 18-monatiger Exposition im Freiland gemessen. Aus der Streu der Litterbags wurden außerdem die Oribatiden und Collembolen mittels einer weiterentwickelten 'high-gradient canister' Methode (MACFADYEN 1961, SCHAUERMANN 1982) extrahiert. Die Artenzusammensetzungen und Abundanzen wurden für Collembolen in der 1.5, 3, 6, 9 und 12 Monate alten Streu und für Oribatiden in der 1.5 und 12 Monate alten Streu bestimmt.

* II. Zoologisches Institut der Universität Göttingen,
Abteilung Ökologie, Berliner Str. 28, 37073 Göttingen

Die Messung der mikrobiellen Biomasse und der Basalatmung erfolgte mittels einer automatisierten Sauerstoff-Mikrokompressionsanlage (SCHEU 1992) nach der SIR-Methode (ANDERSON & DOMSCH 1978). Aus dem Quotienten von Basalatmung und mikrobieller Biomasse wurde die spezifische Respiration berechnet. Die statistische Auswertung erfolgte mittels einer drei- oder vierfaktoriellen Varianzanalyse (Prozedur ANOVA des Statistikpaketes SAS) mit den Faktoren 'Termin' (Anzahl der Monate) 'Bestandesalter' (30 und 120 Jahre), 'Bestandestyp' (Fichte, Misch und Buche) und 'Streuart' (Buchen- und Fichtenstreu). Der Mittelwertsvergleich erfolgte mit dem Tukey's Studentized Rank Test. Die Daten wurden log-transformiert, wenn dadurch die Homogenität der Varianzen erhöht werden konnte.

Ergebnisse

Fichtenstreu wurde generell schneller abgebaut als Buchenstreu ($F=5.4$, $p<0.05$). Der Abbau beider Streuarten war in den Fichtenbeständen signifikant langsamer als in den Buchen- und Mischbeständen ($F=12.9$, $p<0.001$). Die Abbauraten der zwei Streuarten waren in den Buchenbeständen im Gegensatz zu den Fichten- und Mischbeständen besonders unterschiedlich (Abb. 1a; Interaktion 'Streuart' x 'Bestandestyp', $F=3.3$, $p<0.05$).

Die mikrobielle Biomasse war generell in der Buchenstreu ($11.1 \text{ mgC}_{\text{mic}}/\text{gTG}$) signifikant höher als in der Fichtenstreu ($10.0 \text{ mgC}_{\text{mic}}/\text{gTG}$; $F=21.6$, $p<0.001$), jedoch war dieser Unterschied nur in den Buchenbeständen stark ausgeprägt (Abb. 1b; Interaktion 'Streuart' x 'Bestandestyp', $F=3.4$, $p<0.05$). Auf die Unterschiede in der mikrobiellen Biomasse an den einzelnen Terminen und zwischen den Altersstufen der Bestände soll in diesem Rahmen nicht weiter eingegangen werden.

Die spezifische Respiration unterschied sich stark zwischen den drei Bestandestypen (Abb. 1c). Sie war in den Buchenbeständen am höchsten ($10.7 \mu\text{O}_2/\text{mgC}_{\text{mic}} \cdot \text{h}$), in den Mischbeständen etwas geringer ($8.9 \mu\text{O}_2/\text{mgC}_{\text{mic}} \cdot \text{h}$) und in den Fichtenbeständen am niedrigsten ($7.5 \mu\text{O}_2/\text{mgC}_{\text{mic}} \cdot \text{h}$).

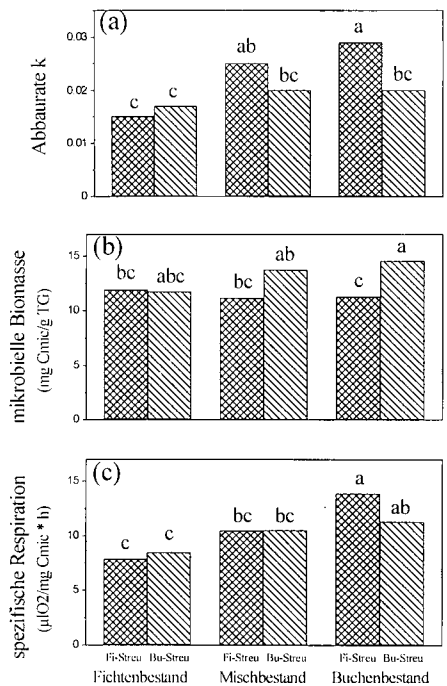


Abb. 1. Effekt der jeweiligen Streuart auf (a) die Streuabbaurate, (b) die mikrobielle Biomasse und (c) die spezifische Respiration der Mikroflora in den unterschiedlichen Bestandestypen (Daten gepoolt über 'Bestandesalter' und 'Termin').

Im Mittel traten 26 bis 33 Collembolenarten in der Streu der Litterbags auf. Im Vergleich dazu traten in der 1.5 Monate alten Streu 28 und in der 12 Monate alten Streu 46 Oribatidenarten auf. Die Zusammensetzung der Collembolengemeinschaft änderte sich mit zunehmendem Alter der Streu kaum, wohingegen es in der Oribatidengemeinschaft zu einer deutlichen Verschiebung der Dominanzverhältnisse kam. Dabei wurde die starke Dominanz einer Art (*Adoristes ovatus/poppei* (C. L. KOCH)) durch die Dominanz von anderen streubewohnenden Oribatidenarten, wie z.B. *Oppiella ornata* (OUDEMANS), *Oppiella splendens* C. L. KOCH, *Oribatella calcarata* (C. L. KOCH), *Paradamaeus clavipes* (HERMANN), *Nanhermannia coronata* BERLESE und *Platynoethrus peltifer* (C. L. KOCH) abgelöst. Bei den dominanten Collembolenarten handelte es sich ebenfalls um typische streubewohnende Arten: *Anurophorus laricis* NICOLET, *Isotoma notabilis* (SCHAEFFER), *Lepidocyrtus* spec. BOURLET, *Entomobrya corticalis* (NICOLET), *Entomobrya nivalis* (LINNÉ).

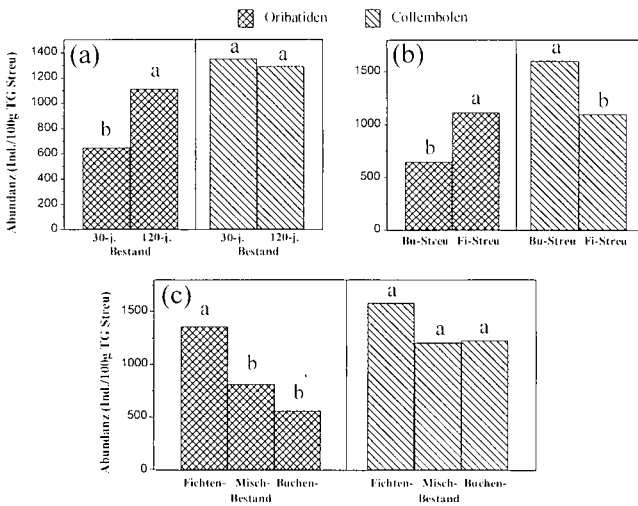


Abb. 2. Abundanz von Oribatiden und Collembolen in Litterbags nach 12-monatiger Exposition im Freiland in Abhängigkeit von (a) dem 'Bestandesalter', (b) der 'Streuart' und (c) dem 'Bestandestyp'.

Die mittlere Gesamtdichte der Collembolen lag in der 12 Monate alten Streu bei 1322 Ind./100g TG Streu und war damit höher als die mittlere Gesamtdichte der Oribatiden (850 Ind./100g TG Streu). Die Oribatiden zeigten signifikante Unterschiede in ihrer Individuendichte sowohl zwischen den Altersstufen der Bestände als auch zwischen den Streuarten und den Bestandestypen, wohingegen die Individuendichte der Collembolen sich weder zwischen den Altersstufen der Bestände noch zwischen den Bestandestypen unterschied (Abb. 2 a,b,c). Allerdings war die Gesamtdichte der Collembolen in der Buchenstreu signifikant höher als in der Fichtenstreu.

Diskussion

Es gab keine enge Beziehung zwischen der mikrobiellen Biomasse und der Abundanz von Oribatiden und Collembolen in den Litterbags, jedoch konnte eine Beziehung zwischen den mikrobiellen Parametern und der Abbaurrate der Streu festgestellt werden. Die Effizienz der Mikroflora im Hinblick auf den Streuabbau (Abbaurrate) war in den Buchenbeständen größer als in den Fichtenbeständen. Dagegen war die Effizienz der Mikroflora in Bezug auf den Aufbau ihrer Biomasse (spezifische Respiration) in den Buchenbeständen geringer als in den Fichtenbeständen. Die Mischbestände nahmen in beiden Fällen eine intermediäre Stellung ein. Generell reagierten die Mikroorganismen in den Buchenbeständen im Gegensatz zu den Fichtenbeständen auf die bestandesfremde Streu mit einer höheren spezifischen Respiration. Dementsprechend war die Abbaurrate der bestandesfremden gegenüber der bestandeseigenen Streu in den Buchenbeständen erhöht. Die Mikroflora der Fichtenbestände zeigte dagegen keine unterschiedliche Reaktion auf die beiden Streuarten, und entsprechend unterschieden sich die Abbauraten der Streuarten nicht.

Collembolen und Oribatiden werden als Mesofauna zusammengefaßt, und obwohl beide Gruppen ein ähnliches Nahrungsspektrum (hauptsächlich Pilze) besitzen, zeigten sich in dieser Arbeit unterschiedliche Muster in Bezug auf die Artenzusammensetzung und die Gesamtabundanzen beider Gruppen bei der Besiedlung von alternder Streu. Oribatiden besiedelten die frischgefallene Streu wesentlich langsamer als Collembolen. Die Besiedlung durch Oribatiden erfolgte hauptsächlich durch eine Art (*Adoristes ovatus/poppei*), die man als Primärbesiedler bezeichnen kann, da ihre Abundanz mit zunehmendem Streualter stark abnahm. Dagegen gab es bei Collembolen keine ausgesprochenen Primärbesiedler. Die meisten Arten, die die frischgefallene Streu besiedelten, waren auch nach längerer Exposition der Streu im Freiland noch vorhanden. Die Abundanz beider Tiergruppen nahmen mit dem Alter der Streu zu, wobei nur bei Collembolen eine Abnahme der Abundanz im Herbst nach dem Erreichen eines Maximums im Sommer zu erkennen war. Ob diese Dynamik auf Sukzessionsprozessen oder auf jahreszeitlichen Schwankungen der Collembolenpopulation beruht, ist aufgrund des kurzen Untersuchungszeitraumes (ein Jahr) nicht zu entscheiden (ANDERSON 1975).

Literatur

- ANDERSON, J.M., 1975. Succession, diversity and trophic relationships of some soil animals in decomposing leaf litter. *J. Anim. Ecol.* 44: 475-495.
- MACFADYEN, A., 1961. Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.* 21: 87-117.
- PETERSEN, H. & LUXTON, M., 1982. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos* 39: 288-388.
- SCHAUERMANN, J., 1982. Verbesserte Extraktion der terrestrischen Bodenfauna im Vielfachgerät, modifiziert nach Kempson und Macfadyen. *Kurzmitt. aus dem SFB 135 Ökosysteme auf Kalkgestein* 1: 47-50.
- SCHIEU, S., 1992. Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: Active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biol. Biochem.* 24: 1113-1118.

Stoffflüsse, Simulationen
von
bodenbiologischen Systemen

Modelling nitrogen and carbon mineralization in the belowground food webs in agricultural soils

von

De Ruiter, P.¹ und J. C. Moore²

Abstract

Agricultural practices affect important soil ecosystem processes as the decomposition of soil organic matter and the mineralization of nutrients. The biological processes underlying these processes are the trophic interactions among the organisms in the soil community food web. A food web model is developed that simulate carbon and nitrogen mineralization rates close to observed rates. This model also clarifies the role of the various groups of organisms in the cycling of nutrients.

Introduction

During the past decade, several large interdisciplinary research programs have focused on the interactions of organisms, plants and detritus in agricultural soils^{1,2,3,4,5}. The primary objective of these programs is to provide the knowledge that will be needed to develop and manage sustainable forms of agricultural practice. A central tenet of sustainable agriculture is that nutrients become available for plant demand at the right time at the right place. The present study is concerned with three of these programs. The 'Ecology of Arable Land' project, carried out at the Kjettslinge Experimental Farm (Uppsala, Sweden), compares the food webs from two barley practices with different fertilizer rates⁶. At the Horseshoe Bend Research Site (Athens, Georgia, USA), food webs from a no-tillage treatment, in which the organic material is not incorporated into the soil, are compared with webs from a conventional-tillage treatment^{7,8,9}. The 'Dutch Programme on Soil Ecology of Arable Farming Systems', carried out at the Lovinkhoeve Experimental Farm (Marknesse, The Netherlands), compares the soil food web from an integrated winter-wheat practice with that from a conventional practice, where 'integrated' differs from conventional in (1) the use of organic fertilizers (sometimes inorganic fertilizers are used), (2) reduced soil tillage, and (3) reduced use of pesticides and no soil fumigation^{10,11}.

In these programs, the abundance and activity of the soil organisms are studied under the different types of management practice. Food webs are constructed by aggregating species into functional groups sensu Moore et al.¹² based on taxonomy and food choice (Fig. 1), and the structure and functioning of the food webs are analyzed in relation to energy flow and nutrient cycling. Results of these programs are presented in several

¹ DLO Research Institute for Agrobiolgy and Soil Fertility, P.O. Box 129, 9750 AC Haren, The Netherlands

² Dept of Biological Sciences, University of Northern Colorado, Greeley, CO 80639, USA.

review papers and monographs^{6,7,8,11,13,14,15}. Here we describe a food web model, which is used to analyze the relationship between the functioning of the food webs and the energy and nutrient flow rates, especially carbon (C) and nitrogen (N) mineralization rates, i.e. the rates at which C and N are released in inorganic form (CO₂ and NH₄⁺/NO₃⁻) through the consumption and processing of organic-matter. The model uses the observed population sizes to calculate mineralization rates in the food webs, after which it is possible to compare the calculated overall mineralization rates with observed rates. As agricultural management practices may also affect the functioning of groups of soil organisms and their role in nutrient cycling^{4,5,9}, the food web model is also used to establish the contributions of the various groups of organisms to nutrient cycling, and to reveal how these contributions vary with agricultural practice^{6,7,8,13,14}.

The detrital food web model

With the detrital food web model (Hunt *et al.*¹⁶ and O'Neill¹⁷), annual C and N mineralization rates can be derived from the feeding rates among the trophic groups following a scheme as presented by Hunt *et al.*¹⁶. The feeding rate, i.e. the rate at which material is taken from an energy source, is split into an excretion rate: the rate at which organic material is returned to the environment (i.e. added to the detrital pool) in the form of faeces or prey residues, a biomass production rate: the rate at which material is incorporated into the biomass of the consumer, and a mineralization rate: the rate at which material is released in inorganic form. Following this scheme, the model equations are as follows. Annual feeding rates are calculated based on the assumption that the annual growth rates of the populations balance the annual natural death rates, and the death rates due to predation^{16,17}:

$$F_j = \frac{d_j B_j + P_j}{a_j p_j} \quad (1)$$

where F_j is the feeding rate of group j , d_j is the specific death rate of group j , B_j is the annual average population size of group j , P_j is the death rate of group j due to predation, a_j is the assimilation efficiency of group j and p_j is the production efficiency of group j .

If a predator is considered to feed on more than one prey type, then both the preference of the predator for a given prey and the relative population sizes of the prey types are taken into account:

$$F_{ij} = \frac{w_{ij} B_i}{\sum_{k=1}^n w_{kj} B_k} F_j \quad (2)$$

where F_{ij} is the feeding rate by group j on prey i , w_{ij} is the preference of predator j for prey i relative to other prey types and n is the number of potential prey types.

The calculations start with the feeding rates of the top predators, because their losses only consist of natural death. Next, the feeding rates of the groups one trophic level below the top predators are calculated, whose losses consist of natural death and death due to predation by the predators. This procedure is continued working back throughout the web to the lowest trophic levels.

C and N mineralization are derived from the feeding rates:

$$C_j = a_j (1 - p_j) F_j \quad (3)$$

$$N_{ij} = a_j \left(\frac{1}{CN_i} - \frac{p_j}{CN_j} \right) F_{ij} \quad (4)$$

where C_j is the C mineralization rate by group j , N_{ij} to the N mineralization rate by group j feeding on group i and CN_i and CN_j are the C:N ratios of group i and j , respectively.

Feeding rates and mineralization rates are derived from population sizes, natural death rates, feeding preferences, assimilation efficiencies, production efficiencies and C:N ratios (Box 1). For the present examples of food webs, the population sizes are established for each site separately^{6,7,8,11,18}, while most values for the physiological parameters are obtained from the literature^{13,14,16}. The same model structure is used across sites, but differences in the trophic structure of the food webs, soils and climates require modification of some of the physiological parameters listed above¹³. The output of the model is validated by comparing the calculated overall mineralization rates with the observed mineralization rates.

Application of the model to agricultural soil ecosystems

(i) Calculation of the overall mineralization rates

When applied to the food webs from the two arable farming systems of the Lovinkhoeve, as established in 1986 in the winter-wheat fields^{11,13}, the model calculates annual overall N mineralization rates close to the observed soil mineralization rates obtained from laboratory incubations (Fig. 2). This fit is achieved using physiological parameter values obtained from laboratory experiments and the literature, and without the use of parameter optimization techniques. However, the calculated rates are sensitive to relatively uncertain parameter values such as the C:N ratios of the microbes and of their substrate¹³. Comparison of the integrated and conventional fields reveals differences in N mineralization according to management and depth of soil. In the integrated field, the relatively high organic-matter content of the soil leads to relatively large population sizes and concomitant feeding and mineralization rates. The relatively high N mineralization in the upper depth layer of the integrated field is probably the result of the reduced tillage depth (10-15 cm) leading to a high concentration of fresh organic matter in the upper layer, while in the conventional field, tillage reaches 25 cm depth.

The model is also applied to the webs from Lovinkhoeve 1990 winter-wheat fields¹⁸, Horseshoe Bend^{7,8} and Kjettslinge⁹. This application¹⁴ uses the population sizes as estimated at the different sites, while values for the physiological parameters are chosen for all webs equally (i.e. those originally used for the analysis of flux rates in the shortgrass prairie food web from Central Plains¹⁶) with one exception: the fit between calculated and observed C mineralization rates in the Kjettslinge webs is improved by adjusting the specific death rates of microbes and protozoa to the relatively low values as reported by Andrén *et al.*⁹, which might be related to the relatively cold climate in Sweden. This set of physiological parameter values is somewhat different from the set that is used to simulate N mineralization in the Lovinkhoeve webs from the 1986 winter-wheat fields, but gives an equally good fit between calculated and observed N mineralization rates when used for these webs¹⁴. The results of this application (Table 1) show that the calculated C and N mineralization rates are close to the observed rates, except the N mineralization rates in the Horseshoe Bend webs, which are higher than the observed rates, indicating that the C:N ratio of the substrate for microbes is probably higher at the Horseshoe Bend site than at the other sites. Observed differences between management practices are also reflected in the model results with the exception that the calculated N mineralization for the Kjettslinge B0 treatment is relatively

high, while the reference values indicate a slightly higher N mineralization for the B120 treatment. Yet, our conclusion is that annual C and N mineralization rates, and especially differences in these rates between management practices, can be derived satisfactorily from the trophic interactions in the soil food webs.

(ii) *Calculation of the contributions of the functional groups to the mineralization rates*

The detrital food web model calculates N mineralization rates per trophic interaction, making it possible to estimate the contributions of the various groups of organisms to N mineralization (Fig. 3). These estimates have to be treated with caution, because the results of the model cannot be validated at the level of the contributions of the individual groups of organisms, and also because the estimates of the contributions are much more sensitive to the physiological parameter values than the overall N mineralization rates^{13,16}. Using the physiological parameter values from the Central Plains food web analysis¹⁶, the soil microbes are indicated to have an annual contribution to N mineralization of approximately 50% in all present food webs, although their contribution may vary strongly during the growing season. The relative contributions of bacteria and fungi to microbial mineralization varies between the sites. In the Horseshoe Bend and Lovinkhoeve webs, bacteria play a dominant role in microbial mineralization, while in the Kjetslinge webs, fungi and bacteria are indicated to make about the same contribution to N mineralization. In these webs, population sizes of the fungi exceed those of the bacteria, but it is assumed that the N contents of the substrate for fungi is lower than that for bacteria.

The contribution of the soil fauna to nutrient cycling is high relative to their contribution to the soil biomass, because of high turnover rates and a high C:N ratio as compared to the C:N ratio of their food. In all webs, the faunal mineralization is dominated by the protozoa. Bacterivorous nematodes, enchytraeids and earthworms may have a notable effect, while the contributions of the other faunal groups seem negligible.

The group contributions as presented in Fig. 3, however, only refer to N mineralization resulting directly from the consumption by the group, while the group also affects the functioning of other groups in the web and hence their contribution to nutrient cycling. Experimental studies in soil microcosms have shown that the contribution of particular groups to the C and N flow rates might be much larger than can be expected on the basis of solely their presence^{19,20}. These observed disproportionate contributions are explained by assuming an enhancement of microbial activity through the reduction of the effects of growth-rate limiting factors, such as the availability of nutrients^{21,22}, oxygen²³ or energy²⁴, and also by the effects of organisms on soil structure or water movement affecting the trophic interactions among other groups of organisms¹⁵. The detrital food web model takes the indirect effects through trophic interactions into account by linking death rates with predation pressure, and, implicitly, by using observed population sizes, which may reflect effects of predation and food availability. The importance of this kind of indirect effects was studied by simulating the effects of group removals on overall mineralization rates¹³. This preliminary study also indicated that indirect contributions may sometimes exceed the direct contributions.

Conclusions

The present study shows that food web modelling may clarify the interrelationships between food web functioning, energy flow and nutrient cycling in agro-ecosystems. The detrital food web model calculates annual mineralization rates close to the observed rates. The model also establishes estimates of the contributions of the various functional groups to the mineralization rates. However, indirect contributions could not yet taken into account adequately. One of the challenges of future food web research, therefore, should be the linking the detrital food web model to experimental studies, including manipulation experiments, as to analyze the role of the various groups of organisms in the functioning of food webs and hence in the cycling of energy and nutrients in ecosystems.

Table 1. Comparison of the overall C and N mineralization rates^a as simulated by the food web model with reference values of C and N mineralization published for the different webs. Reprinted by permission of Kluwer Academic Publishers.

	C Mineralization		N Mineralization	
	Simulated	Reference value	Simulated	Reference value
Kjettsline-B0 ^b	1990	1700	120	70 ^h / 80 ⁱ
Kjettslinge-B120 ^c	1660	1700	70	80 ^h / 90 ⁱ
Horseshoe Bend-NT ^d	3970	4800	242	160 ^j / 90 ^k
Horseshoe Bend-CT ^e	4800	5200	300	200 ^j /100 ^k
Lovinkhoeve-IF ^f	1890	1690	119	97 ^l
Lovinkhoeve-CF ^g	1270	1430	78	70 ^l

^a kg ha⁻¹y⁻¹, ^b B0: barley with no N fertilizer, ^c B120: barley with 120 kg ha⁻¹y⁻¹ nitrogen for six years, ^d NT: no-tillage, ^e CT: conventional tillage, ^f IF: integrated farming, ^g CF: conventional farming. Estimates are based on 0-25 cm depth layer, except those for the Horseshoe Bend webs which are based on the 0-15 cm layer. Estimates for the Lovinkhoeve webs are based on the population sizes as observed in the 1990 winter-wheat fields¹⁸. ^h From a simulation model²⁵, ⁱ From a N budget²⁶, ^j From a N budget for 1978/1979²⁷, ^k From a N budget for 1979/1980²⁷, ^l From *in situ* measurements²⁸.

Figure legends

Fig. 1. Diagram of the food webs: (A) Lovinkhoeve Experimental Farm¹³; (B) Kjettslinge Experimental farm⁶; (C) Horseshoe Bend Research Site⁷.

Fig. 2. Observed (black bars) and simulated (white bars) annual N mineralization rates under integrated and conventional farming in the depth layers 0-10 cm and 10-25 cm, based on the population sizes as observed in the 1986 winter-wheat fields¹³. Reprinted by permission of Blackwell Scientific Publications Ltd.

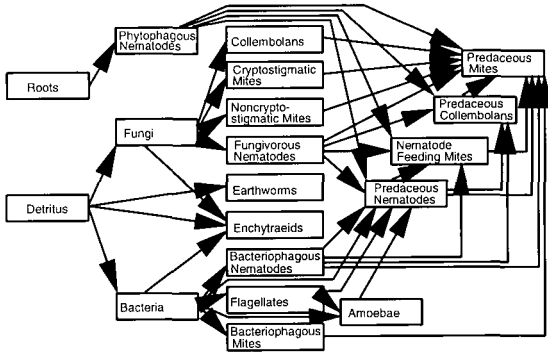
Fig. 3. The relative contribution of the various groups of organisms to N mineralization^{14,29} in the food webs from Horseshoe Bend, Lovinkhoeve (1990 winter wheat fields), and Kjettslinge. Estimates are based on 0-25 cm depth layer, except those for the Horseshoe Bend webs which are based on the 0-15 cm layer. (a) Horseshoe Bend, no tillage; (b) Horseshoe Bend, conventional tillage; (c) Lovinkhoeve, integrated farming; (d) Lovinkhoeve, conventional farming; (e) Kjettslinge, barley without fertilizer; (f) Kjettslinge, barley with fertilizer. Reprinted by permission of Elsevier Trends Journals.

References

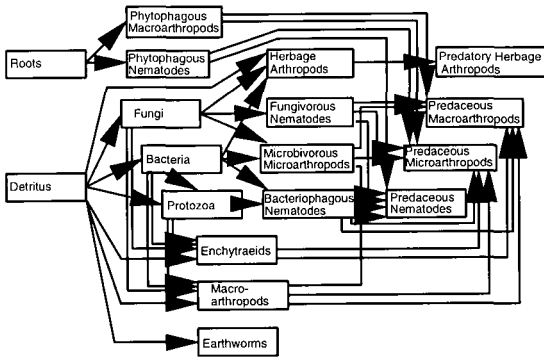
1. DeAngelis, D.L. (1992) *Dynamics in Food Webs and Nutrient Cycling* Chapman & Hall
2. Hairston, N.G., Jr and Hairston, N.G., Sr (1993) *Am. Nat.* 142, 379-411
3. Moore, J.C., De Ruiter, P.C. and Hunt, H.W. (1993) *Science* 261, 906-908
4. Moore, J.C. (1994) *Agric. Ecosyst. Environ.* 51, 239-247
5. Moore, J.C. and De Ruiter, P.C. (1991) *Agric. Ecosyst. Environ.* 34, 371-397
6. Andrén, O. *et al.* (1990) *Ecol. Bull.* 40, 85-125
7. Hendrix, P.F. *et al.* (1986) *Bioscience* 36, 374-380
8. Hendrix, P.F., Crossley, D.A., Jr, Coleman, D.C., Parlemee, R.W. and Beare, M.H. (1987) *INTECOL Bull.* 15, 59-63
9. Beare, M.H. *et al.* (1992) *Ecol. Monogr.* 62, 569-591
10. Brussaard, L., Van Veen, J.A., Kooistra, M.J. and Lebink, G. (1988) *Ecol. Bull.* 39, 35-40
11. Brussaard, L., Bouwman, L.A., Geurs, M., Hassink, J. and Zwart, K.B. (1990) *Neth. J. Agric. Sci.* 38, 283-302
12. Moore, J.C., Walter, D.E. and Hunt, H.W. (1988) *Annu. Rev. Entomol.* 33, 419-439
13. De Ruiter, P.C. *et al.* (1993) *J. Appl. Ecol.* 30, 95-106
14. De Ruiter, P.C., Van Veen, J.A., Moore, J.C., Brussaard, L. and Hunt, H.W. (1993) *Plant Soil* 157, 263-273
15. Verhoef, H. and Brussaard, L. (1990) *Biogeochemistry* 11, 175-211
16. Hunt, H.W. *et al.* (1987) *Biol. Fertil. Soils* 3, 57-68
17. O'Neill, R.V. (1969) *J. Theor. Biol.* 22, 284-290
18. Zwart, K.B. *et al.* (1994) *Agric. Ecosyst. Environ.* 51, 187-198
19. Coleman, D.C., Reid, C.P.P. and Cole, C.V. (1983) *Adv. Ecol. Res.* 13, 1-55
20. Bouwman, L.A. *et al.* (1994) *Biol. Fertil. Soils.* 17, 249-256
21. Clarholm, M. (1985) in *Ecological Interactions in Soil* (Fitter A.H., ed.), pp. 355-366, Blackwell
22. Anderson, R.V., Coleman, D.C. and Cole, C.V. (1981) *Ecol. Bull.* 33, 201-215
23. Bääth, E. *et al.* (1981) *Oikos* 37, 257-264
24. Brussaard, L., Kools, J.P., Bouwman, L.A. and De Ruiter, P.C. (1991) in *Proc. Xth. Int. Soil. Zool. Coll.*, pp. 517-523, Oxford & IBH
25. Johnsson, H. Bergström, B., Jansson, P-E. and Paustian, K. (1987) *Agric. Ecosyst. Environ.* 18, 333-356
26. Paustian, K. *et al.* (1990) *J. Appl. Ecol.* 27, 60-84

27. Stinner, B.R., Crossley, D.A., Jr, Odum, E.P. and Todd, R.L. (1984) *Ecology* 65, 354-369
28. Bloem, J. et al. (1994) *Agric. Ecosyst. Environ.* 51, 129-143
29. De Ruiter, P.C., Neutel, A.M. and Moore, J.C. (1994) *TREE* 9(10), 378-383

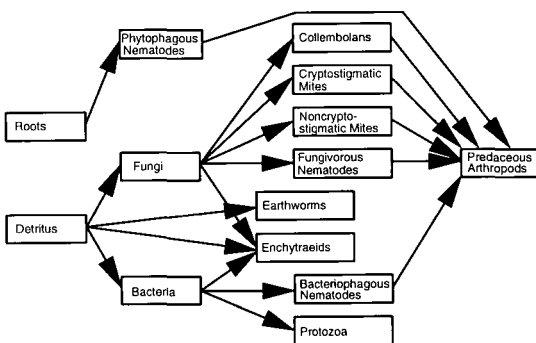
(A)

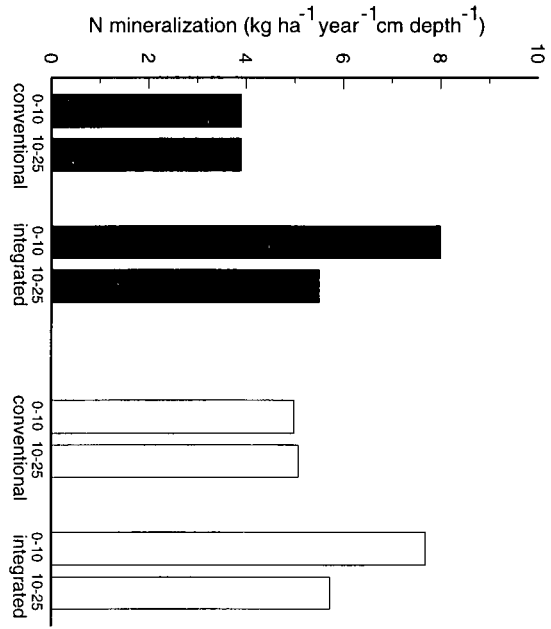


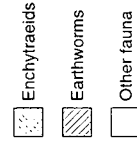
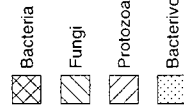
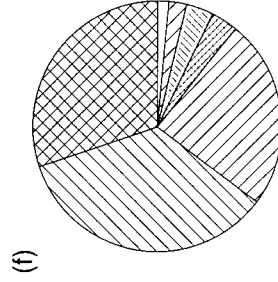
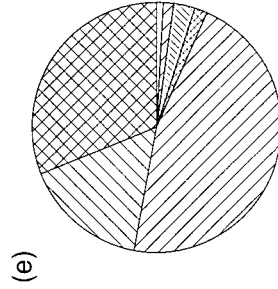
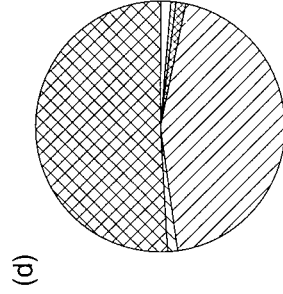
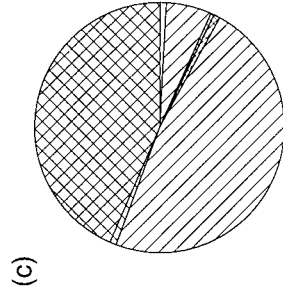
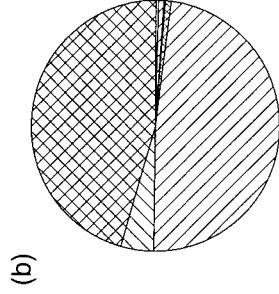
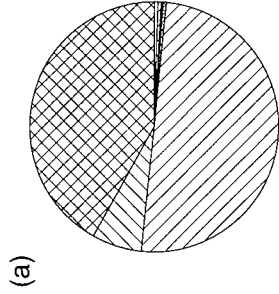
(B)



(C)







Die Einsatzmöglichkeit von Methoden der Artificial Intelligence in der Bodenbiologie

von

Kampichler, C.*

1

Ausgangspunkt: Landwirtschaftliche Nutzung und Bodenfauna

Der Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) wurde 1989 als Zusammenschluß der Technischen Universität München und des GSF-Forschungszentrums für Umwelt und Gesundheit in Neuherberg gegründet. Er hat sich zur Aufgabe gestellt, Instrumentarien zur flächenrepräsentativen und nutzungsbezogenen Erfassung von Veränderungen in Agrarökosystemen und deren Umwelt sowie zu deren Prognostizierung und umweltpolitischen Bewertung zu entwickeln. Zentrum der Untersuchungen des FAM ist die Versuchsstation Kloostergut Scheyern, ca. 40 km nördlich von München im Landkreis Pfaffenhofen/Ilm. Das etwa 150 ha große Gelände wurde bis 1992 konventionell bewirtschaftet, im Winter 1992/93 geteilt und auf biologischen bzw. integrierten Landbau umgestellt.

Modellierung und Simulation ökologischer Systeme geben uns die Möglichkeit, die Komplexität der Natur auf abstrahierende Weise der menschlichen Anschauung zugänglich zu machen. Im Teilprojekt „Faunenmodelle“ des FAM soll der Einfluß unterschiedlicher Nutzungstypen auf Abundanz und Diversität ausgewählter Faunengruppen, v.a. von Bodentieren, sowie auf deren relevante Funktionen im Agrarökosystem (Nährstoffmobilisierung und -immobilisierung, Veränderung physikalischer Bodeneigenschaften, Ausbreitung oder Reduktion von Pflanzenpathogenen etc.) modellhaft abgebildet werden (FILSER und PLACHTER, 1995). Ein derartiges Modell könnte in Zukunft erlauben, durch geeignete Nutzung die Leistungen der Bodenfauna zu „optimieren“.

Herkömmliche analytisch-numerische Methoden zeichnen in der Regel den Lösungsweg genau vor und machen ihn in Form bestimmter Algorithmen verfügbar, zum Beispiel über ein Differential- oder Differenzgleichungssystem (RHENSHAW, 1991). Mathematisch formulierte Modellansätze erfordern jedoch einen Grad an Exaktheit, der der Unschärfe des bodenzoologischen Wissens nicht entspricht. Allgemein wird ökologisches Wissen mangels detaillierter und quantitativer Kenntnisse der Zusammenhänge überwiegend verbal oder bildhaft ausgedrückt und in Form von Faustregeln kommuniziert (RYKIEL, 1989). Bis vor wenigen Jahren waren aber Gleichungssysteme die einzige Möglichkeit, es zu formalisieren, weswegen es größtenteils modellhaft unrepräsentiert blieb. RYKIEL klagte 1989:

„Ecologists delight in pointing out the complexity of ecological systems, the difficulty of performing controlled, replicated experiments, the impossibility of experimenting on large-scale systems, the immense number of variables to be considered, the bewildering array of ecological behaviours that are possible, the exasperating ability of living organisms to acclimate, adapt, evolve. Yet, with the exception of computer simulation modelling, ecologists have developed, or adapted from other disciplines, virtually no computer-based tools that might help them think about this mass of information.“

* GSF-Institut für Bodenökologie, D-85764 Neuherberg

Nun ist dieser Seufzer vor sieben Jahren ausgestoßen worden, und die Modelllandschaft in der Ökologie beginnt sich zu ändern. Techniken der Wissensrepräsentation aus dem Forschungsgebiet der Artificial Intelligence (AI), die geeignet sind, unvollständiges und nicht quantifiziertes Wissen abzubilden, haben in die ökologische Modellierung Eingang gefunden; ihre Anwendungsgebiete reichen mittlerweile von der Simulation der Dynamik von Ästuaren (STARFIELD et al. 1989) oder Feuchtwiesen (ASSHOFF, 1996) über Habitataignungsmodelle für faunistische Zielarten in Niedermoores (SCHRÖDER, pers.Mitt.) bis zum Management kontrollierter Brände (PIVELLO und NORTON, 1996) oder der integrierten Schadinsektenbekämpfung in der Landwirtschaft (PLANT und STONE, 1991). Auch die Modellierung der Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlichem Nutzungstyp und Bodenfauna wird sich dieser Techniken bedienen. Der vorliegende Artikel soll die Prinzipien und Anwendungsmöglichkeiten verschiedener Methoden der AI veranschaulichen.

Repräsentation von Fachwissen: Expertensysteme

AI - in Deutschland auch Künstliche Intelligenz (KI) genannt - sucht die Strukturen menschlichen Denkens und Schließens zu verstehen und simulieren. Zu den Arbeitsbereichen der AI gehören zum Beispiel Wissensrepräsentation mittels verschiedener Logikarten, semantischer Netze oder Objekte, Sprach- und Bilderkennung, automatisches Lernen, Robotik und andere mehr (RICH, 1988). Ein besonders erfolgreiches Gebiet der AI sind Expertensysteme (ES). Sie verknüpfen mehrere Methoden der AI, v.a. Wissensrepräsentation und logisches Schließen, und sind Computerprogramme, die Spezialwissen und Schlußfolgerungsfähigkeit qualifizierter Fachleute auf eng begrenzten Aufgabengebieten nachbilden (PUPPE, 1991).

Der einfachste und verbreitetste ES-Typ basiert auf der Speicherung von Wissen als ungeordneter Menge von Regeln, die aus einer Vorbedingung (WENN) und einer Aktion (DANN) bestehen. Die Gesamtheit der Regeln, die von *Experten* des betreffenden Wissensbereiches – gegebenenfalls mit Unterstützung eines *Wissensingenieurs* – formuliert und eingegeben werden, bildet die Wis-

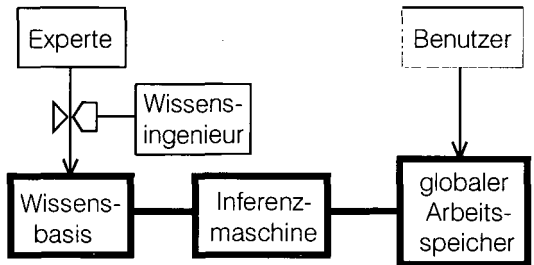


Abb.1: Schematischer Aufbau eines regelbasierten Expertensystems.

- Regel 1:
WENN Wurm ist ein Annelid UND
Wurm ist kürzer als 40 mm
DANN Wurm ist ein Enchytraeid
- Regel 2:
WENN Wurm ist geringelt
DANN Wurm ist ein Annelid
- Regel 3:
WENN NICHT Wurm ist geringelt
DANN Wurm ist ein Nematod
- Regel 4:
WENN Wurm ist ein Annelid UND
NICHT ist kürzer als 40 mm
DANN Wurm ist ein Lumbricid

sensbasis des ES (Abb.1). Im Anwendungsfall gibt der *Benutzer* die spezifischen Daten des zu lösenden Problems in den *globalen Arbeitsspeicher* ein. Die *Inferenzmaschine* sucht nun den Lösungsweg: Aus den Regeln, deren Vorbedingung von den Eingaben im globalen Arbeitsspeicher erfüllt wird, wird entsprechend bestimmter Suchmechanismen eine ausgewählt und ihr Aktionsteil ausgeführt. Entspricht die Aktion einer Regel der Vorbedingung mindestens einer weiteren Regel, so führt auch diese ihre Aktion aus. Dieser Prozeß wird so lange wiederholt, bis keine Regel mehr anwendbar ist. Eine einfache hypothetische Regelbasis für ein Diagnosesystem für adulte Nematoden, Enchytraeiden und Lum-

briciden – unter Vernachlässigung aller übrigen „Würmer“ im Boden – könnte zum Beispiel folgendermaßen aussehen (siehe Kasten):

Der Anwender gibt ein, daß er einen geringelten Wurm von 150 mm Länge gefunden habe. Die Inferenzmaschine durchsucht nun die Regelbasis nach Vorbedingungen, die der Datenbasis entsprechen und stößt auf Regel 2. Die Inferenzmaschine fügt den Aktionsteil dieser Regel („Wurm ist ein Annelid“) der Datenbasis hinzu und beginnt die Suche von neuem. Als nächstes findet die Inferenzmaschine die Regel 4, deren Aktionsteil aktiviert wird. Da die Vorbedingung keiner weiteren Regel den Informationen in der Datenbasis entspricht, kommt der Inferenzprozeß zum Stillstand und das Ergebnis „Wurm ist ein Lumbricid“ wird ausgegeben.

Zum Unterschied zu analytischen Methoden, in denen der Lösungsweg genau vorgezeichnet ist und in Form bestimmter Algorithmen verfügbar gemacht wird, ermittelt ein ES basierend auf der Wissensbasis und den problemspezifischen Angaben für die jeweilige Fragestellung den betreffenden Lösungsweg, auf dem wie in diesem Beispiel ersichtlich nicht notwendigerweise alle Regeln der Wissensbasis berührt werden müssen. Umfangreiche Regelmengen, wie sie komplexere Problemgebiete benötigen, sind unübersichtlich und schwer verwaltbar; oft werden daher fortgeschrittenere Techniken der Wissensrepräsentation angewandt, um die Wissensbasis zu strukturieren (z.B. semantische Netze, Frames, Blackboards etc.) (PUPPE, 1991).

Diagnosesysteme sind das verbreitetste und auch kommerziell erfolgreichste Anwendungsgebiet von ES (DURKIN, 1996) und kommen vor allem in der Medizin zu breitem Einsatz. Neben diagnostischen Problemen werden ES auch zur Planung (z.B. in industriellen Fertigungsprozessen oder zur Computerfiguration) und zur „qualitativen Simulation“ herangezogen.

Qualitative Simulation ökologischer Systeme

Wie bei Diagnosesystemen stellt auch hier ein regelbasiertes ES die einfachste Möglichkeit der Realisierung dar. STARFIELD et al. (1989) modellierten auf diese Weise das Verhalten der Nahrungskette in einem Ästuar. In diesem Modell beschreiben beispielsweise Wasserstand, Salinität und Jahreszeit das Wachstum des Röhrrichts. Die Biomasse des Röhrrichts ist dabei in 5 Klassen eingeteilt: Klasse 1: 0-5 % der maximal historisch beobachteten Biomasse; Klasse 2: 6-12 %; Klasse 3: 13-25 %; Klasse 4: 26-50 %; Klasse 5: >50%. Das Modell liest aus der Datenbasis die Systemzustände zum Zeitpunkt t ab und ermittelt die Änderung zum Zeitpunkt $t+1$, wobei ein Zeitschritt den Wechsel zur nächstfolgenden Jahreszeit darstellt. Eine Regel aus der Regelmenge zur Beschreibung des Verhaltens des Röhrrichts lautet etwa:

WENN Salinität ist unter 2,5% UND Jahreszeit ist Herbst oder Winter DANN Röhrricht wächst gut (gehe in die nächsthöhere Klasse)

Mit einer umfassenden Menge ähnlicher Faustregeln für alle weiteren Komponenten des Systems (Detritus, Phytoplankton, submerse Pflanzen,

Zooplankton, Benthos, Fische, Enten,...) ließen sich die Auswirkungen anthropogener Änderungen von Salinität und Wasserstand auf das System simulieren.

Fuzzy Logic

Im eben angesprochenen Modell liegen scharfe Klassengrenzen vor. Nehmen wir an, daß in drei Teilgebieten des Ästuars die Biomasse des Röhrrichts 25,9999%, 26,0001% und 49% beträgt. Obwohl die Werte der beiden ersten Standorte beinahe identisch sind und weit vom Wert des dritten abweichen, werden der erste Standort der Klasse 3 (13-25%), die beiden anderen der Klasse 4 (25-50%) zugeordnet, was erhebliche Auswirkungen auf das Ergebnis der Simulation haben kann. Diese artifizielle scharfe Trennung wird durch die Definition von „Fuzzy Sets“ überwunden, in denen ein Element definiert durch eine Zugehörigkeitsfunktion gleichzeitig mehreren Mengen angehören kann (TILLI, 1992). So könnte beispielsweise Standort 2 mit einem Gewicht von 0,47 der Klasse 3 und mit 0,53 der Klasse 4 angehören, Standort 3 mit einem Gewicht von 0,55 in die Klasse 4, mit 0,45

aber bereits in die Klasse 5 fallen. Fuzzy Logic macht unscharfe Mengen logischen Operationen zugänglich. Sie eignet sich v.a. zur Repräsentation und Verarbeitung in der Ökologie benutzter unscharfer Begriffe wie z.B. „geringe“, „mäßige“ oder „hohe“ Abundanz.

Schritte zur Modellierung des Einflusses unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzungstypen auf die Collembolengemeinschaft

In der ersten Entwicklungsstufe im Rahmen des FAM-Teilprojekts „Faunenmodelle“ soll die Auswirkung von Nutzungstypen auf Abundanz und Diversität von Collembolen modelliert werden, da für diese Gruppe das umfangreichste Datenmaterial zur Verfügung steht: Es liegen Zahlen von 384 bzw. 389 Punkten eines über das Kloostergut Scheyern gelegten 50x50m-Rasters aus den Jahren 1991 und 1992 vor; die zeitliche Entwicklung der Collembolengemeinschaften nach der Umstellung ist durch jährliche Beprobung von 11 ausgewählten Rasterpunkten dokumentiert. Die Rasterbeprobungen stellen die Grundlage dafür dar, um aus der Reihe erhobener Umweltvariablen (Bodentyp, Bodenart, Wassergehalt, Porenvolumen, pH, C_{tot} , mikrobielle Biomasse u.a.) jene herauszufinden, die die größte Prognosekraft für die Gesamtabundanz von euedaphischen, hemiedaphischen und epigäisch-atmobiologischen Collembolen bzw. für die Abundanz der dominanten Arten jeder Stratotaxocoenose besitzen. Diese Analyse wird mit **neuronalen Netzen**, einer weiteren Technik aus dem Bereich der AI, durchgeführt. Neuronale Netze eignen sich hervorragend, nichtlineare Beziehungen zwischen Variablen aufzudecken, wie sie im überwiegenden Fall in der Ökologie beobachtet werden, und sind daher Techniken wie etwa der multiplen Regression überlegen, die lineare Beziehungen bzw. komplizierte Datentransformationen zur Herstellung der Linearität erfordern (LEK et al. 1996). Die Ergebnisse liefern die Basis zur Erstellung eines regelbasierten Habitateignungsmodells für Collembolen in der Agrarlandschaft. Die Umweltvariablen, die durch Nutzung und landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen verändert werden, signifikanten Einfluß auf die Habitateignung für Collembolen haben und damit Abundanz und Diversität der Gemeinschaft (mit)determinieren können, stellen die Grundlage für die anschließende qualitative Modellierung entlang der Zeitachse dar.

Dank: Die Forschungsaktivitäten des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) werden durch das Bundesministerium für Bildung und Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF 0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht, Kultus, Wissenschaft und Kunst.

Literatur.

- ASSHOFF, M. (1996) Expertensysteme in der biozönotischen Modellierung: ein Beratungssystem zum Feuchtwiesenmanagement. *EcoSys* **4**, 255-280. / DURKIN, J. (1996) Expert systems: a view of the field. *IEEE Expert* **11** (2), 56-63. / FILSER, J. und PLACHTER, H. (1995) Entwicklung vergleichender funktionaler Modelle von Tiergesellschaften in unterschiedlichen Nutzungssystemen und ihrem Einfluß auf Pflanzenwachstum und Nährstoffdynamik. in: PFADENHAUER, J., FILSER, J. und KAINZ, M. (Hg.), Verlängerungsantrag Hauptphase 2 (Integrationsphase 1996/97). *FAM-Bericht* **8**, 207-214. / LEK, S., DELACOSTE, M., BARAN, P., DIMOPOULOS, I., LAUGA, J. und AULAGNIER, S. (1996) Application of neural networks to modelling nonlinear relationships in ecology. *Ecological Modelling* **90**, 39-52. / PIVELLO, V.R. und NORTON, G.A. (1996) FIRETOOL: an expert system for the use of prescribed fires in Brazilian savannas. *Journal of applied Ecology* **33**, 348-356. / PLANT, R.E. und STONE, N.D. (1991) *Knowledge-based systems in agriculture*. New York: McGraw-Hill. / PUPPE, F. (1991) *Einführung in Expertensysteme*, 2. Aufl., Berlin: Springer. / RHEINSHAW, E. (1991) *Modelling Biological Populations in Space and Time*, Cambridge: Cambridge University Press. / RICHT, E. (1988) *KI - Einführung und Anwendungen*, Hamburg: McGraw-Hill. / RYKHEL, E.J.J. (1989) Artificial intelligence and expert systems in ecology and natural resource management. *Ecological Modelling* **46**, 3-8. / STARFIELD, A.M., FARM, B.P. und TAYLOR, R.H. (1989) A rule-based ecological model for the management of an estuarine lake. *Ecological Modelling* **46**, 107-119. / TILLI, T. (1992) *Fuzzy-Logik - Grundlagen, Anwendungen, Hard- und Software*, 2. Aufl., München: Franzis.

Temperaturwirkungen auf bodenbiologische Prozesse in ungestörten Böden

von

Kamp, T.¹, H. Steindl¹, R. Hantschel² und F. Beese³

1. Einleitung

Die Produktion bzw. Aufnahme von klimarelevanten Spurengasen ist neben einer Vielzahl von Faktoren, wie Bodenart und Bodeneigenschaften, sowie natürlich Düngungsmaßnahmen, wesentlich von Bodenwassergehalt und Bodentemperatur abhängig.

In Laborexperimenten wurde sowohl an Kulturlösungen als auch an gestörtem Bodenmaterial gezeigt, daß die mikrobielle Aktivität oder auch die Freisetzung des Treibhausgases N₂O mit steigendem Wassergehalt und steigender Temperatur zunimmt. Der Zusammenhang zwischen der Temperatur und der N₂O-Produktion läßt sich häufig mit der Arrhenius-Funktion beschreiben (eine Literaturübersicht findet sich bei GRANLI & BÖCKMANN, 1994).

Bei Freilanduntersuchungen beeinflussen verschiedene Faktoren die mikrobielle Aktivität. Jahreszeitliche und tageszeitliche Klimaänderungen resultieren immer in der Änderung mehrerer Faktoren (Licht, Temperatur, Wasser). So nimmt in der Regel mit steigender Temperatur (erhöhte N₂O-Produktion) der Bodenwassergehalt ab (verringerte N₂O-Produktion), so daß nicht mehr zwischen dem Einfluß definierter Parameter unterschieden werden kann (FLESSA, 1995).

Begleitend zu einem Freilandexperiment zur Untersuchung der Auswirkungen von Temperaturänderungen auf natürliche Ökosysteme (HANTSCHSEL et al, 1995) wurden Laboruntersuchungen an ungestörten Bodensäulen (Mikrokosmen) durchgeführt. Das Ziel unserer Mikrokosmenversuche war es, im Freiland gewonnene Erkenntnisse an naturnahen Systemen eingehender zu betrachten und zu überprüfen.

2. Material und Methoden

Im April 1995 wurden auf dem Versuchsgut des 'Forschungsverbund Agrarökosysteme München' (FAM) in Scheyern, im tertiären Hügelland ca. 40 km nördlich von München, Bodensäulen ungestört entnommen. Als Entnahmestandort wurde ein Acker (Parabraunerde aus Löß), mit Winterweizen im zweiten Jahr, gewählt. Die mittlere Boden-Jahrestemperatur in 0,01 m Tiefe liegt bei 8,8°C. Mittels einer fahrbaren Hydraulik wurden Plexiglaszylinder (0,144 m innerer Durchmesser, 0,3 m Höhe) genau 0,25 m in den Boden eingesenkt, ausgegraben, von Pflanzen befreit und in eine automatische Mikrokosmenanlage (HANTSCHSEL et. al, 1994) eingebaut. Die Beregnung erfolgte in Anlehnung an die durchschnittliche Niederschlagsmenge auf dem Versuchsgut (833 mm) in vierstündlichen Intervallen mit 0,0625 l 0,01 m CaCl₂. Über einen angelegten Unterdruck von 0,1 hPa wurde das Perkolat

¹ GSF - Institut für Bodenökologie, D-85758 Oberschleißheim;
e-mail: kamp@gsf.de; URL: <http://www.gsf.de/iboc/Authors/kamp.htm>

² TÜV Energie und Umwelt, D-79108 Freiburg

³ Institut für Bodenkunde und Waldernährung, D-37077 Göttingen

in Glasflaschen aufgefangen. Die Belüftung der Mikrokosmen erfolgte durch handelsübliche Druckluft (LINDE) mit atmosphärischen Konzentrationen an Spurengasen (ca. 350 ppm CO₂, ca. 320 ppb N₂O, ca. 1840 ppb CH₄). Der Durchfluß wurde auf ca. 0,02 l min⁻¹ eingestellt. An einem Gaschromatographen (SHIMADZU 14B) mit ⁶³Ni-ECD und FID wurden die Produktions- bzw. Aufnahme-raten der klimarelevanten Spurengase Kohlendioxid, Distickstoffoxid und Methan in den Mikrokosmen in hoher zeitlicher Auflösung (8 Analysen h⁻¹) gemessen. Bei einer monatlichen Probennahme des Perkolate wurden Nitrat-N, Ammonium-N und Gesamt-N, sowie gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) bestimmt. Der Boden wurde bei der Entnahme im April 1995 (Kontrolle) und nach Versuchsende im April 1996 (Varianten) auf mineralischen Stickstoff (Calciumchlorid-extrahierbares Nitrat-N, Ammonium-N und Gesamt-N) und gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) hin untersucht. An den oberen Bodentiefen (0 - 0,1 m) wurden zusätzlich mikrobieller Stickstoff (als Gesamt-N_{mic}) und mikrobieller Kohlenstoff (C_{mic}; ohne Umrechnungsfaktor) ('Fumigations-Extraktions-Methode') ermittelt. Während der Inkubation wurde in zwei Gaben mit 190 kg-N ha⁻¹ gedüngt (Sep. 95 AHL: 90 kg N ha⁻¹ - wobei 30 kg N ha⁻¹ als Ammonium - und Feb. 96 KNO₃: 100 kg-N ha⁻¹). Jeweils vier Mikrokosmen wurden in abgedunkelten, klimatisierten Schränken bei Temperaturen von +4°C, +8°C, +14°C und +20°C ein Jahr lang inkubiert. Je Variante wurde ein Mikrokosmos mit einem Temperaturfühler (Th2), zentral in 0,1 m Tiefe bestückt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Bei der Entnahme im April 1995 betrug der Wassergehalt 31,7 %_{TG} ± 2,2 und nach Versuchsende im April 1996 33,2 %_{TG} ± 2,5. Das Gesamtvolumen der perkolierten Beregnungslösung betrug nach Ende der Versuchszeit 9,7 l ± 0,9 pro Bodensäule. Zwei Mikrokosmen (je einer bei +8°C und +20°C) wurden wegen Ausfall der jeweiligen Meßplätze an der automatischen Anlage aus der näheren Betrachtung ausgeschlossen.

Die Vergleiche von Calciumchlorid-extrahierbarem Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamt-N und organischem Kohlenstoff aus dem Boden zeigen zwischen den Temperaturvarianten keine signifikanten Unterschiede - einzig die +04°C-Variante weist einen um 20% erhöhten N_i-Gehalt auf (Tab. 1).

Tabelle 1: Calciumchlorid-extrahierbarer Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamt-Stickstoff und Kohlenstoff aus den Bodensäulen (0,25 m Höhe; mit n=4 für Kontrolle, +04°C und +14°C und n=3 für +08°C und +20°C).

	NO ₃ -N [µg g ⁻¹ _{TB}]	NH ₄ -N [µg g ⁻¹ _{TB}]	N _i -N _{ext} [µg g ⁻¹ _{TB}]	DOC [µg g ⁻¹ _{TB}]
Kontrolle	9,5 ± 0,2	4,4 ± 2,39	21,5 ± 1,5	53,5 ± 0,7
Düngung*	34,4	8,9	58,6	
+04°C	64,3 ± 7,6	3,0 ± 0,6	71,0 ± 12,0	14,5 ± 3,4
+08°C	58,8 ± 2,9	2,3 ± 0,1	57,1 ± 7,4	14,9 ± 2,7
+14°C	58,9 ± 9,1	2,3 ± 0,1	55,7 ± 7,2	13,8 ± 0,9
+20°C	61,9 ± 10,8	3,0 ± 0,9	59,4 ± 11,5	14,8 ± 2,7

* applizierter Dünger. Die Differenz (NO₃-N + NH₄-N) von 15,3 µg g⁻¹_{TB} zu N_i-N_{ext} erfolgte in Form von Harnstoff.

Die Summen der ermittelten CO₂- bzw. N₂O-Austräge über den gesamten Versuchszeitraum zeigten einen Anstieg von +04°C über +08°C zu +14°C und +20°C, mit gleich hohen (N₂O), bzw. nur leicht erhöhten (CO₂) Produktionsraten im Bereich +14°C gegenüber der +20°C-Variante. Die Varianten +14°C und +20°C produzierten im Mittel mehr als die doppelte Menge an N₂O-N gegenüber den Varianten +04°C und +08°C. Bei Freilandmessungen auf dem gleichen Standort (Winterweizen,

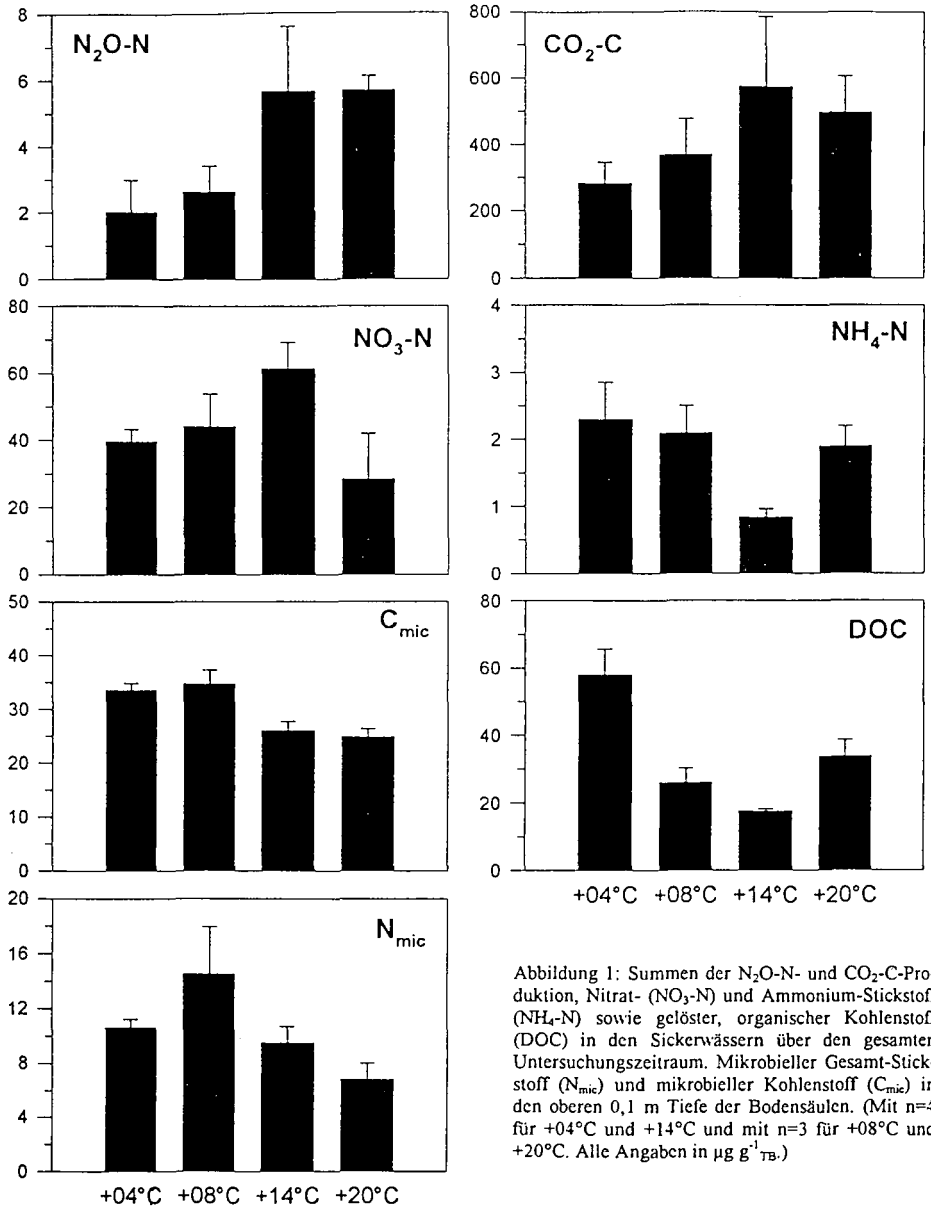


Abbildung 1: Summen der $\text{N}_2\text{O-N}$ - und $\text{CO}_2\text{-C}$ -Produktion, Nitrat- ($\text{NO}_3\text{-N}$) und Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) sowie gelöster, organischer Kohlenstoff (DOC) in den Sickerwässern über den gesamten Untersuchungszeitraum. Mikrobieller Gesamt-Stickstoff (N_{mic}) und mikrobieller Kohlenstoff (C_{mic}) in den oberen, 0,1 m Tiefe der Bodensäulen. (Mit $n=4$ für +04°C und +14°C und mit $n=3$ für +08°C und +20°C. Alle Angaben in $\mu\text{g g}^{-1} \text{TB}$.)

mittlere Jahrestemperatur in 0,01 m Bodentiefe 8,8°C; KAMP et al., 1996) zeigten Jahresproduktionen ($5,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) die mit den Austrägen des Mikrokosmenexperimentes vergleichbar sind (+04°C: 6,5, +08°C: 8,5, +14°C und +20°C: $18,4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Tatsächlich sind aber auf dem Freiland-

standort Faktoren, wie geringer Wassergehalt in den Sommermonaten oder tiefe Temperaturen in den Wintermonaten, limitierend für die N_2O -N Produktion.

In den Sickerwässern bestehen für die +14°C-Variante Maxima im Nitrat-N (und somit im Gesamt-N) und Minima sowohl im Ammonium-N und im gelösten Kohlenstoff. Eine erhöhte Nitratauswaschung bei gleichzeitig geringer Ammoniumfreisetzung weist auf verstärkte Nitrifikation bei +14°C hin, während bei den kühleren Varianten schon Denitrifikationsprozesse beteiligt sein könnten. Ein erhöhter mikrobieller Gesamt-Stickstoff- und Kohlenstoff-Gehalt zeigte sich in der +08°C-Variante. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß der größte Anteil der mikrobiellen Biomasse in den obersten Bodentiefen zu erwarten ist, die gasförmigen und flüssigen Austräge jedoch sind jedoch als Summen des gesamten Bodenmaterials gemessen. Dies erschwert den direkten Vergleich.

Entgegen anderen Untersuchungen wurde in den vorliegenden Experimenten keine Erhöhung der CO_2 -Produktion mit der Temperatur über den gesamten Temperaturbereich gefunden, auch die übrigen Parameter weisen keinen linearen Anstieg oder lineare Abnahme mit steigender Inkubationstemperatur auf. Für die Bodenatmung sind Q_{10} -Faktoren von 2 bis 2,5 über weite Temperaturbereiche (bis zu 70°C) für gestörte Bodenproben oder Inkubationslösungen üblich. Das Gesamtbild der bisher untersuchten Parameter zeigt vielmehr, daß ein Optimumbereich in der mikrobiellen Umsetzung für die untersuchten Böden bei 8 bis 14°C vorliegen könnte. Durch die für Laborinkubationen lange Versuchsdauer könnten Veränderungen in der mikrobiellen Populationszusammensetzung stattgefunden haben, welche durch kürzere Inkubationszeiten nicht aufgedeckt werden konnten.

Möglicherweise findet eine Veränderung in der Mikrobenpopulation in Richtung der Organismen, die unter natürlichen, durchschnittlichen Bodentemperaturen einen Optimumsbereich aufweisen, statt. Weitergehende mikrobiologische Methoden (PLFA, BIOLOG, DGGE) könnten Aufschluß über Unterschiede in der mikrobiellen Zusammensetzung innerhalb der verschiedenen Varianten geben.

Die Verwendung ungestörter Bodensäulen wurde in diesem Versuch gewählt um die natürliche Lagerung des Bodens beizubehalten und aussagekräftigere Rückschlüsse auf die tatsächlich im Freiland ablaufenden Prozesse treffen zu können. Laborversuche unter 'optimalen' Versuchsbedingungen stellen das mögliche Potential mikrobieller Umsetzungen dar. Das zudem häufig angewandte 'Sieben' und 'Vorinkubieren' der zu untersuchenden Böden führt zum einen durch Zerkleinerung zu mikrobiellen N-Festlegungen und weiter zu Adaptationen der mikrobiellen Populationen, was gerade hier Gegenstand des Experimentes war. Der Vorteil der ungestörten 'gewachsenen Böden' ist der Heterogenität und Variabilität am natürlichen Standort entgegen gerichtet. Hierdurch zeigen sich erhöhte Variationskoeffizienten innerhalb der Versuchsvarianten.

4. Literatur

- Flessa, H., P. Dörsch und F. Beese (1995) Seasonal variability of N_2O and CH_4 fluxes in differently managed arable soils in Southern Germany. *J. Geophys. Res.* **100/11**, 23,115-23,124.
- Hantschel, R.E., H. Flessa und F. Beese (1994) An automated microcosm system for studying soil ecological processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **58**, 401-404.
- Hantschel, R.E., T. Kamp und F. Beese (1995) Increasing the soil temperature to study global warming effects on the soil nitrogen cycle in agroecosystems. *J. Biogeogr.* **22**, 375-380.
- Granli, T. und O.C. Bockmann (1994) Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian J. Agri.* **12**.
- Kamp, T., R.E. Hantschel und F. Beese (1996) N_2O -Emissions from temperature-manipulated fallow and winterwheat field in the bavarian tertiary hillslopes. Transactions of the 9th Nitrogen Workshop, Braunschweig, September 1996, 499-502.

Danksagung

Die Forschungsaktivitäten des Ökosystemforschungszentrums 'Forschungsverbund Agrarökosysteme München' (FAM) werden finanziell unterstützt durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMBF 0339370). Miete und Betriebskosten des Versuchsgutes in Scheyern werden vom Bayerischen Ministerium für Erziehung, Kultur, Wissenschaft und Kunst getragen. Die vorliegenden Untersuchungen werden vom GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit finanziert.

Die Beziehung von mikrobieller Aktivität, Biomasse und Residualmasse in Böden

von

Joergensen, R. G.¹

In Böden führt die isolierte Messung der Biomasse, aber auch die der Aktivität von Mikroorganismen bei der Betrachtung von Nährstoff-Mobilisations- und -Immobilisationsprozessen in eine Sackgasse. Dabei spielt der Zusammenhang zwischen mikrobieller Aktivität und Biomasse, der in dieser Arbeit betrachtet werden soll, eine entscheidende Rolle für die Bildung der sogenannten mikrobiellen Residualmasse. Diese wiederum kann als fluktuierender und leicht verfügbarer Zwischenspeicher von Nährstoffen eine große Bedeutung für deren Mobilisation und Immobilisation haben.

Die Begriffe "Aktivität" und "Masse" deuten an, daß die Mikroflora im Boden eine Doppelfunktion hat: (1) Sie führt die enzymatischen Prozesse aus, und (2) sie speichert Nährstoffe, insbesondere die überwiegend in organischer Form gebundenen. In Ackerböden befinden sich im Durchschnitt 225 kg N, 150 kg P und 20 kg S in der mikrobiellen Biomasse, d.h. der Körpersubstanz der lebenden Organismen (Jørgensen, 1995). Solange sich die Nährstoffe dort befinden, können sie von den Pflanzen nicht aufgenommen werden. Sie sind immobilisiert. Mikroorganismen können jedoch sehr schnell wachsen und auch sehr schnell absterben. Eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse führt zur Mobilisation und eine Zunahme zur Immobilisation von Nährstoffen. Bis vor wenigen Jahren herrschte die Vorstellung, daß die mikrobielle Biomasse im Jahresverlauf sehr stark, d.h. ungefähr um eine Zehnerpotenz schwankt und daß Mobilisation und Immobilisation von Nährstoffen in erster Linie auf Schwankungen der mikrobiellen Biomasse beruhen. Es hat sich jedoch gezeigt, daß die Biomasse der Mikroflora im Jahresverlauf relativ konstant ist, d.h. keine saisonalen Fluktuationen aufweist (Kaiser & Heinemeyer, 1993; Joergensen *et al.*, 1994). Ein Absterben bedeutet einen hohen Energieverlust, den sich die Mikroflora aufgrund des begrenzten Substratangebots nicht erlauben kann. Ein Nettowachstum dagegen erfordert hohe Mengen an Aktivierungsenergie, die nur wenigen Organismen im Bereich der Rhizosphäre zur Verfügung steht (Martens, 1990). Nicht die Biomasse der Mikroflora, sondern deren Aktivität, wie z.B. die CO₂-Produktion, schwankt im Jahresverlauf um ein Vielfaches (Andres, 1984).

CO₂ wird produziert, wenn organisches Substrat zum Energiegewinn veratmet wird. Es wird geschätzt, daß in Ackerböden durchschnittlich ungefähr 60% des Substrat-Kohlenstoffs in den Energiestoffwechsel (Katabolismus) und ungefähr 40% in den Baustoffwechsel (Anabolismus)

¹) Institut für Bodenwissenschaft, Von-Siebold-Str. 4, D-37075 Göttingen

gelangen (Jørgensen, 1995). Diese Aufteilung ist die Funktion einer Vielzahl sich wechselseitig beeinflussender Faktoren, d.s. Substratqualität (Lignin- und Proteingehalt, Mineralstoffgehalt, physikalische Struktur sowie mikrobielle Besiedlung), Bodeneigenschaften (Nährstoff- und Schadstoffgehalt, der pH-Wert, Tongehalt und -qualität sowie Biomasse und Struktur der Mikroflora) und Klimaverhältnisse (Temperatur, Feuchtigkeit). Aber auch, wenn die Aufteilung eines Substrates auf Energie- und Baustoffwechsel in einem weiten Bereich schwanken kann, ist sicher, daß nie der gesamte Substrat-Kohlenstoff veratmet werden kann. Immer muß ein Teil in mikrobielle Syntheseprodukte inkorporiert werden. Diese befinden sich alle zuerst in der mikrobiellen Biomasse, auch wenn ein erheblicher Teil diese in Abhängigkeit vom Umsatz nach kurzer Zeit verlassen und in die Fraktion der mikrobiellen Residualmasse übergehen kann. Die mikrobielle Residualmasse ist die Summe aus Exoenzymen (Hydrolasen), Exsudaten (Schleimstoffe, Kapseln, Hüllen und Scheiden) sowie mikrobieller Nekromasse (Körpersubstanz frisch abgestorbener Mikroorganismen). Die hohen Aminozuckerhalte der meisten Böden sind ein Hinweis darauf, daß der größte Teil deren organischer Substanz durch den Abbau von mikrobiellen Syntheseprodukten entstanden ist (Jørgensen, 1995). Der Teil aber, dessen organische Struktur durch vielfache Zersetzungszyklen einen sehr komplexen Aufbau erhalten hat und dadurch schwer zersetzbar ist, soll nicht zur mikrobiellen Residualmasse gezählt werden, sondern nur die relativ frisch entstandenen Komponenten.

Eine konstante mikrobielle Biomasse führt bei einer fluktuierenden Aktivität zu einem variablen Umsatz der Biomasse, d.h. einem variablen Fluß von Nährstoffen und Energie in die Biomasse hinein und wieder hinaus. Somit bedingt ein variabler Umsatz eine schwankende Produktion einer organischen Nicht-Biomassefraktion: der mikrobiellen Residualmasse. Ein Anzeichen für die umsatzbedingte Bildung von Residualmasse wurde in einem Abbauersuch mit Mineralöl beobachtet. Große Mengen an appliziertem mineralischen N wurden innerhalb kurzer Zeit immobilisiert, d.h. in organische Bindungen überführt, obwohl keine signifikante Netto-Veränderung der mikrobiellen Biomasse zu beobachten war (Joergensen *et al.*, 1995). Eine ähnliche Festlegung zugefügten mineralischen Stickstoffs wurde in Abbauersuchen mit Stroh beobachtet (Ocio *et al.*, 1991a/b). Auch in diesen Experimenten wurde nur ein kleiner Anteil des zugegebenen Stickstoffs in der mikrobiellen Biomasse wiedergefunden. Der weitaus größte Teil muß daher ebenfalls in der mikrobiellen Residualmasse festgelegt worden sein.

Zur Bestimmung der mikrobiellen Residualmasse sind verschiedene Ansätze denkbar, die alle auf bekannten Methoden beruhen. Indirekt könnte die mikrobielle Residualmasse durch die Inkorporation von ^{15}N und ^{14}C sowie durch die mikrobielle Umsatzrate und darauf aufbauende Umsatzmodelle quantifiziert werden. Die indirekte Messung der mikrobiellen Residualmasse müßte aber an direkten Verfahren geeicht werden. Physikalische (Dichtefraktionierung) und chemische Fraktionierungsverfahren (Extraktion mit heißen Salzlösungen oder verdünnten Säuren) der organischen Substanz des Bodens kommen dafür in Frage. Es ist bislang unsicher, welche Methode am besten geeignet ist (Jørgensen, 1995). Im Freiland würden sich die Fluktuationen der mikrobiellen Residualmasse am besten indirekt über die Schwankungen des mikrobiellen Umsatzes im Jahresverlauf messen lassen.

Unter Gleichgewichtsbedingungen gibt es verschiedene Möglichkeiten, die Umsatzrate R der mikrobiellen Biomasse quantitativ zu erfassen (Jørgensen, 1995). Die am besten geeignete basiert auf folgendem Ansatz (van Veen *et al.*, 1984):

$$\begin{aligned} R &= Y \times M \\ M &= \text{Erhaltungskoeffizient: Substrat-C} / C \text{ in konstanter mikrobieller Biomasse} \\ Y &= \text{Ertragskoeffizient: Substrat-C in neugebildeten mikrobiellen Syntheseprodukten} / \\ &\quad \text{Substrat-C} \end{aligned}$$

Diese Art der Berechnung läßt sich so in Böden leider nicht durchführen. Denn zur Bestimmung des Erhaltungs- und ebenfalls des Ertragskoeffizienten müßte bekannt sein, welche Gesamtmenge an Substrat verbraucht worden ist. Wenn diese nicht bekannt ist und sich nicht bestimmen läßt, kann die Umsatzrate der mikrobiellen Biomasse aber aus dem Produkt des metabolischen Quotienten $q\text{CO}_2$ als Näherungswert für den Erhaltungskoeffizienten und dem Veratmungsquotienten V als Näherungswert für den Ertragskoeffizienten berechnet werden (Jørgensen *et al.*, 1990):

$$\begin{aligned} R &= q\text{CO}_2 \times V \\ q\text{CO}_2 &= \text{metabolischer Quotient: Substrat-C veratmet zu CO}_2\text{-C} / C \text{ in konstanter} \\ &\quad \text{mikrobieller Biomasse} \\ V &= \text{Veratmungsquotient: Substrat-}^{(14)}\text{C in neugebildeter mikrobieller Biomasse} / \\ &\quad \text{Substrat-C veratmet zu CO}_2\text{-}^{(14)}\text{C} \end{aligned}$$

Für 7 präinkubierte Parabraunerden des Göttinger Raumes ließ sich bei 25°C Inkubationstemperatur ein mittlerer $q\text{CO}_2$ von ungefähr 0,02 [g CO₂-C d⁻¹ g⁻¹ Biomasse C] ermitteln (Jørgensen, 1995). Aus zwei Abbaueversuchen mit ¹⁴C-markiertem Stroh (Pommerening, 1990; Harden *et al.*, 1993) konnte bei 25°C ein Veratmungsquotient von $V = 0,75$ berechnet werden (Jørgensen, 1995). Die genannten Zahlen ergeben dann folgende Umsatzrate R und Umsatzzeit T :

$$R = 0,02 \times 0,75 = 0,015 \text{ d}^{-1}; T = 66,7 \text{ d}$$

Wenn diese 25°C-Werte in 9,3°C-Werte umgerechnet werden ($\times 3,81$; siehe Jenkinson *et al.*, 1987), so läßt sich eine Umsatzzeit von 255 Tagen oder 8,5 Monaten bestimmen. Dieser Wert ist erheblich kleiner als die Umsatzzeit von 1,5 Jahren, die Patra *et al.* (1990) für Böden in Rothamsted (UK) ermittelt hatten. Das kann darauf beruhen, daß der $q\text{CO}_2$ aufgrund einer unzureichenden Präinkubationszeit zu hoch ist und/oder daß ein Veratmungsquotient V von 0,75 den mittleren Veratmungsquotienten des C-Inputs aus Pflanzenmaterial und Humus überschätzt. Es kann aber auch daran liegen, daß Patra *et al.* (1990) den Umsatz der mikrobiellen Metabolite nicht in den der mikrobiellen Biomasse miteinbezogen haben, was wahrscheinlich falsch ist. Weitere Untersuchungen, die systematisch die verschiedenen Einflußfaktoren auf den Veratmungsquotienten zu erfassen versuchen sollten, könnten jedoch dessen Wert schon in näherer Zukunft verändern bzw. in einer mathematischen Funktion aufgehen lassen.

Durch die Quantifizierung von Biomasse und Aktivität könnte dann der Umsatz der Mikroorganismen nicht nur unter Gleichgewichtsbedingungen, sondern ebenso in sich dynamisch verändernden Systemen bestimmt werden. Damit wäre die Möglichkeit gegeben, anhand von Umsatzveränderungen mikrobielle Immobilisations- und Mobilisationsprozesse, eventuell sogar unter Feldbedingungen, zu beobachten. Dieses ist zur Zeit noch nicht geschehen bzw. noch nicht möglich, denn es fehlen Angaben zu den Veratmungsquotienten der meisten Substrate und zu den Interaktionen von Veratmungsquotienten und Umweltfaktoren. Wenn bekannt wäre, in welchem Ausmaß ein Umwelteinfluß den Veratmungsquotienten verändert, könnte die Wirkung dieses Umwelteinflusses auf der Prozessebene quantitativ, d.h. objektiv bewertet werden.

Literatur

- Andres E (1984) Kohlenstoff-Umsatz und -Bilanz des Bodens eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein. *Gött Bodenkundl Ber* **80**:1-174
- Jenkinson DS, Hart PBS, Rayner JH, Parry LC (1987) Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted. *INTECOL Bull* **15**:1-8
- Jørgensen RG (1995) Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Gött Bodenkundl Ber* **104**, 1-229
- Joergensen RG, Brookes PC, Jenkinson DS (1990) Survival of the soil microbial biomass at elevated temperatures. *Soil Biol Biochem* **22**:1129-1136
- Joergensen RG, Meyer B, Mueller T (1994) Time-course of the soil microbial biomass under wheat. - A one year field study. *Soil Biol Biochem* **26**:987-994
- Joergensen RG, Schmaedeke F, Windhorst K, Meyer B (1995) Biomass and activity of microorganisms in a fuel oil contaminated soil. *Soil Biol Biochem* **27**:1137-1143
- Martens R (1990) Contributions of rhizodeposits to the maintenance and growth of soil microbial biomass. *Soil Biol Biochem* **22**:141-147
- Kaiser EA, Heinemeyer O (1993) Seasonal variations of soil microbial biomass carbon within the plough layer. *Soil Biol Biochem* **25**:1649-1656
- Ocio JA, Brookes PC, Jenkinson DS (1991a) Field incorporation of straw and its effects on soil microbial biomass and soil inorganic N. *Soil Biol Biochem* **23**:171-176
- Ocio JA, Martinez J, Brookes PC (1991b) Contribution of straw-derived N to total microbial biomass N following incorporation of cereal straw to soil. *Soil Biol Biochem* **23**:655-659
- Patra DD, Brookes PC, Coleman K, Jenkinson DS (1990) Seasonal changes of soil microbial biomass in an arable and a grassland soil which have been under uniform management for many years. *Soil Biol Biochem* **22**:739-742
- Pommerening B (1990) *Zeitgang der Mineralisation von ¹⁴C-Glucose und -Stroh und der mikrobiellen Biomasse in unterschiedlich texturierten und bewirtschafteten Versuchsböden der Rothamsted-Experimental-Station/England und angeschlossenen Flächen*. Diplomarbeit, Institut für Bodenwissenschaften, Universität Göttingen
- van Veen JA, Ladd JN, Frissel MJ (1984) Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soil. *Plant and Soil* **76**:257-274

Bodenmikrobiologische Aktivität und Nährstofffreisetzung während der Streuzersetzung in Fichtenwäldern

von

Raspe, S., K. Lorenz und K. H. Feger*

1. Einleitung

Die mineralisationsbedingte Freisetzung von Nährstoffen aus der Pflanzenstreu ist ein zentraler Prozeß im Stoffhaushalt von Waldökosystemen. In der Vergangenheit wurden in Waldböden hierzu v.a. humusmorphologische (z.B. KUBIENA 1953), humuschemische (z.B. KÖGEL 1987) und zoologische (z.B. ANDERSON 1975) Untersuchungen durchgeführt, während ernährungskundliche und bodenmikrobiologische Arbeiten (zumindest in Mitteleuropa) eher selten sind. Dabei sind die methodischen Voraussetzungen teilweise seit langem vorhanden. Einerseits war der Litterbag-Ansatz bislang weitgehend auf bodenzoologische Fragestellungen beschränkt (WOLTERS, 1996), andererseits wurden bodenmikrobiologische und -enzymatische Methoden vorwiegend in Agrarökosystemen oder zur Bioindikation von Schadereignissen angewendet. Eine umfassende Betrachtung der Nährstofffreisetzung während des Streuabbaus in Waldökosystemen und der beteiligten mikrobiellen Prozesse liegt bislang deshalb nicht vor.

In der vorliegenden Arbeit wird das Konzept einer, im Rahmen des forstökologischen Forschungsprojekts ARINUS (Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den N- und S-Haushalt der

Tab. 1: Experimentelle Varianten im Streuabbauersuch auf den ARINUS-Versuchsflächen (Schluchsee Villingen) und im Erzgebirge (Waldidylle, Abt. Forstwirtschaft der TU Dresden/Tharandt).

Varianten	Schluchsee	Villingen	Erzgebirge
Kontrolle	unbehandelt	unbehandelt	Rauchgaszone III 65 µg SO ₂ m ⁻³ a ⁻¹
Kalkung, praxisüblich	4 t/ha Dolomit (1990)		
Kalkung, praxisüblich	4 t/ha Dolomit (1994)	4 t/ha Dolomit (1994)	
Kalkung, extrem	20 t/ha Dolomit (1994)	20 t/ha Dolomit (1994)	
Ammoniumsulfat	5 x 700 kg/ha (1988, 1991, 1994, 1995, 1996)	5 x 700 kg/ha (1988, 1991, 1994, 1995, 1996)	
Trockendach	50 % Reduktion der sommerlichen Nieder- schläge	50 % Reduktion der sommerlichen Nieder- schläge	

* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Bertoldstraße 17, 79085 Freiburg i.Br.

Öko- und Hydrosphäre von Schwarzwaldstandorten) (ZÖTTL et al. 1987; FEGER et al. 1988) durchgeführten, prozessorientierten Studie zur Nährstoffnachlieferung während der Streuzersetzung dargestellt. Hierzu wurde der Litterbag-Test mit aktuellen Methoden der Bodenmikrobiologie und Ernährungskunde kombiniert. Durch experimentelle Austrocknung und verschiedene stoffliche Manipulationen wird der Einfluß von Witterung/Bodenfeuchte und bodeninternen Faktoren auf die Streuzersetzung und Nährstoffnachlieferung untersucht.

2. Material und Methoden

Als Streumaterial wurden braune Fichtennadeln zuvor gefällter Bäume sowie Feinwurzeln ($\varnothing < 2$ mm) aus der organischen Auflage vom Standort Schluchsee verwendet. Letztere wurden vom anhaftenden Boden gereinigt (vgl. RASPE, 1992) und schwach mechanisch zerkleinert. Das homogen durchmischte Ausgangsmaterial wurde bei 40 °C luftgetrocknet. Anschließend wurden jeweils ca. 10 g Nadel- bzw. ca. 5 g Feinwurzelstreu in 12 x 12 cm große Polyesterbeutel (Estal mono PE 1000 µm, Schweiz, Seidengazefabrik AG Thal) eingenäht (Litterbag-Methode). Die Wahl einer relativ groben Maschenweite von 1 mm läßt auch die Aktivität der Bodenmesofauna zu. Geringfügige Materialverluste während des Transports der Streubeutel wurden für jeden Streubeutel einzeln erfaßt und entsprechend berücksichtigt.

Im Mai 1994 wurden 12 verschiedene Varianten auf 3 Standorten (vgl. RASPE et al., 1996) eingerichtet (Tab. 1). Dazu wurden in 10 bzw. 7 Blöcken jeweils 6 Nadel- bzw. Feinwurzelstreubeutel ausgebracht, um bei 6 geplanten Probenahmen 10 bzw. 7 Wiederholungen zur Verfügung zu haben. Die Nadelstreubeutel wurden auf die Oberfläche der organischen Auflage ausgelegt und mit Zn-freien Eisennägeln fixiert. Die Feinwurzelstreubeutel wurden zwischen organischer Auflage und Mineralboden eingebracht.

Die ersten drei Probenahmen wurden im Oktober 1994 sowie im Mai und Oktober 1995 durchgeführt, weitere Probenahmen sind jeweils für Oktober 1996 und 1997 geplant, so daß der Streuabbau über insgesamt 4 Vegetationsperioden beobachtet werden kann. Die untersuchten Parameter sind Abb. 1 zu entnehmen. Eine genaue Darstellung der Methoden findet sich bei RASPE et al. (1996).

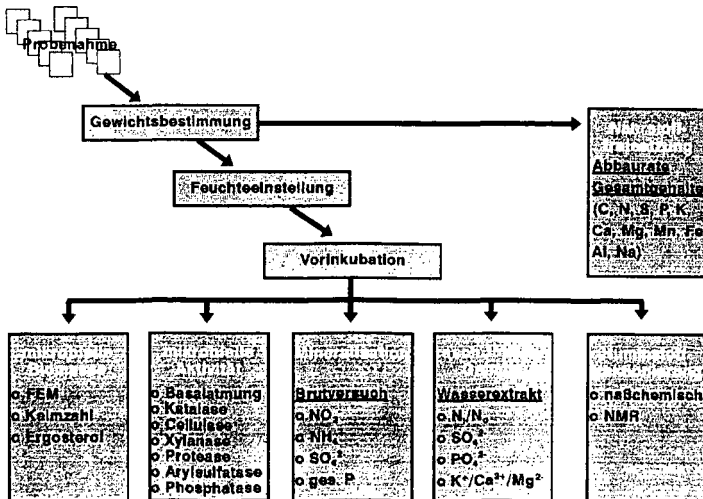


Abb. 1: Arbeitsschema zu den Litterbag-Versuchen auf den ARINUS-Versuchsfächen mit den untersuchten Parametern.

3. Erste Ergebnisse

Aus Platzgründen werden hier nur einige Ergebnisse der neu eingerichteten Kalkungs- und Trockendachvarianten im Vergleich zu den unbehandelten Kontrollflächen in Schluchsee und Villingen dargestellt. Abb. 2 gibt die Veränderung der Residualgewichte während der ersten 1 ½ Jahre der Nadelstreuersetzung wieder. Auf den Kontrollflächen beider Standorte verläuft der Nadelstreuabbau in vergleichbarer Intensität. Nach 17 Monaten werden nur noch ca. 40 % der eingesetzten Nadelmasse gefunden. Während in Villingen beide Kalkungsvarianten tendenziell den Nadelstreuabbau beschleunigen, wird er in Schluchsee durch die extreme Dolomitzugabe von 20 t/ha deutlich gehemmt. Unter den Trockendächern liegt die Residualmasse an beiden Standorten um 10 bis 20 % höher als auf den Kontrollen.

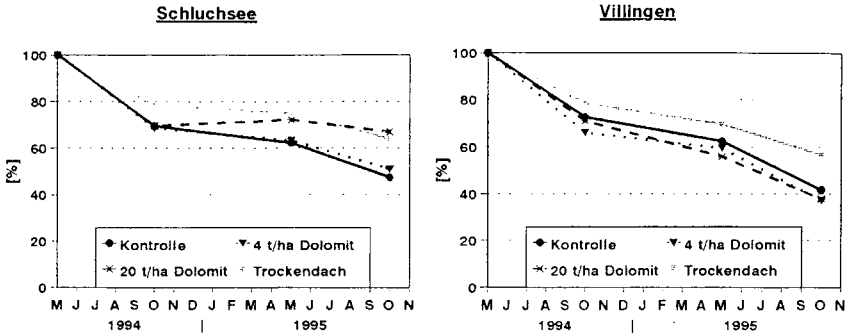


Abb. 2: Residualmasse während der Nadelstreuersetzung in den Kontroll-, den beiden neuen Kalkungs- und den Trockendachvarianten auf den Standorten Schluchsee und Villingen.

Als Maß für die potentielle mikrobielle Umsatzleistung ist in Abb. 3 der metabolische Quotient (qCO_2) nach ANDERSON und DOMSCH (1992) dargestellt. Er nimmt in allen Varianten mit zunehmender Versuchsdauer ab. Ein deutlich erhöhter qCO_2 ist in den Trockendachvarianten beider Standorte zu beobachten. Auch die Kalkungsvarianten in Schluchsee weisen nach 1 ½ Jahren etwas höhere metabolische Quotienten auf.

4. Diskussion

Das vorgestellte Konzept stellt eine prozessorientierte Studie zum Streuabbau in Waldökosystemen dar. Durch die Einbindung der Streuabbauversuche in langjährige Untersuchungen zum Stoffhaushalt derselben Standorte kann einerseits die ökosystemare Bedeutung der Einzelprozesse abgeschätzt werden. Andererseits können nur so die internen und externen Steuergrößen der Streuzersetzung und Nährstoffnachlieferung standortsbezogen charakterisiert werden.

Die ersten Ergebnisse weisen die Witterung bzw. Bodenfeuchte als Hauptsteuergröße für die Prozesse der Streuzersetzung aus. In extremen Trockenjahren ist daher mit einer Hemmung des Streuabbaus und damit verbunden mit einer geringeren Nährstoffnachlieferung aus der Mineralisation der organischen Substanz zu rechnen. Auf Standorten mit angespannter Mg-Versorgung, die meist durch einen ausgesprochen kurzgeschlossenen Mg-Kreislauf gekennzeichnet sind (FEGGER, 1993), kann eine witterungsbedingt reduzierte Mg-Nachlieferung aus der Streuzersetzung deshalb rasch zu akuten Mangelsymptomen führen. So war in Schluchsee die Mg-Freisetzungsrate aus der Nadelstreu um 30 und aus der Feinwurzelstreu sogar um 50 % in der Trockendachvariante reduziert (RASPE et al., 1996).

Auch der erhöhte qCO_2 spricht für eine höhere potentielle physiologische Aktivität der mikrobiellen Biomasse (vgl. BAUHUS, 1994) aufgrund eines verzögerten Abbaus bei Trockenheit. Es ist dabei zu beachten, daß die mi-

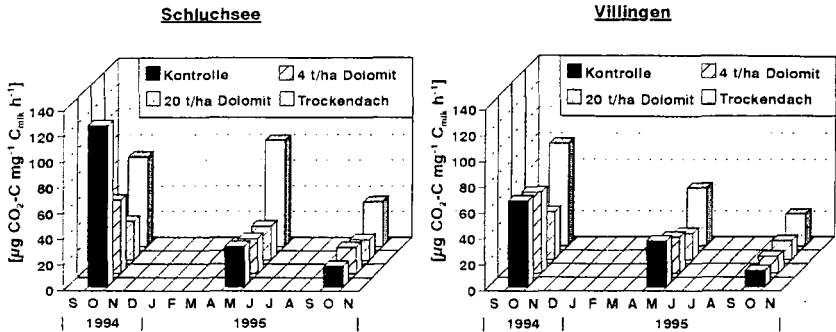


Abb. 3: Metabolischer Quotient (qCO_2) während der Nadelstreuzersetzung in den Kontroll-, den beiden neuen Kalkungs- und den Trockendachvarianten auf den Standorten Schluchsee und Villingen.

krobiologischen Aktivitätsparameter unter optimalen Bedingungen, d.h. bei eingestellter Feuchte (Wiederbefeuchtung) und optimaler Temperatur, gemessen wurden. Sie geben daher die potentiell noch möglichen Aktivitäten in dem noch verbleibenden Streumaterial an.

Die Kalkungen führten standorts- und dosisabhängig entweder zu einer Förderung oder Hemmung des Streuabbaus und der mikrobiellen Aktivität. Der Standort Schluchsee weist hinsichtlich der biologischen Aktivität im Boden reliktsche Merkmale des natürlichen Buchen-Tannen-Vorbestandes (Umwandlung zwei Generationen zuvor) auf (FEGER, 1993). Die z.T. erheblichen pH-Wert Anhebungen in der Nadelstreu führen offenbar zu einer drastischen Verschiebung des mikrobiellen Artenspektrums, so daß der Streuabbau insgesamt gehemmt und die physiologische Aktivität (qCO_2) beeinträchtigt ist. In Villingen, wo u.a. durch jahrhundertelange Streunutzung die Streuzersetzung gehemmt ist (vgl. FEGER, 1993), ist dagegen eine stimulierende Wirkung der Kalkgaben zu beobachten. Für die aktuellen Prozesse der Streuzersetzung ist daher die Stoffdynamik der Standorte von entscheidender Bedeutung. Dies sollte bei der Beurteilung von Kalkungs- oder Düngungsmaßnahmen in Waldökosystemen unbedingt berücksichtigt werden.

5. Literatur

ANDERSON, J.M. (1975): Succession, diversity and tropic relationship of some soil animals in decomposing leaf litter. *J. Anim. Ecol.* **44**, 475-495.

ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. (1990): Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* **22**, 567-578.

FEGER, K.H. (1993): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **31**, 237 S.

KÖGEL, I. (1987): Organische Stoffgruppen in Waldhumusformen und ihr Verhalten während der Streuzersetzung und Humifizierung. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* **1**, 131 S.

KUBIENA, W. (1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. Enke-Verlag, Stuttgart, 392 S.

RASPE, S. (1992): Biomasse und Mineralstoffgehalte der Wurzeln von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) des Schwarzwaldes und Veränderungen nach Düngung. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **29**, 197 S.

RASPE, S.; LORENZ, K.; FEGER, K.H.; ZIMMERMANN, L.; ARMBRUSTER, M.; ZÖTTL, H.W. (1996): Projekt ARINUS: X. Bodenmikrobiologische und ernährungskundliche Charakterisierung des Abbaus von Nadel- und Feinwurzelstreu der Fichte. *FZKA/PEF-Berichte* **142**, 1-14.

WOLTERS, V. (1996): Der Litterbag-Test in der Wald- und Agrarforschung. *Pedobiologia* (im Druck).

ZÖTTL, H.W.; FEGER, K.H.; BRAHMER, G. (1987): Projekt ARINUS: I. Zielsetzung und Ausgangslage. *KfK/PEF-Berichte* **12**(1), 269-281.

Stickstoffflüsse in alpinen Weideökosystemen

von

Hackl, E.*, S. Zechmeister-Boltenstern* und E. Kandeler*

Einleitung

Stickstoff stellt in vielen Ökosystemen den limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum und für die pflanzliche Produktion dar (Franco und Munn- 1982). Zu hohe Stickstoffkonzentrationen können jedoch negative ökologische Folgewirkungen haben. Nitrat, das im Überschuß vorhanden ist, ist für Denitrifikationsprozesse verfügbar. Das dabei entstehende N_2O ist als Treibhausgas wirksam. Auswaschungsprozesse können zu einer Nitratbelastung des Grundwassers führen (Priha und Smolander 1995).

Auf alpinen Almweiden sind hohe Stickstoffeinträge durch das Vieh zu erwarten, gleichzeitig kann dieser Stickstoff nur während einer kurzen Vegetationsperiode von den Pflanzen effektiv aufgenommen werden. Gegenstand unserer Arbeit war die Untersuchung der bodenmikrobiologischen Stickstoffumsetzungen auf der in 1470 bis 1500 m Seehöhe gelegenen Scheucheggalm (Ennstaler Alpen, Obersteiermark). Es wurden Almflächen mit den unterschiedlichen Nutzungsarten Waldweide, Schlagfläche, langjährige Weide und langjährige Weide mit Klee-Einsaat bearbeitet. Dabei sollten die Bedeutung der internen Prozesse (N-Mineralisation, Nitrifikation und mikrobielle N-Immobilisierung) und die Größe der N-Pools (N_{min} , Biomasse-N) im Vergleich zu den Einträgen durch biologische Stickstofffixierung und zu den möglichen Stickstoffverlusten durch Auswaschungsprozesse und Denitrifikation abgeschätzt werden.

Material und Methoden

Die statischen Größen des N-Kreislaufes wurden im Zuge einer einmaligen Probennahme im Sommer 1994 erfaßt. Der Nitrat- und Ammoniumvorrat der Almböden wurden durch $CaCl_2$ -Extraktion ermittelt, die Bestimmung des in der mikrobiellen Biomasse festgelegten Stickstoffes erfolgte durch die Fumigations-Extraktionsmethode (Öhlinger 1993).

Die Prozesse der aktuellen N-Mineralisation und der Nitratverlagerung wurden durch Exposition von Bodenproben im Freiland im Zeitraum von 11 Wochen untersucht. Die Untersuchung der aktuellen Stickstoffmineralisation erfolgte an in Polyethylensäcken vergrabenen Bodenproben (Eno 1960). Infolge von Auswaschungsprozessen verlagerte Nitrationen wurden in Ionenaustauscherharz aufgefangen und mit 1,59 M HCl extrahiert (Zechmeister-Boltenstern 1997). Unter Laborbedingungen wurden die potentielle Stickstoffmineralisation und die Nitrifikation nach Kandeler (1993a und b) bestimmt. Die Stickstoffverluste durch Denitrifikation wurden unter Anwendung der Acetyleninhibierungsmethode (Ryden et al. 1979) in einer Klimakammer unter simulierten Freilandbedingungen untersucht. Gleichzeitig konnte die Nitrogenaseaktivität durch Acetylenreduktion gemessen werden. Die Denitrifikationsenzymaktivität wurde durch sechsstündige Bebrütung von

* Inst. f. Forstökologie, FBVA - Waldforschungszentrum, Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1131 Wien

* BFL - Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Spargelfeldstraße 191, A-1220 Wien

wassergesättigten Bodenproben unter Nitratzugabe bestimmt (Zechmeister-Boltenstern 1996). In den Bodenproben enthaltene Zuckerverbindungen wurden als „extrahierbare Glucoseäquivalente“ an Heißwasserextrakten in Anlehnung an die Bestimmung der Cellulase-Aktivität (Von Mersi und Schinner 1993) analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

Tab. 1 zeigt verschiedene statische und dynamische Größen des internen N-Kreislaufes auf den untersuchten Almflächen. In den Böden der Waldweide wurde ein höherer Vorrat an Ammoniumstickstoff (N_{\min}) vorgefunden als in den Böden der langjährigen Weiden. Die niederen Werte des Biomassestickstoffes in den Waldböden bedeuten, daß hier weniger Stickstoff von den Mikroorganismen aufgenommen und immobilisiert wurde. In den Böden der offenen Weideflächen wurde eine höhere potentielle N-Mineralisation festgestellt, die auf eine größere Population von mineralisierenden Mikroorganismen hinweist. Dementsprechend war auch mehr Stickstoff in der mikrobiellen Biomasse festgelegt.

Tab. 1: Mittlere Größen des internen N-Kreislaufes. Mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnete Werte bedeuten, daß sich die Werte signifikant ($p < 0,05$) voneinander unterscheiden.

	N_{\min} $NO_3^- \cdot N^{(1)}$	N_{\min} $NH_4^+ \cdot N^{(1)}$	aktuelle N-Mineralisation $\mu g N \cdot g^{-1} TG \cdot d^{-1}$	potentielle N-Mineralisation $\mu g N \cdot g^{-1} TG \cdot d^{-1}$	Biomasse-N $\mu g N \cdot g^{-1} TG$
Waldweide	0,197 <i>ab</i>	54,3 <i>c</i>	1,24 <i>ab</i>	7,30 <i>a</i>	73,65 <i>a</i>
Schlagfläche	0,386 <i>b</i>	52,5 <i>bc</i>	0,86 <i>b</i>	11,7 <i>b</i>	135,15 <i>b</i>
langj. Weide	0,661 <i>c</i>	30,2 <i>b</i>	0,68 <i>ab</i>	12,4 <i>b</i>	217,32 <i>c</i>
langj. Weide/Klee	0,116 <i>a</i>	11,9 <i>a</i>	0,14 <i>a</i>	16,60 <i>a</i>	176,01 <i>bc</i>

¹⁾ $\mu g N \cdot g^{-1} TG$

Tab. 2: Mittlere N-Einträge und N-Verluste. Mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnete Werte bedeuten, daß sich die Werte signifikant ($p < 0,05$) voneinander unterscheiden.

	Nitrogenase- aktivität $\mu g N_2 \cdot g^{-1} TG \cdot d^{-1}$	Nitratverlagerung $\mu g NO_3^- \cdot N \cdot g^{-1} TG \cdot d^{-1}$	N-Verluste durch Denitrifikation ¹⁾	Denitrifikations- enzymaktivität ¹⁾
Waldweide	-	0,012 <i>b</i>	0,0185 <i>b</i>	1,699 <i>a</i>
Schlagfläche	0,009 <i>a</i>	0,007 <i>b</i>	0,0032 <i>a</i>	2,879 <i>b</i>
langj. Weide	0,024 <i>ab</i>	0,001 <i>a</i>	0,0038 <i>a</i>	5,894 <i>c</i>
langj. Weide/Klee	0,096 <i>b</i>	0,001 <i>a</i>	0,0004 <i>a</i>	5,614 <i>c</i>

¹⁾ $\mu g N_2O \cdot N \cdot g^{-1} TG \cdot d^{-1}$

Auf der Waldweidefläche wurden größere Mengen Stickstoff durch Auswaschungsprozesse verlagert und durch Denitrifikationsprozesse freigesetzt als auf den offenen Weideflächen (Tab. 2). Hauptsächlich dürften dafür die größeren Mengen an freiem Nitrat, bedingt durch die weniger intensive Stickstoffaufnahme durch Mikroorganismen und krautige Pflanzen, und die großen Mengen an organischem Material ausschlaggebend sein. Auf allen Untersuchungsflächen wurden mittlere bis sehr hohe Korrelationen der Denitrifikation mit der Menge des durch Auswaschungsprozesse verlagerten Nitratstickstoffes erhalten. Auf der Waldweidefläche waren die Korrelationen signifikant ($r=0,783^*$), ein sehr hoher und signifikanter Zusammenhang ($r=0,970^*$) bestand auf der langjährigen Weide mit Klee (Abb. 1). Die Werte der extrahierbaren Glucoseäquivalente, die als leicht verfügbare C-Quelle in engem Zusammenhang mit dem Denitrifikationsprozeß zu sehen sind (Stanford et al. 1975), waren auf der Waldweidefläche am höchsten.

Aus dem im Vergleich zu den aktueller Denitrifikationsraten hohen Denitrifikationsenzymaktivitäten (Tab. 2) geht hervor, daß in den untersuchten Böden Denitrifikanten in ausreichender Zahl vorhanden waren und daß unter optimalen Bedingungen für die denitrifizierenden Mikroorganismen und bei ausreichender Verfügbarkeit von Nitrat auf allen Flächen bedeutende Denitrifikationsprozesse ablaufen könnten. Auf allen Untersuchungsflächen

ergaben sich positive Korrelationen der Denitrifikationsenzymaktivität mit dem in der mikrobiellen Biomasse festgelegten Stickstoff. Daraus wird deutlich, daß die Denitrifikationsenzymaktivität die Zahl der denitrifizierenden Mikroorganismen wiedergibt, also einen Teil der gesamten mikrobiellen Biomasse. Auf der Schlagfläche und der langjährigen Weide waren die Korrelationen signifikant ($r=0,738^*$ und $r=0,782^*$; Abb. 2). Auch Groffman et al. (1988) fanden in unterschiedlichster Böden gute Zusammenhänge zwischen der Denitrifikationsenzymaktivität und dem Kohlenstoff der mikrobiellen Biomasse. Zwischen der Denitrifikationsenzymaktivität und den extrahierbaren Glucoseäquivalenten bestanden auf der langjährigen Weide ($r=0,927^*$) signifikante Zusammenhänge (Abb. 3).

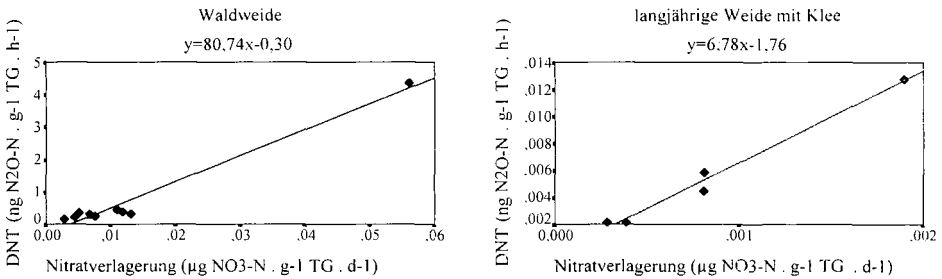


Abb. 1: Beziehung zwischen der Denitrifikation (DNT) und der Nitratverlagerung auf der Waldweidefläche und auf der langjährigen Weidefläche mit Klee-Einsaat.

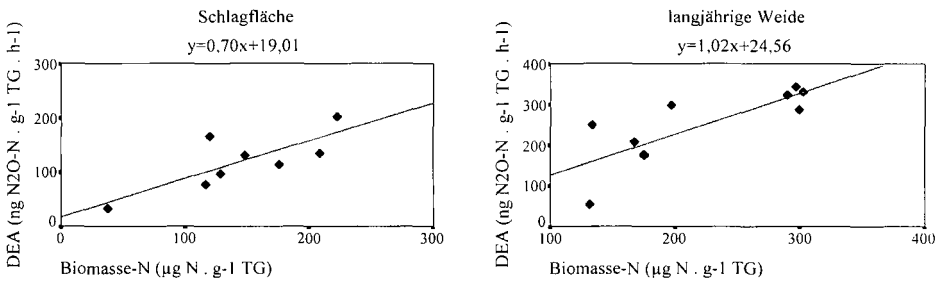


Abb. 2: Beziehung zwischen der Denitrifikationsenzymaktivität (DEA) und dem in der mikrobiellen Biomasse festgelegten Stickstoff auf der Schlagfläche und auf der langjährigen Weidefläche.

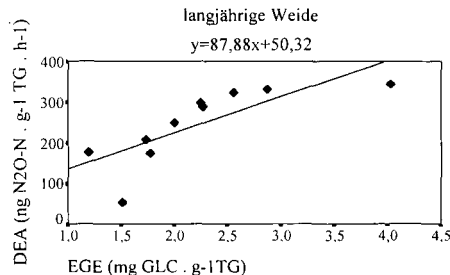


Abb. 3: Beziehung zwischen der Denitrifikationsenzymaktivität (DEA) und den extrahierbaren Glucoseäquivalenten (EGE) auf der langjährigen Weidefläche.

Im Vergleich zu den internen Prozessen der N-Mineralisation dürften sowohl die Stickstoffeinträge durch biologische Stickstofffixierung als auch die Stickstoffverluste, die durch Nitratverlagerung und Denitrifikation auftreten können, einen geringen Anteil am gesamten Stickstoffhaushalt der untersuchten Weideökosysteme einnehmen. Auf der Schlagfläche war der N-Kreislauf fünf Jahre nach dem Kahlschlag wieder geschlossen. Zumindest im Untersuchungszeitraum Spätsommer-Herbst 1994 wurden hier kaum N-Austräge festgestellt, was auf eine hohe Regenerationsfähigkeit dieses Ökosystems schließen läßt.

Literatur

- Eno C. (1960) Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Sc.Soc. Am. Proc.* 24, pp. 277-279.
- Franco A.A. und Munns D.N. (1982) Plant assimilation and nitrogen cycling. *Plant Soil* 70, pp. 1-13.
- Groffman P.M., Tiedje J.M., Robertson G.P., Christensen S. (1988) Denitrification at different temporal and geographical scales: proximal and distal controls. In: Wilson J.R. (ed.) *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*. CAB International, Wallingford, pp. 174-192.
- Kandeler E. (1993a) Bestimmung der Nitrifikation im Brutversuch. In: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (eds.): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 168-170.
- Kandeler E. (1993b) Bestimmung der N-Mineralisation im anaeroben Brutversuch. In: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (eds.): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 160-161.
- Öhlinge R. (1993) Photometrische Bestimmung des Biomasse-Stickstoffs mittels Fumigation-Extraktion. In: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (eds.): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 64-66.
- Priha O. und Smolander A. (1995) Nitrification, denitrification and microbial biomass N in soil from two N-fertilized and limed Norway spruce forests. *Soil Biol. Biochem.* 27, pp. 305-310.
- Ryden J.C., Land I.J., Focht D.D. (1979) Direct measurement of denitrification loss from soils: A laboratory evaluation of acetylene inhibition of nitrous oxide reduction. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, pp. 104-110.
- Stanford G., Vander Pol R.A., Dzienia S. (1975) Denitrification rates in relation to total and extractable soil carbon. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39, pp. 284-289.
- Von Mersi und Schinner (1993) Bestimmung der CM-Cellulase-Aktivität. In: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (eds.): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 118-122.
- Zechmeister-Boltenstern S. (1993) Bestimmung der Nitrogenaseaktivität mittels Acetylenreduktion. In: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (eds.): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 141-146.
- Zechmeister-Boltenstern S. (1997) Neue Perspektiven der Anwendung von Ionenaustauschern zur Bestimmung von Stickstoffmineralisation und Ionenauswaschung. *Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (dieser Band)*.

Gasförmige Metabolite der Nitratatmung bei *Streptomyces* spp.

von

Albrecht, A.^a, I. Sich^b, R. Russow^b, G. Benckiser^a und J. C. G. Ottow^a**Einleitung**

Nitratatmung (Denitrifikation) ist ein aerober Prozeß unter zeitlich wie räumlich anaeroben Bedingungen, bei dem zur Fortsetzung der Energiegewinnung (ATP-Bildung durch ETP) Elektronen alternativ auf Nitrat unter Bildung von N_2O und N_2 (gelegentlich NO) übertragen werden (Ottow, 1992). Dieser Prozeß der anaeroben Atmung ist vor allem unter Gram-negativen Eubakterien weit verbreitet, wird aber auch bei vielen Gram-positiven Bodenbakterien beobachtet (Zumft, 1992). Hohe Stoffumsätze im Zuge intensiver Mineralisationsprozesse, an denen Gram-positive Streptomyceten wesentlich beteiligt sind, können in Böden zu einem starken Absinken des Sauerstoffpartialdruckes führen, so daß Organismen ökologisch bevorteilt sind, die alternative Elektronenakzeptoren wie Nitrat nutzen können. Die Fähigkeit zur Denitrifikation wurde bisher bei den pseudomycelbildenden Streptomyceten, die zur dominanten Mikroflora von Böden, Streuauflagen und Komposten zählen, mehrfach vermutet, jedoch bis heute nicht nachgewiesen.

Material und Methoden

Als Aufwuchskörper wurden 20 g handelsübliches Tongranulat (Durchmesser 2-4 mm) in Erlenmeyerkolben gefüllt und mit Glycerin-Nitrat-Hefeextraktmedium (pH 7) überstaut. Die sterilisierten Ansätze wurden mit einer Vorkultur der *Streptomyces*-Stämme H83/a (*S. violaceoruber*) oder DSM 40023 (*S. nitrosporeus*) beimpft, mit durchstechbaren Gummisepten gasdicht verschlossen und 21 Tage bei 30°C semiaerob (ca. 21% v/v O_2 -Ausgangskonzentration in der Gasphase) ruhend inkubiert (Albrecht et al., 1995). In verschiedenen Versuchsreihen wurde der Einfluß unterschiedlicher pH-Ausgangswerte, verschiedener Inkubationstemperaturen und Glycerin- / Nitratverhältnisse untersucht.

Zum Nachweis der N_2 -Bildung aus Nitrat (= vollständige Denitrifikation) wurde die ^{15}N -Tracertechnik herangezogen. Dabei wurden die Standardansätze so mit ^{15}N - KNO_3 , (95 At.%, Chemotrade, Leipzig) vermischt, daß nach Zugabe des Inokulums eine ^{15}N -Häufigkeit von 48 At.% erzielt wurde. Die Ansätze (3 Parallelen) wurden 21 Tage inkubiert (30°C) und die Konzentrationen an N_2O -N, NO -N und N_2 in der Gasphase sowie deren ^{15}N -Häufigkeit mit einem Gaschromatograph-Quadrupolmassenspektrometer-Kopplungssystem (GC-QMS, Shimadzu QP 2000) nach Russow et al. (1996) und Sich et al. (1997) ermittelt.

^{a)} Institut für Angewandte Mikrobiologie, Universität Giessen, Senckenbergstr. 3, 35390 Giessen

^{b)} Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Permoserstr. 15, 04301 Leipzig

Ergebnisse

Nach einer lag-Phase von 2-3 Tagen setzten die Sauerstoffatmung und die N_2O -Produktion bei *Streptomyces*-Stamm H83/a offenbar gleichzeitig ein (Abb. 1), wobei die N_2O -Freisetzung mit sinkenden Sauerstoffgehalten zunahm. Auch bei stagnierenden CO_2 - und O_2 -Konzentrationen wurde weiter N_2O produziert. Nach einer Inkubationszeit von 21 Tagen war die O_2 -Konzentration auf 4 % (50 $mg\ l^{-1}$) abgesunken und etwa 1 % des im Medium angebotenen NO_3^- -N wurde als N_2O -N in der Kolbenatmosphäre nachgewiesen.

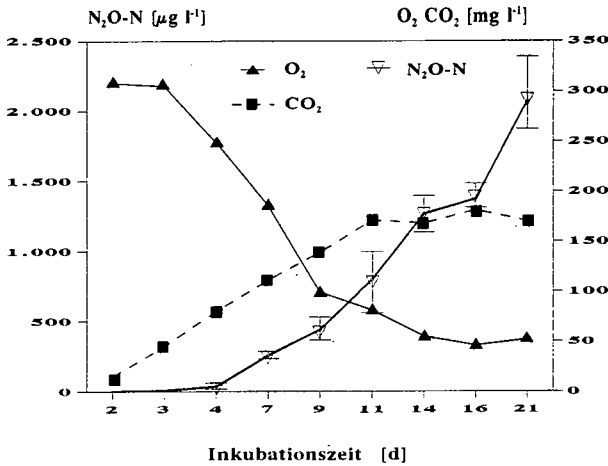
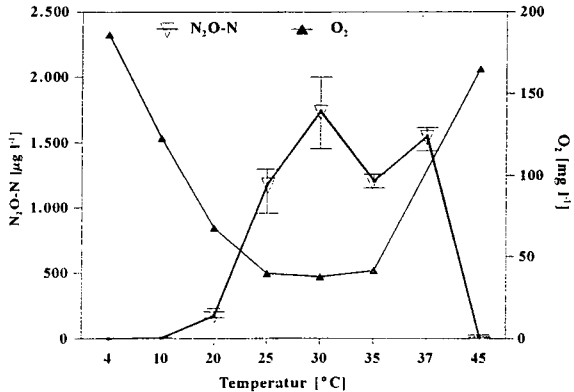


Abb. 1: O_2 -Verbrauch sowie N_2O - und CO_2 -Produktion durch *Streptomyces* sp. H83/a während des Kulturverlaufs unter Standardbedingungen (30°C, semiaerob, pH 7,0) mit 20 g Tongranulat.

Abb. 2:

Einfluß der Inkubationstemperatur auf den O_2 -Verbrauch und die N_2O -Freisetzung durch *Streptomyces* sp. H83/a im Standardversuch (semiaerob, 21 Tage, 30°C, pH 7,0).



Im mesophilen Temperaturbereich zwischen 25 und 37 °C ist die N_2O -Freisetzung am höchsten (Abb. 2). Die Intensität der N_2O -Bildung verläuft dabei etwa spiegelbildlich zur O_2 -Zehrung. Bei 30 °C sind der O_2 -Verbrauch und die N_2O -Bildung am intensivsten.

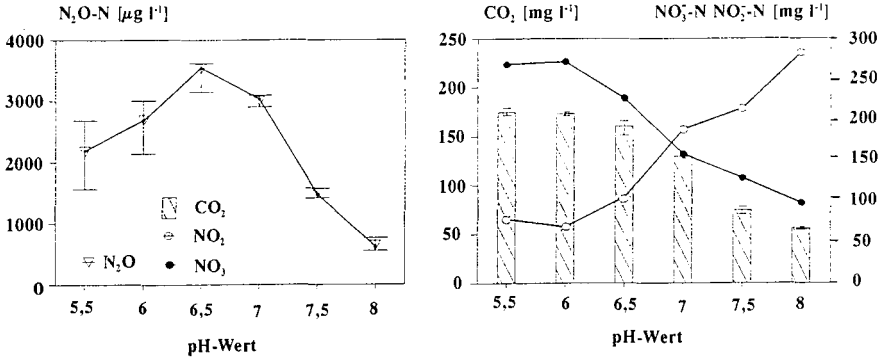


Abb. 3: Einfluß des Ausgangs-pH-Wertes auf die CO_2 - bzw. N_2O -Bildung durch *Streptomyces sp.* H83/a unter Standardbedingungen (semiaerob, 21 Tage, $30^\circ C$).

Offenbar sind die N_2O -Produktion und CO_2 -Freisetzung bei H83/a im leicht sauren bis neutralen pH-Bereich (5,5 bis 7,0) höher als im alkalischen Milieu (Abb. 3), während die Reduktion des Nitrats zu Nitrit einen umgekehrten Trend zeigt (Maximum bei pH 7,5 bis 8,0).

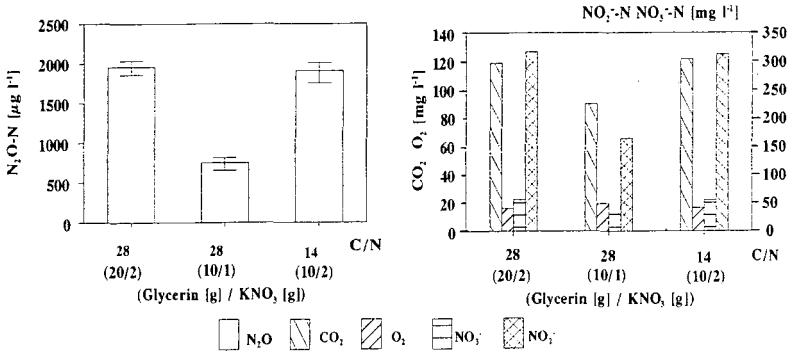


Abb. 4: Einfluß verschiedener Glycerin/ NO_3^- -Verhältnisse auf die Bildung von N_2O , CO_2 und Nitrit sowie den Verbrauch von O_2 und Nitrat durch *Streptomyces sp.* H83/a unter Standardbedingungen (semiaerob, 21 Tage, $30^\circ C$, pH 7,0).

Eine Verdoppelung des Glycerinangebots (von 10 auf $20\ g\ l^{-1}$) bei konstanter Nitrat-Konzentration ($2\ g\ l^{-1}$) führte zu keiner Steigerung in der N_2O -Produktion (Abb. 4). Diese Erweiterung des Glycerin/ NO_3^- -Verhältnisses von 5:1 auf 10:1 hat offenbar auch auf die CO_2 -Bildung, die Abnahme der O_2 -Konzentration und die Reduktion des Nitrats zu Nitrit kaum einen Einfluß. Wurde das Glycerin/ NO_3^- -Verhältnis unter Beibehaltung des Glycerinangebots ($10\ g\ l^{-1}$) und Halbierung der NO_3^- -Konzentration (2 auf $1\ g\ l^{-1}$) verdoppelt (Glycerin/ NO_3^- -Verhältnis 10:1), so ging die Mineralisation zurück und die N_2O -Bildung sank auf etwa 40% ab. Für die N_2O -Freisetzung ist demnach das Nitrat-Angebot der limitierende Faktor. Das C/N-Verhältnis allein gibt keine hinreichende Erklärung.

Weder in den Ansätzen mit H83/a noch mit DSM 40023 wurde N₂ aus ¹⁵N-Nitrat nachgewiesen (Tab. 1). In der Kolbenatmosphäre beider Stämme wurde neben N₂O auch NO nachgewiesen. Die ¹⁵N-Häufigkeiten beider Stickstoffgase lagen jeweils nur geringfügig unter der ¹⁵N-Häufigkeit des KNO₃ zu Beginn der Inkubation (48 At. %).

Tab. 1: ¹⁵NO-, ¹⁵N₂O- und ¹⁵N₂-N Häufigkeiten in Ansätzen mit *Streptomyces spp.* H83/a and DSM 40023 (21 Tage, 30°C, pH 7,0, semiacrob, GC-QMS)

	H83/a	DSM 40023
N ₂ O-N [$\mu\text{g l}^{-1}$]	494	219
¹⁵ N-Häufigkeit [At. %] ¹⁾	47,9	47,4
NO-N [$\mu\text{g l}^{-1}$]	78	26
¹⁵ N-Häufigkeit [At. %] ¹⁾	46,0	47,4
¹⁵ N in N ₂		
Häufigkeit [At. %] ¹⁾	< 0,37	< 0,37
Massenverhältnis 30/28 ²⁾	< 1,4 · 10 ⁻⁵	< 1,4 · 10 ⁻⁵
N ₂ aus ¹⁵ N-Nitrat ²⁾ [$\mu\text{g l}^{-1}$]	n.n.	n.n.

¹⁾ ¹⁵N-Häufigkeit des KNO₃ zu Beginn der Inkubation 48 At. %.

²⁾ Berechnet nach Russow et al. (1996)

n.n. nicht nachweisbar

Diskussion

Die Modellversuche zeigen, daß einige der allgemein als strikt aerob betrachteten Streptomycceten bei Sauerstoffmangel eine unvollständige Denitrifikation betreiben können. Diese Fähigkeit kann als zweckmäßige ökologische Anpassung bei O₂-Mangel in ihren natürlichen Habitaten betrachtet werden. Die höchsten N₂O-Freisetzungen wurden im mesophilen Temperaturbereich, im leicht sauren Milieu (pH 6,5) und in Anwesenheit einer relativ hohen Nitratkonzentration beobachtet. Unter den gewählten Bedingungen führen die untersuchten Stämme eine unvollständige Denitrifikation mit NO als freiem Metabolit und N₂O als Endprodukt durch. Eine N₂-Bildung aus Nitrat wurde nicht beobachtet.

Die Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG), Bonn, gefördert.

Literatur

- Albrecht, A., Benckiser, G. und Ottow, J.C.G., 1995. Ökophysiologische Voraussetzungen für die N₂O-Bildung (Denitrifikation) bei *Streptomyces sp.* Stamm H83/a. VDLUFA Schriftenreihe 40 (Kongreßband), 563-566
- Ottow, J.C.G., 1992. Denitrifikation, eine kalkulierbare Größe in der Stickstoffbilanz von Böden? Wasser und Boden, 578-581
- Russow, R., Stevens, R.J. and Laughlin, R.J., 1996. Accuracy and precision for measurements of the mass ratio 30/28 in dinitrogen from soil by denitrification. *Isotopes Environ. Health. Stud.* 31 (in press)
- Sich, I. und Russow, R., 1997. ¹⁵N-Analytik von NO und N₂O in Luft mittels GC-QMS. *Isotopes Environ. Health. Stud.*, 32 (im Druck)
- Zumft, W.G., 1992. The denitrifying prokaryotes. In: *The prokaryotes*. Balows, A., Trüper, H.G., Dworkin, M., Harder, W. and Schleifer, K.H. (Eds.), Springer, Berlin-Heidelberg-New-York, pp. 554-582

C - Dynamik

Biodegradabilität von wasserlöslichen C-Verbindungen - Interaktion mit Metallen

von

Jandl, R.¹

Kohlenstoff ist in Waldböden in schwer abbaubaren Verbindungen festgelegt. Die organische Substanz des Mineralbodens ist mehrere tausend Jahre alt, der Auflagehumus wird innerhalb einiger Jahren umgesetzt. Ein geringer Anteil des natürlichen gelösten organischen Kohlenstoffs (NOM) liegt in identifizierbaren chemischen Molekülen vor, die Struktur des überwiegenden Teils ('Huminstoffe') ist nicht aufgeklärt. Für die Rate der mikrobiellen Umsetzung von NOM in Waldböden sind die chemischen Strukturen der Huminstoffe, die Komplexbildung zwischen Metallen und NOM und die Sorption von NOM an der Bodenfestphase entscheidend. Die Quellen des NOM sind die Laub-/Nadelstreu, die Wurzelmasse und Umsetzungsprodukte der mikrobiellen Biomasse. Die Arbeitshypothese lautet, daß NOM vor der mikrobiellen Respiration im Bodenwasser gelöst vorliegen muß. Daher untersuchte ich den wasserlöslichen Kohlenstoff, nach Extraktion des NOM aus Bodenmaterial im Labor, oder durch Isolation des gelösten Kohlenstoffs aus *in situ* geworbenem Bodenwasser. Als Maß für die Abbaubarkeit habe ich die Akkumulation von CO₂ in einem Labor-Inkubationsversuch gemessen. Unterschiedliche Bedingungen wurden imitiert, indem die Abbaubarkeit des puren NOM mit der Abbaubarkeit in der Präsenz von Metallen (Kalzium, Aluminium) und der Präsenz einer Oberfläche (δ -Al₂O₃) verglichen wurde. Die Metalle gewährleiten die Bildung von Komplexen in der Lösung, die oxidische Oberfläche ermöglicht die Bildung von Oberflächenkomplexen.

Methoden:

Kohlenstoff wurde aus dem Auflagehumus und dem Mineralboden einer Braunerde aus dem HJ Andrews Watershed (Oregon, USA) extrahiert. Die Bodenwassersproben aus Saugkerzen stammen aus dem Findley Lake Watershed (Washington, USA). Als Kohlenstoffsubstrat für die Inkubationsversuche wurde die Fraktion mit Teilchengrößen kleiner als 0.2 µm (Poretics Membranfilter) verwendet. Der gelöste Kohlenstoff wurde nach einer modifizierten XAD-Methode (Leenheer, 1981) in die physiko-chemisch definierten Fraktionen der 'hydrophoben Säuren' (HoA),

¹ Institut für Forstökologie, FBVA - Waldforschungszentrum, Seckendorff Gudent Weg 8, A - 1131 Wien, rjandl@mail.boku.ac.at

der 'hydrophilen Säuren' (HiA), und der 'hydrophilen Neutralen' (HiN) getrennt. Diese Fraktionen erfassen zwischen 85 und 100 % des im Waldboden gelösten Kohlenstoffs. Ein Probenvolumen von 20 mL wurde in Serumfläschchen (Volumen 50 mL) gefüllt und inokuliert. Die Fläschchen wurden luftdicht verschlossen und während der folgenden Monate wurde die Akkumulation von CO₂ gaschromatographisch bestimmt. Es wurden 3 Experimente durchgeführt.

Experiment 1 - 'Glukose': Dextroselösung (20 mg C/L); ohne Metallzusatz; Zugabe von Kalzium und Aluminium, sodaß ein molares Verhältnis von Metall zu Kohlenstoff von 1 zu 1 vorliegt.

Einstellung des C:N-Verhältnisses auf 10; Inkubationsdauer: 190 Tage.

Experiment 2 - 'XAD-Fractionen': Substrat sind einzelne Fraktionen des NOM (HoA, HiA, HiN; jeweils 20 mg C/L; Metallzusatz wie Experiment 1). Als Quellen des NOM wurden Wasserextrakte des Auflagehumus und des Mineralboden einer Braunerde sowie Saugsondenlösungen aus einem kohlenstoffreichen Oberbodenhorizont und einem Mineralbodenhorizont eines Podsoles verwendet; Inkubationsdauer: 120 Tage.

Experiment 3 - 'Oberfläche': Substrat sind HoA aus dem Wasserextrakt (20 mg C/L) und den Saugsondenlösungen (50 mg C/L), Zugabe von soviel δ -Al₂O₃, daß der gesamte zugegebene NOM an der Oberfläche des Oxids gebunden werden kann; Zugabe von Phosphat als Anion, das mit NOM um Sorptionsplätze konkurriert; Inkubationsdauer: 40 Tage.

Ergebnisse und Diskussion

Im **Glukose-Experiment** wurde bei günstigem C:N-Verhältnis der Kohlenstoff innerhalb von etwa 200 Tagen fast zur Gänze zu CO₂ umgesetzt (Abbildung 1A, 1B). Die Respirationsrate war anfangs hoch und nahm gleichmäßig ab. Der Zusatz von Metallen verzögerte die Respiration deutlich. Bei mangelhafter Stickstoffversorgung ist die Respiration insgesamt verringert, die Relation zwischen den Varianten 'pur' - 'Ca' - 'Al' bleibt jedoch erhalten. Da keine Komplexe von Glukose und Metallen beschrieben sind, wird angenommen, daß im Zuge des Abbaus von Glukose andere NOM Verbindungen gebildet werden, die von Kalzium und Aluminium gebunden werden. Die unterschiedliche Wirkung von Kalzium und Aluminium kann mit den unterschiedlichen Ladungsdichten der Metalle erklärt werden.

Im **XAD-Experiment** zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Fraktionen (Abbildungen 2A, 2D, 3B). Die HiN sind wesentlich leichter abbaubar als die HoA und HiA. Es fällt auf, daß bei allen die Respiration zuerst sehr rasch verläuft. Innerhalb weniger Tage wurde der abbaubare Teil des NOM mineralisiert. Danach wurde nur mehr eine geringfügige Akkumulation von CO₂ gemessen. Vermutlich wurden in der Anfangsphase energiereiche und leicht abbaubare Seitenketten (Kohlehydrate, Fettsäuren) genutzt, während die schwer abbaubare Matrix (aromatische Strukturen), welche die XAD-Fractionen unterscheidet, überwiegend stabil ist. Die Zugabe von

Metallen hatte auf die Abbaubarkeit des NOM keine einheitliche Wirkung. In keinem Fall war eine Verringerung der Abbauraten ersichtlich. Daraus folgt, daß die unvermeidliche Bildung von Metallkomplexen auf die mikrobielle Umsetzung keinen Einfluß hat. Ich vermute daß die für die Komplexierung funktionellen Gruppen, insbesondere Carboxyl- und Phenolgruppen, für die Abbaubarkeit von geringer Bedeutung sind, da der Abbau an randlichen aliphatischen Gruppen erfolgt. Allenfalls kann die Komplexbildung sogar die Abbaubarkeit erhöhen, wenn Ausfällungen von metall-organischen Komplexpartikeln die Kolonisierung durch Mikroorganismen ermöglichen. Ob der NOM aus dem Auflagehumus oder aus dem Mineralboden stammt ist für die Abbaubarkeit von geringer Bedeutung. Offensichtlich sind die einzelnen Fraktionen homogen. Unter Geländebedingungen unterscheidet sich die Respirationsrate von Auflagehumus- und Mineralbodenhorizonten, da der Anteil der leichter abbaubaren HiN in kohlenstoffreichen Bodenhorizonten größer ist als in Mineralböden.

Der Vergleich der Abbildungen 2A und 3A zeigt geringfügige Unterschiede der Abbaubarkeit der Bodenextrakte und der Saugsondenlösungen. Da die Proben nicht vom selben Waldstandort stammen und zwischen den Experimentierfeldern beträchtliche klimatische und bodenchemische Unterschiede bestehen, können die gemessenen Unterschiede nicht allein mit der unterschiedlichen Substratqualität interpretiert werden.

Im **Oberflächenexperiment**, in dem nur HoA als Substrat verwendet wurden, bietet sich ein gänzlich anderes Bild (Abbildung 4A, 4B). In Abhängigkeit von der Herkunft des Substrats sind nur 1 bzw 0.1 % der HoA abbaubar. Die Abbaubarkeit verringert sich bei der Präsenz einer sorbierenden Mineraloberfläche um eine Zehnerpotenz. Die Sorption des anionischen NOM an der Festphase des Bodens wird als polydentate Bindung der komplexen Huminstoffe an zahlreichen schwachen Bindungspositionen beschrieben (Stumm, 1992). Es bildet sich eine zumindest monomolekulare Schicht an organischen Liganden, die extrem schwer abbaubar ist (Keil et al., 1994).

Literatur

- Keil RG, D.B. Montlucon, FG Prahl & JI Hedges, 1994: Sorptive preservation of labile organic matter in marine sediments. *Nature* **370**, 549-552.
- Leenheer, JA, 1981: Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and waste waters. *Environm Sci Technol* **15**, 578-587.
- Stumm, W, 1992: *Chemistry of the solid-water interface*. Wiley Interscience, NY.

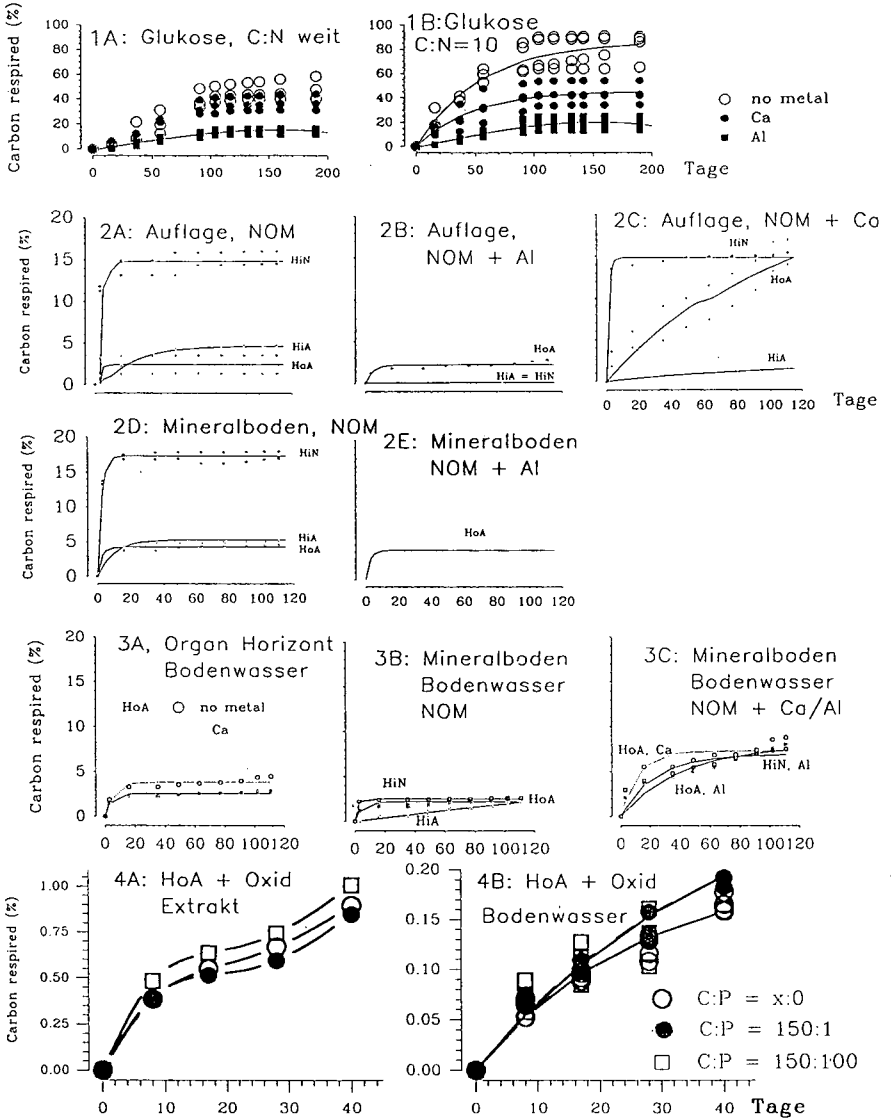


Abbildung: Abbau von Glukose bei weitem (1A) und engem (1B) C:N-Verhältnis; Abbau hydrophober (HoA) und hydrophiler Säuren (HiA) und hydrophiler Neutralsubstanzen (HiN) aus Wasserextrakten (2A-2E) und Bodenlösungen (3A - 3C) mit und ohne Zusatz metallischer Kationen; Abbau hydrophober Säuren aus Bodenextrakten (4A) und Bodenlösungen (4B) in Anwesenheit einer oxidischen Oberfläche.

Mikrobielle Verwertung verschiedener Huminstoff-Fractionen eines Podsols in Schleswig-Holstein

von

Hüttmann, S. und L. Beyer

I. Zusammenfassung

Mikroorganismen sind aufgrund ihres Umsetzungspotentials der organischen Bodensubstanz möglicherweise am Podsolierungsprozeß beteiligt.

Um die mikrobielle Verwertung verschiedener Huminstoff-Fractionen eines Podsols zu untersuchen, wurden heterotrophe Bakterien und Pilze aus Anreicherungskulturen isoliert. 97 mikrobielle Isolate wuchsen mit Fulvosäuren, Huminsäuren oder der wasserlöslichen organischen Substanz als einziger Kohlenstoff-Quelle sowohl auf festen als auch in flüssigen Nährmedien.

Quantitative und qualitative Verwertungstests deuten darauf hin, daß im Aeh-Horizont bestimmte Mikroorganismen in der Lage sind, unlösliche Huminstoffanteile zu lösen und daß im Bh-Horizont gelöste organische Substanz mikrobiell immobilisiert werden kann.

Es ist daher denkbar, daß Mikroorganismen den Transport der organischen Substanz vom Aeh- in den Bh-Horizont eines Podsols erleichtern.

II. Einleitung

Podsole sind verbreitete Böden der kalt- bis gemäßigt-humiden Klimazonen. Trotzdem besteht über Teilprozesse in der stofflichen Dynamik dieser Böden bisher keine Klarheit. Unklarheiten bestehen hinsichtlich der Mobilisation der organischen Substanz im Eluvialhorizont und hinsichtlich der Immobilisierung im Illuvialhorizont. Die bekannten Podsolisierungstheorien reduzieren den Verlagerungsprozeß der organischen Substanz und metallorganischer Komplexe auf eine rein chemische Veränderung der Löslichkeit.

Über die Funktion der Bodenmikroorganismen im Podsol ist wenig bekannt, obwohl eine Reihe von Autoren auf die mögliche Bedeutung mikrobieller Prozesse in Podsolen hingewiesen haben (Mathur, 1969; Persson et al., 1980; McKeague et al., 1983).

Es wurde bisher nicht nachgewiesen, daß Mikroorganismen am Podsolierungsprozeß beteiligt sind. Um dies zu überprüfen, wurden folgende Fragen untersucht:

1. Ist eine Anreicherung und Isolierung von Podsol-Mikroorganismen möglich, die verschiedene Huminstoff-Fractionen als einzige Kohlenstoff-Quelle nutzen?
2. Wird die Löslichkeit von Huminstoffen durch mikrobielle Umsetzungsprozesse beeinflusst?
3. Können Mikroorganismen gelöste organische Substanz des Podsols immobilisieren?

III. Methoden

Für die Untersuchungen wurde ein Podsol im "Segeberger Forst" in der Vorgeest Schleswig-Holsteins ausgewählt. Beyer et al. (1992) wiesen an diesem Standort eine starke Verlagerung von organischer Substanz sowie von Eisen und Aluminium nach.

Die organische Substanz des Bodens wurde mit 0,5 N Natronlauge extrahiert und durch Ansäuerung auf pH 2,0 in Huminsäuren und Fulvosäuren fraktioniert. Wasserlösliche organische Substanz (WOS) wurde mit destilliertem Wasser extrahiert. Alle organischen Extrakte wurden sterilfiltriert (0,2 µm-Celluloseacetat-Filter, Schleicher & Schüll).

Keimzahlen wurden mit Hilfe der "plate-spread"-Technik auf Nährmedien aus "Soil-Solution-Equivalent"-Salzlösung und Huminsäuren, Fulvosäuren oder WOS als einziger Kohlenstoffquelle (1%) bei pH 5,5 ausgezählt.

Zur Anreicherung heterotropher Mikroorganismen wurden Schüttelkulturen, kontinuierliche Kulturen und Bodensäulen verwendet.

Die Verwertung von Huminsäuren, Fulvosäuren und WOS durch die Isolate wurde in statischer (Pilze) oder geschüttelter (Bakterien) Flüssigkultur untersucht. Der gelöste Anteil an Huminsäuren bzw. die Fulvosäure- und WOS-Restgehalte in der Kulturflüssigkeit wurden nach 30-tägiger Inkubationszeit im Sterilfiltrat (0,2 µm-Celluloseacetat-Filter, Schleicher & Schüll) in einem TOC-Analyser (Shimadzu, TOC 5000) gemessen.

IV. Ergebnisse

Der Podsol wies einen hohen TOC-Gehalt von über 12% im Aeh-Horizont bei einem weiten C/N-Verhältnis auf. Im Bh-Horizont betrug der organische Kohlenstoffgehalt noch 6% mit einem günstigeren C/N-Verhältnis (Tab. 1).

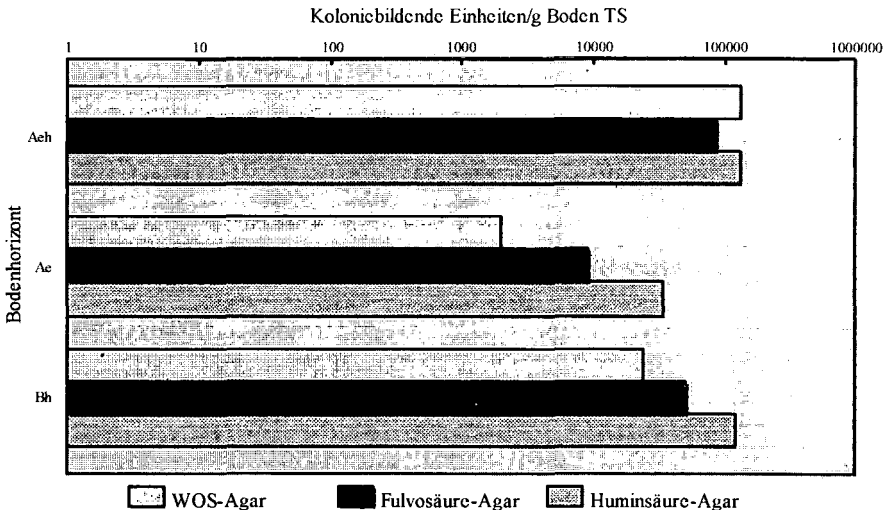
Tabella 1: Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt im Podsol (TS = Trockensubstanz)

Horizont	Gesamtkohlenstoff [g/kg TS]	Gesamtstickstoff [g/kg TS]	C/N-Verhältnis	pH (CaCl ₂)
Aeh	127,0	2,9	44	2,5
Ae	10,2	0,26	39	3,0
Bh	59,8	2,5	24	3,0

Der größte Teil (>90%) der organischen Substanz war bei saurem pH-Wert unlöslich. Der gelöste Anteil nahm im Bh-Horizont leicht zu.

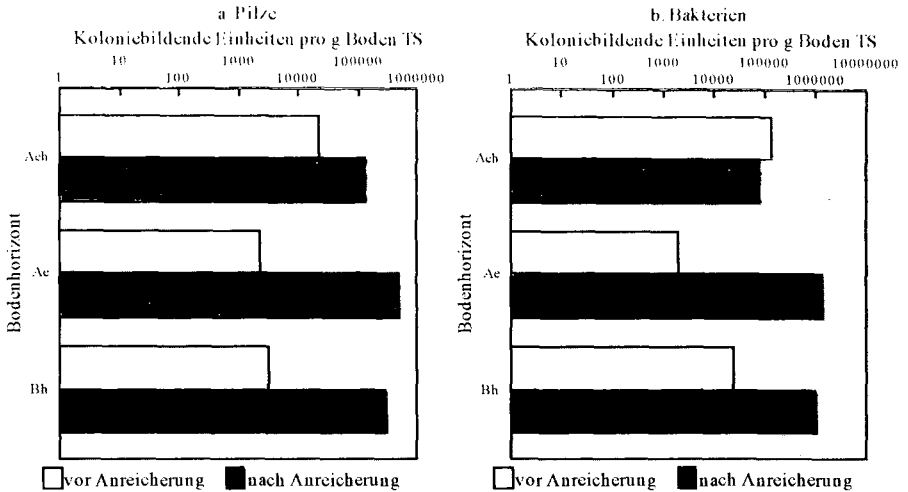
Keimzahlen auf Huminsäure-, Fulvosäure- und WOS-Nährmedien wiesen ähnliche horizontspezifische Häufigkeiten sowohl für Bakterien als auch für Pilze auf. Die höchsten Keimzahlen wurden im Aeh-Horizont gemessen, wiesen aber im Bh-Horizont nur unwesentlich niedrigere Werte auf (Abb. 1).

Abbildung 1: Bakterienkeimzahlen in oberen Mineralhorizonten des Podsols



Durch die tägliche Zufuhr geringer Mengen WOS zu einer Bodensäure vermehrte sich die Zahl der kultivierbaren Pilze als auch der Bakterien im Ae- und Bh-Horizont. Im Aeh-Horizont erfolgte durch diese Behandlung kein Wachstum heterotropher Mikroorganismen (Abb. 2).

Abbildung 2: Bakterien- und Pilzkeimzahlen vor und nach Bodensäulenanreicherung



44 mikrobielle Isolate wurden im WOS-Verwertungstest berücksichtigt. Im Bh-Horizont waren deutlich mehr WOS-verwertende Bakterien und Pilze unter den Isolaten (Tab. 2). Innerhalb von 30 Tagen Inkubation wurden bis zu 50% der WOS verwertet.

Tabelle 2: Anzahl der WOS-verwertenden Bakterien- und Pilzisolaten

Horizont	Bakterienisolaten		Pilzisolaten	
	Anzahl getesteter Isolate	Anzahl der WOS-Verwerter*	Anzahl getesteter Isolate	Anzahl der WOS-Verwerter*
Aeh	10	0	12	4
Bh	10	7	12	10

* WOS-Verwerter: signifikante Verminderung des TOC-Gehaltes im Sterilfiltrat nach 30-tägiger Inkubation (Mann-Whitney-U-Test, zweiseitig, $p < 0,05$).

Fulvosäure-verwertende Bakterien und Pilze wurden sowohl im Aeh- als auch im Bh-Horizont gefunden (Tab. 3). Der Verwertungsgrad lag bei maximal 25% innerhalb von 30 Tagen.

Tabelle 3: Anzahl der Fulvosäure-verwertenden Bakterien- und Pilzisolaten

Horizont	Bakterienisolaten		Pilzisolaten	
	Anzahl getesteter Isolate	Anzahl der FS-Verwerter*	Anzahl getesteter Isolate	Anzahl der FS-Verwerter*
Aeh	3	2	7	7
Bh	3	1	9	5

* FS-Verwerter: signifikante Verminderung des TOC-Gehaltes im Sterilfiltrat nach 30-tägiger Inkubation (Mann-Whitney-U-Test, zweiseitig, $p < 0,05$).

Die Interpretation der Huminsäure-Verwertungstests war durch das Löslichkeitsverhalten der Huminsäuren in der Kulturflüssigkeit erschwert. Bei pH 5,5 lagen ca. 50% der Huminsäuren in gelöster, der übrige Teil in ausgefällter Form vor. Tabelle 4 zeigt, daß verschiedene Bakterienisolate den gelösten Anteil der Huminsäuren erhöhten (bis zu 10%), während verschiedene Pilzisolate den gelösten Huminsäure-Anteil reduzierten.

Tabelle 4: Anzahl der Huminsäure-verwertenden Bakterien- und Pilzisolate

Horizont	Bakterienisolate		Pilzisolate	
	Anzahl getesteter Isolate	Anzahl der HS-Verwerter*	Anzahl getesteter Isolate	Anzahl der HS-Verwerter*
Aeh	4	0-/1+	8	4-/0+
Ae	4	0-/1+	5	0-/0+
Bh	4	0-/1+	6	4-/0+

* HS-Verwerter: signifikante Verminderung (-) bzw. Erhöhung (+) des TOC-Gehaltes im Sterilfiltrat nach 30-tägiger Inkubation (Mann-Whitney-U-Test, zweiseitig, $p < 0,05$).

V. Schlußfolgerungen

In einem stark sauren Podsol ist jeder Mineralhorizont (Aeh, Ae, Bh) durch eine spezifische mikrobielle Population gekennzeichnet. Aus jedem Horizont wurden Mikroorganismen isoliert, die Huminsäuren, Fulvosäuren oder wasserlösliche organische Substanz des Bodens als Kohlenstoffquelle nutzen können.

Die Ergebnisse weisen darauf hin, daß im Aeh-Horizont bestimmte Mikroorganismen in der Lage sind, unlösliche Huminsäuren in eine lösliche Form zu überführen, während im Bh-Horizont gelöste organische Substanz in Biomasse festgelegt wird.

Mikroorganismen, die unlösliche Huminsäuren im Podsol-Aeh-Horizont zu lösen vermögen, tragen zur Auswaschung der organischen Substanz durch perkolierendes Wasser bei. Mikroorganismen, die gelöste organische Substanz im Podsol-Bh-Horizont festlegen, tragen zur Akkumulation von organischer Substanz in diesem Horizont bei.

Heterotrophe Mikroorganismen scheinen im Aeh-Horizont gut mit organischer Substanz versorgt zu werden. Die mit dem perkolierenden Wasser in den Bh-Horizont transportierte organische Substanz wird von Mikroorganismen aufgenommen und führt zur Biomassebildung.

Es ist daher denkbar, daß Mikroorganismen den Transport von organischer Substanz vom Aeh- in den Bh-Horizont in einem Podsol erleichtern. Mikroorganismen können daher im Podsolisierungsprozeß aufgrund ihres Umsetzungspotentials eine Rolle spielen.

VI. Literatur

Beyer, L., H.-P. Blume, M. Peters, U. Irmiler und B. Henß (1992): Dynamic of selected soil matter and biotic activity of a haplic podzol under pine (*Pinus sylvestris*) and spruce (*Picea abies*) Northwest Germany. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 21, 121 - 127.

Mathur, S. P. (1969): Microbial use of Podzol Bh fulvic acids. Can. J. Microbiol. 15, 677 - 680.

McKeague, J. A., F. De Coninck, D. P. Franzmeier (1983): Spodosols. Kilding, L. P., Smeck, N. E., Hau, G. F. (eds). Pedogenesis and Soil Taxonomy II, The Soil Orders. Elsevier Publishing, Amsterdam, 217 - 252.

Persson, T., Baath, E., Clarholm, M. Lundkvist, H. Söderström, B. E., Söhlenius, B. (1980): Trophic structure, biomass dynamics and carbon metabolism of soil organisms in a scots pine forest. Persson, T. (ed). Structure and function of northern coniferous forests - An ecosystem study. Ecol. Bull. 32, Stockholm, 419 - 459.

**Aminosäuregehalte von Ap- und Ah-Horizonten verschiedener Böden
und deren Huminsäuren- und Fulvosäuren-Fraktion**

von

Scheller, E.

Der chemische Aufbau der Huminstoffe und die notwendigen Grundbausteine für den Humusaufbau sind noch nicht ganz schlüssig geklärt. Ging man noch vor 15 Jahren von einer phenolischen Grundstruktur der Huminstoffe aus (Ziechmann 1980), so weisen neuere Untersuchungen darauf hin, daß aliphatische Strukturen einen größeren Umfang einnehmen als vermutet. ¹³C-NMR-Spektren von Huminstoffen weisen auf einen Anteil von 30 - 60% aromatischen Strukturen hin (Schulten 1995). Untersuchungen sowohl zur Humifizierung von Waldbodenstreü als auch von landwirtschaftlichem pflanzlichem Material zeigen, daß während der Rotte und Humifizierung Ligninstrukturen abnehmen und aliphatische Strukturen zunehmen (Hempfling et al 1987, Almendros et al 1987). Es werden zwei verschiedene Möglichkeiten der Humifizierung diskutiert: Die Autoxidation von Phenolen und die Maillard-Reaktion (Ziechmann und Müller-Wegener 1990). Für eine Beteiligung der Maillard-Reaktion spricht der hohe Aminosäuren-N-Anteil, der in Oberböden nach saurer Hydrolyse gefunden wird. Aus Literaturauswertungen geben Aldag und Kickuth (1973) Anteile von 25 - 50% Aminosäuren-N, 5 - 12% Aminozucker-N und 20 - 25% Ammonium-N am Gesamtstickstoff der Böden an, wobei die Ammoniumfraktion ebenfalls noch einen Teil Aminosäurenstickstoff enthält (z. B. von Asparagin + Glutamin). Somit kann der Aminosäuren-N-Anteil über 50% betragen und stellt den überwiegenden Anteil am Bodenstickstoff. Im Verhältnis dazu fehlen in der allgemeinen landwirtschaftlichen und bodenkundlichen Literatur weitgehend Angaben über die Mengen einzelner Aminosäuren, über deren typische Verteilung im Humus und in Humusfraktionen von Böden Mitteleuropas und ihre Bedeutung für den Humifizierungsprozeß. Angeregt zu den nachfolgenden Untersuchungen wurde ich durch Gespräche mit dem Landwirt W. Maier, Weissenbronn, der eine größere Bedeutung der Aminosäuren für den Humusaufbau vermutete.

Material und Methoden

Bodenproben aus dem Ap von vorwiegend sandigen Ackerböden aus Spessart, Rhön, Mittelfranken Mecklenburg-Vorpommern, einem langjährigen Düngungsvergleichsversuch in Darmstadt, Obstanlagen aus Südtirol, Wiesen- und Buchenwaldböden der Rhön, Buchenwald auf Kalkverwitterung vom Monte Cuoco, Umbrien und aus dem subtropischen Urwald von Bolivien auf Schwemmlandböden des Rio San Juan (Entnahmetiefe 0 - 10, oder 0 - 20 cm) wurden auf ihre Aminosäuregehalte im sauren Aufschluß untersucht. 2 g bei 40°C getrockneter und auf 2 mm gesiebter Boden wurde mit 6 n HCl 24 Std bei 110°C aufgeschlossen, mit NaOH auf pH 2,2 - 3 eingestellt und auf 200 ml aufgefüllt, analog der VDLUFA-Verbandsmethode für Aminosäuren in Futtermitteln (VDLUFA 1988). Im Unterschied dazu wurde kein Citratpuffer zugefügt. Das durch 0,2 µm gefilterte Hydrolysat wurde in einem HP LC 1090 Aminoquant Aminosäurenanalysator mit OPA/FMOC-Vorsäulenderivatisierung und Fluoreszenzdetektor direkt gemessen. Cys-MPA konnte mit dem Fluoreszenzdetektor nicht erfaßt werden. Tryptophan wird im sauren Aufschluß zerstört. Die Nt-Bestimmung erfolgte nach Kjeldahl. Die Aminosäuren Histidin und Tyrosin wurden zu der Fraktion "essentielle Aminosäuren" dazugerechnet.

Huminstoffe wurden aus einem NaOH/Pyrophosphatextrakt der Böden durch Ansäuern mit HCl ausgefällt, abzentrifugiert und wie oben beschrieben hydrolysiert.

Ergebnisse und Diskussion

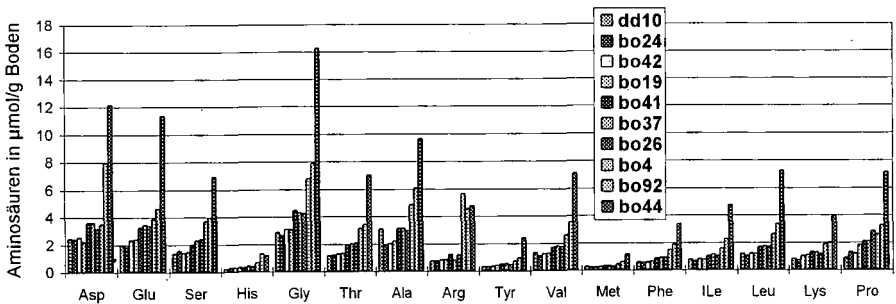
In den Jahren 1995 und 96 wurden mehr als 120 Bodenproben auf ihre Aminosäuregehalte untersucht. Von einigen Bodenproben wurden die Huminstoff- und Fulvosäurefraktionen gewonnen und ebenfalls aufgeschlossen. Tab. 1 gibt einige Kenndaten der Bodenproben wieder.

Tab. 1: Analytische Kenndaten einer Auswahl von Bodenproben

Probenbez.	pH	Nt (%)	C/N	Sand	Schluff	Ton
dd10	7,3	0,072	12,3	87	8	5
bo26		0,137		78	17	5
bo24	5,0	0,066	13,1	78	17	5
bo41	6,2	0,125	10,4	54	38	8
bo19	6,3	0,091	9,9	31	56	13
bo37	5,5	0,122	14,2	58	31	11
bo42	5,7	0,083	9,6	79	14	7
bo4	4,5	0,231	11,2	4	58	38
bo92		0,244				
bo44	7,0	0,418	9,8	31	59	10

Es wurden vorwiegend Sandböden untersucht, da mit zunehmendem Tongehalt der Aminosäuren-N-Anteil im Hydrolysat zurückgeht. Neben den typischen proteinogenen Aminosäuren wurden zusätzlich Peaks zu den Retentionszeiten von β -Alanin und 3-Methylhistidin und ferner Glucosamin gefunden. Der Aminosäuren-N-Anteil der quantifizierten Aminosäuren am Gesamtstickstoff variiert von 40,6 - 48,3%. Der Anteil der essentiellen Aminosäuren (incl. His + Tyr) beträgt 31 - 33% (Tab. 2): Abb. 1 gibt die Aminosäuregehalte von 10 verschiedenen Böden wieder. Die Gehalte der einzelnen Aminosäuren steigen mit dem Gesamtstickstoffgehalt an (Abb. 1).

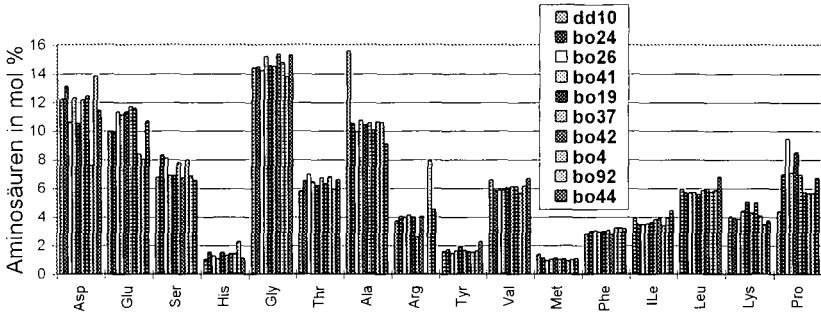
Abb. 1: Die Aminosäuregehalte im Hydrolysat von Oberböden aus verschiedenen Regionen und unterschiedlicher Nutzung ($\mu\text{mol/g}$ Boden)



Bezieht man die Gehalte der einzelnen Aminosäuren auf ein Gramm Bodenstickstoff, dann unterscheiden sich die Gehalte in den verschiedenen Böden nur noch wenig. Da die Amino-N-Menge im Aufschluß von 40,6 - 48,3% variierte, hat eine prozentuale Zusammensetzung der Aminosäuren für die Darstellung den Vorteil, daß die Unterschiede aus der Hydrolyse wegfallen. Wie Abb. 2 zeigt,

gibt es bei der Aminosäurezusammensetzung zwischen den verschiedenen Böden bei den nicht-essentiellen Aminosäuren Unterschiede. Dagegen sind die prozentualen Gehalte von Gly, Thr, Tyr, Val, Met, Phe, Ile und Leu annähernd gleich, bis auf je einen Ausreißer auch bei His und Ala.

Abb. 2: Die prozentuale Verteilung von Aminosäuren im Hydrolysat von Oberböden aus verschiedenen Regionen und mit unterschiedlicher Nutzung (mol %)



Tab. 2: Anteil des Aminosäuren-N am Gesamtstickstoff, Anteil der essentiellen Aminosäuren (incl. Tyr+His) und Anteil der Aminosäuren in Humusfraktionen an den Gesamtaminosäuren im Hydrolysat von Bodenproben aus verschiedenen Regionen und mit unterschiedlicher Nutzung

Probenbez.	C/N	As-N/Nt %	ess. As %	Hus/Ges-As %	Fus/Ges-As %
dd10	12,3	44,8	33,0	10,4	8,3
bo26		38,0	31,4	21,8	17,8
bo24	13,1	48,3	31,2	17,1	17,5
bo41	10,4	41,9	31,0	16,5	10,0
bo19	9,9	40,7	33,1	13,2	13,2
bo37	14,2	41,3	32,6	22,9	17,5
bo42	9,6	43,3	32,9	17,1	17,1
bo4	11,2	40,6	32,4	25,1	10,5
bo92		47,2	31,5		
bo44	9,8	44,7	34,8		

Die Aminosäurezusammensetzung der Huminsäure- und Fulvosäurefraktion

Auch die Huminsäure- und Fulvosäure-Fractionen zeigte je eine annähernd konstante prozentuale Verteilung der Aminosäuren in den untersuchten Böden (Abb. 3 + 4, Tab. 2). Während die Huminsäurefraktion einen Anteil der essentiellen Aminosäuren von 31 - 35% aufweist, sind es in der Fulvosäurenfraktion nur 20 - 22%.

Schlussfolgerungen

Da sowohl sehr unterschiedliche Böden als auch deren Huminsäure- und Fulvosäure-Fraktion eine spezifische Aminosäurenverteilung aufweisen, deutet das darauf hin, daß für den Aufbau von Humus bzw. seiner Fraktionen eine entsprechende Komposition der Aminosäuren im Ausgangsmaterial notwendig zu sein scheint. Für den Humusaufbau würde dann für die Aminosäurezufuhr ein Minimumgesetz gelten. Die Bedeutung der Aminosäurezufuhr für die Humusbildung würde außerdem erklären, warum der Stallmist mit 60 - 70% Aminosäuren-N am Gesamtstickstoff eine

vorwiegend humusaufbauende Wirkung hat. Nach Rauhe (1989) werden 50 - 55% des Stallmist-N in den Humus eingebaut.

Abb. 3: Die prozentuale Verteilung von Aminosäuren nach saurer Hydrolyse in der Huminsäure-Fraktion von Böden aus verschiedenen Regionen und unterschiedlicher Nutzung

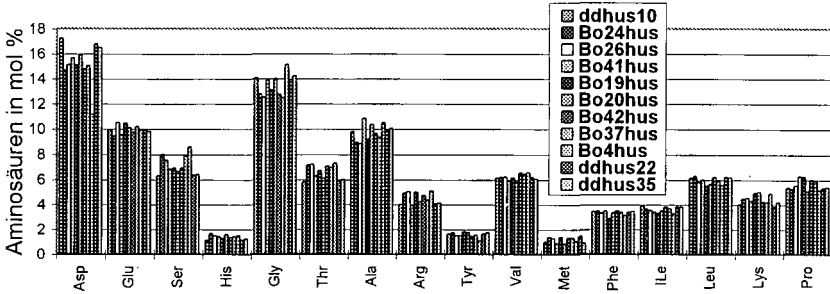
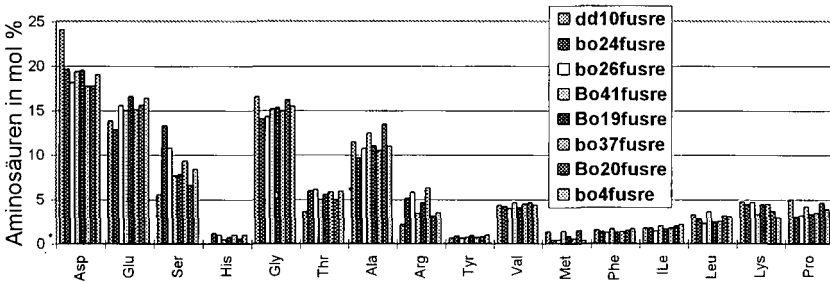


Abb. 4: Die prozentuale Verteilung von Aminosäuren nach saurer Hydrolyse in der Fulvosäure-Fraktion von Böden aus verschiedenen Regionen und unterschiedlicher Nutzung



Frau B. Gies sei herzlich für die Durchführung der chemischen Analysen und für ihre Mithilfe bei der Datenverarbeitung gedankt. Das Forschungsvorhaben ist ein Gemeinschaftsprojekt der Kwalis Qualitätsforschung Fulda GmbH und der Gesellschaft für goethenistische Forschung e.V., Dipperz. Es wurde von A. Langen (GaW Köln), R.+M. Sorns, Stuttgart, R. Steiner Fond, Nürnberg und der Eden-Stiftung, Bad Soden, finanziell unterstützt.

Literatur

Aldag, R. und Kickuth, R. (1973): Stickstoffverbindungen in Böden und ihre Beziehung zur Humusdynamik. Z. Pflanzenern. Bodenk. 136, H3, 193 - 198
 Almendros, G., Fründ, R., Gonzales-Vila, F.J., Lüdemann, H.D. und Martin, F. (1987): NMR and ESR investigation of humification processes in defined vegetable starting materials. Z. Pflanzenern. Bodenk. 150, 201 - 207
 Hempfling, R., Ziegler, F., Zech, W. und Schulten, H.R. (1987): Litter decomposition and humification in acidic forest soils studied by chemical degradation, IR and NMR spectroscopy and pyrolysis field ionization mass spectrometry. Z. Pflanzenern. Bodenk. 150, 179 - 186
 Rauhe, K. (1989): Ergebnisse und Erfahrungen aus langjährigen Feldversuchen mit organischer Düngung sowie ¹⁵N-Anwendung. VDLUFA-Kongreßband 30, 509 - 516
 Schulten, H. R. (1995): Three-dimensional models for humic acids and soil organic matter. Naturwissenschaften 82, 487 - 498
 VDLUFA Methodenbuch Bd 3 (1988): Die chemische Untersuchung von Futtermitteln. Kap. 4.11.1
 Ziechmann, W. (1980): Huminstoffe. 21 ff, Weinheim
 Ziechmann, W. und Müller-Wegener U. (1990): Bodenchemie. 35 - 50, Mannheim

Einfluß von CO₂ und Stickstoff auf den mikrobiellen Abbau von Methan und Ethylen

von

Rigler, E. und S. Zechmeister-Boltenstern*

Einleitung

Böden sind die bedeutendste biologische Senke für atmosphärisches Methan, da gewisse Bodenmikroorganismen (Methanotrophe Bakterien) es als ihre einzige Kohlenstoff- und Energiequelle nützen und zu Kohlendioxid oxidieren. Mit ihrem unspezifischen Methanmonoxygenasesystem können sie auch andere Verbindungen, wie Ethylen und Ammoniak, mitverwerten. Ethylen, das von Pflanzen und Mikroorganismen produziert wird, wirkt indirekt als Treibhausgas, da es in der Atmosphäre mit Methan um die für den Abbau beider Verbindungen notwendigen OH-Radikale konkurriert.

Diese Untersuchung beschäftigt sich mit dem mikrobiellen Abbau von Ethylen und Methan in einem Auwaldboden und dem Einfluß von Nitrat- und Ammoniumstickstoff und CO₂ auf diesen Prozeß.

Material und Methoden

In Laborversuchen wurden Bodenproben aus einem Auwald bei Marchegg (NÖ) auf eine Wasserspannung von 30 kPa eingestellt. Nach der Zugabe verschiedener Konzentrationen von CO₂, KNO₃ oder (NH₄)₂SO₄ wurden die Proben in luftdicht verschlossenen Erlenmeyerkolben bei 25 °C inkubiert. Die Ausgangskonzentration an zugesetztem Ethylen betrug 20 µl l⁻¹, Methan war in seiner natürlichen Konzentration von 1,8 µl l⁻¹ vorhanden. Nach 0, 24 und 96 Stunden wurden die Veränderungen der Gaskonzentrationen mittels eines Gaschromatographen mit Flammenionisationsdetektor gemessen. Für jede Art der Zugabe und Konzentration wurden vier Parallelproben angesetzt.

Um einen möglichen pH-Effekt zu beurteilen, wurde der pH-Wert der Proben mit der höchsten Konzentration an Zugaben gemessen. Dafür wurden die Proben 24 Stunden inkubiert, mit einer 0,01 M CaCl₂-Lösung versetzt und nach zwei Stunden mittels pH-Meter gemessen.

*Inst. f. Forstökologie, FBVA-Waldforschungszentrum, Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1130 Wien

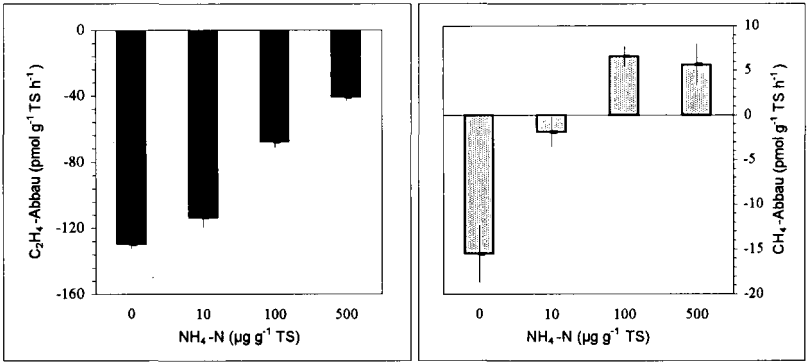


Abb. 1: Ethylen- und Methanabbau nach Zugabe verschiedener Ammoniumkonzentrationen

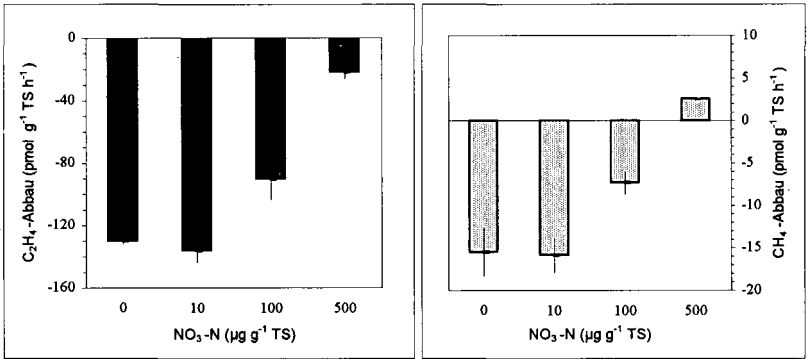


Abb. 2: Ethylen- und Methanabbau nach Zugabe verschiedener Nitratkonzentrationen

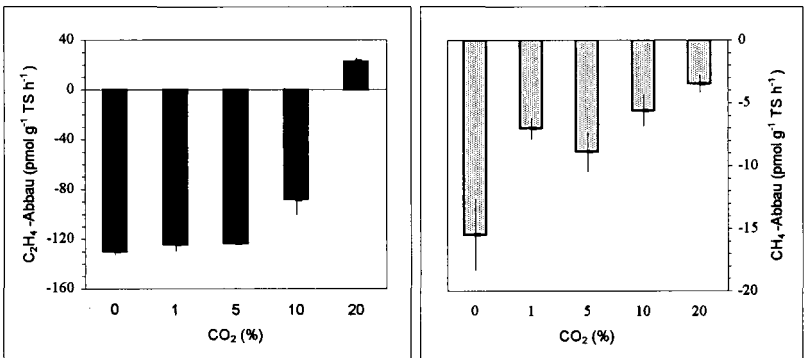


Abb. 3: Ethylen- und Methanabbau nach Zugabe verschiedener CO_2 -Konzentrationen

Ergebnisse

Bei jeder Art der Zugaben wurde der Abbau von Methan und Ethylen stark gehemmt. Die höchsten Konzentrationen an zugesetztem Nitrat, Ammonium und CO_2 führten sogar zur Bildung von Methan oder Ethylen.

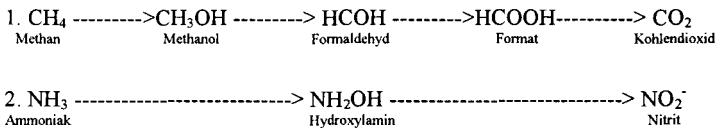
Sehr geringe Konzentrationen an Nitrat ($10 \mu\text{g g}^{-1}$ TS) oder CO_2 (1-5 %) hatten keine Auswirkung auf den mikrobiellen Abbau (Abb. 1-3).

Die pH-Messungen zeigten keine Änderungen des pH-Wertes nach der Zugabe von Ammonium und Nitrat. Die Anreicherung mit CO_2 führte zu einer Senkung des pH-Wertes um 2/10 pH-Einheiten.

Diskussion

Ethylen wird im Boden durch Hefepilze, Pilze sowie Bakterien der Art *Mycobacterium sp.* abgebaut. Letztere verwenden Ethylen als Kohlenstoff- und Energiequelle. Der genaue Abbaupfad ist noch nicht gänzlich erforscht, führt aber vermutlich über Ethylenoxid zu CO_2 .

Methan wird im Boden durch methanotrophe Bakterien zu Kohlendioxid und Ammonium durch nitrifizierende Bakterien zu Nitrit oxidiert:



Die Methanmonooxygenase, die den Abbauschritt von Methan zu Methanol katalysiert, ist ein sehr unspezifisches Enzymsystem. Sie kann daher auch andere Verbindungen, wie z.B. Ethylen, cometabolisieren.

Es gibt zahlreiche Gründe, warum **Ammonium** den Methanabbau hemmt.

Sowohl die methanotrophen als auch die nitrifizierenden Bakterien leben von ähnlichen Substraten. Die Begründung dafür liegt in ihrem ähnlichen Enzymsystem - die Methan- und Ammoniakoxxygenase (MMO und AMO) Ammoniak kann daher als kompetitiver Hemmstoff der MMO wirken.

Weiters haben einige Zwischenprodukte der Ammoniumoxidation eine hemmende Wirkung auf Enzyme der Methanoxidation. *O'Neill und Wilkinson* (1977) fanden einen hemmenden Effekt von Nitrit auf die Formatdehydrogenase - ein sehr wichtiges Enzym, da es die für die Oxidation von Methan zu Methanol notwendigen Reduktionsäquivalente produziert. *Schnell und King* (1994) berichteten von einem hemmenden Effekt von Nitrit und Hydroxylamin auf die MMO.

Zwischenprodukte der Methanoxidation, Formaldehyd und Formiat, beschleunigen hingegen die Oxidation von Ammonium, vermutlich wieder durch die Produktion von Reduktionsäquivalenten (NADH_2) für die Wirkung der AMO. Dadurch kommt es zu einer noch schnelleren Produktion von Verbindungen, die den Methanabbau hemmen.

Durch die Cometabolisierung von Ethylen durch die MMO könnten alle oben genannten Mechanismen auch eine hemmende Wirkung auf den Ethylenabbau haben.

Der abnehmende Methan- und Ethylenabbau nach der Zugabe von Nitrat kann auch als Salzeffekt erklärt werden. Dasselbe gilt für Ammonium. *Adamson und King* (1993) fanden eine ähnliche Wirkung von KCl und NaCl auf die Methanoxidation verglichen mit KNO_3 . NH_4Cl führte zu einer stärkeren Hemmung als $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Die Reduktion von Nitrat zu Nitrit unter leicht reduzierenden Bedingungen und die toxische Wirkung von Nitrit wäre eine andere Erklärung.

Nitrat hemmt als alternativer Elektronenakzeptor die Bildung von Ethylen (*Frankenberger und Arshad*, 1995). Über die genaue Wirkungsweise von Nitrat auf den Ethylenabbau gibt es jedoch noch keine Informationen.

Sowohl Methan als auch Ethylen werden durch Mikroorganismen zu Kohlendioxid oxidiert. In unserem Experiment wurde die Luft teilweise durch CO_2 ersetzt. Dies führte zu einem Anstieg der CO_2 -Konzentration und einer Abnahme des Sauerstoffs. Beides resultierte in einem reduzierten Ethylen- und Methanabbau. Die berechneten K-Werte für die Reaktion von Methan und Sauerstoff zu Kohlendioxid stiegen mit der Zugabe von 1 zu 35 % CO_2 von $10^{2,41}$ auf $10^{4,35}$.

Da der pH-Wert nach der Zugabe von 35 % CO_2 um 2/10 pH-Einheiten sank, könnte es auch einen pH-Effekt geben, der die Aktivität der Bodenmikroorganismen beeinflusst.

Zusammenfassung

Der Methan- und Ethylenabbau wurde durch die Zugabe von Nitrat, Ammonium und Kohlendioxid gehemmt. Das bedeutet, daß forstwirtschaftliche Praktiken, die hohe Mengen an Stickstoffdünger verwenden, einen fördernden Einfluß auf den Treibhauseffekt haben. Auch Bewirtschaftungsmaßnahmen, die zu einer erhöhten Atmung der Bodenmikroorganismen führen, können eine negative Auswirkung auf den Abbau von Ethylen und Methan haben, da sie die CO_2 -Konzentration in der Bodenluft erhöhen.

Literatur

- Bedard C. and Knowles R.** 1989. Physiology, biochemistry and specific inhibitors of CH_4 , NH_4^+ , and CO oxidation by methanotrophs and nitrifiers. *Microbiology Reviews* **53**, 68-84.
- King G.M. and Schnell S.** 1994. Effect of increasing atmospheric methane concentration on ammonium inhibition of soil methane consumption. *Nature* **370**, 282-284.
- Schnell S. and King G.M.** 1994. Mechanistic analysis of ammonium inhibition of atmospheric methane consumption in forest soils. *Applied and Environmental Microbiology* **60**, 3514-3521.
- Stuedler P.A. et al.** 1989. Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature* **341**, 314-315.

Ethylen- und Methanmetabolismus in Abhängigkeit von Nutzungsart, Bodentextur und Wasserspannung

von

Nikodim, L. und S. Zechmeister-Boltenstern*

Einleitung

Ethylen ist ein **Phytohormon**, das in niedrigen Konzentrationen zahlreiche wichtige Vorgänge in der Pflanze (z. B. Blühen und Fruchtreifung) steuert (Frankenberger und Arshad, 1995). In Konzentrationen über 1 ppm kann Ethylen die Entwicklung der Pflanze stark beeinträchtigen (Goodlass und Smith, 1979).

Durch die Aktivität zahlreicher Pilze und Bakterien wird Ethylen im Boden angereichert. Gleichzeitig kann Ethylen unter günstigen Bedingungen auch mikrobiell abgebaut werden.

Eine auf Berichten von Nohrstedt (1983, 1984) basierende Methode, bei der durch Zugabe von geringen Acetylenmengen der mikrobielle Ethylenabbau ausgeschaltet wird, ermöglicht auch in aeroben Böden die Messung der gesamten Ethylenproduktion (Bruttobildung) (Zechmeister-Boltenstern und Smith, 1995). Unter Anwendung dieser Methode konnten Erkenntnisse darüber gewonnen werden, wie sich im Boden das Gleichgewicht zwischen Ethylenbildung und -abbau in Abhängigkeit von Wassergehalt und Sauerstoffverfügbarkeit verschiebt.

Da in anaeroben Böden häufig Methan und Ethylen gemeinsam auftreten, wurden in dieser Studie auch mögliche Zusammenhänge zwischen dem Ethylen- und dem Methanmetabolismus untersucht.

Material und Methoden

Für die Bestimmung des Ethylen- bzw. Methanmetabolismus wurden aus der pannonischen sowie der alpinen Region Österreichs jeweils 8 verschiedene Böden herangezogen. Im pannonischen Bereich wurden sandige Böden aus der Umgebung von Sierndorf und lehmige Böden aus der Umgebung von

* Inst. f. Forstökologie, FBVA-Waldforschungszentrum, Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1131 Wien

Hohenau ausgewählt (16° 55' östliche Länge und 48° 30' bis 48° 40' nördliche Breite). Dabei wurde auf Sand wie auf Lehm jeweils eine **Acker-**, eine **Laubwald-**, eine **Nadelwald-**, sowie eine **Wiesenfläche** untersucht. Im alpinen Bereich wurden auf den Almen vom Teufelstein (15° 45' ö. L. und 47° 25' n. B.) und vom Scheuchegg (14° 45' ö. L. und 47° 35' n. B.) jeweils die Nutzungsflächen **Waldweide**, **Schlagfläche**, **langjährige Weide** und **Kleeweide** beprobt.

Ethylenbildung und -abbau wurden bei pF 3 (Wasserspannung=1 bar), pF 2,5 (Wasserspannung=300 mbar), pF 1,5 (Wasserspannung=30 mbar) sowie unter wassergesättigten, anaeroben Verhältnissen (Wasserspannung=0) untersucht.

Die Messung des Ethylenabbaus erfolgte bei einer Ethylenausgangskonzentration von 20 ppm. Die Bruttoethylenbildung wurde nach Zugabe von 1000 ppm Acetylen gemessen.

Die Messung der Ethylenkonzentrationen erfolgte gaschromatographisch mit einem Flammenionisationsdetektor (FID) zum Zeitpunkt 0 und nach 24 h. Zwischen den Messungen wurden alle Böden bei 25 °C im Dunkeln inkubiert. Alle Messungen wurden an 4 Parallelproben durchgeführt. Im gleichen Versuchsansatz wurden auch die Methankonzentrationen gaschromatographisch mit dem FID erfaßt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchungen zeigten, daß Wassergehalt und Sauerstoffverfügbarkeit einen maßgeblichen Einfluß auf das Verhältnis zwischen Ethylenbildung- und Ethylenabbau im Boden haben.

Die Ethylenbildung erreichte ihr Maximum unter anaeroben Bedingungen. Vermutlich starben aerobe Mikroorganismen unter den anaeroben Verhältnissen ab und trugen dazu bei, daß sich Substrat für die Bildung von Ethylen anreicherte. Bei pF 1,5 waren die Bruttobildungsraten bei einem Großteil der Böden schon signifikant höher als bei pF 2,5 und pF 3. Zwischen pF 3 und pF 2,5 waren die Unterschiede nicht signifikant.

Der Ethylenabbau erreichte sein Maximum bei pF 2,5, d. h. im Bereich der Feldkapazität. Unter anaeroben Bedingungen sanken die Abbauraten auf ein Minimum bzw. auf Null ab. Das Maximum der Abbauwerte bei der mittleren Feuchtigkeitsstufe kann durch das bei diesem pF-Wert herrschende Gleichgewicht zwischen optimaler Sauerstoff- und Wasserversorgung erklärt werden.

Insgesamt überwog unter aeroben Bedingungen der Ethylenabbau gegenüber der Ethylenbildung. Unter anaeroben Bedingungen nahm die Ethylenbildung überhand. Unter anaeroben Bedingungen traten im Boden Ethylenkonzentrationen auf, die für die Vegetation schädlich sein könnten.

Die Ethylenbildungsraten der alpinen Böden waren unter anaeroben Bedingungen bis um den Faktor 100 höher als die der pannonischen Böden. Bei den pannonischen Standorten besaßen die Lehmböden unter anaeroben Bedingungen ein 3 bis 30fach höheres Ethylenbildungspotential als die

Sandböden. Die Abhängigkeit der Ethylenbildung vom Tongehalt des Bodens war hoch signifikant. Die Ethylenbildungsraten korrelierten auch mit dem Humus- und Gesamtstickstoffgehalt sowie dem Gehalt an reduzierenden Zuckern im Boden. Bei den alpinen Standorten war die Ethylenbildung in den Waldweideböden signifikant höher als in den Böden der offenen Flächen. Es war eine absteigende Tendenz von der Waldweide über die Schlagfläche hin zur langjährigen Weide erkennbar. Dieser Abstieg ging mit einem Anstieg des pH-Werts einher. Die Ethylenbildungsraten korrelierten weiters mit dem Gehalt an reduzierenden Zuckern.

Im pannonischen Bereich war der Ethylenabbau - wie die gesamte mikrobielle Aktivität in Laubwaldböden am höchsten. Ackerböden konnten kaum Ethylen abbauen. Die Ethylenabbauraten korrelierten mit den Humus- und Gesamtstickstoffgehalten. Im alpinen Bereich wiesen die Böden der Schlagflächen ein höheres Ethylenabbaupotential auf als die Böden der langjährigen Weiden.

Eine meßbare **Methanbildung** trat in den untersuchten Böden nur unter anaeroben Bedingungen auf. Auch das Methanbildungspotential war bei den alpinen Böden höher als bei den pannonischen Böden (0-4 gegenüber 3-19 pMol . g⁻¹ TS . h⁻¹). Bei allen Böden wurden positive Korrelationen zwischen Ethylen- und Methanbildung gefunden. Bei den Almböden konnte bei pF 2,5 auch eine signifikante Korrelation zwischen Ethylen- und **Methanabbau** festgestellt werden.

Aus unserer Studie kann geschlossen werden, daß die untersuchten Böden unter normalen Witterungsverhältnissen als Nettosenke für atmosphärisches Ethylen und Methan wirken, wobei die alpinen Böden besonders aktiv sind. Unter extremer Vernässung kann es jedoch in den Böden mit hohem Tongehalt und in den alpinen Waldweideböden zur Anreicherung von pflanzenwirksamen Mengen von Ethylen und zu einer Nettobildung von Methan kommen.

Literatur

Frankenberger W. T. and Arshad M. (1995) *Phytohormones in soil: microbial production and function*. Marcel Dekker, New York.

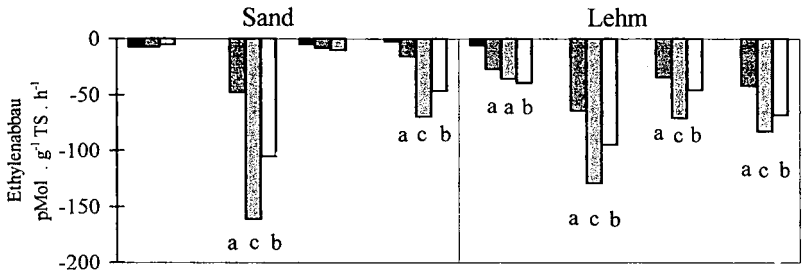
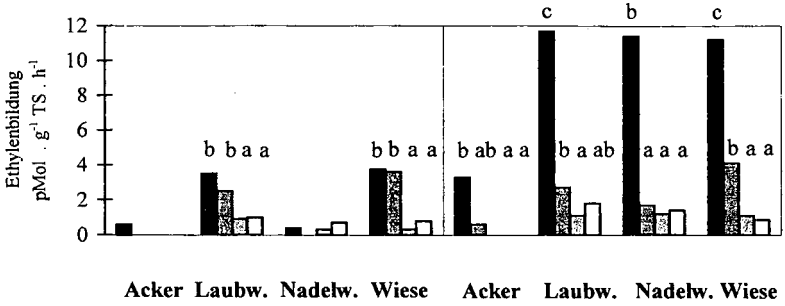
Goodlass G. and Smith K. A. (1979) Effects of ethylene on root extension and nodulation of pea (*Pisum sativum* L.) and white clover (*Trifolium repens* L.). *Plant and Soil* **51**, 22-31.

Nohrstedt H. Ö. (1983) Natural formation of ethylene in forest soils and methods to correct results given by the acetylene reduction assay. *Soil Biology & Biochemistry* **15**, 281-286.

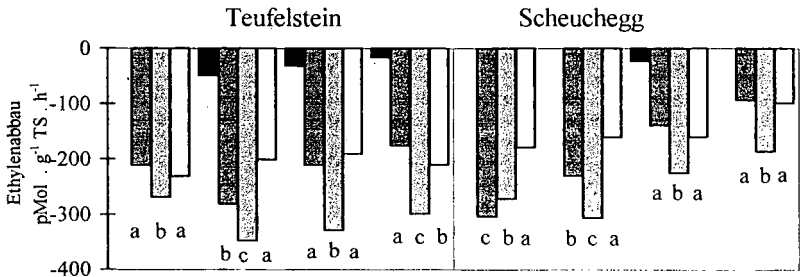
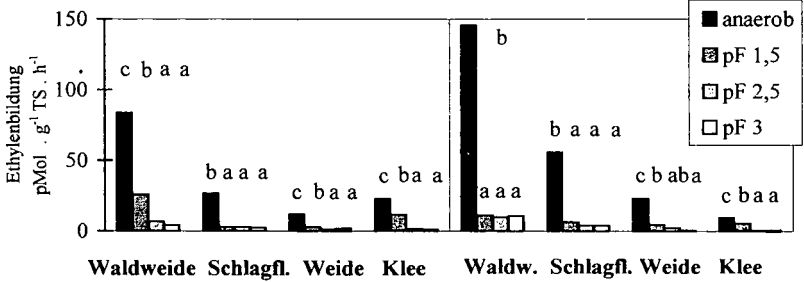
Nohrstedt H. Ö. (1984) Carbon monoxide as an inhibitor of N₂ase activity (C₂H₂) in control measurements of endogenous formation of ethylene by forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* **16**, 19-22.

Zechmeister-Boltenstern S. and Smith K. A. (1995) Ethylenbildung und Abbau in verschiedenen Böden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **76**, 529-532.

Pannonische Böden



Alpine Böden



Die mit den gleichen Buchstaben versehenen Werte unterscheiden sich nicht signifikant voneinander bezüglich der Ethylenbildung bzw. des Ethylenabbaus bei verschiedenen pF-Werten (Tukey b Test)

Einzelkompostierung - Bedeutung des Umsetzens für Abbaugeschwindigkeit und Kompostqualität

von

Illmer, P. und F. Schinner*

Einleitung

Eine dezentrale Einzelkompostierung hat gegenüber zentralen Großanlagen den Vorteil, daß die Abfälle am Ort ihres Entstehens wiederverwertet und somit die Nährstoffkreisläufe kleinräumig geschlossen werden. Dadurch entfallen Sammlung und Aufbereitung der organischen Abfälle, der Vertrieb des fertigen Kompostes und die dafür notwendigen Infrastrukturen und Kosten. Die daraus entstehenden ökonomischen Vorteile und das gesteigerte Umweltbewußtsein der Bevölkerung sind für den seit geraumer Zeit beobachteten Trend zum Einzelkomposter verantwortlich.

Mit der vorliegenden Untersuchung sollte festgestellt werden, ob Art und Häufigkeit des Umsetzens oder der Einsatz einer Rührschnecke die Abbaugeschwindigkeit und/oder die Kompostqualität beeinflusst.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden mit Kompostbehältern aus recyceltem Kunststoff mit einem Nennvolumen von 700 Liter durchgeführt. Alle Komposter waren mit Edelstahlsiebplatten und zum Teil mit Edelstahlrührwerken ausgestattet. Die drei Untersuchungsvarianten **I) statische Komposter** ohne Umsetzung **II) umgesetzte Komposter** mit händischer Durchmischung alle 6 Wochen und **III) gerührte Komposter** mit wöchentlicher Durchmischung mit der Rührschnecke (Abbildung 1) wurden in jeweils zwei Parallelen angesetzt.

Die Komposter wurden alle drei Wochen mit Abfällen des Gemüse- und Blumenhandels und mit Grasschnitt befüllt. Zusätzlich wurde Strukturmaterial in Form von Holzhäcksel zugegeben. Insgesamt wurden ca. 20m³ Grünabfälle und 1m³ Holzhäcksel zugegeben.

Im Verlauf eines Jahres wurden alle sechs Wochen Kompostmischproben entnommen. Die Probennahme und die Untersuchungsmethoden wurden entsprechend der ÖNORM S 2023 durchgeführt.

*) Inst. f. Mikrobiologie (N.F.)

Technikerstr. 25; A-6020 Innsbruck

Tel.: +512/507 6012; Fax +512/507/2929; E-mail: Paul.Illmer@uibk.ac.at

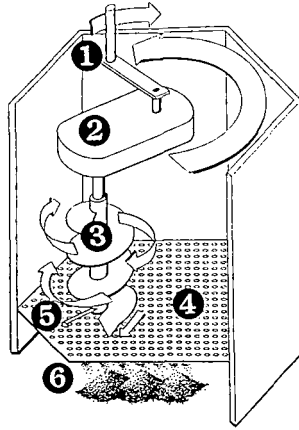


Abbildung 1: Gerührte Komposter mit Edelstahlsiebplatte und Rührschnecke. (Firma: Juwel H. Wüster GesmbH; Typ: Rototherm) 1 Handkurbel; 2 Kurbeltrieb; 3 Schneckenrührwerk; 4 Siebboden; 5 Rührwerksflügel; 6 untere Kammer

Ergebnisse und Diskussion

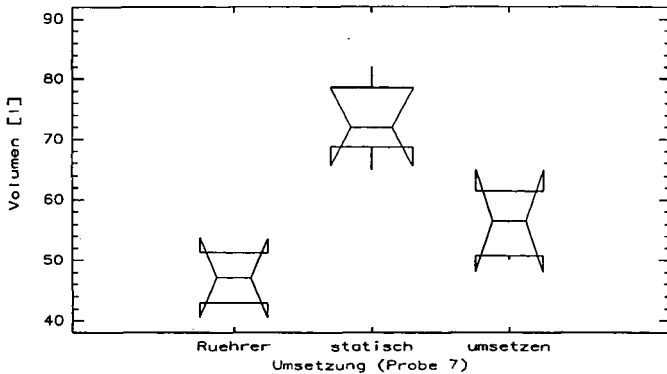


Abbildung 2: Restmengen in den Kompostbehältern in Abhängigkeit von der Art des Umsetzens

Vergleicht man (ohne die verschiedenen Varianten zu beachten) die am Ende des Untersuchungszeitraumes noch vorhandenen mit den im Lauf des Jahres eingebrachten Volumina, so beein-

druckt die deutliche Reduktion von 21m^3 auf durchschnittlich 0.85m^3 , was einer Verminderung auf ca 1/25-tel des Ausgangsvolumens entspricht.

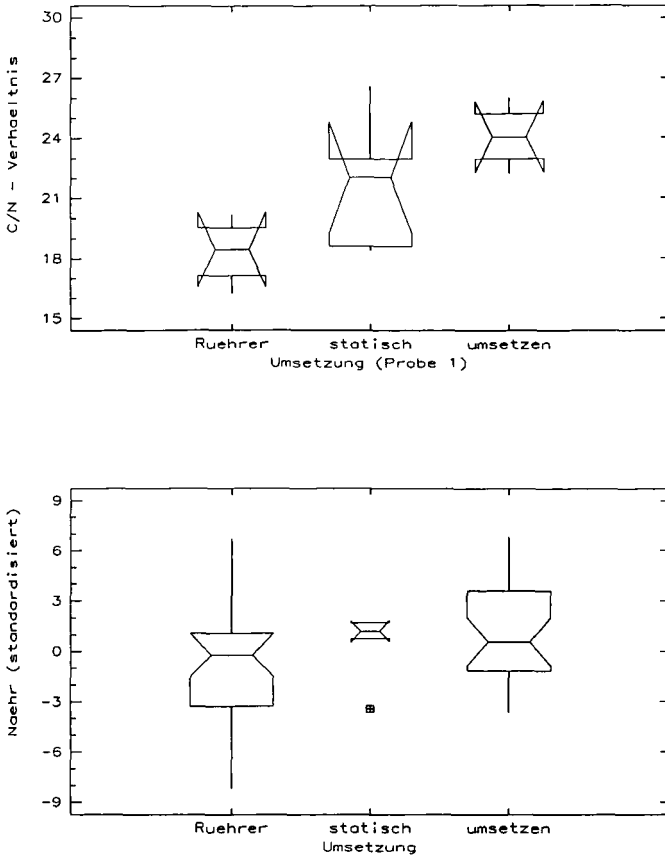


Abbildung 3 und 4: C/N-Verhältnisse (oben) und standardisierte Nährstoffkonzentrationen (unten) in den Kompostproben in Abhängigkeit von der Art der Umsetzung

Nach der einjährigen Kompostierung zeigte sich ein hochsignifikanter Unterschied ($p < 0.001$) zwischen den einzelnen Behandlungsvariationen (Abbildung 2). Die händische Durchmischung und mehr noch die Rührschnecke führten zu einer gesteigerten Umsatzgeschwindigkeit.

Das Verhältnis von C zu N wird häufig dazu herangezogen, den Reifegrad eines Kompostes zu beurteilen und soll bei reifen Komposten Werte zwischen 15 und 25 aufweisen. Die Vorstellung von einer ständigen Abnahme des C/N-Verhältnisses stammt allerdings aus der Erfahrung von

Großanlagen beziehungsweise einmalig angesetzten Komposthaufen. Bei kontinuierlichem Betrieb und einer ständigen Zugabe von neuem Material (mit hohem C/N-Verhältnis) wird dieser Effekt zumindest abgeschwächt, wenn nicht aufgehoben.

Dementsprechend wurde auch nur bei der ersten Probennahme (nur hier herrschten annähernd Batch-Bedingungen) signifikant niedrigere C/N-Verhältnisse für die gerührten Varianten festgestellt (Abbildung 3), was wiederum die These des schnelleren Abbaus organischer Abfälle in den gerührten Kompostern stützt.

Aus den Konzentrationen von pflanzenverfügbaren Nährionen (Ca, Mg, K, P) und den Gesamtgehalten an N und C wurde die Hilfsvariabel "*Nähr*" ermittelt. "*Nähr*" errechnet sich aus dem Mittelwert aller standardisierten $[(x_i - x_m)/s]$ Nährstoffkonzentrationen und ermöglicht deren gemeinsame Interpretation. Alle einzelnen Nährstoffe folgen dem in der Abbildung 4 dargestellten Schema, wenn auch die Unterschiede wegen der Multivariabilität von "*Nähr*" auf einem niedrigeren Signifikanzniveau ($p < 0.05$) bestehen als bei einzeln untersuchten Variablen (z.B. Einfluß der Rührschnecke auf den P-Gehalt: $p < 0.001$).

Ein niedriger Wert von "*Nähr*" weist auf eine stärkere Immobilisierung von Nährionen und einen stärkeren Abbau des Ausgangsmaterials hin. Eine bei unreifen Komposten häufig auftretende zu hohe Mobilität von Nährstoffen, die zur Auswaschung ins Grundwasser und zur Schädigung von Pflanzen führt, konnte verhindert werden. Die Immobilisierung von Nährstoffen ist hingegen erwünscht. Die auf diese Weise geschaffenen Nährstoffpools bewirken nach einer Applikation des Komposts eine längerfristige Melioration nährstoffarmer Böden.

Die signifikant niedrigere Nährstoffverfügbarkeit in den gerührten Behältern weist daher einmal mehr auf eine verbesserte Kompostierung mit günstigeren Eigenschaften des Endproduktes hin.

Zusammenfassung

Die Abbaugeschwindigkeit während der Rotte und die Qualität des Endproduktes wurden durch die Art der Umsetzung signifikant beeinflusst.

Der Abbau erfolgte in den gerührten Varianten schneller, vollständiger und hinsichtlich der Belästigung durch Geruch und Fliegen unter günstigeren Bedingungen. Allein die effektivere Volumensreduktion in diesen Varianten (Abbildung 2) stellt einen erheblichen Vorteil dar, da die "Beseitigung" des Abfalls eines der wesentlichen Ziele der Einzelkompostierung ist.

Ein Rührwerk kann daher sowohl bezüglich der Umsatzgeschwindigkeit als auch bezüglich der Qualität des Kompostes empfohlen werden.

Danksagung

Das Forschungsprojekt wurde von der Firma **Juwel H. Wüster GmbH** unterstützt.

Bodenökologische
Aspekte

Soil Protozoan Diversity: The State of Art (Kurzfassung)

von

Foissner, W.*

Soil protozoa have been neglected by both, ecologists and taxonomists. For a long time the view prevailed that protozoan diversity is low in soil and most species are common forms also found in freshwater and activated sludge. It was only during the past 20 years that Bonnet's and Foissner's group provided convincing evidences for a large number of autochthonous testate amoebae and ciliate species in terrestrial biotopes (moss, litter, soil proper). Many have environmental-related morphological and/or physiological adaptations, e.g. the mycophagous ciliates, which are r-selected and evolved a very complicated feeding tube to penetrate fungal hyphae and conidia.

To date, about 400 species of ciliates, 260 of flagellates, 200 of testate amoebae, and 60 of naked amoebae have been reported to occur in terrestrial biotopes. As concerns ciliates, I have 200 further (new) species in my unpublished notes. Thus, about 600 soil ciliates are known, 400 of which are very likely restricted to that biotope. Certainly, this is only a small proportion of the species actually inhabiting soil because, on average, I found one new species in each soil sample I investigated during the past five years. I thus estimate that there are at least 4000 species of soil ciliates, which would equal the number presently known from freshwater. Possibly, this is a conservative estimation considering that more than 90 % of the soils worldwide never have been explored systematically for ciliates and other protozoa. To mention only one example: in 12 soils samples from the Etosha Pan in Namibia (Africa), I found 153 ciliate species, 53 of them were new to science. Detailed studies may show that the same applies to other groups of protozoa too. Unfortunately, the chance that we ever can explore this nice diversity is minimal because taxonomists are decreasing in number and expertise and biotopes are devastated worldwide.

Key literature

Bonnet, L. (1964) Le peuplement thécamoebien des sols. *Revue Écol. Biol. Sol.* 1: 123-408.

Foissner, W. (1987) Soil protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators, and guide to the literature. *Progress in Protistology* 2: 69 - 212.

*Universität Salzburg, Institut für Zoologie, Hellbrunnerstr. 34, A-5020 Salzburg Austria

Die ökologischen Nischen saprophager Bodentierarten

von

Belotti, E.*

Einleitung

Über die exakte Definition und den richtigen Gebrauch des Konzepts der ökologischen Nische bestehen bis heute, Jahrzehnte nach seiner Einführung, unterschiedliche Auffassungen (Leibold 1995). Im folgenden wird versucht, das Konzept so zu fassen, daß es Verbreitung und Koexistenz von Arten erklären helfen kann. Deswegen wird hier die Definition von Hutchinson (1957) zugrundegelegt, wonach die ökologische Nische von Arten als n-dimensionaler Überraum aufzufassen ist, in dem die Dimensionen die Ansprüche repräsentieren. Es wird eine komplette und verbindliche Liste der Dimensionen der Nischen saprophager Bodentierarten vorgeschlagen.

Die Dimensionen der ökologischen Nischen saprophager Bodentierarten

Unter den Dimensionen der ökologischen Nische werden hier alle Faktoren verstanden, die für die Verbreitung einer Art von Bedeutung sind. Für die Arten einer funktionellen Gruppe, wie sie die saprophagen Bodentierarten darstellen, sind generell dieselben Faktoren wichtig, ihre Nischen haben also dieselben Dimensionen. Diese sind in Abb. 1 zusammengestellt.

Es werden vier Gruppen von Dimensionen unterschieden: 1. Ressourcen, 2. Requisiten, 3. begrenzende Faktoren und 4. Katastrophen.

Ressourcen sind Umweltkomponenten, die durch die Organismen verbraucht werden, also Nahrung, Sauerstoff und Wasser. Sie müssen immer wieder zugeführt werden, wenn die Arten am Standort auf Dauer überleben sollen.

Im Gegensatz dazu werden Requisiten wie der Porenraum durch den Gebrauch nicht erschöpft.

Der Verbreitung von Arten und ihrer Populationsstärke an einem gegebenen Standort werden durch die Umwelteigenschaften pH-Wert und Temperatur sowie durch Organismen wie Räuber und Parasiten Grenzen gesetzt. Die Beziehungen zwischen den Arten wie Konkurrenz oder Förderung

durch Schaffung von Porenraum sind keine Nischendimensionen. Sie wirken aber auf die Nischendimensionen ein, indem sie die Verfügbarkeit von Ressourcen und Requisiten verändern.

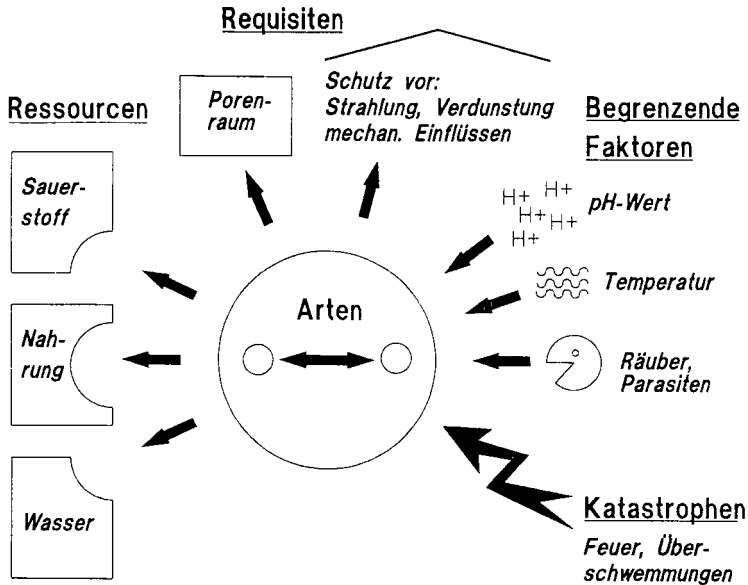


Abb. 1: Dimensionen der Nischen saprophager Bodentierarten

Katastrophen sind tiefgreifende und plötzliche Änderungen der Umweltbedingungen, deren Auftreten zeitlich nicht exakt vorhersagbar ist. Sie vernichten, wie etwa Brände, große Teile der Ressource Nahrung oder unterbinden, wie Überschwemmungen, längere Zeit die Nachlieferung von Sauerstoff. Meist werden die Populationen auch durch direkte Einwirkung der Katastrophe stark dezimiert. Dies soll hier aber nicht als Definitionsmerkmal für Katastrophen gelten. Bestimmte Arten haben ihre Lebensstrategie auf solche gleichgewichtsverhindernden Ereignisse abgestimmt. Sie ermöglichen ihnen das Vorkommen zusammen mit überlegenen Konkurrenten. Natürlich treten Katastrophen nicht an jedem Standort auf, zur vollständigen Beschreibung der Umweltbeziehungen einer Art gehört aber unabdingbar, wie gut sie an Katastrophen angepaßt ist.

Die Nahrung saprophager Bodentierarten

Die Ressource Nahrung ist im Unterschied zu den beiden anderen Ressourcen sehr komplex. Mit der Nahrung decken die Saprophagen ihren Bedarf an Energie, Makro- und Mikroelementen, essentiellen organischen Verbindungen und z.T. auch an Wasser. Am Beispiel der Oribatiden soll die Problematik des Nahrungsbegriffs etwas beleuchtet werden.

Die Einteilung der Oribatiden in Makrophytophage, Mikrophytophage und Panphytophage hat sich weitgehend durchgesetzt. Sie erfolgte anhand von Nahrungswahl, Bau der Cheliceren, Darminhalt und Enzymausstattung (Schuster 1956, Luxton 1972). Verschiedene Einstufungskriterien führen nicht immer zum gleichen Ergebnis. So verfügt eine Reihe von Arten, etwa *Platynothrus peltifer* und *Xenyllus tegeocranus*, die aufgrund von Fütterungsversuchen als Panphytophage eingestuft werden, nicht über die Enzyme zum Aufschluß der pilzlichen Stoffe Chitin und Trehalose (Luxton 1972, Siepel & DeRuiter-Dijkman 1993). Da die Pflanzenreste auch für die Makrophytophagen von Mikroorganismen besiedelt und mehr oder weniger stark vorzersetzt sein müssen, kommt es in der Natur auch bei dieser Gruppe wohl zwangsläufig zur gemeinsamen Aufnahme von Pflanzenresten und Mikroorganismen. Zumindest für einige Arten scheint dies für die Versorgung mit Spurenelementen von großer Bedeutung zu sein. Die Abgrenzung der saprophagen Arten ist schwierig. Bei strengem Gebrauch des Wortes wären auch die Mikrophytophagen, die tote Mikroorganismen fressen, unter diesem Begriff zu fassen. Hier sollen aber nur die makrophytophagen und die panphytophagen Arten als saprophag gelten.

Koexistenz von Oribatiden-Arten in Wäldern

In Humusaufgaben von Wäldern kommen häufig mehrere makrophytophage Arten (*Steganacarus*- und *Phthiracarus*-Arten) und panphytophage Arten (*Platynothrus peltifer*, *Nothrus silvestris*, *Archipteria coleoptrata*, *Camisia*-Arten) gemeinsam in hohen Abundanzen vor. Da sie alle Pflanzenreste als Nahrung nutzen, sind sie potentielle Konkurrenten. Zwar wird von allen Oribatiden-Arten zusammen (inklusive Mikrophytophage) nur etwa 1 % der jährlich mit der Streu angelieferten Energie konsumiert (Luxton 1981), da aber Auswaschung, Mineralisierung und Konkurrenz durch andere saprophage Tiere die Nahrungsbasis stark einengen und der Grad der Spezialisierung gering zu sein scheint, ist Konkurrenz um Nahrung zwischen Oribatiden nicht a priori auszuschließen.

Eine scharfe räumliche Trennung durch unterschiedliche Tiefenverteilung dieser Arten findet nicht statt. Es gibt Standorte, an denen *Steganacarus magnus* und *Platynothrus peltifer* das ganze Jahr über ihren Aufenthaltsschwerpunkt in derselben Tiefe haben (Usher 1975). In der überwiegenden Zahl der Fälle ist der Schwerpunkt des Aufenthalts verschiedener Arten aus dieser Gruppe zwar etwas unterschiedlich, es kommt aber zu starken Überlappungen der Aufenthaltsbereiche (Berthet 1963, Pande & Berthet 1975, Anderson 1978, Siepel 1990). Dies gilt auch, wenn durch künstliche Erhöhung der Populationsdichten die Konkurrenzsituation verschärft wurde (Anderson 1978). Es kommt dann zwar zu einer Verlagerung der Schwerpunkte, aber nicht zu einer strengen Separation der besiedelten Tiefenbereiche.

Auch jahreszeitliche Separation des Zugriffs auf die Ressource Nahrung ist bei koexistierenden Oribatiden-Arten gering bis gar nicht ausgeprägt (Anderson 1975, Luxton 1981, 1991).

Zur Koexistenz können nach Basset (1995) Unterschiede in der Körpergröße beitragen, die unterschiedlich effiziente Ressourcenausbeutung bedingen. Die in einer Tiefenstufe gemeinsam vorkommenden dominanten Oribatiden, die potentielle Konkurrenten um die Nahrungsressource „Pflanzenreste“ sind, wiesen Verhältnisse ihrer Körperfrischgewichte zwischen 1 und 55 auf (Makrophytophage und Panphytophage, Adulte und Nymphen, Daten aus Luxton 1972, 1981, 1991). Der von Basset (1995) als Mindestdistanz abgeleitete Faktor 2,52 wird in der oberen Tiefenstufe bei 4 der 15 möglichen Paarbildungen, in der unteren Stufe bei 10 der 28 möglichen Paarbildungen zwischen den Arten unterschritten. Die Überlegungen Bassets gelten allerdings unter der - hier nicht gegebenen - Voraussetzung, daß die Ansprüche der Arten in dieser Dimension identisch sind (keine Ausweichressourcen). Am ehesten kann komplette Übereinstimmung der Nahrungsansprüche für die beiden Makrophytophgen *Steganacarus magnus* und *S. spinosus* angenommen werden. Diese unterschieden sich im Körpergewicht um den Faktor 19.

Literatur

- Anderson, J.M. (1975). Succession, diversity and trophic relationships of some soil animals in decomposing leaf litter. *J. Anim. Ecol.* 44, 475-495.
- Anderson, J.M. (1978). Competition between two unrelated species of soil Cryptostigmata (Acari) in experimental microcosms. *J. Anim. Ecol.* 47, 787-803.
- Basset, A. (1995). Body size-related coexistence: An approach through allometric constraints on home-range use. *Ecology* 76, 1027-1035.
- Berthet, P. (1963). Mésure de la consommation d'oxygène des oribatides de la litière des forêts. In: J. Doekson, J. van der Drift (eds.): *Soil Organisms*. North-Holland Publishing Co. Amsterdam, 18-31.
- Hutchinson, G.E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22, 415-427.
- Leibold, M.A. (1995). The niche concept revisited: Mechanistic models and community context. *Ecology* 76, 1371-1382.
- Luxton, M. (1972). Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. I. Nutritional biology *Pedobiologia* 12, 434-463.
- Luxton, M. (1981). Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. VII. Energy budgets. *Pedobiologia* 22, 77-111.
- Luxton, M. (1991). Seasonal and spatial variation in food intake by the oribatid mites of beech woodland soil. In: R. Schuster, P.W. Murphy, (eds.) *The Acari. Reproduction, development and life-history strategies*. Chapman & Hall, London etc., 459-471.
- Pande, Y. D., P. Berthet (1975) Observations on the vertical distribution of soil Oribatei in a woodland soil. *Trans. R. ent. Soc. Lond.* 127, 259-275.
- Schuster, H. (1956). Der Anteil der Oribatiden an den Zersetzungs Vorgängen im Boden. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 45, 1-33.
- Siepel, H., E.M. (1990). Niche relationships between two panphytophagous soil mites, *Nothrus silvestris* Nicolet (Acari, Oribatida, Nothridae) und *Platynothrus peltifer* (Acari, Oribatida, Camisiidae). *Biol Fertil Soils* 9, 139-144.
- Siepel, H., E.M. De Ruiter-Dijkman (1993). Feeding guilds of oribatid mites based on their carbohydrase activities. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1491-1497.
- Usher, M.B. (1975). Seasonal and vertical distribution of a population of soil arthropods: Cryptostigmata. *Pedobiologia* 15, 364-374.

Bodenökologische Untersuchungen auf Grünlandbrachen in Baden-Württemberg

von

Broll, G.

Im Rahmen der "Bracheversuche Baden-Württemberg" werden seit 1974 die ökologischen Veränderungen nach der Stilllegung von Grünland erfaßt. In mehreren Naturräumen Baden-Württembergs, hauptsächlich auf der Schwäbischen Alb und im Hochschwarzwald, wurden Versuchsanlagen eingerichtet und in Parzellen unterteilt. Jeweils eine Parzelle ist der ungestörten Sukzession überlassen worden, auf den übrigen Flächen werden extensive Landschaftspflegemaßnahmen (Beweidung, Mulchen, Mähen, Kontrolliertes Brennen) durchgeführt (u.a. SCHIEFER 1981, SCHREIBER 1995). Innerhalb der Sukzessionsforschung liegt der Schwerpunkt in der Regel auf der Vegetation, so auch in diesem Grünlandbracheprojekt (u.a. SCHIEFER 1981, NEITZKE 1993, SCHREIBER 1993, HÜLB-METZGER 1995, SCHREIBER 1995, SCHREIBER & DIEDRICH 1995). Hinzu kamen faunistische Untersuchungen, z.B. zu Carabiden und Spinnen (HANDKE 1985). Begleitend sind in Abständen von drei Jahren bodenkundliche Standardparameter, wie z.B. die Bodenacidität, der organische Kohlenstoff, der Gesamtstickstoff und die pflanzenverfügbaren Gehalte an Phosphat und Kalium analysiert worden (SCHREIBER & SCHIEFER 1985, BROLL 1996). Ertragshebungen liegen ebenfalls vor (SCHREIBER & BROLL 1995).

Ziel der hier - in Form einer zusammenfassenden Übersicht - dargestellten Untersuchungen ist es, die sich im Laufe der sekundären Sukzession auf Grünlandbrachen ändernden bodenökologischen Prozesse zu charakterisieren. Weiterhin werden im Vergleich zur Sukzession die Auswirkungen der genannten extensiven Pflegemaßnahmen, insbesondere des Mulchens, auf die Wechselwirkungen zwischen den biotischen und abiotischen Bodenkompartmenten erfaßt. Neben der erneuten Untersuchung von Carabiden und Spinnen (SCHREIBER et al. 1994, BRAUCKMANN et al. 1995a, SCHREIBER et al. im Druck) und laufenden Arbeiten zu Isopoden und Diplopoden, lag in den letzten Jahren der Schwerpunkt der bodenzologischen Arbeiten auf den Bracheversuchsflächen bei der Lumbricidenfauna. Die Regenwurmdichte und -biomasse ist auf den Mulchparzellen in der Regel deutlich höher als auf den Sukzessionsflächen. Diese Tendenz gilt vor allem für die endogäische Arten. Die Abundanz der epigäische Lumbriciden ist an einigen Standorten auf den Sukzessionsflächen höher als auf den Mulchparzellen (BRAUCKMANN et al. 1995c, SCHREIBER et al. im Druck). Weiterhin sind die extensiv beweideten Flächen (BRAUCKMANN et al. 1995b) und

die kontrolliert gebrannten Parzellen (BRAUCKMANN et al. 1996) im Hinblick auf die Regenwürmer intensiv bearbeitet worden.

Die Veränderungen der Bodeneigenschaften und somit auch die Auswirkungen auf die Bodenorganismen sowie deren Wechselwirkungen mit den abiotischen Kompartimenten des Bodens werden auf den untersuchten Grünlandbrachen in den meisten Fällen sehr stark vom Standort selbst, z.B. vom geologischen Ausgangssubstrat bestimmt. Daher sind auch die durch Sukzession bzw. extensive Pflege hervorgerufenen Veränderungen nicht an allen Standorten gleich. Die Unterscheidung von Sukzessionstypen scheint jedoch möglich. Standorten, an denen sich die bodenchemischen Eigenschaften bislang nicht signifikant geändert haben, stehen solche gegenüber, die kontinuierliche oder nach vielen Jahren Sukzession sprunghafte Veränderungen zeigen. Die Bodenacidität als einer der wichtigsten Parameter für bodenökologische Prozesse ändert sich bei der Stilllegung von Grünland im Gegensatz zu Ackerflächen nur sehr langsam. An einigen Standorten ist nach 20 Jahren Sukzession keinerlei pH-Änderung festzustellen, an anderen ist es zu geringen pH-Absenkungen gekommen. Bodenphysikalische Eigenschaften, wie z.B. die Rohdichte oder das Porenvolumen, ändern sich ebenfalls nicht auf allen Versuchsanlagen (BROLL 1996).

Die pflanzenverfügbaren Gehalte an Phosphat und Kalium zeigen häufig eine ähnliche Entwicklung mit einer Akkumulationsphase in den ersten Brachejahren. Im späteren Verlauf nehmen die Kaliumgehalte auf den Standorten stark ab, an denen keine nennenswerte Nachlieferung aus dem Ausgangssubstrat erfolgt. Standortunabhängig kommt es beim Phosphat - wahrscheinlich durch die zunehmende Festlegung von Phosphor in organischer Form - zu Werten, die nach zwanzig Jahren Versuchsdauer zumeist der niedrigsten Gehaltsklasse zuzuordnen sind. (BROLL & SCHREIBER 1993). Nach langjähriger Sukzession ist im Hinblick auf die Tiefenfunktion von Phosphat und Kalium im A-Horizont ein stärkerer Gradient erkennbar als auf den extensiv genutzten Flächen, wo die Nährstoffe noch relativ gleichmäßig verteilt sind. Die Untersuchung der Stickstoffnachlieferung spielt innerhalb des hier vorgestellten Projektes ebenso eine wichtige Rolle. Neben Arbeiten zur potentiellen Mineralisierung (BROLL & SCHREIBER 1994) erfolgen seit 1988 jeweils im Frühjahr und Herbst Nmin-Beprobungen. Bei den Analysen konnten in den meisten Fällen die für Extensivgrünland zu erwartenden relativ geringen Werte nachgewiesen werden. Überraschenderweise wird durch das Mulchen nicht übermäßig viel Mineralstickstoff freigesetzt (BROLL 1996).

Insgesamt sind die Bedingungen für den Abbau der organischen Substanz und damit auch der Nährstoffnachlieferung auf den extensiv genutzten Parzellen besser als auf den Sukzessionsflächen mit einem hohen Anfall an schwer abbaubarer Streu und häufig niedrigeren Bodentemperaturen (BROLL 1995, KEPLIN & BROLL 1995). In einigen Untersuchungen zur mikrobiellen Aktivität (Bodenatmung, Enzymaktivitäten) und zum Celluloseabbau auf den Versuchsfeldern konnte dieses bestätigt werden (BROLL 1991, 1995, 1996). Höhere mikrobielle Aktivität und höhere Regenwurmabundanz auf den Mulchparzellen führen unter anderem auch zu einer besseren

Humusqualität und damit Pufferkapazität im Gegensatz zur "Natürlichen Sukzession", was auf einer der im Schwarzwald gelegenen Versuchsanlagen (Humusbraunerde, Granit) besonders deutlich wurde (BROLL et al. 1996). Dort kann man weiterhin einen Einfluß auf die Humusform erkennen, während auf Kalkstandorten der Schwäbischen Alb nach wie vor L-Mull zu finden ist (BROLL & BRAUCKMANN 1994). Die Untersuchungen zu den Humusformen und zu den Humusgehalten des Oberbodens zeigen, daß die im Laufe der Sukzession eintretende Akkumulation organischer Substanz sich in erster Linie auf die lebende Phytomasse und die Streu bezieht. Die vor der Stilllegung schon als Grünland genutzten Standorte wiesen in den meisten Fällen zu Beginn bereits sehr hohe Humusgehalte auf, so daß häufig die Corg-Werte des Oberbodens keine Veränderungen zeigen. A-Horizonte mit extrem hohen Humusgehalten sind allerdings inzwischen zum Teil zu finden. Die Ausbildung von Of-Lagen ist nach zwanzig Jahren nur auf wenigen Sukzessionsparzellen und auch nur stellenweise zu erkennen.

Seit einigen Jahren werden auf den Sukzessionsflächen teilweise starke Veränderungen der Vegetation im Hinblick auf die Dominanzmuster kartiert (u. a. SCHREIBER 1993, 1995; SCHREIBER & DIEDRICH 1995), die auch neue bodenökologische Fragestellungen eröffnen. Untersuchungen zur Bodenmesofauna und zur Nematodenfauna in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Pflanzenbeständen auf den Sukzessionsflächen stehen dabei zur Zeit im Mittelpunkt (HOFFMANN et al. in diesem Band, SCHMIDTFRECKER et al. in diesem Band).

Literatur

- BRAUCKMANN, H.-J., HEMKER, M., KAISER, M., SCHÖNING, O. & K.-F. SCHREIBER (1995a): Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg - Vergleich von zwei Sukzessionsflächen unterschiedlich rascher Gehölzentwicklung. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Veröffentlichungen "Projekt Angewandte Ökologie" 12: 35-45.
- BRAUCKMANN, H.-J., BROLL, G. & K.-F. SCHREIBER (1995b): Regenwurmzönosen extensiv beweideter Grünlandflächen der Schwäbischen Alb und des Südschwarzwaldes. Mitt. DBG 75: 19-22
- BRAUCKMANN, H. J., BROLL, G. & K.-F. SCHREIBER (1995c): Veränderung von Regenwurm-Zönosen im Laufe der sekundären Sukzession von Grünlandbrachen in Südwestdeutschland. Mitt. DBG 76: 573-576
- BRAUCKMANN, H. J., FAHRENDORI, K. & G. BROLL (1996): Regenwurmzönosen extensiv gepflegten Grünlandes unter dem Einfluß des Kontrollierten Brennens. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie Münster. Band 2: 317-330
- BROLL, G. (1991): Auswirkungen der Flächenstilllegung auf den Abbau organischer Substanz am Beispiel einer Grünlandbrache. Verh. GfÖ 19, III: 105-114.
- BROLL, G. (1995): Changes in soil conditions on agriculturally used areas after cease of human impact. - In: BELLAN, D., BONIN, G. & C. EMIG (Hrsg.): Functioning and dynamics of natural and perturbed ecosystems. Lavoisier, Paris. Intercept Ltd: 660-671.
- BROLL, G. (1996): Einfluß von Extensivierung und Flächenstilllegung auf bodenökologische Prozesse. Ein Beispiel zur Bedeutung der Bodenökologie für die Angewandte Landschaftsökologie. In: BROLL, G. & K.-G. BERNHARDT (Hrsg.): Aspekte der Angewandten Landschaftsökologie. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie Münster. Band 2, 331-344.

- BROLL, G. & K.-F. SCHREIBER (1993): Auswirkungen der Stilllegung von Grünlandstandorten auf die pflanzenverfügbaren Gehalte an Phosphat und Kalium. *Mitt. DBG* 72: 73-76.
- BROLL, G. & K.-F. SCHREIBER (1994): Stickstoffdynamik nach Stilllegung und extensiver Bewirtschaftung von Grünland. *Mitt. DBG* 73: 31-34.
- BROLL, G., BRAUCKMANN, H.-J. & K.-F. SCHREIBER (1996): Changes of soil ecological conditions due to long-term fallow, Bernau. Exkursionsführer ISCO 9th Conference in Bonn. Post-Conference Tour South: 100-103, 156-157
- BROLL, G. & H.-J. BRAUCKMANN (1994): Humusformen und Regenwurmfauna zweier Grünlandbrachen in Südwestdeutschland. *Mitt. DBG* 74: 49-52.
- HANDKE, K. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. *Arbeitsberichte Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster, Heft 8*, Institut für Geographie Münster.
- HOFFMANN, H., WISCHMEYER, U. & G. BROLL (1996): Untersuchungen zur Bodenmesofauna auf Grünlandbrachen in Baden-Württemberg. In diesem Band.
- HÜLB-METZGER, D. (1995): Generative Diasporenbanken in verschiedenen Pflegemaßnahmen ausgesetzten Grünlandbrachen in Baden-Württemberg. Verlag Ulrich E. Grauer, Stuttgart, 193 S.
- KEPLIN, B. & G. BROLL (1995): Effects of the management practice "mulching" on soil biological conditions of urban and grassland ecosystems. In: BELLAN, D., BONIN, G. & C. EMIG (Hrsg.): *Functioning and dynamics of natural and perturbed ecosystems*. Lavoisier, Paris, Intercept Ltd: 786-799.
- NETZKE, A. (1991): Vegetationsdynamik in Grünlandbracheökosystemen. *Arbeitsberichte Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster, Heft 13* (Textteil und Abbildungs- und Tabellentil), Institut für Geographie Münster.
- SCHMIDTFRERICK, K., BRAUCKMANN, H.-J., BROLL, G. & D. STURHAN (1996): Untersuchungen zur Nematodenfauna einer Grünlandbrache in Südwestdeutschland. In diesem Band.
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege* 22, Karlsruhe, 325 S.
- SCHREIBER, K.-F. & J. SCHIEFER (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen*. Münstersche Geographische Arbeiten, Heft 20: 111-153.
- SCHREIBER, K.-F. (1993): Standortsabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. *Phytococologia* 23: 539-560.
- SCHREIBER, K.-F. (1995): Renaturierung von Grünland - Erfahrungen aus langjährigen Untersuchungen und Managementmaßnahmen. *Ber. d. Reinh.-Tüxen Ges.* 7: 111-139.
- SCHREIBER, K.-F. & G. BROLL (1995): Extensiv-Grünland unterschiedlicher Standortsproduktivität im Rahmen landschaftspflegerischer Entwicklungsplanung. *VDLUFA-Schriftenreihe* 40: 651-654.
- SCHREIBER, K.-F. & CH. DIEDRICH (1995): Wandel von Artenzusammensetzung, Bedeckung und Struktur der Vegetation in Sukzessionsparzellen der Bracheversuche Baden-Württemberg im Laufe der Vegetationsperiode. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Veröffentlichungen "Projekt Angewandte Ökologie" 12: 19-33
- SCHREIBER, K.-F., MATTES, H., BROLL, G. & H.-J. BRAUCKMANN (1994): Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg - Sukzessionsflächen im Vergleich zu extensiv gepflegtem Grünland (I). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Veröffentlichungen "Projekt Angewandte Ökologie" 8: 125-139.
- SCHREIBER, K.-F., MATTES, H., BROLL, G. & H.-J. BRAUCKMANN (im Druck): Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg - Sukzessionsflächen im Vergleich zu extensiv gepflegtem Grünland (II). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Veröffentlichungen "Projekt Angewandte Ökologie".

Auswirkungen von Biotonnenkompost auf bodenmikrobiologische und enzymatische Parameter im biologischen Landbau

von

Schwaiger, E. und I. Wieshofer*

Einleitung

Um Umsetzungsvorgänge im Boden beurteilen zu können interessiert in erster Linie die Leistung, die Mikroorganismen in ihrer Gesamtheit erbringen (ANWARZAY et al.1990). Eine der wichtigsten Tätigkeiten der Mikroorganismen ist, die Nährstoffe aus organischen Düngern pflanzenverfügbar zu machen und wieder in den Stoffkreislauf einzufügen. Gerade im ökologischen Landbau ist dies von größter Bedeutung, da hier ausschließlich organische Düngemittel verwendet werden dürfen.

Seit 1989 wurde auf den organisch biologisch bewirtschafteten Landwirtschaftsflächen der Gemeinde Wien die Anwendung des Biotonnenkompostes hinsichtlich bodenmikrobiologische Parameter untersucht.

Material und Methoden

Der Kompost stammte aus der getrennten Sammlung biogener Abfälle der Gemeinde Wien. Die Qualität unterlag der ÖNORM S 2200 (AMLINGER 1993).

Die Ausbringung des Kompostes erfolgte alle 2 Jahre im Herbst (1989,91,93). Es wurden 2 praxisrelevante und eine Hochdüngungsvariante mit der ungedüngten Kontrolle verglichen.

BTK/80 - 80 t Biotonnenkompost.ha⁻¹

BTK/40 - 40 t Biotonnenkompost.ha⁻¹

BTK/20 - 20 t Biotonnenkompost.ha⁻¹.

Für den Jahresvergleich wurden die Frühjahrsprobenahmeterminale herangezogen, da sich dauerhafte Veränderungen der bodenmikrobiologischen Aktivität am besten vor Vegetationsbeginn erfassen lassen (KANDELER et al. 1993).

Es wurden 25-30 Einstiche pro Parzelle aus der obersten Bodenschicht (0-20 cm) entnommen, um eine ausreichende Homogenität der Proben zu gewährleisten. Anschließend wurden die Proben auf 4 mm gesiebt und bis zur Weiterverarbeitung bei -20°C gelagert. Die Analysen erfolgten nach den "Bodenbiologischen Arbeitsmethoden" von SCHINNER et al.(1993): Respiration (RES) und Substratinduzierte Respiration (SIR) im Isermayeransatz, β -Glucosidase, Urease und Protease. Bestimmung der chem. Parameter: pH Wert (in 0,01 m CaCl₂), Gesamtstickstoff (nach Kjeldahl), Gesamtkohlenstoff durch Verbrennung (1450°C) im CS Analysator, Kalziumkarbonatgehalt (nach Scheibler).

*Ludwig Boltzmann Institut für Biologischen Landbau und angewandte Ökologie, A-1110 Wien, Rinnböckstraße 15

Die statistische Verrechnung der Daten erfolgte durch die Varianzanalyse und anschließendem Mittelwertsvergleich (Scheffé-Test).

Fruchtfolge:

1989/90	Winterweizen,	1. Kompostdüngung
1990/91	Winterroggen	
1991/92	Winterroggen	2. Kompostdüngung
1993	Sojabohne	3. Kompostdüngung
1994	Sonnenblume	
1995	Hafer	
1995/96	Winterroggen	

Erste Ergebnisse dieses Versuches wurden bereits 1993 im Rahmen der Tagung der Österreichischen Gesellschaft für Bodenbiologie vorgestellt.

Ergebnisse und Diskussion

In den ersten Versuchsjahren kam es noch zu keinen großen bodenmikrobiologischen Aktivitätsunterschieden zwischen den aufgebrauchten Düngerstufen, da es sich bei Kompost um einen nachhaltigen und langsam wirkenden Dünger handelt. 1996 zeichnete sich dann eine deutliche Abstufung der bodenmikrobiologischen Parameter analog den verwendeten Düngerstufen ab: BTK/80>BTK/40>BTK/20 (Abb. 1-5).

Die teilweise Erhöhung der mikrobiellen Werte in der ungedüngten Variante während der Versuchsdauer wurde wahrscheinlich durch die biologisch organische Bewirtschaftungsweise verursacht (Umstellung 1989).

Bei der Urease konnte von 1990 auf 1996 ein durchschnittlicher Anstieg aller Varianten von 60 % festgestellt werden. Die substratinduzierte Respiration als Parameter für die aktive Biomasse und die β -Glucosidaseaktivität als Indikator für den Abbau von C-Verbindungen zeigten 1996 eine stufenförmige Erhöhung gegenüber der Nullparzelle. Auch beim pH-Wert konnte eine geringfügige Erhöhung der gedüngten Varianten zur Kontrolle beobachtet werden (Abb. 6).

Die Proteaseaktivität als Katalysator am Beginn der N-Mineralisierung zeigte eine Erhöhung über die Jahre und brachte 1996 eine signifikante Absicherung aller BTK-gedüngten Varianten. Wie auch von anderen Autoren (DUTZLER-FRANZ 1977 und KANDELER et al. 1993) festgestellt wurde, reagiert die Protease empfindlich auf die Zufuhr von organischer Substanz. Auch bei der Respiration, dem organischen Kohlenstoff und dem Gesamtstickstoff konnten signifikante Aktivitätserhöhungen (BTK80>O) beobachtet werden (Abb. 6). Der Anstieg der bodenmikrobiologischen Parameter in den kompostgedüngten Parzellen steht somit in engem Zusammenhang mit dem höheren Gehalt an C_{org} und N_{tot}.

Literatur

AMLINGER, F., 1993: Biotonne Wien. Magistratsabteilung 48, Wien.
ANWARZAY, M. O., BLUM, E. H., STRAUZ, P. und KANDELER, E., 1990: Boden-biochemische Aktivitäten in einem 80jährigen Dauerfeldversuch. Der Förderungsdienst 1/1990, 18-23.
DUTZLER-FRANZ, G., 1977: Der Einfluß einiger chemischer und physikalischer Bodenmerkmale Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 140, 329-350.
KANDELER, E., MARGESIN R., ÖHLINGER R. und SCHINNER F., 1993: Bodenmikrobiologisches Monitoring - Vorschläge für eine Bodenzustandinventur. Die Bodenkultur 44/4, 357-377.
SCHINNER F., ÖHLINGER R., KANDELER E., und MARGESIN R. (Hrsg.), 1993: Bodenbiologische Arbeitsmethoden, 2. Auflage, Springer Verlag, Berlin.

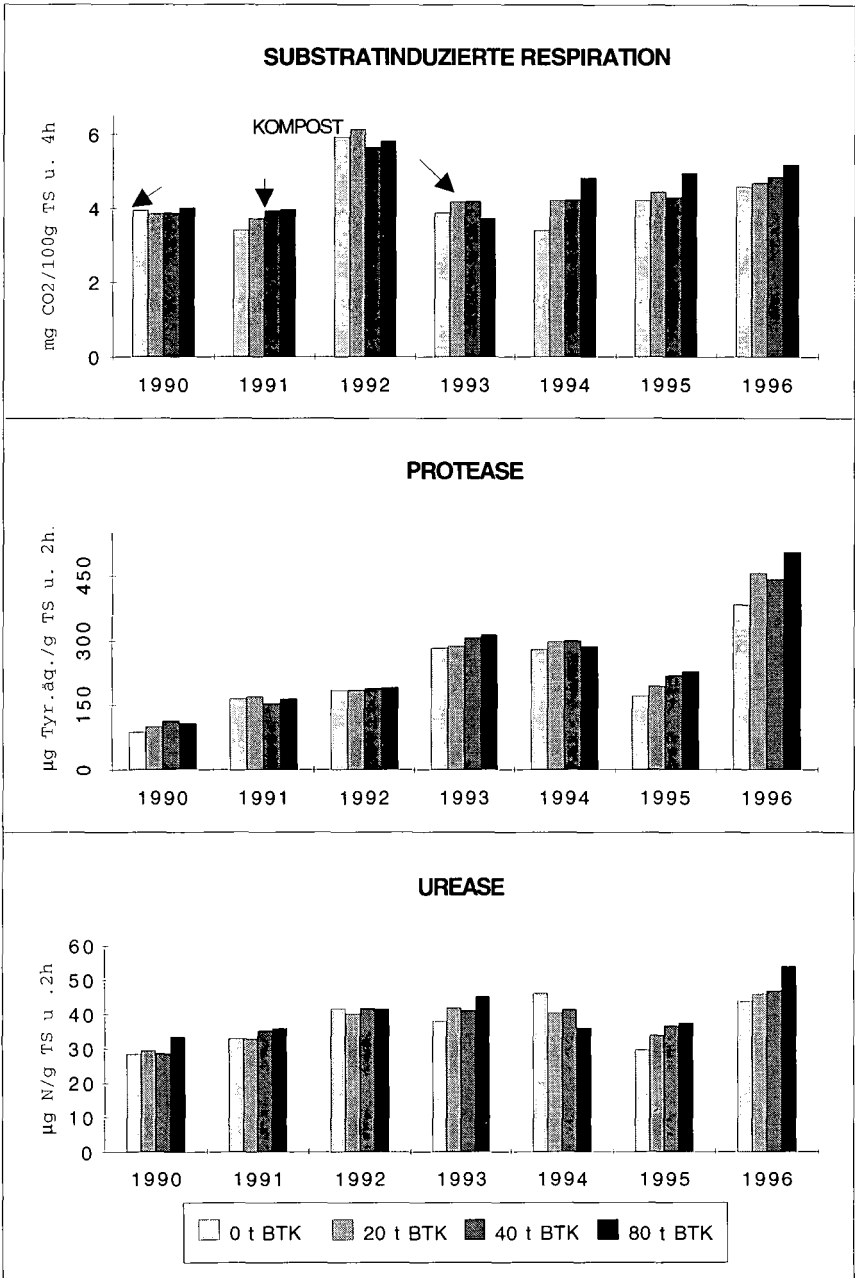


Abbildung 1-3: Verlauf der Substratinduzierten Respiration, Protease und Urease von 1990-96

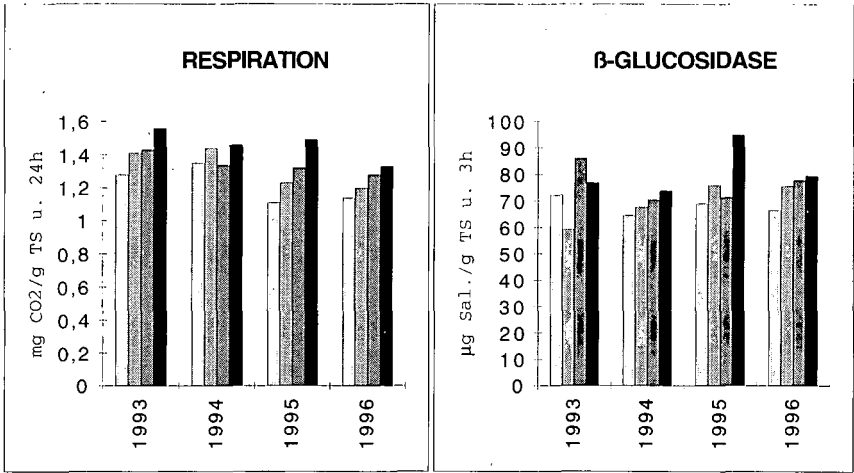


Abbildung 4 und 5: Verlauf von Respiration und β-Glucosidase (1990-96)

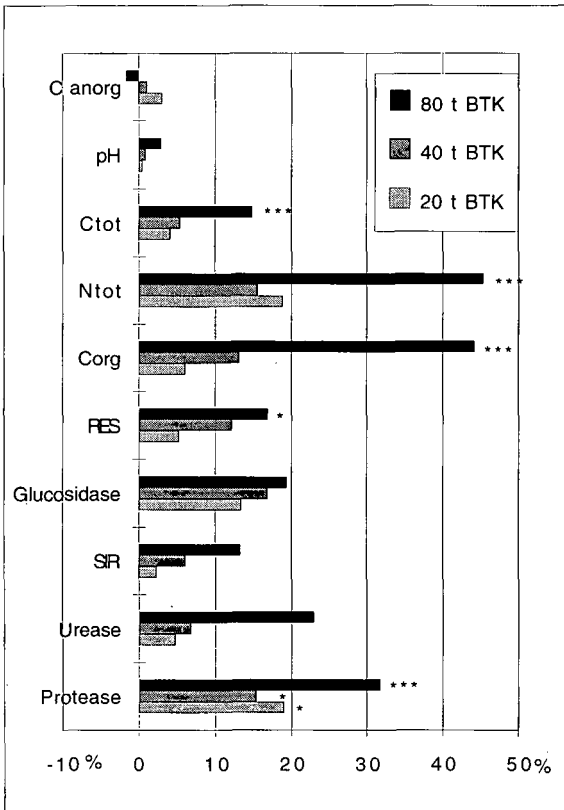


Abbildung 6: Prozentuelle Abweichung der untersuchten Parameter von der Kontrollvariante

sign. Unterschiede zur Nullparzelle:
 * p<0.05,
 *** p<0.001

Einfluß von Flächenstilllegung auf abiotische und biotische Bodenparameter

von

Klose, S. und G. Machulla*

1. Einleitung und Problemstellung:

Über ökologische Effekte von stillgelegten Flächen im mitteldeutschen Trockengebiet, die auch in den nächsten Jahren einen wichtigen Teil unserer Agrarlandschaft bilden werden, liegen bisher noch wenig Erkenntnisse vor. Ziel des bodenkundlichen Teils des Forschungsverbundprojektes REGNAL (BMBF-Förderkennzeichen: 0339419K) war deshalb, die Entwicklung ausgewählter abiotischer und biotischer Bodeneigenschaften auf Ackerbrachen mit unterschiedlichem Management unter den spezifischen klimatischen Bedingungen dieser Region zu erfassen. Folgende Projektziele standen dabei im Vordergrund der Untersuchungen:

1. Beurteilung der Entwicklung von wichtigen Bodeneigenschaften auf einem flachgründigen Ranker nach Flächenstilllegung
2. Kennzeichnung des Effektes der Stilllegungsdauer auf ausgewählte Bodenkennwerte und
3. Beurteilung der Einflüsse von differenzierten Brachemanagement (ungestörte Sukzession, Mähen, Mulchen) auf Humus- und Nährstoffgehalte sowie mikrobiologische Prozesse in Böden.

2. Material und Methoden:

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Mitteldeutschen Trockengebiet ca. 15 km nordwestlich von Halle (Sachsen-Anhalt) mit einem langjährigen Jahrestemperaturmittel von 9 °C und einem Jahresniederschlagsmittel von 480 mm. Die Untersuchungen wurden auf einem ehemaligen, seit 1991 stillgelegten Acker auf einem flachgründigen Porphyryverwitterungsboden (Norm-Ranker) der Bodenart lehmiger Sand durchgeführt. Untersucht wurden die vier Behandlungsvarianten: Ungestörte Sukzession (BU=Kontrollfläche); Mulchvariante (BM=einmaliges Mulchen im Jahr, die Biomasse verbleibt auf den Flächen); Mähvariante (BG=einmalige Mahd im Jahr, Abtransport des Mähgutes) und Schwarzbrache (BS=durch nochmaliges Umbrechen neuer Start der Sukzession im November 1992). Über einen Zeitraum von drei Jahren wurden folgende abiotische und biotische Parameter bestimmt: Bodenphysikalische Kennwerte: Bodendichte (Stechzylinder, Wägeverfahren); Porenvolumen (berechnet); Porengrößenverteilung (Druckmembranapparatur, RICHARDS); Bodenchemische Kennwerte: pH-Wert (CaCl₂-Lösung); C_t (trockene Oxidation, LADEMANN); N_t (KJELDAHL); KAK (BaCl₂-Austausch); N_{min} (KCl-Auszug); P- und K-Gehalt (DL-Extraktion); Bodenbiologische Kennwerte: Mikrobielle Biomasse (VANCE et.al. 1987); Bodenatmung (ISERMEYER, 1952; mod. nach JÄGGI, 1976); Nitrifikationsumsatz (BECK, 1972).

* Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut f. Bodenkunde u. Pflanzenernährung, Weidenplan 14, D-06108 Halle

3. Ergebnisse:

Die Spezifität des Standortes kommt v.a. darin zum Ausdruck, daß das kleinräumig stark differierende Bodenmosaik zu deutlicheren Unterschieden in den Bodeneigenschaften führte als die vier Behandlungsvarianten. Versucht man, einen Entwicklungstrend in der Zusammensetzung des Bodenvolumens abzuleiten, so deutet sich nach fünf Jahren Brache in allen Behandlungsvarianten eine Abnahme des Porenvolumens an (Abb.1).

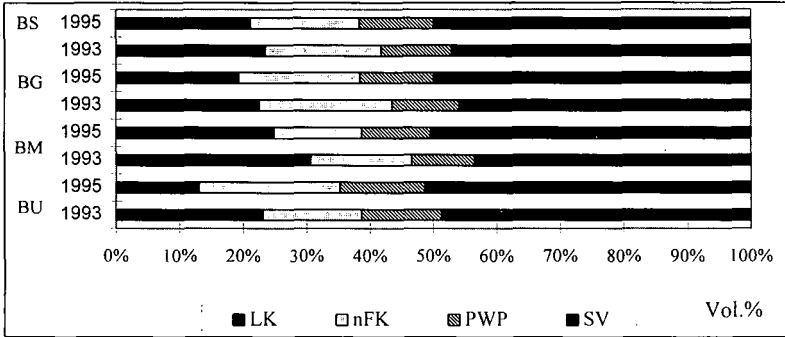


Abb.1: Prozentuale Zusammensetzung des Bodenvolumens der unterschiedlichen Brachevarianten von April 1993 bis April 1995 (0 - 10 cm)

Dieser Trend ist vermutlich auf temporäre Setzungsvorgänge infolge des Wegfalls der Bodenbearbeitungsmaßnahmen zurückzuführen.

Der Gehalt an DL-löslichen Phosphat lag 1995 auf drei Behandlungsvarianten um 19 bis 43% unter den Werten von 1993 (Abb. 2). Eine Erklärung für die gegenläufige Entwicklung in der Kontrollvariante BU kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht gegeben werden. Bekannt ist, daß Pflegemaßnahmen wie Mahd (direkter Entzug von Nährstoffen), Beweidung oder Mulchen eine Abnahme an pflanzenverfügbaren P beschleunigen (SCHREIBER und SCHIEFER, 1985; BROLL, 1989).

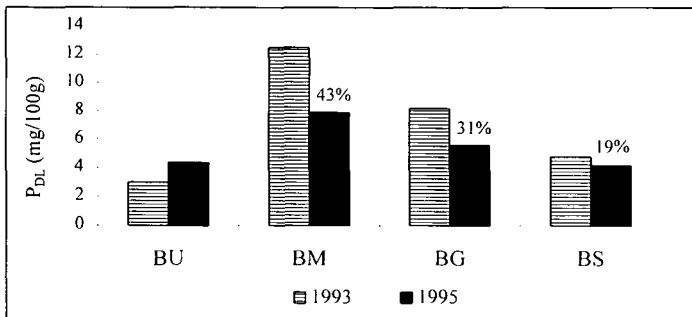


Abb. 2: P_{DL} -Gehalt im Oberboden (0-20 cm) der unterschiedlichen Brachevarianten von April 1993 bis April 1995

Die Entwicklung der N_{min} -Gehalte verlief über den dreijährigen Untersuchungszeitraum in allen Behandlungsvarianten mit mehr oder weniger großen Amplituden relativ einheitlich in Richtung einer Verminderung (nicht dargestellt). Im engen Zusammenhang damit steht wahrscheinlich auch

die Reduzierung des Nitrifikationsumsatzes um 18 bis 37 %, wie sie auf drei der untersuchten Behandlungsvarianten (BU, BM, BG) gefunden wurde.

Auch der Gehalt an mikrobieller Biomasse, dargestellt in Abbildung 3, wurde viel stärker von der kleinräumigen Flächeninhomogenität beeinflusst als von der Behandlungsvariante. Von 1993 bis 1994 war in allen Parzellen eine Abnahme der C_{mic} -Gehalte zu verzeichnen, die im engen Zusammenhang mit der Entwicklung von Bodentemperatur und -feuchte zu sehen ist. Das Jahr 1994 wies eine vergleichsweise höhere Jahreslufttemperatur und eine längere Trockenperiode während der Sommermonate auf. Dieser Witterungsverlauf übte auf der noch jungen Dauerbrache infolge der unvollständigen Bodenbedeckung und der Standortspezifität einen direkten Einfluß auf die Temperatur- und Feuchteverhältnisse im Boden aus.

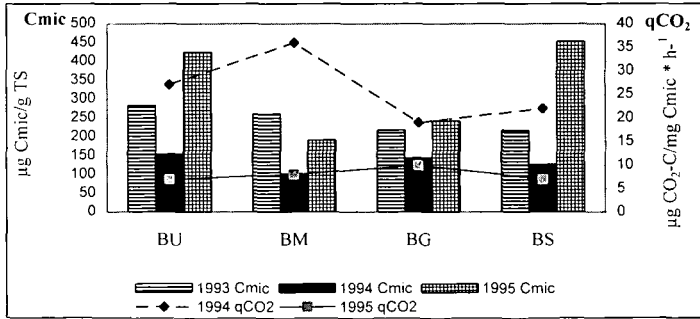


Abb. 3: Mikrobielle Biomasse (C_{mic}) und metabolischer Quotient (qCO_2) im Oberboden (0-10 cm) der unterschiedlichen Brachevarianten vom Juli 1993 bis Juli 1995

Mit Ausnahme von BM zeichnete sich ab 1995 in den oberen 10 cm des Bodens ein ansteigender Trend in der Entwicklung der C_{mic} -Gehalte ab, der von verschiedenen Autoren nach Flächenstilllegung beschrieben wurde (Apel, 1992; Beyer et al., 1992).

Der metabolische Quotient (Verhältnis von $CO_2\text{-C} / C_{mic}$) spiegelt den Einfluß der Trockenperiode während der Sommermonate 1994 auf die Bodenmikroflora wider. So wurden 1994 vergleichsweise hohe Werte ermittelt, die auf einen hohen Erhaltungsbedarf der mikrobiellen Gemeinschaft (Stressreaktion?) schließen lassen.

4. Schlußfolgerungen:

Die kleinräumige Inhomogenität der Untersuchungsfläche, insbesondere die partiell auftretende Flachgründigkeit und der hohe Bodenskelettanteil, stellen eine Besonderheit dar, die eine Zuordnung bestimmter Effekte zu einzelnen Einflußfaktoren erschweren. Die Dauerbracheffläche repräsentiert jedoch aufgrund dieser Spezifität die für diesen Naturraum typischen Geländebedingungen. Im dreijährigen Untersuchungszeitraum konnten für die Zusammensetzung des Bodenvolumens, die Gehalte an P_{DI} und N_{min} sowie für die mikrobielle Biomasse und ihre Aktivitätsparameter (Enzymaktivität, Nitrifikationsumsatz) Entwicklungstrends abgeleitet werden, deren weiterer Verlauf jedoch abzuwarten bleibt. Bisher lediglich geringe Veränderungen durch Stilllegung zeigten die Bodendichte, der Humusgehalt, die Acidität und Basensättigung.

Die Auswirkungen des unterschiedlichen Brachemanagements (ungestörte Sukzession, Mähen, Mulchen) auf die Entwicklung dieser Bodenkennwerte müssen durch den weiteren Versuchsverlauf aufgezeigt werden. Unterschiede sind dabei v.a. bei der Mulch- und der Mähvariante infolge des differenzierten Phytomassemanagements zu erwarten.

Literatur:

- Apel, P. (1992): Verfruchtwert der Brache nutzen. DLG-Mitt./agrar-inform, 11, 42-45
- Beck, Th. (1979): Die Nitrifikation in Böden (Sammelreferat). Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 142, 344-364
- Beyer, L., M. Sacht und H.-P. Blume (1992): Die Veränderung ökologischer Bodeneigenschaften innerhalb von 5 Jahren Ackerextensivierung. VDLUFA-Schriftenreihe, 35, 619-622
- Broll, G. (1989): Die mikrobielle Aktivität der Böden einer Bracheversuchsfläche in Südwestdeutschland unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. In: Arbeitsberichte Lehrst. Landschaftsökol. Münster, Univ. Münster, 10, 1-95
- 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 CO₂-Bildung als Maß der bodenbiologischen Aktivität. Schw. Landw. Forschung, 15, 26-38
- Schreiber, K.-F. und J. Schiefer (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen-10 Jahre Bracheversuch in Baden-Württemberg. In: Sukzession auf Grünlandbrachen. Hrsg.: K.-F. Schreiber. Münster. Geographische Arbeiten, Univ. Münster, 20, 111-143
- Vance, E.D.; Brookes, P.C.; Jenkinson, D.S. (1987): Microbial biomass measurements in forests soils: determination of k_c values and tests of hypotheses to explain the failure of the chloroform fumigation-incubation method in acid soils. Soil Biol. Biochem., 19, 689-696

Untersuchungen zur Bodenmesofauna auf Grünlandbrachen in Baden-Württemberg

von

Hoffmann, H., U. Wischmeyer und G. Broll

Einleitung

Die Arbeiten zur Bodenmesofauna sind Teil eines Grünlandbrache-Projektes in Baden-Württemberg, das sowohl die Erfassung der ökologischen Veränderungen nach Stilllegung von Grünland zum Ziel hat, als auch Empfehlungen für den Einsatz von Landschaftspflegemaßnahmen geben möchte. Dazu werden die Auswirkungen extensiver Pflegemaßnahmen auf Vegetation, Böden und Fauna mit den Bedingungen auf Sukzessionsparzellen verglichen (u.a. SCHREIBER 1995, BROLL 1996, SCHREIBER et al. im Druck, BROLL in diesem Band). Innerhalb des Projektes sind bislang hauptsächlich Lumbriciden als wichtigste Vertreter der Bodenfauna im Grünland untersucht worden (u.a. BRAUCKMANN et al. 1995). Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung zu Collembolen und Milben wurde die Behandlungsvariante „Mulchen 2 x jährlich“ im Vergleich zur „Ungestörten Sukzession“ betrachtet, wobei die Heterogenität des Pflanzenbestandes auf den Sukzessionsflächen berücksichtigt wurde.

Untersuchungsflächen und Methoden

Das Gesamtprogramm umfaßt 14 Versuchsanlagen, die sich auf ganz Baden-Württemberg verteilen und die sich hinsichtlich ihrer Standorteigenschaften unterscheiden. Der Tabelle 1 sind für die hier ausgewählten Flächen „St. Johann“ und „Bernau“ Kenndaten und die beprobten Teilflächen zu entnehmen.

Tab. 1: Standortcharakteristika und Probestellen der Standorte St. Johann und Bernau

Ort	St. Johann	Bernau
Naturraum	Schwäbische Alb (mittl. Kuppenalb)	Südschwarzwald
Höhe über NN (m)	760	1100
Jahresmitteltemperatur (°C)	6-6,5°	5,5°
mittl. Jahresniedersch. (mm)	1000	1800
Bodentyp / Bodenart	Braunerde-Rendzina / utL	Humusbraunerde / IS
pH(CaCl ₂)	5,6	3,9
Ausgangsv egetation (1974)	Weide-Halbtrockenrasen	Flügelginsterweide
beprobte Teilflächen (TF): Sukzession	<i>Brachypodium pinnatum</i> (4 TF) <i>Bromus erectus</i> , dominant (2 TF)	<i>Vaccinium myrtillus</i> (3 TF) Gräserbestand (3 TF)
Mulchen 2x jährlich	3 TF	3 TF

Innerhalb der vorliegenden Untersuchung im Jahr 1994 sind an vier verschiedenen Terminen Beprobungen durchgeführt worden (0-4cm, 5 Wiederholungen je Teilfläche). Die Extraktion der Tiere erfolgte mit Hilfe einer modifizierten Kempson-Apparatur (MACFAYDEN 1961, KOEHLER 1993). Die Abundanzen sind mit dem U-Test von MANN & WHITNEY auf Signifikanz geprüft worden.

Ergebnisse und Diskussion

Die Abundanzen der Collembolen und Milben (s. Tab. 2) befinden sich im unteren Bereich von Grünlandböden. Wie schon in vielen anderen Arbeiten über Grünland nachgewiesen (vgl. CURRY 1994), liegt sowohl in St. Johann als auch in Bernau bei den Milben eine eindeutige Dominanz der *Oribatei* vor.

Erwartungsgemäß sind ebenfalls Auswirkungen der unterschiedlichen Bewirtschaftung auf die Mesofauna eingetreten (vgl. auch VON NORDHEIM 1992, BURYN 1993, TOPP 1986, CURRY 1994). Die Pflegemaßnahme „Mulchen 2x jährlich“ zeigt jedoch im Vergleich zur „Natürlichen Sukzession“ auf den beiden untersuchten Standorten unterschiedliche Effekte. In Bernau weist die gemulchte Parzelle sowohl bei den Collembolen als auch bei den Milben höhere Abundanzen auf. Im April und Oktober sind jedoch in der Regel keine signifikanten Unterschiede nachweisbar. Eine Ursache für die hohen Individuendichten der Mesofauna auf den in Juni und August gemulchten Parzellen kann in dem hohen Angebot an leicht abbaubarer organischer Substanz liegen (vgl. u.a. HÖLLER-LAND 1958). Die Mulchflächen der Versuchsflächen in Baden-Württemberg sind daher meistens auch durch eine höhere mikrobielle Aktivität und höhere Regenwurmabundanzen gekennzeichnet als die Sukzessionsparzellen mit schwer abbaubarer Streu (BRAUCKMANN et al. 1995, BROLL 1995, BROLL et al. 1996). Eine Auswirkung der sich im Laufe der Sukzession immer weiter ausdehnenden *Vaccinium myrtillus*-Flächen im Vergleich zu den noch verbleibenden Grasbeständen auf der Sukzession ist nicht erkennbar.

Tab. 2: Mittlere Abundanzen der Milben und Collembolen (Ind./m² x 1000) der Parzellen Mulchen und Sukzession in St. Johann und Bernau an vier Probenahmeterminen

St. Johann (Parzellen mit Teilflächen)																
Ind./m ² x 1000	Collemb		Milben		Collemb		Milben		Collemb							
Probenahmetermin	8.04.1994				16.06.1994				15.08.1994				19.10.1994			
Mulchen 2 x jährlich		1	41	25	6	27	28	69	14	47						
		2	21	8	7	25	21	32	10	56						
		3	9	11	4	11	11	33	12	23						
Sukzession (TF 4 nicht beprobt)	A	1	21	33	8	21	11	80	12	74						
		3	23	26	6	21	15	36	11	72						
		5	16	44	5	30	9	39	9	38						
	B	7	19	22	4	37	3	18	13	57						
		2	53	25	26	47	44	86	20	78						
		6	51	51	12	45	12	73	12	56						
Bernau (Parzellen mit Teilflächen)																
Probenahmetermin	28.04.1994				1.07.1994				3.09.1994				22.10.1994			
Mulchen 2 x jährlich		1	12	40	12	14	39	38	12	53						
		2	19	53	20	34	14	55	18	68						
		3	13	23	35	27	16	54	19	63						
Sukzession (TF 5 nicht beprobt)	A	1	15	49	2	12	6	30	23	46						
		3	11	38	11	29	1	9	15	34						
		6	18	52	3	15	0,5	9	7	13						
	B	2	10	52	8	32	1	5	18	60						
		4	15	37	30	28	1	5	2	6						
		7	8	22	4	9	1	11	3	5						

St. Johann : Suk A = *Brachypodium pinnatum*, Suk B = *Bromus erectus*

Bernau : Suk A = Gräser (überwiegend *Avenella flexuosa*), Suk B = *Vaccinium myrtillus*

Am Standort St. Johann zeigt das Mulchen im Vergleich zur „Sukzession“ eher eine umgekehrte Wirkung als in Bernau. Die Abundanzen der Collembolen sind auf der gemulchten Fläche an den meisten Terminen niedriger als auf den Bromus-Teilflächen der „Ungestörten Sukzession“. Gegenüber den mit *Brachypodium pinnatum* bestandenen Teilflächen zeigen sich keine Unterschiede. Diese Tendenz ist auch bei den Milben auffällig, jedoch nur zu den Probenahmeterminen im Sommer. Im April und Oktober liegen die Individuendichten der Milben auf allen untersuchten Sukzessionsteilflächen höher als auf der extensiv genutzten Parzelle. Differenzen zwischen den Teilflächen der Sukzession sind hier nicht erkennbar. Die aufgrund der unterschiedlichen Dominanzstruktur der Vegetationsdecke vermutete differente Verteilung der Mikroarthropoden (vgl. u.a. DUNGER 1978), konnte jedoch mit relativ hohen Besatzdichten auf den *Bromus erectus*-Teilflächen und geringen Abundanzen auf den *Brachypodium pinnatum*-Teilflächen für St. Johann in den meisten Fällen bestätigt werden. Es ist anzunehmen, daß die Entwicklung der Bodenmesofauna durch die unterschiedliche Qualität und damit Abbaubarkeit der organischen Substanz zu begründen ist. Die starke Akkumulation der *Brachypodium pinnatum*-Streu auf der Sukzessionsfläche, die auf einen gehemmten

Abbau hinweist, konnte schon seit mehreren Jahren beobachtet werden (SCHREIBER 1995). Prinzipiell müßte das Mulchen in St. Johann ebenso wie in Bernau einen positiven Effekt auf die Besatzdichte der Milben und Collembolen ausüben. Hier kommen jedoch die speziellen Standorteigenschaften und ihre Wirkung auf das Mikroklima zum Tragen. In St. Johann handelt es sich um einen flachgründigen und trockenen Standort. Auf den Mulchparzellen kommt es daher - abgesehen von dem Zeitraum nach dem Mulchen - sehr schnell zu einer Austrocknung des Oberbodens. Die Wassergehalte lagen daher an den Juni- und Augustprobenahmen um ca. 5-10 Vol.% niedriger. Dieses hat normalerweise eine Vertikalwanderung der Mikroarthropoden zur Folge (CURRY 1994). Das hohe Angebot an leicht abbaubarer organischer Substanz auf den Mulchparzellen scheint demnach an diesem Standort eine untergeordnete Rolle zu spielen. Auf der Sukzessionsparzelle dagegen wird der Oberboden durch eine mächtige Streuauflage vor der Verdunstung geschützt (BROLL 1995). In **Bernau** ist der Einfluß des Mikroklimas nicht so stark, da auch die Mulchflächen aufgrund der extremen Humusgehalte (BROLL et al. 1996) über eine sehr hohe Wasserkapazität verfügen. Hinzu kommen die hohen Niederschläge und die relativ niedrigen Temperaturen an diesem im Hochschwarzwald gelegenen Standort, die ebenfalls einer Austrocknung des Bodens entgegenwirken. Die Wassergehalte der Parzellen weisen daher auch während des Untersuchungszeitraumes kaum Unterschiede auf.

Mikroarthropoden sind auf das vorhandene Hohlräumssystem des Bodens angewiesen. Um Zusammenhänge zwischen der Mesofauna und bodenphysikalischen Parametern festzustellen, die sich nach zwanzigjähriger Versuchsdauer eingestellt haben könnten (vgl. GISI & OERTLI 1981a, BURYN 1993), sind die Milben in drei Größenklassen eingeteilt worden. Am Standort **St. Johann** (s. Abb. 1) sind die kleineren Milben (< 0,5 mm)

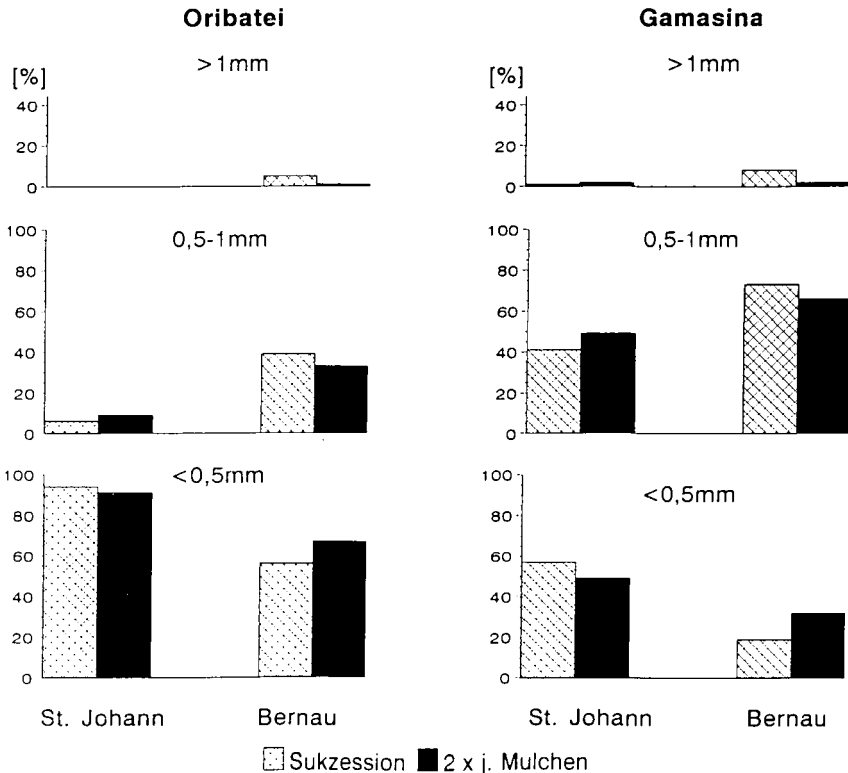


Abb. 1: Größenklassen der Milben an den Standorten St. Johann und Bernau

am häufigsten vertreten, wobei der Anteil auf allen Behandlungsvarianten über 80% beträgt. Die Größenklasse > 1 mm ist fast nicht vertreten, und die Größe von 0,5-1 mm weisen auch nur ca. 15% aller Acari auf. Der schluffig-tonige Lehm und das damit verbundene recht enge Hohlraumsystem könnte das gehäufte Vorkommen der kleinen Milben erklären (EISENBEIS & WICHARD 1985). Unterschiede zwischen den Pflegemaßnahmen sind nicht festzustellen. Die Rohdichten in der Tiefe 0-4 cm (ca. 0,65 g/cm³) sind annähernd gleich. In Bernau liegt der Anteil der kleinen Milben nur zwischen 50 und 55%, und die Milben mit einer Größe zwischen 0,5 und 1 mm sind stets mit mehr als 40% vertreten. Auf der Sukzessionsparzelle kommen im Verhältnis zu den gepflegten Varianten mehr mittelgroße Tiere vor, und zusätzlich konnte noch ein 7%-Anteil von großen (> 1 mm) Milben ermittelt werden. Diese Verteilung läßt sich wahrscheinlich mit dem etwas größerem Hohlraumsystem an diesem Standort (lehmiger Sand, Feingrus) in Zusammenhang bringen. Unterschiede in den Rohdichten, die diese Hypothese unterstützen, deuten sich bereits an (Mulchen: 0,55 g/cm³ und Sukzession: 0,45 g/cm³). Die Milbenzönose paßt sich demnach an das veränderte Hohlraumsystem an. Hinzu kommt wahrscheinlich eine Verschiebung des Artenspektrums hin zu epedaphischen Lebensformtypen mit relativ großen Milbenarten (EISENBEIS & WICHARD 1985), da sich zunehmend eine organische Auflage ausbildet (BROLL & BRAUCKMANN 1994). Eine Verschiebung von mikrophytophagen zu makrophytophagen Arten wäre am Standort Bernau ebenfalls denkbar (CURRY 1994).

Literatur

- BRAUCKMANN, H.-J., BROLL, G. & K.-F. SCHREIBER (1995): Veränderung von Regenwurm-Zönosen im Laufe der sekundären Sukzession von Grünlandbrachen in Südwestdeutschland. *Mitt. DBG* 76: 573-576
- BROLL, G. (1995): Changes in soil conditions on agriculturally used areas after crease of human impact. - In: BELLAN, D., BONIN, G. & C. EMIG (Hrsg.): *Functioning and dynamics of natural and perturbed ecosystems*. Lavoisier, Paris, Intercept Ltd: 660-671.
- BROLL, G. (1996): Einfluß von Extensivierung und Flächenstilllegung auf bodenökologische Prozesse. Ein Beispiel zur Bedeutung der Bodenökologie für die Angewandte Landschaftsökologie.- In: BROLL, G. & K.-G. BERNHARDT (Hrsg.): *Aspekte der Angewandten Landschaftsökologie*. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie Münster, Band 2: 331-344.
- BROLL, G. (1996): Bodenökologische Untersuchungen auf Grünlandbrachen in Baden-Württemberg. In diesem Band.
- BROLL, G. BRAUCKMANN, H.-J. & K.-F. SCHREIBER (1996): Changes of soil ecological conditions due to long-term fallow, Bernau. Exkursionsführer ISCO 9th Conference in Bonn. Post-Conference Tour South: 100-103, 156-157
- BROLL, G. & H.-J. BRAUCKMANN (1994): Humusformen und Regenwurmfauna zweier Grünlandbrachen in Südwestdeutschland. *Mitt. DBG* 74: 49-52.
- BURYN, R. (1993): Auswirkung von Pflegemaßnahmen (Schafbeweidung oder Mahd) auf Gamasida auf Magerrasen. In: EHRNSBERGER, R. (Hrsg.): *Bodenmesofauna und Naturschutz*. Inf. Natursch. Landschaftspfl. Bd. 6: 280-293.
- CURRY, J. P. (1994): *Grassland Invertebrates*. Chapman & Hall, London, 437 S.
- DUNGER, W. (1978): Parameter der Bodenfauna in einer Catena von Rasen-Ökosystemen. *Pedobiologia* 18: 310-340.
- EISENBEIS, G. & W. WICHARD (1985): *Atlas zur Biologie der Bodenarthropoden*. Stuttgart, 434 S.
- GISI, U. & J. J. OERTLI (1981a): Ökologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen. I. Physikalisch-chemische Veränderungen im Boden. *Oecologia Plantarum* 16: 7-21.
- HÖLLER-LAND, G. (1958): Der Einfluß des Grasmulchens auf die Kleinarthropoden des Bodens. *Z. Acker- u. Pflanzenbau* 105: 108-117.
- KOEHLER, H. (1993): Extraktionsmethoden für Bodenmesofauna. 42-52.
- MACFAYDEN, A. (1961): Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.* 30: 171-184.
- NORDHEIM, H. VON (1992): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmethoden auf die Wirbellosenfauna des Dauergrünlandes. *NNA-Berichte* 4: 13-26.
- SCHREIBER, K.-F. (1995): Renaturierung von Grünland - Erfahrungen aus langjährigen Untersuchungen und Managementmaßnahmen. *Ber. d. Reinh.-Tüxen Ges.* 7: 111-139.
- SCHREIBER, K.-F., MATTES, H., BROLL, G. & H.-J. BRAUCKMANN (im Druck): Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg - Sukzessionsflächen im Vergleich zu extensiv gepflegtem Grünland (II). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Veröffentlichungen „Projekt Angewandte Ökologie“.
- TOPP, W. (1986): Veränderung der Bodenfauna von Almflächen unter dem Einfluß der Beweidung. *Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufener Seminarbeiträge* 7/86: 57-63.

Untersuchungen zur Nematodenfauna einer Grünlandbrache in Baden-Württemberg

von

Schmidtfrerick, K.*, H.-J. Brauckmann*, G. Broll* und D. Sturhan**

Einleitung und Zielsetzung

Die Untersuchung zur Nematodenfauna einer Grünlandbrache ist Teil eines Forschungsprojektes zur Erfassung der ökologischen Veränderungen nach dem Brachfallen von Grünlandstandorten in Baden-Württemberg (vgl. SCHREIBER 1977, 1993, BROLL in diesem Band). Im Jahr 1975 wurden auf der Versuchsfläche St. Johann Parzellen eingerichtet, auf denen verschiedene extensive Pflegemaßnahmen durchgeführt werden sowie eine Parzelle, die der natürlichen Sukzession überlassen wird. Im Zuge der nunmehr 20jährigen Sukzession kam es zu einer Entmischung der Pflanzenbestände. Große Anteile der Sukzessionsparzelle in St. Johann werden von jeweils einer stark dominierenden Pflanzenart geprägt (SCHIEFER 1981, SCHREIBER & DIEDRICH 1995). Auf der 2 x jährlich gemulchten Fläche blieb dagegen die Ausgangsgesellschaft erhalten, wenn auch die Wiesenarten zunahmen.

Im Rahmen der nematologischen Untersuchungen werden drei Teilflächen der Sukzessionsparzelle und die 2 x jährlich gemulchte Parzelle bearbeitet. Ziel dieser Arbeit ist es, die Auswirkungen der im Zuge der Dominanzmusterbildung eingetretenen ökologischen Veränderungen auf der Sukzessionsparzelle auf die Nematoden-Gemeinschaften zu untersuchen und durch Vergleich der für die Sukzessionsparzelle typischen Teilflächen mit der 2 x jährlich gemulchten Parzelle die Auswirkungen der Sukzession und der Pflege auf die Nematodenzöosen zu erfassen.

Material und Methoden

Die Bracheversuchsfläche St. Johann liegt auf der mittleren Kuppenalb in einer Höhe von 760m ü. NN. Auf den Weißjura-Kalken haben sich Braunerde-Rendzinen entwickelt. Der Oberboden (0-4cm) ist schwach bis mittel sauer. Zu Versuchsbeginn im Jahre 1975 wurde ein Weide-Halbtrockenrasen kartiert, der auf der 2 x jährlich gemulchten Parzelle weitgehend erhalten blieb, wenn auch die Wiesenarten zunahmen (SCHREIBER 1993, SCHREIBER & DIEDRICH 1995). Auf der Sukzessionsparzelle mit weitgehend entmischten Pflanzenbeständen werden anhand einer detaillierten

* Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster,
Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster

** Biologische Bundesanstalt, Institut für Nematologie und Wirbeltierkunde, Topphaideweg 88,
48161 Münster

Dominanzmusterkartierung (SCHREIBER & DIEDRICH 1995) typische Teilflächen für die Untersuchung der Nematodenfauna ausgewählt. Zwei Teilflächen werden von einer Pflanzenart stark dominiert (TF *Brachypodium pinnatum* und TF *Bromus erectus*), eine Teilfläche wird von beiden Arten dominiert (TF *Brachypodium pinnatum* + *Bromus erectus*).

Die Probenahmen für die nematologischen Untersuchungen erfolgten im Mai und im September 1995. Es wurden Flächenmischproben (0-8 cm) mit jeweils 5 Parallelen à 20 Einstiche mit einem Bohrstock entnommen. Die Nematoden wurden mit einem Dichte-Zentrifugationsverfahren extrahiert. Mit Hilfe eines umgekehrten Lichtmikroskopes sind die Nematoden ausgezählt und bis zum Gattungsniveau bestimmt worden (nach BONGERS 1988). Dabei wurden die Nematoden jeweils in einem Zehntel jeder Probe in einer Zählkammer qualitativ und quantitativ erfaßt. Der Rest jeder Probe wurde qualitativ durchgesehen, um Taxa mit geringerer Dichte zu erfassen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Gesamtabundanzen der Nematoden-Gemeinschaften auf der untersuchten Grünlandbrache (Tab. 1) liegen im unteren Bereich der für Grünlandstandorte bisher ermittelten Werte (u.a. OVERGAARD NIELSEN 1949, FRECKMAN et al. 1979, SOHLENIUS 1980).

Tab. 1: Strukturmerkmale der Nematoden-Gemeinschaften auf der Bracheversuchsfläche St. Johann (Mittelwerte aus jeweils 5 Parallelproben)

Parzelle bzw. Teilfläche der Sukzessionsparzelle	2 x jährlich Mulchen		Sukzession					
			<i>Brachypodium</i>		<i>Bromus</i>		<i>Brachypodium + Bromus</i>	
Probenahmetermin	Mai	Sept.	Mai	Sept.	Mai	Sept.	Mai	Sept.
Abundanzen [Nem. 100cm ⁻³]	2600	3920	3950	3750	3450	5170	4000	6320
Zahl der Gattungen	46	44	38	32	38	24	38	40
Maturity-Index	2,18	2,12	2,43	2,03	2,12	2,19	2,35	2,11
Plant-Parasite-Index	2,15	2,12	2,13	2,03	2,03	2,19	2,24	2,11
Individuen-Dominanz der trophischen Gruppen [%]								
Phytophage	72,3	62,8	78,6	75,1	70,0	68,3	77,7	68,0
Bacteriophage	9,6	15,8	9,9	10,0	21,1	18,7	11,5	15,0
Mycophage	11,8	16,7	8,2	11,3	6,4	11,0	6,2	13,6
Zoophage	0,7	0,6	0,4	0,3	0,6	0,3	0,5	0,5
Zooparasiten	0,2	0,0	1,4	1,8	0,2	0,0	1,9	0,3
Pantophage	5,1	4,0	1,1	1,7	1,7	1,4	2,2	2,2

Die Anzahl der Nematodengattungen zeigt Unterschiede zwischen den Parzellen und Teilflächen, doch war das Gattungsspektrum weitgehend identisch. Möglicherweise liegen jedoch

Differenzierungen auf Artniveau vor. Die höhere Zahl der Pflanzenarten und deren gleichmäßigere Verteilung erklärt möglicherweise die größere Diversität der Nematoden auf der Mulchparzelle.

Die Maturity- und Plant Parasite-Indizes der Nematoden-Gemeinschaften der verschiedenen gepflegten Flächen zeigen nur geringe Unterschiede zwischen den Probestflächen. Die Werte sind vergleichsweise hoch und entsprechen denen langjährig ungedüngter Grünlandstandorte (BONGERS et al. im Druck). Dies zeigt die relative Ungestörtheit des Standortes an. Seit mehr als 20 Jahren ist die Fläche nicht gedüngt worden. Auch vor dem Brachfallen war die Nutzung nur extensiv, die Düngermengen waren gering.

Die Verteilung der Nematoden in trophische Gruppen nach YEATES et al. (1993) zeigt die durch die Standortsbedingungen und die unterschiedliche Behandlung der Parzellen bedingten Differenzierungen der Nematoden-Gemeinschaften. Die phytophagen Nematoden stellen auf allen Teilflächen, wie häufig auf Grünlandstandorten (FRECKMAN et al. 1979, BOSTRÖM & SOHLENIUS 1986), die größte Gruppe (63 - 79 %). Die Bacteriophagen und Mycophagen folgen mit deutlichem Abstand. Die übrigen trophischen Gruppen sind an diesem Standort nur von untergeordneter Bedeutung. Die Pantophagen sind auf der 2 x jährlich gemulchten Parzelle stärker vertreten als auf der Sukzessionsfläche. Die Zooparasiten sind fast ausschließlich durch die Gattung *Steinernema* repräsentiert.

Die Correspondence Analysis mit dem Programm CANOCO (TER BRAAK 1987) zeigt eine deutliche Trennung der 2 x jährlich gemulchten Parzelle und der Sukzessionsparzelle (Abb. 1).

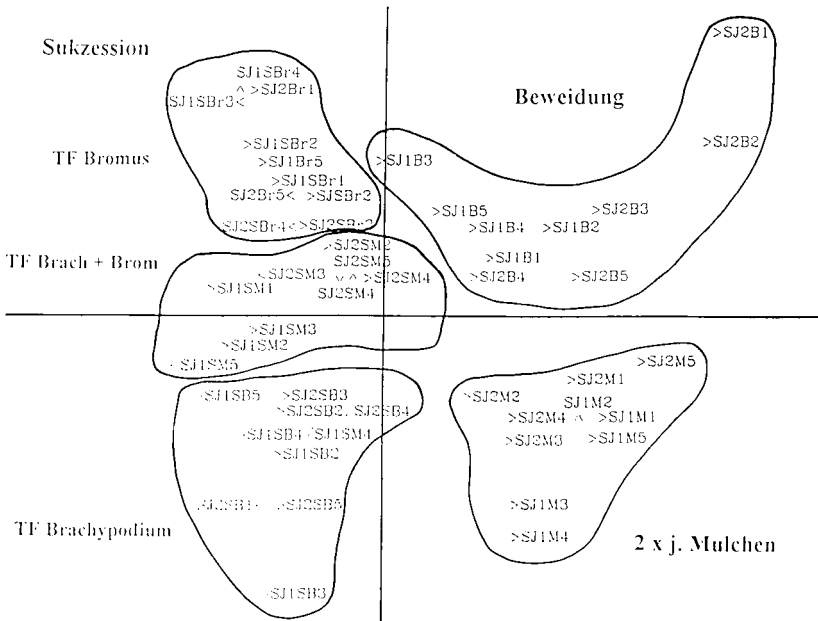


Abb. 1: Correspondence Analysis mit dem Programm CANOCO
 [SJ= St. Johann], [1= Mai / 2= September], [M= Mulchen/ SB= Sukzession Brachypodium/ SB= Sukzession Bromus/ SM= Sukzession Brachypodium+Bromus], [1/2/3/4/5= Parallelproben].
 Es wurde zusätzlich die Parzelle Beweidung dargestellt, auf die im Text nicht weiter eingegangen wird.

Innerhalb der Sukzessionsfläche übt die dominierende Pflanzenart einen deutlichen Einfluß auf die Nematodenzönose aus. So ordnen sich alle Parallelen der beiden Probenahmetermine auf den Teilflächen „*Bromus*“ und „*Brachypodium*“ zu einer Gruppe. Zwischen diesen zwei Gruppen befindet sich die Teilfläche, auf der beide Arten ähnlich dominant sind.

Die Untersuchungsbefunde belegen, daß sich die in 20jähriger Sukzession bzw. Pflege eingetretenen ökologischen Veränderungen auf die Nematodenfauna auswirken. Über ähnliche Beobachtungen berichtet DE GOEDE (1993). Unterschiede in der Nematodengemeinschaft zeichnen sich in der Diversität (Anzahl der Gattungen) sowie in den Abundanzen und Dominanzen ab.

Literatur

- BONGERS, T. (1988): De nematoden van Nederland. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.
- BONGERS, T. (1990): The Maturity Index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.
- BONGERS, T., H. VAN DE MEULEN & G. KORTHALS (im Druck): Inverse relation between the nematode Maturity Index and Plant Parasite Index under enriched nutrient conditions.
- BOSTRÖM, S. & B. SOHLENIUS (1986): Short-term dynamics of nematode communities in arable soil. Influence of a perennial and an annual cropping system. *Pedobiologia* 29: 245-357.
- BROLL, G. (1996): Bodenökologische Untersuchungen auf Grünlandbrachen in Baden-Württemberg. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. (in diesem Band).
- DE GOEDE, R. G. M. (1993): Terrestrial nematodes in a changing environment. Diss. Landbouwniv. Wageningen.
- FRECKMAN, D. W., A. DUNCAN & J. R. LARSON (1979): Nematode density and biomass in an annual grassland ecosystem. *J. Range Manage.* 32: 418-421.
- OVERGAARD NIELSEN, C. (1949): Studies on the soil microfauna II. The soil inhabiting nematodes. *Nat. Jutland*. 2: 131.
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege 22, Karlsruhe.
- SCHREIBER, K.-F. (1977): Zur Sukzession und Flächenfreihaltung auf Brachland in Baden-Württemberg. *Verh. Ges. Ökol.* 5.
- SCHREIBER, K.-F. & J. SCHIEFER (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. *Münstersche Geogr. Arb.* 20: 111-153.
- SCHREIBER, K.-F. & C. DIETRICH (1995): Wandel von Artenzusammensetzung, Bedeckung und Struktur der Vegetation in Sukzessionsparzellen der Bracheversuche Baden-Württemberg im Laufe der Vegetationsperiode. Veröff. Projekt Angew. Ökol. 12, Karlsruhe: 19-33.
- SCHREIBER, K.-F. (1993): Standortsabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. *Phytocoenologia* 23: 539-560.
- SOHLENIUS, B. (1980): Abundance, biomass and contribution to energy flow by soil nematodes in terrestrial ecosystems. *Oikos* 34: 186-194.
- TER BRAAK, C. J. F. (1987): CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). ITI-TNO, Wageningen.
- YEATES, G. W., T. BONGERS, R. G. M. DE GOEDE, D. W. FRECKMAN & S. S. GEORGIEVA (1993): Feeding habits of soil nematode families and genera - an outline for soil ecologists. *J. Nematol.* 25: 315-331.

Auswirkungen mehrjähriger Ackerbrache auf endogäische Collembolenzöosen

von

Rosche, O. und S. Klose*

1. Einleitung

Aus zahlreichen Untersuchungen ist bekannt, daß landwirtschaftliche Bodennutzung die Abundanz und Artenzusammensetzung von Bodentiergemeinschaften beeinflusst. Insbesondere auf intensiv bewirtschafteten Ackerflächen ließ sich wiederholt eine Artenverarmung gegenüber vergleichbaren Wald- oder Wiesenstandorten nachweisen (vgl. u.a. DUNGER, 1983; EHRNSBERGER, 1993). Das Ziel eines interdisziplinären Projektes** bestand in der komplexen Erforschung sekundärer phytozönotischer und zoozönotischer Sukzessionen nach der Stilllegung intensiv genutzter Ackerflächen. Einen besonderen Schwerpunkt bildete die Frage, welches Potential Dauerbrachen für die Entwicklung und Erhaltung der Biodiversität und die Schaffung naturnäherer Biotope in einer weitgehend ausgeräumten Agrarlandschaft haben. Im bodenzoologischen Teil des Projektes wurde der Einfluß dreijähriger Brache sowie unterschiedlicher Formen des Brachemanagements auf die endogäischen Collembolen untersucht.

2. Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt unweit der Gemeinde Gimritz, 15 km nordwestlich der Stadt Halle, im mitteldeutschen Schwarzerdegebiet. Es läßt sich wie folgt charakterisieren:

Bodenform: Felsranker, Bodenart: lehmiger Sand, Lage über NN: 120 m, Niederschlag (langjähriges Mittel): 480 mm, Temperatur (langjähriges Mittel): 9°C.

Die Brachefläche (B) hat eine Größe von 1,1 ha und wurde nach Auflassung der ackerbaulichen Nutzung im Jahre 1991 in vier Teilflächen (Managementvarianten) von 100 m × 50 m Abmessung untergliedert:

1. Ungestörte Sukzession (BU) - Brache seit 1991

2. Schwarzbrache (BS) - durch nochmaligen Bodenbruch neuer Start der Sukzession im November 1992

3. Mulchbrache (BM) - einmalige Mahd im Jahr, die Biomasse verblieb als „Mulch“ auf der Fläche

4. Mähbrache (BG) - einmalige Mahd im Jahr, Abtransport des Mähgutes (Aushagerung der Fläche)
Als Vergleichsfläche zur Brache wurde eine angrenzende, naturnahe Trockenrasenfläche (TR) in die Untersuchungen einbezogen.

Die Entnahme der Bodenproben zur Erfassung der Collembolenzöosen erfolgte im fünften Brachejahr (1995) zu drei Terminen: 6. Juni, 8. August, 10. Oktober.

Mittels eines Bodenstechzylinders wurde in der Bodenschicht 0-10 cm je Versuchsvariante und Probestern durch 8fache Wiederholung 1 dm³ Boden entnommen. Die Extraktion der Tiere erfolgte in einer MACFADYEN-High-Gradient Apparatur. Die mikroskopische Artenbestimmung der Collembolen wurde, bis auf wenige Ausnahmen, nach GISIN (1960) durchgeführt.

* Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut f. Bodenkunde und Pflanzenernährung, Weidenplan 14, D-06108 Halle

** REGNAL: „Regeneration hochbelasteter Ökosysteme für eine nachhaltige Landnutzung“. BMBF-Förderkennzeichen: 0339419K

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Artenspektren der Collembolenzöosen und die Dominanz der Arten auf den untersuchten Standorten gehen aus Tab. 1 hervor. Von den insgesamt 41 im Versuchszeitraum erfaßten Collembolenarten traten 39 auf der Bracheffläche (B) und 19 auf der Trockenrasenfläche (TR) auf. Zu den Arten, die auf TR fehlten, aber auf B zu einzelnen Probeterminen dominant bzw. subdominant (sensu ENGELMANN, 1978) vorkamen, gehören *Ceratophysella succinea*, *Sminthurinus elegans*, *Neanuridea pygmaea*, *Brachystomella parvula*, *Pseudosinella octopunctata*, *Lepidocyrtus cyaneus* und *Onychiurus jubilarius*. Dagegen waren mit *Folsomides variabilis* und *Arrhopalites caecus* auf TR Arten vorhanden, die in der Brache nicht nachgewiesen werden konnten. Als hauptsächliche Ursachen für die Unterschiede in den Artenspektren können die differenzierten Bodenbedingungen (größere Mächtigkeit des Bodens und höheres Porenvolumen in der Brache durch langjährige Bodenbearbeitung) sowie die stärker strukturierte Phytozönose des Brachestandortes angesehen werden. Letztere wies neben Halbtrocken- und Trockenrasenelementen auch ein Mosaik von Fragmenten der ehemaligen Ackerunkrautvegetation und von Ruderalgesellschaften auf (KRUMBIEGEL u. KLOTZ, 1996).

Die unterschiedliche Behandlung der Bracheteilflächen schien bislang die Artenzusammensetzung der Collembolenzöosen, wie auch die der Phytozöosen (KRUMBIEGEL u. KLOTZ, 1996), kaum zu beeinflussen. Bei Artenzahlen zwischen 25 und 29 tauchen in Tab. 1 die 11 häufigsten Collembolenarten der Bracheffläche in allen Managementvarianten auf. Die nachfolgende Art *Brachystomella parvula* wurde dagegen ausschließlich in der verzögert gestarteten Brache (BS) nachgewiesen. Allerdings lassen sich aufgrund der geringen Individuendichte und Frequenz dieser Art, in Verbindung mit den zu berücksichtigenden Fehlerquellen bei der Probenahme, keine gesicherten Hinweise auf Unterschiede in den Artenspektren der Bracheteilflächen ableiten. Gleiches gilt für die übrigen (rezedenten) Arten, die nur in einzelnen Brachevarianten erfaßt wurden.

Betrachtet man die Individuendichten der Collembolengemeinschaften (Abb. 1), so fallen vor allem die hohen Juni-Werte in BM (155.100 Ind./m²) und BG (168.300 Ind./m²) auf. Diese ließen sich in beiden Brachevarianten auf Massenvermehrungen der Art *Isotoma notabilis* zurückführen, welche offenbar in Zusammenhang mit der wenige Wochen zuvor erfolgten Mahd standen. Da bereits im August eine Angleichung der Abundanzwerte aller Bracheteilflächen zu verzeichnen war, kann als eine Ursache der Massenvermehrungen der kurzfristige Anfall und Abbau leicht zersetzbarer organischer Substanz angenommen werden.

Die hohe Dominanz von *Isotoma notabilis* führte in BM und BG zum ersten Probetermin zu einem Absinken der Diversität gegenüber den ungemähten Brachevarianten (Abb. 2). Eine Angleichung im Verlaufe des Untersuchungsjahres ist auch hier erkennbar. Ab August lagen die Werte aller Bracheteilflächen über denen des Trockenrasens.

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

1. Die Collembolenzönose der Bracheffläche wies im Untersuchungszeitraum (fünftes Brachejahr) ein umfangreicheres Artenspektrum und eine höhere Diversität auf als jene der angrenzenden Trockenrasenfläche. Als Hauptursachen werden günstigere Bodeneigenschaften und eine stärker strukturierte Phytozönose in der Brache angesehen.

2. Im Vergleich der Managementvarianten der Brache konnten keine gesicherten Unterschiede im Artenspektrum der Collembolengemeinschaften festgestellt werden. Die weitere Sukzession der Collembolen innerhalb der Brache wird wahrscheinlich in starkem Maße davon abhängen, inwieweit das unterschiedliche Management die Struktur der Phytozönose beeinflußt.

3. Unterschiede zwischen den Brachevarianten bestanden bezüglich der Individuendichte und der Dominanzstrukturen der Collembolengemeinschaften. Die höchsten Abundanzen wurden in der Mulchbrache und in der Mähbrache ermittelt. Dagegen wiesen in den ungemähten Varianten erhöhte Diversitätswerte auf ausgeglicheneren Dominanzstrukturen hin.

Tab. 1: Dominanz der Collembolenarten (Mittelwerte aller Probenahmen), Gimritz 1995
(B = Brache gesamt, BU = Brache unbehandelt, BS = Schwarzbrache, BM = Mulchbrache, BG = Mähbrache, TR = naturnaher Trockenrasen)

Artname	Standort/Variante					
	B	BU	BS	BM	BG	TR
<i>Isotoma notabilis</i> Schäffer, 1896	53,05	27,57	33,67	66,50	58,09	48,98
<i>Mesaphorura krausbaueri</i> (Börner, 1901)	11,83	8,56	21,05	13,03	8,32	14,47
<i>Isotomiella minor</i> (Schäffer, 1896)	8,52	15,69	5,10	2,61	12,84	0,15
<i>Onychiurus armatus</i> (Tullberg, 1869)	6,70	3,00	6,89	3,64	11,42	11,11
<i>Ceratophysella succinea</i> (Gisin, 1949)	2,56	13,49	2,81	0,15	0,15	-
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin, 1788)	1,89	4,84	4,21	1,28	0,30	0,73
<i>Isotoma viridis</i> Bourlet, 1839	1,64	2,08	1,28	1,52	1,73	4,82
<i>Sminthurinus elegans</i> (Fitch, 1863)	1,59	4,27	0,77	1,28	1,07	-
<i>Pseudosinella alba</i> (Packard, 1873)	1,49	3,46	3,32	0,84	0,56	0,15
<i>Sphaeridia pumilis</i> (Krausbauer, 1898)	1,36	4,50	0,64	0,54	1,12	1,46
<i>Micranurida pygmaea</i> Börner, 1901	1,01	0,81	2,55	1,38	0,10	-
<i>Brachystomella parvula</i> (Schäffer, 1896)	0,90	-	6,51	-	-	-
<i>Pseudosinella octopunctata</i> Börner, 1901	0,90	0,12	0,38	1,03	1,32	-
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullberg, 1871	0,71	1,38	1,66	0,69	0,05	-
<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullberg, 1871)	0,65	1,04	0,26	1,23	0,05	0,29
<i>Onychiurus jubilaris</i> Gisin, 1957	0,58	2,42	0,89	0,25	-	-
<i>Metaphorura affinis</i> (Börner, 1902)	0,53	-	2,30	0,44	0,15	-
<i>Isotomodes productus</i> (Axelson, 1906)	0,37	0,81	0,26	0,44	0,15	6,14
<i>Uromyrmus balteatus</i> (Reuter, 1876)	0,30	-	-	0,84	-	-
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubbock, 1862)	0,30	0,35	1,02	0,10	0,20	-
<i>Orchesella quinquefasciata</i> (Bourlet, 1842)	0,27	0,58	-	0,05	0,46	0,44
<i>Folsomia fimetaria</i> (Linne, 1758)	0,21	0,12	1,28	0,05	-	-
<i>Friesea mirabilis</i> (Tullberg, 1871)	0,19	1,27	-	-	-	-
<i>Folsomia spinosa</i> Ksenemann, 1936	0,16	-	-	0,44	-	-
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel, 1890	0,16	0,58	-	-	0,20	0,15
<i>Neelus minimus</i> Folsom, 1896	0,12	0,12	0,26	0,20	-	-
<i>Paratullbergia callipygos</i> Börner, 1902	0,12	-	0,13	-	0,30	1,90
<i>Bourletiella hortensis</i> (Fitch, 1863)	0,11	0,69	-	-	-	-
<i>Heteromyrmus nitidus</i> (Templeton, 1835)	0,11	0,12	0,64	-	-	-
<i>Willemitia intermedia</i> Mills, 1934	0,11	-	0,64	0,05	-	-
<i>Entomobrya lanuginosa</i> (Nicolet, 1842)	0,09	-	0,64	-	-	-
<i>Sminthurus viridis</i> (Reuter, 1878)	0,09	-	0,13	0,05	0,15	0,15
<i>Isotomina thermophila</i> (Axelson, 1900)	0,07	-	-	-	0,20	-
<i>Cyphoderus albinus</i> Nicolet, 1842	0,05	0,23	-	0,05	-	0,29
<i>Doutnacia xerophila</i> Rusek, 1974	0,05	-	-	-	0,15	-
<i>Entomobrya marginata</i> (Tullberg, 1871)	0,04	0,12	-	0,05	-	0,15
<i>Sminthurus nigromaculatus</i> Tullberg 1872	0,04	0,12	-	0,05	-	-
<i>Paratullbergia magdougalli</i> Bagnall, 1936	0,04	-	-	0,05	0,05	1,17
<i>Pseudosinella sexoculata</i> Schött, 1902	0,02	-	-	-	0,05	-
<i>Arrhopalites caecus</i> (TULLBERG, 1871)	-	-	-	-	-	0,44
<i>Folsomides variabilis</i> Gisin, 1949	-	-	-	-	-	6,43
Rest	0,99	1,61	0,77	1,18	0,81	0,58
Artenzahl	39	27	26	29	25	19

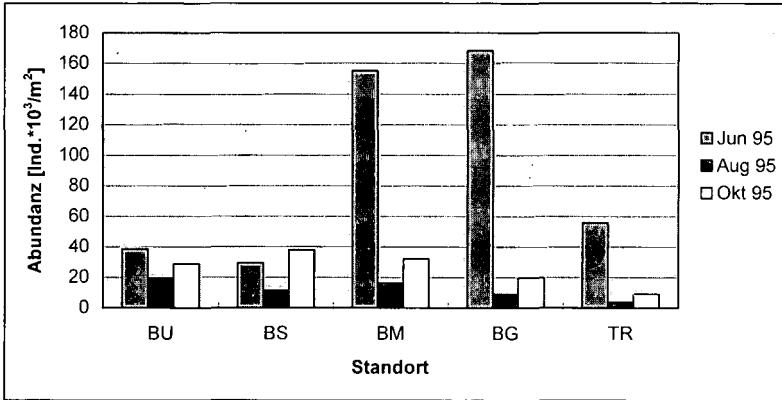


Abb. 1: Abundanz der Collembolengemeinschaften, Gimritz 1995
(BU = Brache unbehandelt, BS = Schwarzbrache, BM = Mulchbrache, BG = Mähbrache, TR = naturnaher Trockenrasen)

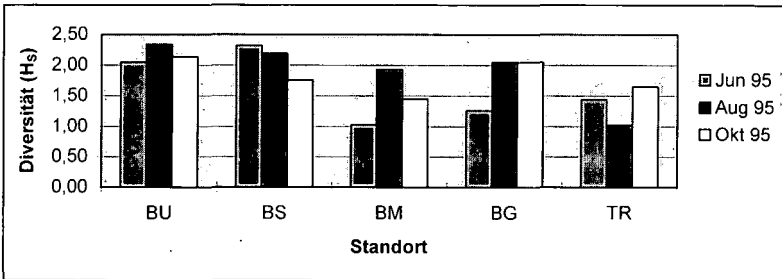


Abb. 2: Diversität (H_s) der Collembolengemeinschaften, Gimritz 1995
(Abkürzungen der Standortbezeichnungen s. Abb. 1)

Literatur

- DUNGER, W. (1983) Tiere im Boden, 2. Aufl. A. Ziemsen Wittenberg Lutherstadt
- EHRNSBERGER, R. (Hrsg., 1993): Bodenmesofauna und Naturschutz. Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland, Bd. 6, Verl. G. Runge, Cloppenburg
- ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologia* 18 : 378-380
- GISIN, H. (1960): Collembolenfauna Europas. Genf
- KRUMBIEGEL, A. und S. KLOTZ: Bedeutung von Standort und Artenpotential der angrenzenden Vegetation für die Entwicklung von Dauerbrachen. *Arch. für Nat.- Lands.*, 34, 157-168

Die Enchytraeiden-Gemeinschaften (Oligochaeta) auf Ackerflächen unter verschiedenen Anbaumaßnahmen

von

Bauer, R.*

Einleitung:

Enchytraeiden (Kleiningelwürmer) kommen in Ackerböden nur in geringen Individuen- und Artenzahlen vor. Ihr Anteil an der gesamten Bodenatmung beträgt zwischen 0,8 und 1,5% (Didden 1990, Lagerlöf et al., 1989). Dennoch stellte Didden (1990) einen signifikanten Einfluß von *Enchytraeus buchholzi* auf die Porenstruktur, Aggregatstabilität und Luftdurchlässigkeit im Boden fest, indem Mineralpartikel im Darm oder an der Körperoberfläche anhaftend transportiert werden.

Auf einem östlich von Wien gelegenen Versuchsacker der Universität für Bodenkultur wird seit 1906 die Auswirkung einer Monokultur („90-jähriger Roggen“) und einer Fruchtfolge (Winterroggen - Sommergerste - Schwarzbrache) unter verschiedenen Düngemaßnahmen auf die Bodenfruchtbarkeit untersucht. Begleitend zu der von Judith Graenitz in den Jahren 1995 und 1996 durchgeführten Diplomarbeit, bei der sie mit Hilfe von Miniködertests die „biologische Aktivität“ im Boden der einzelnen Parzellen miteinander verglich, wurde im Mai und September 1995 die Enchytraeidenfauna erfaßt.

Untersuchungsgebiet:

Der Versuchsacker liegt in Großenzersdorf, im südlichen Teil des Marchfeldes (48°13'N/16°33'E). Das Gebiet befindet sich im Übergangsbereich zwischen dem ozeanischen Klima Westeuropas und dem pannonischen, kontinentalen Klima Osteuropas. Die Niederschlagsmenge beträgt 500-600 mm im Jahr und das Temperatur-Jahresmittel liegt bei 9,8°C. Der Boden ist tschernoSEM-artig, hydromorph, mittelschwer mit ansteigendem Tongehalt in der Tiefe (Steineck, 1976). Der pH-Wert (CaCl₂) beträgt auf allen Parzellen 7,5 bzw. 7,6. Genauere Angaben über Klima, Bodenchemismus und -struktur sind in der Diplomarbeit von Judith Graenitz (in prep.) dargestellt.

* Institut für Zoologie, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Str.33, A-1180 Wien

Der Acker ist in vier Streifen mit je 20 x 50 m unterteilt: auf den ersten drei wechseln jährlich Winterroggen (*Secale cereale*) - Sommergerste (*Hordeum vulgare*) - Schwarzbrache ab, auf dem vierten wird seit 90 Jahren ununterbrochen Winterroggen angebaut. Jeder Streifen wurde in drei Parzellen gegliedert: (1) ungedüngt, (2) Mineraldüngung (NPK), (3) Stallmistdüngung.

Material und Methodik:

Mit einem Stechzylinder (6 cm Durchmesser, 10 cm Tiefe) wurden im Mai 1995 je 3 und im September 1995 (nach der Ernte) je 7 Bodenproben von jeder Parzelle entnommen, die Enchytraeiden mit Hilfe eines Baermanntrichters mit Hitze extrahiert und lebend bestimmt. Zusätzlich wurde der angrenzende Wiesenstreifen besammelt.

Ergebnisse:

Folgende Enchytraeiden-Arten wurden festgestellt:

Achaeta sp. juvenil
Henlea perpusilla Friend 1911
Buchholzia sp. juvenil
Fridericia rensinata Dózsa-Farkas 1972
F. maculatiformis Dózsa-Farkas 1972
F. leydigi (Vejdovsky 1877)
Enchytraeus buchholzi Vejdovsky 1879

Henlea perpusilla wurde nur im September gefunden, alle Tiere waren adult. Bei *Enchytraeus buchholzi* waren im Mai 24,1 % und im September 24,6 % der Individuen geschlechtsreif. Bei den *Fridericia*-Arten wurden im Mai 25 % und im September 18,8 % adulte Würmer festgestellt. Auf dem angrenzenden Wiesenstreifen kam zusätzlich *Henlea ventriculosa* (d'Udekem 1854) vor.

Die Verteilung und durchschnittliche Dichte der Enchytraeiden (Mittelwert, Standardabweichung und Median) auf den Parzellen ist in Abb. 1 dargestellt. Die durchschnittliche Dichte pro m², aller Enchytraeidenarten zusammengefaßt, betrug im Mai: $\bar{x} = 1240 \pm 1635$ (n = 36; Mdn = 564) und im September: $\bar{x} = 676,5 \pm 874,5$ (n = 82; Mdn = 353). Die Unterschiede sind nicht signifikant (U-Test).

Zwischen den drei Düngevarianten gab es an beiden Probennahmeterminen keinen Unterschied. Während im Frühjahr auf dem Streifen D (Winterroggen), auf dem sich 1994 die Schwarzbrache befand, Enchytraeiden fehlten, kamen sie im September auf dieser Fläche mit einer durchschnittlichen Abundanz von $\bar{x} = 824 \pm 789$ (n = 21; Mdn = 707) vor. Auf der Fläche C (Sommergerste) änderte sich die Dichte nicht, auf den Flächen A („90-jähriger Roggen“) und B (Schwarzbrache) nahm die Anzahl der Enchytraeiden im Herbst ab.

Winter-Roggen (D) (1994: Schwarzbrache)	Sommer-Gerste (C) (1994: Roggen)	Schwarzbrache (B) (1994: Gerste)	„90-jähriger“ Roggen (A)
--	-------------------------------------	-------------------------------------	-----------------------------

Mai 1995:

0	<i>E. buchholzi</i> 100 % Mdn = 707 $\bar{x} = 942 \pm 881$	<i>Fridericia sp. juv.</i> 70 % <i>F. maculatiformis</i> 10% <i>E. buchholzi</i> 20% Mdn = 1767 $\bar{x} = 1414 \pm 500$	<i>F. sp. juv.</i> 47,5 % <i>F. maculatiformis</i> 25 % <i>E. buchholzi</i> 27,5 % Mdn = 4240 $\bar{x} = 4711 \pm 2046$	3
0	0	<i>F. sp. juv.</i> 21,7 % <i>F. rensinata</i> 26,1 % <i>E. buchholzi</i> 52,5 % Mdn = 2473 $\bar{x} = 2709 \pm 1166$	<i>F. sp. juv.</i> 77,8 % <i>E. buchholzi</i> 22,2 % Mdn = 1060 $\bar{x} = 1060 \pm 865$	2
0	<i>F.sp. juv.</i> 27,3 % <i>E. buchholzi</i> 72,7 % Mdn = 1060 $\bar{x} = 1296 \pm 600$	<i>F.sp. juv.</i> 50 % <i>F. rensinata</i> 8,3 % <i>E. buchholzi</i> 41,7 % Mdn = 353 $\bar{x} = 1178 \pm 1423$	<i>F. sp. juv.</i> 43,4 % <i>F. rensinata</i> 4,4 % <i>E. buchholzi</i> 47,8 % <i>Buchholzia sp.</i> 4,4 % Mdn = 3887 $\bar{x} = 2709 \pm 1666$	1

September 1995:

<i>F. sp. juv.</i> 22,2 % <i>E. buchholzi</i> 77,8 % Mdn = 353 $\bar{x} = 454 \pm 364$	<i>F. sp. juv.</i> 33,3 % <i>F. rensinata</i> 16,7 % <i>E. buchholzi</i> 50 % Mdn = 353 $\bar{x} = 606 \pm 525$	<i>F. sp. juv.</i> 66,7 % <i>E. buchholzi</i> 33,3 % Mdn = 353 $\bar{x} = 302 \pm 294$	<i>F. sp. juv.</i> 38,1 % <i>E. buchholzi</i> 38,1 % <i>Henlea perpusilla</i> 23,8 % Mdn = 707 $\bar{x} = 1060 \pm 1164$	3
<i>F.sp. juv.</i> 31,8 % <i>E.buchholzi</i> 36,4 % <i>Henlea perpusilla</i> 31,8 % Mdn = 1060 $\bar{x} = 1110 \pm 1007$	<i>F. sp. juv.</i> 52,6 % <i>F. rensinata</i> 36,8 % <i>E. buchholzi</i> 5,3 % <i>H. perpusilla</i> 5,3 % Mdn = 1060 $\bar{x} = 1010 \pm 692$	<i>F. sp. juv.</i> 33,3 % <i>F. rensinata</i> 33,3 % <i>H. perpusilla</i> 33,3 % Mdn = 0 $\bar{x} = 151 \pm 175$	<i>F. sp. juv.</i> 57,1 % <i>E. buchholzi</i> 42,9 % Mdn = 177 $\bar{x} = 824 \pm 1536$	2
<i>E. buchholzi</i> 88,9 % <i>Achacta sp. juv.</i> 11,1 % Mdn = 1060 $\bar{x} = 909 \pm 703$	<i>F.sp. juv.</i> 33,3 % <i>E. buchholzi</i> 16,7 % <i>H.perpusilla</i> 50 % Mdn = 353 $\bar{x} = 303 \pm 294$	<i>F. rensinata</i> 14,3 % <i>F. leydigi</i> 14,3 % <i>H. perpusilla</i> 71,4 % Mdn = 353 $\bar{x} = 302 \pm 294$	<i>F.sp. juv.</i> 60 % <i>E. buchholzi</i> 20 % <i>H. perpusilla</i> 20 % Mdn = 353 $\bar{x} = 589 \pm 726$	1

Abb. 1. Verteilung, Median (Mdn), Mittelwert (\bar{x}) und Standardabweichung der Enchytraeiden auf den verschiedenen Parzellen des Versuchsackers. E = *Enchytraeus*; F = *Fridericia*; H = *Henlea*; 1 = ungedüngt, 2 = Mineraldünger (NPK), 3 = Stallmist.

Diskussion:

Verglichen mit anderen Ackerböden, in denen zwischen 10 000 und 30 000 Enchytraeiden pro m² vorkommen können, ist die Dichte auf der Versuchsfläche in Großenzersdorf gering, was auf das trockene Klima in diesem Gebiet zurückzuführen sein könnte. Die Artenzahl unterscheidet sich jedoch nicht von anderen landwirtschaftlich genutzten Flächen. *Enchytraeus buchholzi* und *Henlea perpusilla* sind sehr weit verbreitete Enchytraeiden-Arten. Als „r-Strategen“ mit relativ kurzer Entwicklungsdauer, können sie innerhalb kurzer Zeit neue Nahrungsressourcen nutzen. *Fridericia rendsinata* und *F. maculatiformis* kommen häufig in den Böden in der Umgebung von Wien vor.

Unsere Untersuchung ergab einen deutlich negativen Einfluß der Schwarzbrache auf die Enchytraeiden. Durch die fehlende Vegetation trocknet die Bodenoberfläche stärker aus und ist extremen Witterungseinflüssen, wie Bodenfrost, vermehrt ausgesetzt. Zusätzlich wird den Tieren, die sich von organischer Substanz, Wurzelausscheidungen und Mikroorganismen ernähren, die Nahrung entzogen. Die verschiedenen Düngevarianten zeigten dagegen keinen Einfluß auf die Tiere. Stickstoffreiche Dünger verändern den pH-Wert und Salzgehalt im Boden und können kurzfristig toxisch auf die Würmer wirken (Lagerlöf et al. 1989). Lagerlöf et. al (1989) fanden auch, daß sich die Art der Kultivierung weniger auf die Enchytraeiden auswirkt, als die Bodenfeuchtigkeit und der Gehalt an organischer Substanz. Diese beiden Faktoren werden durch das Pflügen beeinflusst (Zimmermann, 1987). Über die jahreszeitliche Populationsdynamik einzelner Enchytraeiden-Arten ist wenig bekannt und Untersuchungen, in welchem Zeitraum die Würmer nach einer „Störung“ wieder einwandern können, fehlen weitgehend.

Danksagung:

Ich bedanke mich herzlich bei Frau Judith Graenitz für ihre Hilfsbereitschaft.
Die Arbeit wurde mit Unterstützung des FWF (Projekt P10929-Bio) durchgeführt.

Literatur:

- Didden, W. (1990): Involvement of enchytraeidae in soil structure evolution in agricultural fields. - Biol. Fertil. Soil 9: 152-158.
- Graenitz, J. (in prep.): Der Miniködertest als Maß der „biologischen Aktivität“ agrarischer Pedozönosen. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Lagerlöf, J., O. Andrén and K. Paustian (1989): Dynamics and contribution to carbon flows of enchytraeidae (Oligochaeta) under four cropping systems. - J Appl. Ecol. 26: 183-199.
- Steineck, O. and P. Ruckenbauer (1976): Results of a 70 years long-term rotation and fertilization experiment in the main cereal growing area of Austria. - Ann. agron. 27: 803-818.
- Zimmermann, P. (1987): Verteilungsmuster von Enchytraeiden in der Ackerkrume auf einer Löß-Parabraunerde unter verschiedenen Anbaumaßnahmen. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl.Ges. 53: 355-359.

Die Bodenmakrofauna eines 30- und eines 120-jährigen Mischwaldes in einem Gradienten von Fichte (*Picea abies*) zu Buche (*Fagus sylvatica*)

von

Platner, C., S. Scheu, J. Schaueremann und M. Schaefer*

Einleitung

Mischwälder gelten oft als ökologisch wertvoller und stabiler als die entsprechenden Monokulturen. Im Rahmen des Verbundprojektes „Veränderungsdynamik von Waldökosystemen“ des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen werden Muster und Prozesse innerhalb der Zoozönose im Ökosystem und ihre Veränderung durch anthropogene Einflüsse, z.B. durch die Nutzungsform, untersucht. Die vorliegende Untersuchung versucht eine Typisierung zweier Mischbestände unterschiedlichen Alters (30 und 120 Jahre) im Solling anhand eines Ausschnittes der Bodentierwelt (Makrofauna) unter dem spezifischen Aspekt der Veränderungsdynamik im Faktorengradienten der bestandesbildenden Baumarten Buche (*Fagus sylvatica*) und Fichte (*Picea abies*).

Makrofauna-Zönosen korrelieren über kausale Faktoren mit Biotoptypen (SCHAEFER 1991). In der Mischstreu kann dabei ein Arten- und Abundanzspektrum der Bodenmakrofauna als Kombination der Zusammensetzung unter Reinstreu-Bedingungen erwartet werden. Die Abundanzen der verschiedenen Faunagruppen wurden aus Streu- und Bodenproben ermittelt; der Einfluß von Bestandesalter und Flächentyp erwies sich dabei als sehr unterschiedlich.

Untersuchungsflächen und -methoden

Die **Untersuchungsflächen** liegen in zwei Buchen-Fichten-Mischwaldbeständen im Alter von etwa 30 und etwa 120 Jahren 370 - 390 m ü.NN. im Hoch-Solling im südlichen Niedersachsen im Bereich des Forstamtes Dassel. Der Solling ist ein walddreiches Mittelgebirge auf einem Buntsandstein-Plateau mit subozeanisch-montanem Klima (mittlere Jahresniederschlagsmenge >1000 mm, mittlere Jahrestemperatur ca. 6.5°C).

Der Jungbestand ist dicht begründet; es dringt nur wenig Licht zum Boden, so daß sich keine Kraut- und Strauchschicht ausbilden konnte. Der unebene Boden ist, vorwiegend unter Fichte, nur

* II. Zoologisches Institut der Universität Göttingen,
Abteilung Ökologie, Berliner Str. 28, 37073 Göttingen

lückenhaft mit Moos bewachsen. Der Totholzanteil ist relativ hoch. Der Altbestand hat auf der Misch- und Fichtenfläche kein durchgängig geschlossenes Kronendach; dadurch kommt es zur Ausbildung einer Krautschicht (geprägt durch *Oxalis acetosella*, *Luzula luzuloides* und *Dryopteris dilatata*) und Strauchschicht (Buchen-Jungwuchs).

Beide Bestände stehen auf stark saurer Braunerde und wurden gekalkt (Jungbestand 1992, Altbestand 1985). Die Humusform ist Moder; die Fichten- und Mischflächen sind durch moderartigen Rohhumus charakterisiert. Die Schichtdicke der organischen Auflage nimmt mit steigendem Fichtenanteil zu (Abb. 1).

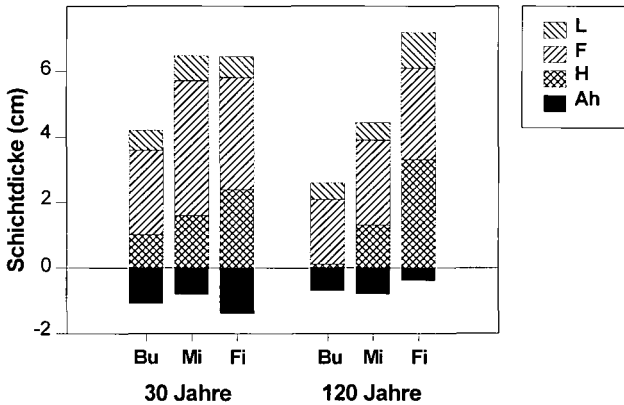


Abb. 1: Schichtdicke der organischen Auflage und des Ah-Horizontes der Untersuchungsflächen (Daten nach COENEN & KLAGES, unveröffentlicht).

Auf den Buchenflächen des Jung- und Altbestandes liegt der jährliche Streueintrag mit 395 g/m² und 364 g/m² deutlich höher als auf den Mischflächen (310 und 303 g/m²) und Fichtenflächen (257 und 317 g/m²). Auf der 120-jährigen Buchenfläche war der Holzeintrag durch Bucheckern beträchtlich höher als auf den anderen Flächen.

Methoden: Auf jeweils sechs Versuchspartellen pro Fläche wurden quantitative Boden- und Streuproben im vierteljährlichen Abstand mittels Stechzylinder entnommen und anschließend im Labor extrahiert (KEMPSON et al 1963, SCHAUERMANN 1982). Die Ergebnisse beziehen sich auf die Proben vom 23. Mai 1995.

Ergebnisse

Sapro- und Pantophage

Die Dichte der Regenwürmer (Lumbricidae; *Dendrobaena octaedra*, *Dendrodriilus rubidus*, *Lumbricus rubellus*) war auf den Buchenflächen und der 30-jährigen Mischfläche am höchsten

(Abb. 2). Asseln (Isopoda; *Trichoniscus pusillus*) kamen nur in dem Altbestand mit einem Maximum auf der Buchenfläche vor. Die Dichte von Schnellkäferlarven (Elateridae; überwiegend *Athous subfuscus*) war in dem Jungbestand und auf der 120-jährigen Mischfläche höher als auf der 120-jährigen Buchen- und Fichtenfläche.

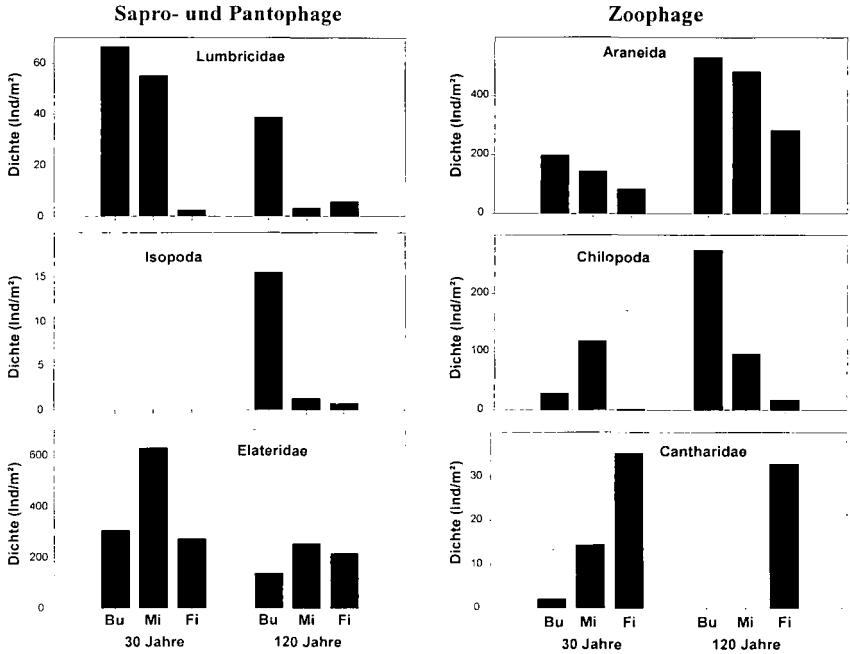


Abb. 2: Dichte von Sapro- und Pantophagen (Regenwürmern, Asseln und Schnellkäferlarven) und von Zoophagen (Spinnen, Hundertfüßer und Weichkäferlarven) auf den Untersuchungsflächen.

Zoophage

Im Altbestand traten deutlich mehr Webspinnen (Araneida: vorwiegend Linyphiidae) als im Jungbestand auf. Generell nahm die Dichte von den Buchen- über die Misch- zu den Fichtenflächen ab (Abb. 2). Weberknechte (Opilionida: juvenile Phalangidae) traten unregelmäßig in niedrigen Abundanzen unter tendenzieller Bevorzugung des Altbestandes und der Mischflächen auf. Pseudoskorpione konnten nur in wenigen Exemplaren unter Buche gefunden werden. Die Dichte der Hundertfüßer (Chilopoda) war im Altbestand unter Buche am höchsten, wogegen im Jungbestand das Maximum auf der Mischfläche erreicht wurde. Weichkäferlarven (Cantharidae) kamen vor allem in den Fichtenflächen vor. Für die Larven anderer Käferfamilien gab es keine signifikanten Unterschiede in der Verbreitung.

Zusammenfassung

Die Zusammenhänge zwischen der Bestandesstruktur und dem Verteilungsmustern der Makrofauna ergaben kein einheitliches Bild:

- Regenwürmer sind auf den sauren Böden des Hoch-Sollings generell eher selten. Asseln wurden hier bisher nicht nachgewiesen. Das Vorkommen beider Gruppen auf den Untersuchungsflächen hängt vermutlich mit der Kalkung der Bestände zusammen.
- Die höhere Dichte der Webspinnen im Altbestand ist offenbar durch die größere strukturelle Vielfalt im Vergleich zum Jungbestand bedingt (Kraut- und Strauchschicht). Für Zoophage ist das Nahrungsangebot an Springschwänzen und Hornmilben in den beiden Beständen ähnlich (MIGGE et al. im Druck, SALAMON unveröffentlicht).
- Insgesamt hatten mehr Gruppen eine höhere Dichte auf den Buchenflächen als auf den anderen Flächen. Nur Weichkäferlarven hatten das Maximum ihrer Dichte auf den Fichtenflächen. Die Mischflächen nahmen meist eine intermediäre Stellung ein, eine ausgeprägte Sonderstellung dieser Flächen trat bei keiner der untersuchten Gruppen auf; lediglich Schnellkäferlarven hatten ihr Dichtemaximum auf den Mischflächen.
- Für eine detaillierte Beurteilung des Gradienten Fichte - Buche ist eine Auswertung einzelner Tiergruppen auf Artniveau notwendig.

Literatur

- KEMPSON, D., LLOYD, M. & GHELARDY, R. (1963) A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia* 3: 1-30.
- MIGGE, S., SALAMON, J., MARAUN, M. & SCHEU, S. (im Druck) Oribatid mites in beech, mixed and spruce stands: relationships with stand age and microbial biomass. *Applied Soil Ecology*.
- SCHAEFER, M. (1991) The animal community: diversity and resources. In: E. RÖHRIG & B. ULRICH (eds) *Temperate deciduous forests (Ecosystems of the World)*; pp. 51-120. Amsterdam: Elsevier.
- SCHAUERMANN, J., 1982: Verbesserte Extraktion der terrestrischen Bodenfauna im Vielfachgerät modifiziert nach Kempson und Macfadyen. *Mitt. SFB 135/1*: 47-50.

Danksagung

Unser Dank gilt Frau G. Albert, Göttingen, für ihre Hilfe bei Probenahmen und Auswertung.

Ökotoxikologie

Collembolen als aktive Bioindikatoren bei Fragen der Schadstoffbelastung von Waldböden

von

Kopeszki, H.

1. Einleitung

Ein Forschungsansatz zur Feststellung der Schadstoffbelastungen von Waldböden durch sauren Regen, Schwermetalleintrag und überhöhte Stickstoffdeposition sind Untersuchungen mit schadstoffsensitiven Bodentieren. Als so schadstoffsensitiv erweisen sich Vertreter von Mikrofauna (Aeschl & Foissner 1991, UBA 1994), Mesofauna (Funke 1986; Hågvar 1982, Kopeszki 1991; Van Straalen et al. 1988) und Makrofauna (Funke 1986, 1987, 1991; Schauer mann 1986), daß aus ihrer Abundanz und relativen Häufigkeit der Gruppen oder Arten eine Indikation des Bodens möglich ist. In diesem Zusammenhang sind eu- und hemiedaphische Collembolen als Bioindikatoren bekannt und werden bei ökologischen Fragestellungen (Säure-, Dünger- und Schwermetallbelastung) verwendet, weil sich die Wohndichte der sensitiveren Arten verringert und die Dominanzstruktur verändert, entsprechend dem Ausmaß der Schadstoffdepositionen (Ghilarov 1978, 1980; Kopeszki 1991, 1992a).

Bisher wurden diese Bodenorganismen ausnahmslos als passive Indikatoren verwendet (Arndt et al. 1987; Schubert 1991). Aus den geänderten Abundanz- und Dominanzwerten und Abbauleistungen der Bodentiere entlang eines Schadstoffgradienten oder gegenüber einer Referenzfläche, kann auf das Belastungsausmaß des Bodenökosystems geschlossen werden.

In der vorliegenden Untersuchung werden Springschwänze erstmals als aktive Bioindikatoren eingesetzt. Im Gegensatz zur passiven Indikation, wo lediglich eine Momentaufnahme freilebender Bodenorganismen erhoben werden kann, wird in der aktiven Indikation eine bestimmte Zahl von Collembolen im Boden unter standardisierten Versuchsbedingungen exponiert und die Populationsdynamik registriert.

Ziel dieser Studie ist es, die Eignung verschiedener Collembolenarten für die aktive Indikation und die dabei verwendete Versuchsordnung auf ihre Praxistauglichkeit hin zu testen, um die Methode dann in verschiedenen Böden unterschiedlicher Schadstoffbelastung einsetzen zu können.

2. Methode

2.1. Die Versuchsordnung

Bei der aktiven Bioindikation wird eine Gruppe von Springschwänzen in speziell konstruierten Mikrocontainern mit Nahrungs- und Wohnsubstrat in verschiedenen Böden sechs Monate lang eingegraben (Kopeszki 1992b). Die verwendeten Testgefäße sind mit Gaze verschlossen, das kontaminierte Bodenwasser kann so in den Innenraum eindringen (z. B. Säuren, Dünger, Pestizide, ...).

Fruchtbarkeit, Wachstum, Populationsentwicklung und Zersetzungsleistung der eingeschlossenen Collembolen (*Folsomia candida* und *Heteromurus nitidus*) werden während der Untersuchung in regelmäßigen Abständen kontrolliert, um die Auswirkungen der Kontamination auf die genannten zoologischen Parameter festzustellen.

2.2. Standorte

Die Studie wurde im Buchenwienerwald (Exelberg) und in einem nährstoffdegradierten Fichtenforst (Viehberg) im Granit- und Gneishochland durchgeführt. Im Wienerwald wurden die Auswirkungen extremer Säuredepositionen im Stammablaufbereich von Buchen geprüft, im Fichtenforst wurden Düngerversuche mit unterschiedlichen Düngern und -mengen gemacht (detaillierte Standort- und Düngerbeschreibungen in: Katzensteiner et al 1992 a; 1992 b; Kopeszki 1993).

3. Ergebnisse

3.1. Buchenwienerwald

Langanhaltende Schadstoffdepositionen durch Niederschlagswasser im Wienerwald verursachen um die Buchenstämme ein Absterben der krautigen Vegetation („Todeshöfe“) und die Bildung steiler Säure- und Abundanzgradienten bei der Mesofauna (Glatzel et al. 1986; Kopeszki 1992a, 1992b). Die aktive Indikation mit Collembolen verdeutlicht das Belastungsausmaß: Das Populationswachstum ist im extrem säurebelasteten Wurzelaschenraum stark eingeschränkt, in den maximal belasteten Böden sterben sogar alle Tiere ab. Erst mit zunehmender Entfernung vom Stamm können sich kleinere Populationen in den Testcontainern aufbauen. Nur im Zwischenstammbereich wachsen größere Populationen heran, die eine entsprechende Dekompositionsleistung aufweisen.

Fruchtbarkeit und Populationswachstum von *Folsomia candida* und *Heteromurus nitidus* hängen also unmittelbar vom Nahrungs- und Wohnsubstrat in den Gefäßen ab. Je größer die Säure- und Schwermetalldeposition im Boden, um so langsamer entwickeln sich die Populationen (Abb. 1) und um so kleiner sind daher die Abundanzzahlen (Abb. 2).

3.2. Düngerversuche

Mit der aktiven Bioindikationsmethode können auch Auswirkungen überhöhter oder falscher Düngergaben auf das Bodenleben diagnostiziert werden: zu starke Stickstoffdüngung (Vollkorn), wie sie z.B. in Viehberg versuchsweise zur Sanierung des degradierten Bodens eingesetzt wurde, verursacht z.B. bei *Folsomia candida* ein verlangsamtes Populationswachstum. Basische Dünger, wie z.B. Biomag, führen nur zu geringfügigen Beeinträchtigungen bei *F.candida*; *Heteromurus nitidus* baut unter basischeren Bodenbedingungen sogar geringfügig größere Populationen auf.

4. Zusammenfassung und Diskussion

Fruchtbarkeit, zeitlicher Verlauf der Populationsentwicklung und Abundanz (Jahresmittelwert) der Collembolen im Testgefäß sind zoologische Kriterien, mit denen der Bodenzustand und das Ausmaß einer Belastung diagnostiziert werden können, sie hängen unmittelbar vom Ausmaß der Schadstoffdeposition und Bodenwasserkontamination ab. Je stärker ein Bodenökosystem mit Säuren, Schwermetallen, Düngern oder Pestiziden verunreinigt ist, umso geringere Chancen hat eine erfolgreiche Zucht der Collembolen in exponierten Mikocontainer. Daher kann aus den Parametern Populationsdynamik und Abundanz auf das Belastungsausmaß des Bodenökosystems geschlossen werden.

Soweit die jetzigen Ergebnisse zeigen, ist die aktive Indikation zur Bodendiagnose und Abschätzung des Belastungsausmaßes gut geeignet; sie kann in verschiedenen Böden und bei unterschiedlichsten Schadstoffkomponenten eingesetzt werden.

Derzeit laufende Studien in Ackerböden zeigen zudem, daß mit Hilfe der aktiven Bioindikation auch Aus- und Nebenwirkungen von Pestiziden (Herbizide und Insektizide) aufgezeigt werden können; weitere Untersuchungen sollen auch klären, ob sensitivere Arten die getroffenen Aussagen noch verschärfen können und ob sogar eine schadstoffspezifische Indikation möglich ist.

5. Literatur

- Aescht, E., Foissner, W. (1991) Bioindikation mit mikroskopisch kleinen Bodentieren. - VDI Berichte, **901**, 985-1002.
- Arndt, U., Nobel, W., Schweizer, B. (1987) Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer Stuttgart, pp. 388.
- Beck, L. (1989) Lebensraum Buchenwaldboden. I. Bodenfauna und Streuabbau - eine Übersicht. Verh. Ges. Ökol. **17**, 47-54.
- Funke, W. (1986) Tiergesellschaften im Ökosystem "Fichtenforst" (Protozoa, Metazoa - Invertebrata) - Indikatoren von Veränderungen in Waldökosystemen. KfK-PEF **9**.
- Funke, W. (1987) Wirbellose Tiere als Bioindikatoren in Wäldern. VDI Berichte, **609**, 133-176.
- Funke, W. (1991) Tiergesellschaften in Wäldern. Ihre Eignung als Indikatoren für den Zustand von Ökosystemen. KfK-PEF, **84**, Karlsruhe, pp. 202.
- Ghilarov, M. S. (1978): Bodenwirbellose als Indikatoren des Bodenhaushaltes und von bodenbildenden Prozessen. Pedobiologia **18**, 300-309.
- Ghilarov, M. S. (1980) Bodenwirbellose als Bioindikatoren des Bodenhaushaltes und seine Änderungen unter anthropogenen Einflüssen. Z. Bioindikation **1**, 3-9.
- Glatzel, G., Kazda, M., Lindebner, L. (1986) Die Belastungen von Buchenwaldökosystemen durch Schadstoffdeposition im Nahbereich städtischer Ballungsgebiete: Untersuchungen im Wienerwald. Düsseldorfer Geobot. Kolloq. **3**, 15-32.
- Hågvar, S. (1984) Effects of liming and artificial acid rain on Collembola and Protura in coniferous forest. Pedobiologia **27**, 314-354.
- Katzensteiner, K., Glatzel, G., Kazda, M., Sterba, H. (1992a) Effects of air pollutants on mineral nutrition of norway spruce and revitalization of declining stands in Austria. Water, Air and Soil Pollution **61**, 309-322.
- Katzensteiner, K., Glatzel, G., Kazda, M. (1992b) Nitrogen-induced nutritional imbalances - a factor to Norway spruce decline in the Bohemian Forest (Austria). Forest Ecology and Management **51**, 29-42.
- Kopcszki, H. (1991) Abundanz und Abbauleistung der Mesofauna (Collembola) als Kriterien für die Bodenzustandsdiagnose im Wiener Buchenwald. Zool. Anz. **227**, 136-159.
- Kopcszki, H. (1992a) Veränderungen der Mesofauna eines Buchenwaldes bei Säurebelastung. Pedobiologia **36**, 295-305.
- Kopcszki, H. (1992b) Versuch einer aktiven Bioindikation mit den bodenlebenden Collembolen-Arten *Folsomia candida* (Willem) und *Heteromurus nitidus* (Templeton) in einem Buchenwald-Ökosystem. Zool. Anz. **228**, 82-90.
- Kopcszki, H. (1993) Auswirkungen von Düngergaben auf die Mesofauna, insbesondere Collembolenfauna, verschiedener Waldstandorte im Böhmerwald. Zool. Anz. **231**, 83 - 98.
- Schäfer, M. (1989) Die Bodentiere eines Kalkbuchenwaldes: ein Ökosystemforschungsprojekt. Verh. Ges. Ökol. **17**, 203-212.
- Schäfer, M. (1990) The soil fauna of a beech forest on limestone: trophic structure and energy budget. Oecologia **82**, 128-136.
- Schäfer, M. (1991) 14. Fauna of the European temperate deciduous forests. - Eds: Röhring, E., Ulrich, B. Ecosystems of the world. 7. Temperate deciduous forests. pp. 503-525; Elsevier, Amsterdam, Tokyo.
- Schäfer, M., Schauermann, J. (1990) The soil fauna of beech forests: comparison between mull and a moder soil. Pedobiologia **34**, 299-314.
- Schauermann, J. (1988) Tiergesellschaften der Wälder im Solling unter dem Einfluß von Luftschadstoffen unter künstlichem Säure- und Düngereintrag. Verh. Ges. Ökol. **16**, 291-299.
- Schubert, R. (1991) Bioindikatoren in terrestrischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- UBA (1994) Bodenorganismen als Bioindikatoren für Schadstoffbelastungen. Bd. 45, 64 Seiten; ISBN 3-85457-166-6.
- Van Straalen, N.M., Kraak, M. H. S., Denneman, A. J. (1988) Soil microarthropods as indicators of soil acidification and forest decline in the Veluwe area, the Netherlands. Pedobiologia **32**, 47-55.

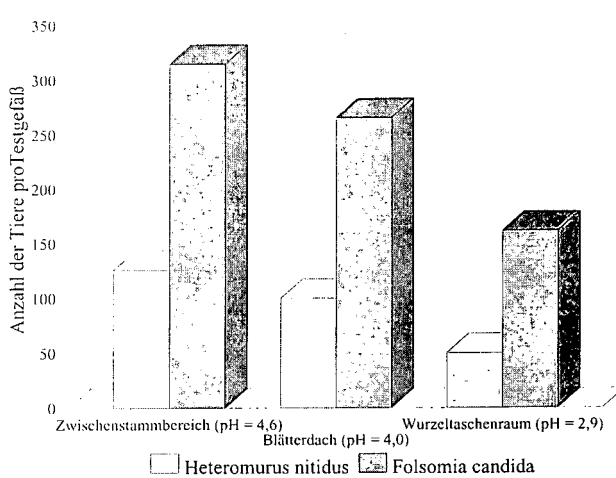


Abb. 2 Abundanz (Mittelwert aus vier Parallelproben sechsmonatiger Dauer: 23.04.95 - 16.10.95) der zwei Collembolenarten im sauren Stammablaufbereich von Buchenbäumen am Exelberg

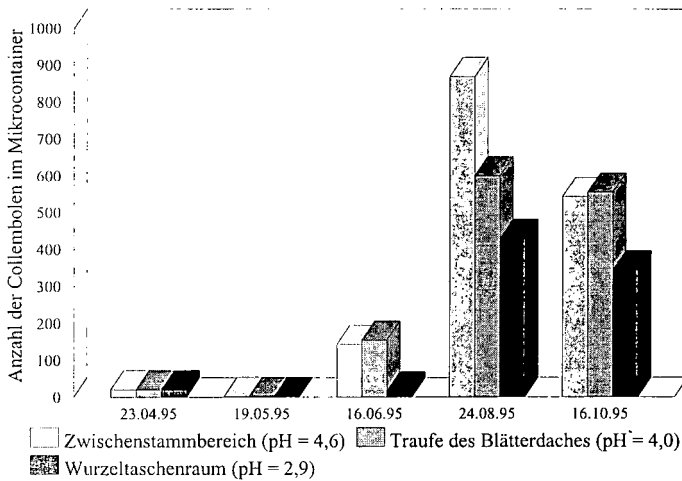


Abb. 1 Populationsdynamik von *Folsomia candida* im Säuregradienten unter Buchenbäumen des Wienerwaldes (Ergebnisse: Mittelwerte aus vier Versuchsserien am Exelberg)

Toxische Wirkungen von Antimon auf Repräsentanten trophischer Ebenen von Bodenbiozözen

von

Hammel, W.* , L. Steubing* und R. Debus*

Einleitung

In einer Region des Nordpfälzer Berglands (Rheinland-Pfalz) finden sich im Boden hohe Konzentrationen von Quecksilber, Arsen (Vogel & Steubing 1996) und Antimon (Hammel et al. 1996). Sie sind auf Abraumhalden des Quecksilberabbaus (15. Jh. bis 1942) in diesem Gebiet zurückzuführen.

Von verschiedenen Verbindungen des Antimon sind kanzerogene und humantoxische Wirkungen bekannt. Daten zur Ökotoxizität von Antimon liegen bislang nur für das Kompartiment Wasser vor.

Um die Ökotoxizität im Boden einzuschätzen, wurden Bodenorganismen (höhere Pflanzen, Bodenalgae, Nematoden, Collembolen) in standardisierten Tests künstlich mit Sb kontaminierten Bodenproben und Proben aus der Bergbauregion exponiert. Die gewählten Arten stehen stellvertretend für Primärproduzenten und Destruenten von Bodenbiozözen. Werden die Organismen durch Bodenkontaminationen in ihrem Wachstum bzw. ihrer Reproduktion gehemmt, weist dies auf Einschränkungen der Lebensraumfunktion der Böden durch den/die Kontaminanten hin.

Material und Methoden

Künstlich kontaminierte Böden: Die Fraktion < 2 mm von Proben des Oberbodens (0-30 cm) landwirtschaftlicher Nutzflächen eines Cambisols, Luvisols und Tschernozem wurden mit schwerlöslichem Sb_2S_3 , Sb_2S_5 bzw. wasserlöslichem SbO/K-Tartrat (je 1000 mg Sb/kg TG) kontaminiert. Um Sorptions- und Austauschprozesse mit der Bodenmatrix zu ermöglichen, lagerten diese Proben 6 Monate bei 6°C und 40% WHK_{max} im Dunkeln. Zur Ermittlung von EC₅₀-Werten wurden durch Mischen mit nicht kontaminiertem Material verschiedene Belastungsstufen eingestellt.

Böden der Bergbauregion: Die Proben wurden dem Oberboden 0-30 cm (Fraktion < 2mm) von Flächen unterschiedlicher Nutzung entnommen: brachliegende Wiese, landwirtschaftlich genutzte Wiese, Weinberg und ehemalige Abraumhalde.

Bodenanalysen: Die Analyse des N_{min}, P, K, pH, CEC, C_{org} und N_{gesamt} erfolgte nach Hoffmann (1991). Die Bestimmung des WHK_{max} wurde nach den Angaben der DECHEMA (1995) durchgeführt. Die Analyse der Gesamtgehalte von Sb, Hg, As und Cu erfolgte nach Aufschluß der Proben

* Fraunhofer-Institut f. Umweltchemie u. Ökotoxikologie, Auf dem Aberg 1, D-57392 Schmallenberg

** Justus-Liebig-Universität, Institut für Pflanzenökologie, Heinrich-Buff-Ring 38, D-35392 Gießen

mit H₂O₂, HNO₃ und HCl im Mikrowellenofen (Hammel et al. 1996). Zur Erfassung der mobilen Fraktion dieser Elemente wurden die Proben nach DIN 19730 mit 1 M NH₄NO₃-Lösung extrahiert. Die Analyse der Schwermetalle und Arsen in Aufschluß und Extrakt erfolgte für Hg mittels CV-AAS, für Sb und As mittels Hydrid-AAS und für Cu durch F-AAS.

Tests mit Bodenorganismen: Die Ergebnisse aus den in Tabelle 1 angegebenen Tests mit kontaminierten Bodenproben wurden jeweils zu Ergebnissen aus Kontrollansätzen mit nicht kontaminiertem Material in Beziehung gesetzt.

Tabelle 1: Testbedingungen für Solid-Phase-Tests mit *Spinacia oleracea* (höhere Pflanze), *Chlorococcum infusioinum* (Bodenalge), *Panagrellus redivivus* (Nematode) und *Folsomia candida* (Collemböle).

Spezies	Primärproduzenten		Destruenten	
	höhere Pflanzen <i>Spinacia oleracea</i>	Bodenalgen <i>Chlorococcum infusioinum</i>	Nematoden <i>Panagrellus redivivus</i>	Collembolen <i>Folsomia candida</i>
Substrat	Boden ¹⁾	Boden ²⁾	Boden	Boden
Inokulum	6	1,5 x 10 ⁵	5 x 10 ⁴	10
Temperatur	14 - 22°C	21°C ± 1	21°C ± 1	21°C ± 1
Licht (Lux)	2100-16.000 (10 h)	10.000 (24 h)	dunkel	400 (24 h)
Bodenf. (%WHK _{max})	45 - 65 %	100 %	100 %	ca. 60%
Dauer	58 Tage	14 Tage	7 Tage	28 Tage ³⁾
Wiederholungen	2	4	4	4
Parameter gemessen als	Wachstum TG oberird. Teile	Reproduktion Chl _{aph} / cm ²	Reproduktion Anz. leb. Tiere	Reproduktion Anz. leb. Tiere

1) 2 : 1 gemischt mit Nähragar (Säuglingsnahrung); 2) auf 50 mg N/l Bodenwasser und 150 mg P/l Bodenwasser eingestellt; 3) entspricht einer Generationszeit

Ergebnisse

Die Testböden unterschieden sich deutlich in ihren Eigenschaften (Tab. 2). Der Gehalt der Nährstoffe N und P variierte um den Faktor 5 bzw. 6. Die Böden waren schwach bis stark humos (C/N 1,5 - 28) und der für die Mobilität von Schwermetallen wichtige pH reichte von 5,1 - 7,6.

Tabelle 2: Nährstoffe (N_{min}, P, K; n = 2) und Charakteristika (pH, WHK, CEC, C_{org}, N_{gesamt}) der Testböden.

	N _{min} mg/kg	P mg/kg	K mg/kg	pH (CaCl ₂)	WHK _{max} ml/kg dw	CEC mcq/100g	C _{org} %	N _{gesamt} g/kg
Cambisol	14 ± 0	90 ± 2	85 ± 1	5,6	268	9,5	1,4	0,5
Luvisol	27 ± 1	149 ± 24	173 ± 4	7,6	371	12,3	1,1	0,7
Tschernozem	24 ± 1	280 ± 9	241 ± 1	7,3	405	26,3	1,9	12,6
Wiese brach	68 ± 4	47 ± 4	79 ± 1	5,1	417	15,1	1,3	1,7
Wiese genutzt	55 ± 3	201 ± 3	312 ± 3	6,6	451	16,2	1,4	1,9
Weinberg I	61 ± 5	178 ± 8	224 ± 0	6,9	466	20,3	2,5	2,5
Weinberg II	54 ± 2	223 ± 6	294 ± 3	7,3	442	17,8	1,6	1,7
Halde	72 ± 1	129 ± 1	243 ± 7	6,5	840	42,9	4,9	4,5

Die Gesamtgehalte von Sb, Hg, As und Cu waren in den Referenzböden im Bereich der Hintergrundwerte (Eikmann & Klocke 1993) (Tab. 3). In allen Proben der Bergbauregion lagen die Gesamtgehalte für Sb, Hg, As und teilweise auch Cu deutlich über diesen Werten. Die mobilen Fraktionen dieser Elemente waren dagegen lediglich in der Probe von der Halde für Sb, Hg und Cu und

der genutzten Wiese für Cu deutlich höher als die von Prüß (1994) angegebenen Vorsorgewerte.

Tabelle 3: Antimon, Quecksilber, Arsen und Kupfer (gesamt in mg/kg, mobil in µg/kg) in den Testböden. n = 2; fett = deutliche Überschreitungen der Hintergrund- (gesamt) und Vorsorgewerte (mobil); unten Orientierungswerte

	Sb		Hg		As		Cu	
	gesamt mg/kg	mobil µg/kg	gesamt mg/kg	mobil µg/kg	gesamt mg/kg	mobil µg/kg	gesamt mg/kg	mobil µg/kg
Cambisol	n. n.	-	0,1 ± 0,0	-	9 ± 1	-	7 ± 0	-
Luvisol	1,0 ± 0,0	-	0,2 ± 0,0	-	28 ± 1	-	16 ± 0	-
Tschernozem	4,0 ± 1,0	-	0,1 ± 0,0	-	27 ± 2	-	20 ± 0	-
Wiese brach	13 ± 2	12 ± 1	21 ± 1	0,1 ± 0,1	410 ± 124	9 ± 0	44 ± 10	112 ± 0
Wiese genutzt	82 ± 6	30 ± 0	27 ± 3	0,2 ± 0,0	220 ± 20	19 ± 0	192 ± 10	505 ± 39
Weinberg I	153 ± 14	24 ± 1	66 ± 5	0,1 ± 0,0	335 ± 142	17 ± 0	68 ± 3	112 ± 12
Weinberg II	18 ± 1	33 ± 2	13 ± 1	0,1 ± 0,0	119 ± 5	58 ± 1	60 ± 6	126 ± 20
Halde *	1317 ± 508	2717 ± 41	108 ± 4	2,4 ± 0,1	1035 ± 2	59 ± 1	1249 ± 95	1192 ± 20
Hintergrund ¹⁾	1	-	0,5	1	20	-	50	-
Vorsorge ²⁾	-	5 - 30	-	1	-	40-45	-	250-350
Intervention ³⁾	25	-	50	-	50	-	200	-

* n = 4; 1). 3) Eikmann & Kloke (1993); 2) Prüß (1994) abhängig vom pH

Von den Reinsubstanzen erwiesen sich das Tartrat (EC₅₀ 657 mg Sb/kg) und das fünfwertige Sulfid (EC₅₀ 452 mg Sb/kg) bei Exposition über Cambisol als phytotoxisch. Die Nematoden wurden lediglich durch das Tartrat (EC₅₀ 737 mg Sb/kg) im Cambisol in ihrer Reproduktion gehemmt. Bei den Bodenalggen bewirkten dagegen die beiden Sulfide in Luvisol (EC₅₀ Sb₂S₃ 257 mg Sb/kg, Sb₂S₅ 172 mg Sb/kg) und Tschernozem (EC₅₀ Sb₂S₃ 125 mg Sb/kg, Sb₂S₅ 314 mg Sb/kg) eine Hemmung der Reproduktion. Die Collembolen wurden in keinem Fall beeinträchtigt.

Die getesteten Bodenproben der Bergbauregion hatten keinen phytotoxischen Effekt. Auch die Collembolen wurden nicht gehemmt. Eine toxische Wirkung auf Bodenalggen konnte für die Bodenproben von der genutzten Wiese und der Halde nachgewiesen werden. Durch letztere wurden auch die Nematoden in der Reproduktion gehemmt.

Diskussion

Die drei getesteten Antimonverbindungen SbO/K-Tartrat, Sb₂S₃ und Sb₂S₅ hatten bei Exposition über alle Testböden toxische Wirkungen auf Bodenorganismen. Allerdings waren die Reaktionen der einzelnen Arten deutlich verschieden. Dies kann auf eine unterschiedliche Sensitivität gegenüber Antimon zurückzuführen sein. Von großer Bedeutung für eine Wirkung ist aber sicherlich auch die Art der Exposition. So sind die Collembolen aufgrund ihrer Größe und Lebensweise weitgehend von Bodenluft umgeben. Da hier jedoch nicht flüchtige Substanzen untersucht wurden, waren diese Organismen nur geringfügig exponiert. Die Nematoden und Bodenalggen hingegen waren über die gesamte Körper- bzw. Zelloberfläche durch die Bodenlösung und -partikel mit den Substanzen in Kontakt. Für Nematoden besteht durch die Ingestion von Bodenbestandteilen eine zusätzliche Exposition über den Darm. Hinsichtlich der Phytotoxizität hatte vermutlich der relativ niedrige pH des Cambisols einen Einfluß auf die Verfügbarkeit des Antimons. Hinzu kam noch die schlechte N-

Versorgung durch diesen Boden. In den beiden anderen Bodenproben war das Antimon für die Pflanzen wahrscheinlich nicht verfügbar und konnte daher keine toxischen Wirkungen entfalten.

Die unterschiedliche Sensitivität und Exposition gilt auch für die Tests mit den Bodenproben aus der Bergbauregion. Die Ergebnisse der Toxizitätstests zeigen deutlich, daß die Analyse der Gesamtgehalte von Schwermetallen und Arsen keinen Rückschluß auf das ökotoxische Potential eines Bodens zuläßt. Deutlich besser wird die verfügbare und damit wirksame Fraktion durch die Extraktion mit NH_4NO_3 -Lösung erfaßt. Für die Probe von der Halde ist jedoch nicht zu entscheiden, auf welches Element die Wirkung zurückzuführen ist. Daß Nematoden und Bodenalgae verschieden auf die Probe von der genutzten Wiese reagierten, ist dagegen vermutlich auf das Kupfer zurückzuführen. So ist dessen algizide Wirkung wiederholt gezeigt worden (Schäfer et al. 1992, Richardson 1993). Für die Nematodenart *Caenorhabditis elegans* geben Donkin & Dusenbery (1994) dagegen einen LC_{50} von 919 mg Cu/kg an. Dieser Wert liegt deutlich über dem Kupfergehalt in dieser Probe.

Zusammenfassung

Die angewendeten Tests mit Bodenalgae und Nematoden sind geeignet, toxische Potentiale von Bodenkontaminationen zu erfassen.

Die chemische Analyse von Gesamtgehalten erlaubt keinen Rückschluß auf die Toxizität einer Belastung des Bodens mit Schwermetallen und Arsen. Die Analyse der mobilen Fraktion durch Ammoniumnitrat-Extraktion gibt toxische Potentiale eindeutig besser wieder.

In Anlehnung an die Klassifizierung des UBA (8.1994) zur Einstufung von Chemikalien anhand des Regenwurmtests sind Sb_2S_3 , Sb_2S_5 und SbO/K-Tartrat im Boden als schwach toxisch einzustufen.

Literatur

- DECHEMA (1995): *Biologische Testmethoden für Böden*. In: 4. Bericht des interdisziplinären Arbeitskreises „Umweltbiotechnologie-Böden“. (Kreysa G., Wiesner J., Hrsg.)
- DONKIN S.G., DUSENBERY D.B. (1994): *Using the Caenorhabditis elegans soil toxicity test to identify factors affecting toxicity of four metal ions in intact soil*. Water Air Soil Pollut. 78, 359-373
- EIKMANN TH., KLOKE A., (1993): *Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)stoffe in Böden*. In: Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. (Rosenkranz D., Einsele G. & Harreß H.M., Hrsg.) 14. Lfg. X/93, 9305
- HAMMEL W., DEBUS R., STEUBING L. (1996): *Soil Pollution and Crop Contamination by Antimony from Historical Mine Dumping*. In: Proceedings III Int. Conf. Biogeochemistry of Trace Elements, Paris 1995 (im Druck)
- HOFFMANN G. (1991): *Methodenhandbuch Band I, Die Untersuchung von Böden*, Aufl. 4. VDLUFA-Verlag Darmstadt
- PRÜBE A., (1994): *Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden*. In: Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. (Rosenkranz D., Einsele G. & Harreß H.M., Hrsg.) 15. Lfg. 1/94, 3600
- RICHARDSON M.L. (Hrsg.), (1993): *The Dictionary of Substances and their Effects*. Vol 2, C, Royal Society of Chemistry
- SCHÄFER H., HETTLER H., FRITSCHKE U., PITZEN G., RÖDERER G., WENZEL A., (1992): *Biotests using unicellular algae and ciliates for predicting long-term effects of toxicants*. Report of the CEC-Project EV4V-0110-UK (BA)
- VOGEL A., STEUBING L. (1996): *Risikobewertung: Quecksilber und Arsen in Böden, Nutzpflanzen und -tieren aus geogen belasteten Gebieten*. In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 26, 1 - 5

Wirkungsbezogene Bewertung der Schadstoffbelastung von Böden im Hinblick auf deren Lebensraum- und Stoffumsatzfunktion: Konzepte - Sachstand - Ausblick

von

Necker, U.*

1. Einleitung und Zielsetzung

Ein wesentlicher Teilaspekt bei der Bewertung von Schadstoffbelastungen von Böden ist die Frage nach Beeinträchtigungen der natürlichen Bodenfunktionen. Insbesondere die Lebensraum- und Regelfunktionen - Stoffumsatz, Filter- und Pufferleistungen - sind an eine intakte Bodenbiozönose gebunden. Die Notwendigkeit des nachhaltigen Schutzes dieser Bodenfunktionen ist inzwischen unbestritten und hat ihren Niederschlag im Entwurf des Bundes-Bodenschutzgesetzes gefunden. Die Umsetzung dieses Schutzzieles in Bodenschutz-Praxis vor Ort macht die Bewertung von Beeinträchtigungen dieser Bodenfunktionen, z. B. durch Schadstoffeinwirkungen, nach Qualität und Ausmaß erforderlich. Dies ist nur auf der Grundlage bodenbiologischer bzw. ökotoxikologischer Untersuchungen als wesentliche Ergänzung zur chemisch-stofflichen Bodencharakterisierung möglich, da nur anhand biologischer Methoden Stoffwirkungen erfaßt werden können.

Unter Bezug auf das Tagungsthema "Neue Konzepte in der Bodenbiologie" steht im folgenden weniger eine Darstellung konkreter Ergebnisse zum Thema "Schadstoffwirkungen auf bodenbiologische Prozesse" im Zentrum; diese sind an anderer Stelle im Detail nachzulesen (DELSCHEN et al., 1996). Der Schwerpunkt liegt auf der Vorstellung und Diskussion konzeptioneller Ansätze zur wirkungsbezogenen Bewertung von Schadstoffbelastungen von Böden. Zielsetzung ist die Erarbeitung fachlich-fundierter und im Bodenschutz vor Ort praktikabler Bewertungsmaßstäbe.

2. Sachstand

Es stehen inzwischen eine Reihe bodenbiologischer Methoden mit unterschiedlichem Standardisierungsgrad zur Verfügung, die zu einem großen Teil auch zum Nachweis von Schadstoffwirkungen genutzt werden können; es existieren aber keine validierten, in der Praxis etablierten Testsysteme zur Frage der bodenbiologischen/ökotoxikologischen Bewertung von Boden-Schadstoffbelastungen. Derzeit sind bodenbiologische Untersuchungen bzw. bodenökotoxikologische Tests gesetzlich nur im Rahmen der Neuzulassung von Pflanzenschutzmitteln sowie nach Chemikaliengesetz, also im Sinne einer Einzelstoffprüfung, vorgeschrieben, und nur für diesen Bereich gibt es in der BRD entsprechende Bewertungsrichtlinien. Ein Einsatz in der alltäglichen Bodenschutz-Praxis vor Ort erfolgt zur Zeit in rein pragmatischer Vorgehensweise nur in **Einzelfällen**.

Hierbei ist die Entwicklung einer gezielt an die jeweilige Fragestellung angepaßten Untersuchungsstrategie von entscheidender Bedeutung, um verwertbare Ergebnisse und richtige Bewertungen zu erzielen. Dies soll am Beispiel parallel durchgeführter mikrobiologischer und ökotoxikologischer Untersuchungen des Landesumweltamtes NRW belegt werden, die im Rahmen eines Lysimeterversuchs zum Verhalten von persistenten organischen Schadstoffen im System Boden/Bodenwasser/Pflanze durchgeführt wurden: Während für die bodenbiologischen Aktivitätsparameter nachhaltige Wirkungen der zugeführten Schadstoffe nachzuweisen sind (s. beispielhaft Abb 1 für die Schadstoffgemische Anthracenöl (PAK) und Clophen (PCB)), zeigen die in Bodeneluatn durchgeführten Biotests keine Effekte (s. Tab. 1) (DELSCHEN et al., 1996).

* Landesumweltamt NRW, Postfach 10 23 63, 45023 Essen

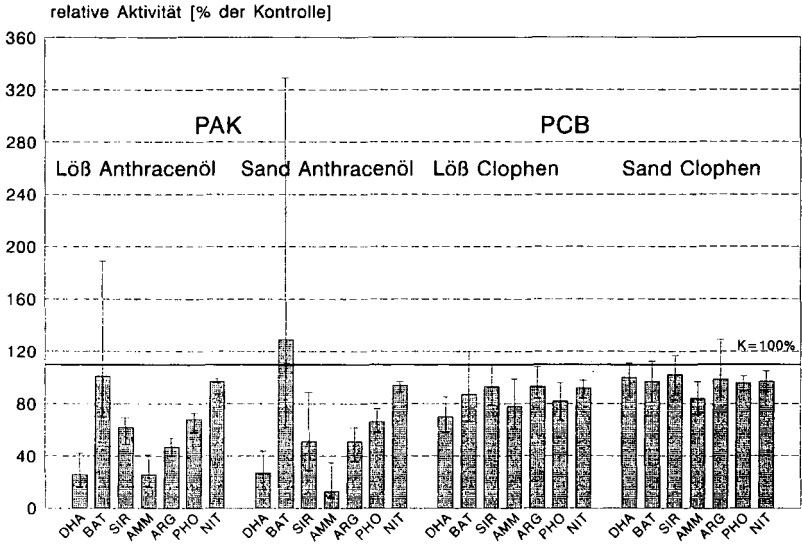


Abb. 1: Relative Aktivitätswerte (Kontrolle = 100%) in mit technischen Gemischen (PAK und PCB) belasteten Löß- und Sandvarianten; jeweils Mittelwerte mit Spannweiten

Tab. 1: Wirkungen von Bodenbelastungen (PAK, PCB) auf bodenbiologische Aktivitäten sowie in Biotests in Bodeneluat

Belastungsvariante	Wirkung auf Bodenatmung	Wirkung auf Enzymaktivitäten im Boden	Effekt im Leucht-bakterientest, Bodeneluat	Effekt im Daphnientest Bodeneluat	Effekt im Algentest Bodeneluat
PAK-Reinsubstanzen	0	-	0	0	0
Anthracenöl	++/0/-	--	0	0	0
PAK-Altlast	+	-	0	0	0/-
PCB-Reinsubstanzen	0	0/-	0	0	0
Clophen 40	0/-	0/-	0	0	0
PCB-Altlast	0/-	-	0	0	0

+ Stimulation, ++ starke Stimulation
 0 keine Wirkung
 - Hemmung, -- starke Hemmung

Die Untersuchungen belegen, daß geeignete Methoden zur Verfügung stehen, um Schadstoffwirkungen im Boden nachzuweisen, und daß zur Bewertung der Bodenqualität bodenbiologische Methoden unerlässlich sind und nicht durch die in der Praxis bereits etablierten aquatischen Biotests ersetzt werden können. Bei der Konzeption eines sinnvollen Untersuchungsdesigns muß jeder im praktischen Umweltschutz arbeitende Untersuchungsansteller das Dilemma bewältigen, daß die ökosystemare Relevanz von Untersuchungsergebnissen mit steigender Vergleichbarkeit der Testbedingungen mit den Standortbedingungen zunimmt, ihre methodische Reproduzierbarkeit und damit

Sicherheit der Aussage infolge höherer Variabilität dagegen abnimmt. Die Zusammenstellung jeweils sinnvoller Methodenpaletten und Untersuchungsfolgen, die je nach Fragestellung die relevanten ökotoxikologischen Endpunkte, Trophieebenen und Expositionsverhältnisse repräsentieren, erfordern Expertenwissen und z. T. langfristige Versuchskonzeptionen; beides ist in der Bodenschutz-Praxis vor Ort häufig nicht realisierbar. Ein wesentlicher Fortschritt sind daher Methodenübersichten in Form von Leitfäden, die im Hinblick auf abgegrenzte Fragestellungen die hierzu grundsätzlich einsatzfähigen Methoden mit ihren Anwendungsbereichen, Möglichkeiten und Grenzen auflisten und dem Benutzer jeweils Entscheidungskriterien für die konkrete Auswahl an die Hand geben (DECHEMA 1995).

Für eine **allgemeingültige, flächenhafte wirkungsbezogene Bewertung** der Schadstoffbelastung von Böden ist eine Reduzierung auf wenige überprüfbare Bodenqualitätsziele und die Entwicklung eines validen, praktikablen Bewertungsrahmens erforderlich. Hier gibt es verschiedene konzeptionelle Ansätze, die sich im Ansatz und ihren Anwendungsbereichen unterscheiden sowie jeweils spezifische Vor- und Nachteile aufweisen (s. Tab 2.; UBA/FHG 1995). Für die meisten Ansätze bestehen auf dem jetzigen Stand große Zweifel hinsichtlich ihrer Plausibilität bei der praktischen Anwendung.

Tab. 2: Konzepte und konzeptionelle Ansätze für einen Bewertungsrahmen Bodenbiologie

	Bodenbiologische Qualitätsziele	Chemische Qualitätsziele
Qualität der Bewertung	direkte Bewertung über biologische Kenngrößen	indirekte Bewertung über chemische Kenngrößen (z.B. Stoffgehalte), die aus biol./ökotox. Untersuchungen abgeleitet wurden
Datenbasis	Erhebungsuntersuchungen bodenbiologischer Parameter; Kategorisierung nach Standort-Typen und biologischen Parametern	systematische, einfaktorielle Wirkungsuntersuchungen (Dosis-/Wirkungs-Beziehungen); Kategorisierung nach Standort-Typen, toxikologischen Endpunkten und ökosystemarer Relevanz
Anwendungsbereich	Screening der biologischen Qualität unabhängig vom Einfluß-/Belastungsfaktor; kontinuierliche biologische Umweltüberwachung; Bioindikation	Bewertung stofflicher Bodenbelastungen, auf die bearbeiteten Einzelstoffe beschränkt
Vorteile	allgemeingültig für alle Einfluß-/Belastungsfaktoren; Erkennen von Schädigungen der Bodenbiozönose ohne Kenntnis des Belastungsfaktors; Erfassen von Summenwirkungen	exakte Angabe von konstanten Bewertungsgrößen
Nachteile	variable Bewertungsgrößen (weite Normalbereiche wegen natürlicher Variabilität biologischer Parameter); Überlagerung des Einflusses des jeweiligen Belastungsfaktors durch Standorteinflüsse; Gefahr, nur Extremsituationen erkennen zu können	ausschließlich für die Einfluß-/Belastungsfaktoren gültig, für die Bewertungsgrößen abgeleitet wurden (z. B. Schadstoffbelastung von Böden); Summenwirkungen (Synergismen, Antagonismen) nicht bewertbar; indirekte Bewertung weiter entfernt von Standortrealität
konkrete Beispiele, Auswahl	<ul style="list-style-type: none"> • Definition von Standort-Typen (FhG/UBA 1995) • Normalbereiche für Schweizer Ackerböden (BUWAL et al., 1991) • DECHEMA 1995 	<ul style="list-style-type: none"> • Faktormethode (z.B. US EPA) • Verteilungsmethode (NL) • direkte Verwendung von NOEC's und LOEC's (UBA)

3. Ausblick

M. E. ist daher bei bodenbiologischen Bewertungen **im Einzelfall** die kombinierte Prüfung des Sachverhaltes durch Sachverständige anhand beider Ansätze - bodenbiologischer Qualitätsziele und bodenchemischer Qualitätsziele - wünschenswert, um der Fragestellung angepaßte, vernünftige Bewertungen zu gewährleisten; hierzu fehlen allerdings konkrete Bewertungskriterien.

Im Hinblick auf eine **allgemeingültige, flächenhafte wirkungsbezogene Bewertung** von Boden-Schadstoffbelastungen halte ich zur Zeit nur einen pragmatischen Ansatz der Überprüfung anhand bodenbiologisch/ökotoxikologisch abgeleiteter chemischer Bodenqualitätsziele für praktikabel; bei sachgerechter Ableitung ist er einerseits den variablen Bodenverhältnissen sowie andererseits der zur Zeit äußerst lückenhaften Datenbasis angemessen und kann m. E. den Einstieg in eine Berücksichtigung bodenökologisch begründeter Bewertungen im praktischen Bodenschutz vor Ort am besten ermöglichen. Probleme mit der Plausibilität und Anwendungsreife sollten im Zuge der Praxiserprobung kontinuierlich abgebaut werden; eine entsprechende Fortschreibung der Qualitätsziele mit wachsendem Kenntnisstand ist unabdingbar. Hierzu ist eine gezielte Auffüllung der noch großen Datenlücken erforderlich; am effektivsten wäre diese in gegenseitiger Abstimmung und unter Beachtung verabredeter Grundsätze der Qualitätssicherung und Standardisierung zu leisten. Bei der Aufstellung allgemeingültiger Boden-Qualitätsziele sind zwangsläufig Vereinfachungen und Verallgemeinerungen notwendig, zu denen sich die Wissenschaft in einem fachlich vertretbaren Rahmen m. E. durchringen sollte, da nur Sachverständige eine sachgerechte Typisierung gewährleisten können.

Das im Zusammenhang mit dem Entwurf für ein Bundes-Bodenschutzgesetz diskutierte Konzept zur Ableitung von **Vorsorgewerten** für das untergesetzliche Regelwerk sieht eine solche sehr pragmatische Vorgehensweise der Ableitung bodenökotoxikologisch begründeter bodenchemischer Qualitätsziele als Vorsorgewerte direkt auf der Basis der zur Zeit verfügbaren Wirkungsdaten - NOECs und LOECs terrestrischer ökotoxikologischer Untersuchungen - vor: nach derzeitigem Diskussionsstand wird ein zweistufiges Konzept verfolgt, nach dem zunächst für vorrangig relevante Schadstoffe (Schwermetalle, PAK und PCB) auf der Basis ökotoxikologischer Untersuchungen sowie von Boden-Hintergrundwerten konkrete Vorsorgewerte als Schadstoffgesamtgehalte abgeleitet werden; danach soll ein Abgleich mit auf der Basis weiterer relevanter Pfadbetrachtungen - z. B. Pfad Boden => Mensch, Pfad Boden => Pflanze => (Tier) => Mensch - abgeleiteten Vorsorgewerten erfolgen. Für den Regelungsbereich der **Gefahrenabwehr** ist derzeit eine Berücksichtigung ökotoxikologisch/bodenbiologisch begründeter Prüfwerte nicht vorgesehen.

Von der Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes kann bei Erarbeitung sowohl fachlich fundierter als auch praktikabler Bewertungskonzepte ein Impuls zu einer verstärkten Berücksichtigung bodenökologischer Sachverhalte in der Bodenschutz-Praxis erwartet werden.

4. Literatur

DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR CHEMISCHES APPARATEWESEN, CHEMISCHE TECHNIK UND BIOTECHNOLOGIE E. V. (DECHEMA) (1995): Biologische Testmethoden für Böden. Adhoc-Arbeitsgruppe "Methoden zur Toxikologischen/Ökotoxikologischen Bewertung von Böden". Kreysa, G. und J. Wiesner [Hrsg.], Frankfurt

BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD und LANDWIRTSCHAFT (BUWAL) und EIDGENÖSSISCHE FORSCHUNGSANSTALT FÜR AGRIKULTURCHEMIE UND UMWELTHYGIENE (1991): Wegleitung zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit, Liebefeld-Bern

DELSCHEN, T., HEMBROCK-HEGER, A. und U. NECKER (1996): Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/Pflanze. In: Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Landesumweltamt (LUA) NRW [Hrsg.] Bd. 13

UMWELTBUNDESAMT und FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR UMWELTCHEMIE UND ÖKOTOXIKOLOGIE (UBA/FHG) (1995): Workshop-Dokument zum Workshop "Bodenbiologie und Schadstoffe - Ableitung von Bodenwerten" im Umweltbundesamt Berlin, unveröffentlicht

Einfluß von Aluminium auf bodenmikrobiologische Kenngrößen in sauren Waldböden

von

Illmer, P. und F. Schinner*

Einleitung

Einer der best dokumentierten Effekte des "Sauren Niederschlags" ist die Absenkung des pH-Wertes im Boden und die Mobilisierung toxischer Al-Ionen (Blake et al. 1994). Trotz einer großen Anzahl von Untersuchungen über die Auswirkungen hoher Al-Konzentrationen auf den Menschen, auf Tiere und auf Pflanzen (Haug, 1984; Corain et al., 1992) gibt es kaum Studien über die Beeinflussung von freilebenden Mikroorganismen. Die wenigen mikrobiologischen Arbeiten zu diesem Thema befassen sich meist mit Symbionten wie Mykorrhizapilzen oder N₂-fixierenden Bakterien der Gattung *Rhizobium* (Wood und Cooper, 1988; Zel und Bevc, 1993).

Freilebende Mikroorganismen blieben erstaunlicherweise bisher weitgehend unberücksichtigt, obwohl ihre Mineralisierungstätigkeit für die Schließung von Stoffkreisläufen und damit für die Verfügbarkeit von Nährstoffen unerlässlich ist.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde daher versucht, die Auswirkungen unterschiedlich hoher Al-Konzentrationen auf freilebende Bodenmikroorganismen in Waldböden zu erfassen.

Material und Methoden

Basierend auf einer im Jahr 1988 durchgeführten Bodenzustandsinventur des Landes Tirol wurden Waldstandorte ausgewählt, die sich hinsichtlich ihrer Al-Gehalte beträchtlich (von 5 bis 85 µMol/gTS), hinsichtlich bodenchemischer, bodenkundlicher, phytosoziologischer, klimatischer und topographischer Charakteristika jedoch kaum voneinander unterschieden.

In Böden dieser Standorte wurden mikrobiologische und chemische Parameter (mikrobielle Biomasse (SIR) und - Atmung, Aktivitäten von Protease und CMC-Cellulase, N-Mineralisation, Keimzahlen von gesamten und Al-toleranten Bakterien und Pilzen, Anteile an Trocken- und organischer Substanz, potentielle und aktuelle Acidität, Konzentrationen an pflanzenverfügbarem Mg, Ca und K, den organischen, anorganischen, gesamten und pflanzenverfügbaren Fraktionen von P und die Konzentration des pflanzenverfügbaren Aluminiums) erfaßt und einer umfassenden

*) Inst. f. Mikrobiologie (N.F.)

Technikerstr. 25; A-6020 Innsbruck

Tel.: +512 507 6012; Fax +512 507 2929; E-mail: Paul.Illmer@uibk.ac.at

statistischen Analyse zugeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Es konnte ein hochsignifikanter Zusammenhang zwischen der mikrobiellen Biomasse und der Aluminiumkonzentration in den untersuchten Böden festgestellt werden (Illmer und Schinner, 1995).

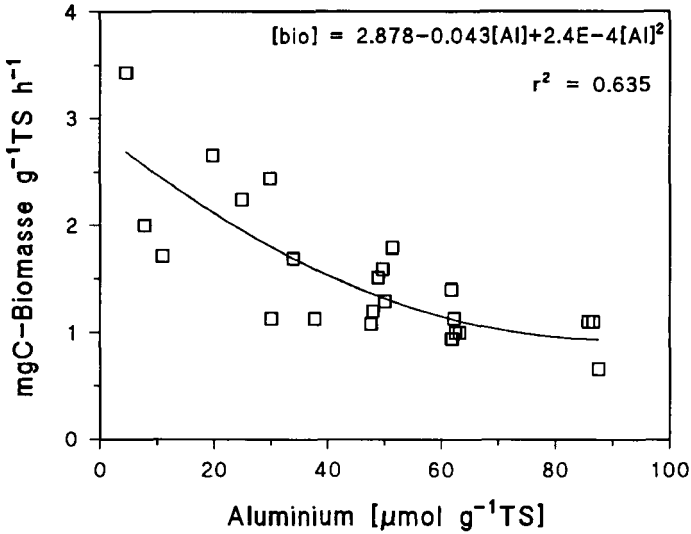


Abbildung 1: Beziehung zwischen der mikrobiellen Biomasse (SIR) und der Al-Konzentration in den untersuchten Böden.

Offensichtlich werden nicht nur - wie hinlänglich bekannt - Pflanzen und Tiere, sondern auch freilebende Bodenmikroorganismen durch hohe Al-Konzentrationen gehemmt. Eine Korrelationsanalyse aller erhobenen Daten ergab, daß die mikrobielle Biomasse nicht nur durch hohe Al-Konzentrationen gehemmt wird ($p < 0.001$), sondern auch eine positive Korrelation zu Mg ($p < 0.01$) und dem pH-Wert ($p < 0.05$) besteht. Obwohl auch zwischen Aluminium einerseits und der Mg-Konzentration und dem pH-Wert andererseits ein negativer Korrelationskoeffizient nachgewiesen wurde, sich also alle Faktoren gegenseitig beeinflussen, konnte mit Hilfe der partiellen Korrelationsanalyse eine Scheinkorrelation des Aluminiums über das pH und/oder die Mg-Konzentration ausgeschlossen werden (Illmer und Schinner, 1995).

Im Rahmen einer schrittweisen Variablenauswahl wurde gezeigt, daß Aluminium allein für ca. 50% der Gesamtvariabilität der mikrobiellen Biomasse verantwortlich ist. Nachdem weitere Faktoren (Mg, K und das pH) in die multivariate Regression miteinbezogen wurden (die Variablenauswahl erfolgte über das F-Verhältnis), konnte die Aussagekraft des Modells stark verbessert und die mikrobielle Biomasse gut ($r^2=0.985$) beschrieben werden (Abbildung 2).

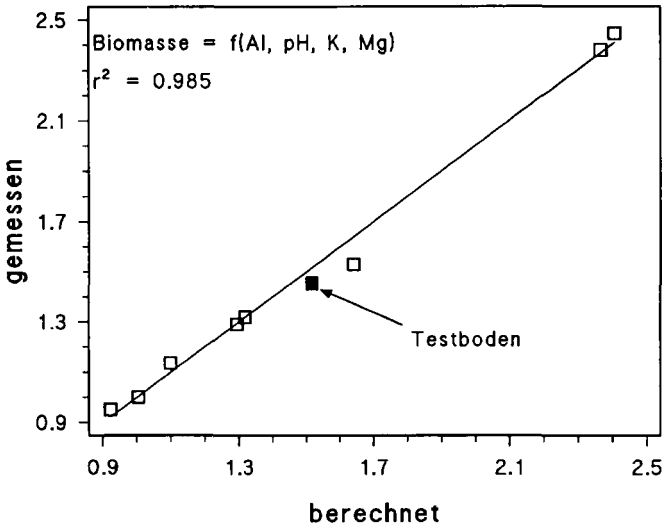


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen tatsächlich gemessenen und rein rechnerisch ermittelten Daten der mikrobiellen Biomasse. Der mit ■ bezeichnete Punkt steht für den Boden, dessen Daten nicht für die Funktionsberechnung verwendet wurden, aber zur Überprüfung des Modells dienten.

Die Anwendung des Modells auf einen Boden, der nicht zur Berechnung der multivariaten Funktion verwendet worden war, führte zu einer Bestätigung des Modells (siehe "Testboden" in Abbildung 2).

Von den anderen erhobenen Parametern zeigten nur die N-Mineralisation und die Proteaseaktivität hochsignifikant negative ($p < 0.001$) Reaktionen auf steigende Al-Konzentrationen. Zwischen diesen Aktivitäten einerseits und der mikrobiellen Biomasse andererseits konnte wiederum ein hochsignifikanter ($p < 0.01$) Zusammenhang aufgezeigt werden, eine Beziehung, die bereits von Beck (1983) festgestellt worden war. Eine Inhibierung der N-Nachlieferung (N-Mineralisation und Proteaseaktivität) über eine Al-induzierte Hemmung der mikrobiellen Biomasse und die

damit gegebene Beeinflussung des N-Kreislaufs durch erhöhte Al-Konzentrationen eröffnet ein vielversprechendes Betätigungsfeld für künftige Untersuchungen.

Zusammenfassung

Mit Hilfe eines breiten Methodenspektrums wurden die Auswirkungen unterschiedlicher Al-Konzentrationen in sauren Waldböden untersucht. Es konnte ein hochsignifikanter Zusammenhang zwischen der mikrobiellen Biomasse und der Aluminiumkonzentration in den untersuchten Böden festgestellt werden. Mit Hilfe der partiellen Korrelationsanalyse konnte eine direkte Wirkung des Aluminiums auf die mikrobielle Biomasse nachgewiesen und eine Scheinkorrelation über die Mg-Konzentration und/oder die Acidität ausgeschlossen werden.

Mit einer geringen Anzahl von Variablen wurde ein lineares Modell erstellt, mit dessen Hilfe die Al-bedingte Reaktion der mikrobiellen Biomasse im Boden sehr gut beschrieben werden konnte.

Außer der mikrobiellen Biomasse erwiesen sich vor allem die den N-Kreislauf beschreibenden Parameter (N-Mineralisation und Proteaseaktivität) als sehr sensibel gegenüber erhöhten Al-Konzentrationen.

Literatur

- Beck T., 1983. Die N-Mineralisierung von Böden im Laborbrutversuch. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 146, 243-252.
- Blake L., Johnston A. E., Goulding K. W. T., 1994. Mobilization of aluminium in soil by acid deposition and its uptake by grass cut for hay - a chemical time bomb. *Soil Use and Management* 10, 51-55.
- Corain B., Nicolini M., Zatta P., 1992. Aspects of the bioinorganic chemistry of aluminium(III) relevant to the metal toxicity. *Coordination chemistry Reviews* 112, 33-45.
- Haug A., 1984. Molecular aspects of aluminiumtoxicity. *CRC Critical Rev. Plant Sci.* 1, 345-373.
- Illmer P., Marschall K., Schinner F., 1995. Influence of available aluminium on soil microorganisms. *Letters in Applied Microbiology* 21, 393-397.
- Wood M., Cooper J. E., 1988. Acidity, aluminium and multiplication of *Rhizobium trifolii*: possible mechanisms of aluminium toxicity. *Soil Biology and Biochemistry* 20, 95-99.
- Zel J., Bevc L., 1993a. Effects of aluminium on mineral contents of mycorrhizal fungi in vitro. *Water, Air, and Soil Pollution* 71, 271-279.

Vergleich der Wirkung von Kupfer auf mikrobielle Leistungen in Böden unter aeroben und anaeroben Bedingungen

von

Rommel, J. und P. Dominik*

Problemstellung

Bisher ist nur von wenigen Untersuchungen zum Einfluß von Schadstoffen auf anaerobe mikrobielle Leistungen berichtet worden. Mit sämtlichen in der Literatur beschriebenen Methoden (z. B. Welp u. Brümmer, 1988; Waring u. Bremner, 1964) wird die Leistung einzelner physiologischer Gruppen untersucht, oftmals werden durch die Zugabe von leicht verfügbaren Substraten die schnellwachsenden Vertreter einer Gruppe gefördert. Daher stellt sich die Frage nach einem universellen Parameter für die mikrobielle Aktivität anaerober Mikroorganismen. Neben einer Bestimmung der Wärmeproduktion scheint nur die anaerobe CO₂-Freisetzung geeignet als Indikator für Schadstoffwirkungen.

<i>Hypothesen</i>	<i>Varianten</i>
Die anaerobe CO ₂ -Freisetzung ist niedriger als aerob, da viele Substrate aerob besser umsetzbar sind	Aerobe bzw. anaerobe Bebrütung
Der Einfluß von Kupfer ist anaerob stärker, da die Artenviersität geringer ist	c(Cu) = 0 bzw. 100 mg kg ⁻¹

Material und Methoden

Bebrütung

- Der Schadstoff wurde als trockenes CuCl₂ - vermischt mit Quarzmehl - in den feldfrischen Boden eingemischt und dann auf 40 % mWk (50 % bei Nm) angefeuchtet, um eine vollständige Erfassung des gebildeten CO₂ zu erreichen.
- Die Bebrütung erfolgte mit vier Parallelen in 250 ml Laborglasflaschen mit Butylstopfen. Für die anaeroben Varianten wurde ein durchbohrter Stopfen mit Schliff-Hahn (mit Schraubdeckel gesichert) verwendet. An einer Begasungsanlage wurde durch wiederholtes Evakuieren und Befüllen mit N₂ anaerobisiert (10 Zyklen).
- Das freigesetzte CO₂ wurde nach Absorption in NaOH titrimetrisch bestimmt. Die Rollrandgläschen für die Lauge wurden vor der Begasung in die Flaschen gestellt. Zum Wechsel wurden die Flaschen kurz geöffnet und die anaeroben sofort wieder gespült, während die aeroben belüftet wurden.
- Die Bebrütung erfolgte bei 15 °C, um eine Populationsverschiebung zu höheren Temperaturoptima zu vermeiden.

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart (jrommel@uni-hohenheim.de)

nach Versuchsende wurden

- die mikrobielle Biomasse mittels FE-Methode (Vance et al., 1987) bestimmt.
- zur Bestimmung von E_h und pH ca. 3 g Probe in 20 ml entgastem Wasser 30 min. unter N_2 trombuliert. Das E_h wurde mit 59 mV je Einheit auf pH 7 umgerechnet.
- der Gehalt an Fe(II) nach Extraktion mit HCl photometrisch mit Bipyridin bestimmt.

Auswahl der Böden Es wurden vier Oberbodenhorizonte ausgewählt, die sich hinsichtlich ihres Stoffbestandes deutlich unterscheiden:

Bodentyp und Nutzung		Horizont	Bodenart	pH (CaCl ₂)	Ton [%]	C _{org} [%]
Be	Braunerde, Acker	A _p	SI2	5,3	5	1,3
Pb	Parabraunerde, Acker	A _p	Ut4	6,6	18	0,9
Pe	Pelosoil, Wiese	A _h +A _h S _w	Tu3	6,6	40	2,6
Nm	Erd-Kalkniedermoor, Acker	nH _p	U, Hn	7,5	-	16,1

Ergebnisse und Diskussion

CO₂-Freisetzung Bei allen Proben wurde wie vermutet aerob mehr CO₂ freigesetzt (vgl. Abb. 1), jedoch fielen die Unterschiede geringer aus als erwartet. Beim Nm ist keine Beeinflussung der CO₂-Freisetzung zu erkennen, was angesichts der hohen Sorptionskapazität für Cu verständlich ist. In der Be wird die CO₂-Freisetzung deutlich, im Pe abgeschwächt durch Cu in beiden Varianten *gehemmt*. In der Be ist die Hemmung relativ zur jeweiligen Kontrolle anaerob stärker als aerob, beim Pe ist es umgekehrt.

Bei der Parabraunerde führt Cu dagegen in beiden Fällen zu einer *Förderung* der CO₂-Freisetzung. Dies widerspricht der Erwartung, da bei schwächerer Cu-Sorption (Daten hier nicht dargestellt) höhere lösliche Gehalte und damit stärkere Hemmung auftreten sollte. Die Förderung ist anaerob stärker ausgeprägt als aerob. Es lässt sich zusammenfassen, daß Kupfer sowohl hemmend als auch fördernd wirken kann. Bei den jeweiligen Böden erfolgte die Beeinflussung aber aerob und anaerob gleichsinnig.

Biomasse und Redox-Parameter Die mikrobielle Biomasse zu Versuchsende (vgl. C_{mic} in Tab. 1) verhält sich im Gegensatz zur CO₂-Freisetzung in der Pb und im Pe analog: anaerob erreicht sie geringere Werte als aerob und ist durch Kupfer jeweils verringert, wobei diese Hemmung anaerob wesentlich stärker ausfällt als aerob. Für den metabolischen Quotienten $q(CO_2)$ (freigesetztes CO₂ je mg C_{mic}), der häufig als sensitiver Parameter für Stresssituationen betrachtet wird (Fließbach et al., 1994), bedeutet dies bei der Parabraunerde einen spürbaren Anstieg für die aerobe und einen starken Anstieg für die anaerobe Variante. Beim Pe ist dieser Effekt geringer, aerob sogar gegenläufig.

Die Redoxparameter E_h , pH und Fe(II) verhalten sich weitgehend wie erwartet: vermutlich durch protonenverbrauchende Reaktionen der anaeroben Atmung steigt das pH anaerob gegenüber aerob an; Cu verringert diesen Anstieg. Das E_h der anaeroben Kontrolle ist stärker abgesenkt als mit Cu (außer beim Nm). In allen Fällen wird die Fe-Reduktion durch Cu deutlich gehemmt (vgl. Fe(II)-Gehalte nach Versuchsende in Tab. 1).

Schlußbetrachtung und Methodenkritik

Die Ergebnisse zeigen, daß die vorgeschlagene Methode in der Lage ist, die anaerobe CO₂-Freisetzung reproduzierbar und mit geringem Aufwand zu bestimmen.

Die erste Hypothese - die CO₂-Freisetzung ist aerob größer als anaerob - wird durch die Ergebnisse aller Böden unterstützt. Die zweite Hypothese - Cu wirkt anaerob stärker als aerob - ist nicht universell gültig. Die resultierende Frage nach den Ursachen dieses

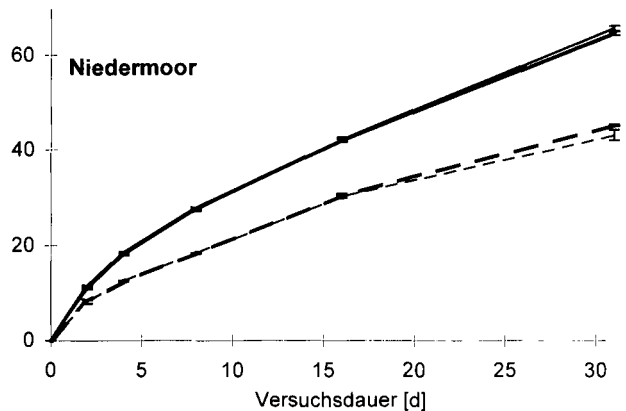
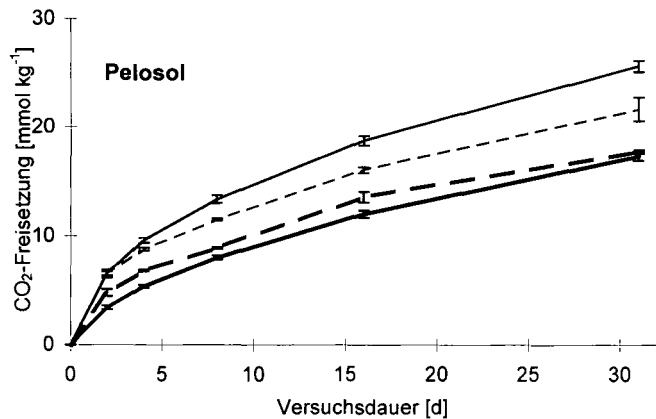
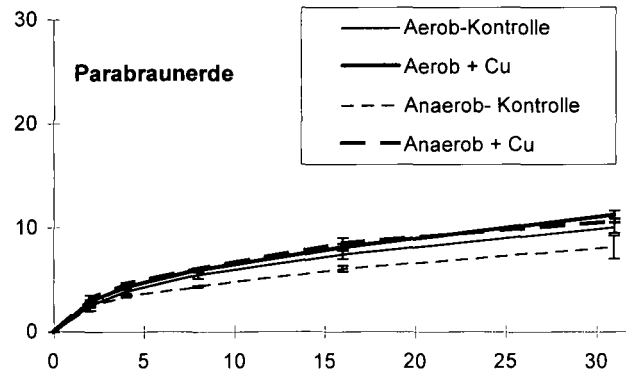
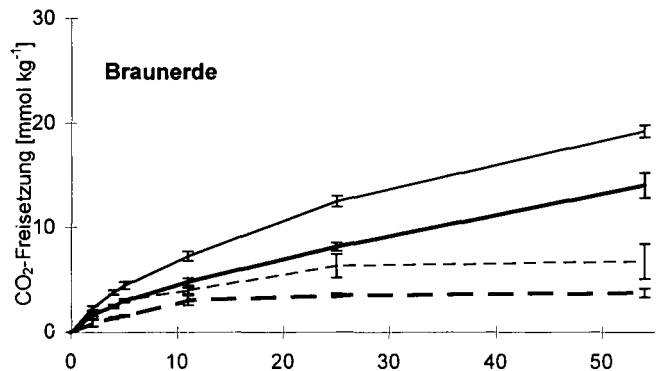


Abb. 1: CO₂-Freisetzung (Summenkurven) der vier Versuchsböden unter Einfluß von Cu bei aerober und anaerober Bebrütung

Tabelle 1: Freigesetztes CO₂, mikrobielle Biomasse, Redoxpotential, Fe(II) und pH am Versuchsende (Braunerde: 54 d, übrige Böden: 31 d)

Variante	$\Sigma(\text{CO}_2)$ [mmol kg ⁻¹]	C _{mic} [mg kg ⁻¹]	qCO ₂ [μmol mg ⁻¹]	E _h -7 [mV]	c(Fe ²⁺) [mmol kg ⁻¹]	pH
Braunerde						
Aerob-Kontr.	19,2					
Aerob + Cu	14,0					
Anaerob-Kontr.	6,8				5,27	
Anaerob + Cu	3,8				0,26	
Parabraunerde						
Aerob-Kontr.	10,0	132	76			7,22
Aerob + Cu	11,3	113	100			7,34
Anaerob-Kontr.	8,1	121	68	355	0,68	8,22
Anaerob + Cu	10,7	61	176	416	0,38	8,08
Pelosoil						
Aerob-Kontr.	25,6	929	28			6,74
Aerob + Cu	17,3	812	21			6,20
Anaerob-Kontr.	21,6	862	25	115	7,10	7,48
Anaerob + Cu	17,7	522	34	316	4,54	7,10
Niedermoor						
Aerob-Kontr.	65,7					7,79
Aerob + Cu	64,6					7,78
Anaerob-Kontr.	43,1			188		8,60
Anaerob + Cu	45,2			159		8,54

unterschiedlichen Verhaltens der Böden muß in weiteren Versuchen geklärt werden. Der zeitliche Verlauf der von Fe(II) und Nitrat bei der Braunerde (hier nicht gezeigt) zeigt Nitrat bis zum 25. Bebrütungstag und erst danach nennenswerte Fe(II)-Konzentrationen. Der Vergleich mit anaeroben Bebrütungen von Bodensuspensionen deutet darauf hin, daß die Aktivität der Denitrifikanten und Fe-Reduzierer durch die Diffusion von Substraten und Elektronenakzeptoren limitiert ist.

Die unerwartet hohe Varianz der Fe(II)-Gehalte zwischen den Parallelen, aber nicht zwischen Mehrfachbestimmungen derselben Probe legt die Vermutung nahe, daß es auch bei nur kurzem Öffnen der anaeroben Gefäße zum Laugenwechsel erforderlich ist, Stickstoff einzublasen, um auch kurzzeitigen Sauerstoffzutritt zu vermeiden.

Literatur

- Fliessbach, A., Martens, R. und Reber, H. H. (1994): Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biol. Biochem.* **26**, 1201-1205.
- Vance, E. D.; Brookes, P. C. und Jenkinson, D. S. (1987): An extraktion method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* **19**, 703-707.
- Warning, S. A., Bremner, J. M. (1964): Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Nature* **201**, 951-952.
- Welp, G., Brümmer, G. (1988): Der Fe(III)-Reduktionstest - ein einfaches Verfahren zur Abschätzung der Wirkung von Umweltchemikalien auf die mikrobielle Toxizität in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **148**, 10-23.

Mikrobielle Diversität in Böden - Stabilität von anthropogen beeinflussten oder gestörten Mikroorganismengemeinschaften in Böden

von

Laczko, E., A. Rudaz und M Aragno*

1. Einleitung - Allgemeine Zielsetzung

Die hier vorgestellten Ergebnisse wurden im Projekt *Microbial diversity of soils and stability of anthropogenically influenced or disturbed microbial soil communities*, das im Rahmen des Schwerpunktprogrammes Umwelt (SPPU) des Schweizerischen Nationalfonds durchgeführt wurde (Projekt Nr. 5001-34859), erarbeitet.

Das Ziel der Studie ist die Beschreibung und Bestimmung des Einflusses von Schwermetallbelastungen auf die Mikroorganismengemeinschaften der Böden. Mit Schwermetallbelastungen sind Metalle und Belastungsbereiche gemeint, die typisch sind für die intensiv genutzten Böden des schweizerischen Mittellandes und, im Vergleich dazu, die typisch sind für extensiv genutzte Böden abgelegener Standorte. Die Mikroorganismengemeinschaften werden hinsichtlich ihrer Abundanz, der Funktion, der Vielfalt und der Gemeinschaftsstruktur charakterisiert. Diese Zielsetzung ist motiviert durch die vielen offenen Fragen, die sich bei der Definition von Bodenschutzzieleln bzw. biologischen Bodenbewertungskriterien ergeben. Es sind dies Fragen, wie: Definition der Schutzwürdigkeit und von Qualitätskriterien, Erfassung und Bewertung der Vielfalt der Mikroorganismen im Bezug auf die Biodiversität des Bodens, Zusammenhänge zwischen der mikrobiellen Diversität und Stabilitätsmerkmalen. Die Klärung dieser Fragen gelingt sicherlich nicht alleine im naturwissenschaftlichen Diskurs, kann aber ohne naturwissenschaftliche Grundlagen wohl kaum erfolgen. Bei der Befragung dieser Grundlagen fällt schnell auf, dass besonders hinsichtlich der Vielfalt und der Gemeinschaftsstruktur der Mikroorganismen wenig bekannt ist, und damit auch ihre Bedeutung und Bewertung offen liegt. Wie dies auch verschiedentlich im Rahmen dieser Tagung dargestellt wurde, liegt dies grösstenteils an methodischen Schwierigkeiten (Stichwort: die meisten Bodenmikroorganismen sind nicht identifizierbar, siehe auch White 1995). Als möglicher Ausweg aus dieser Situation wurde im Rahmen der aquatischen Mikrobiologie seit den siebziger Jahren die sogenannte PLFA-Analyse entwickelt (zB. Vestal and White, 1989). Auf dem Umweg der Analyse der Phospholipidfettsäuren (PLFA) kann die mikrobielle Vielfalt gemessen werden (zB. Korner und Laczko 1992). Darüber hinaus leistet diese Methode aus der molekularen Ökologie eine Verbindung von Makro- und mikrobieller Ökologie (White 1995). Anhand der Ergebnisse aus dem SPPU-Projekt soll gezeigt werden:

- wie die PLFA-Diversität in Abhängigkeit der Bodennutzung und der Schwermetallbelastung variiert
- wie aus der PLFA-Herkunft die funktionale Diversität abgeleitet werden kann
- dass die funktionale Diversität und die Stabilität der mikrobiellen Gemeinschaft zusammenhängen
- und schliesslich wie die PLFA-Diversität bewertet und angewandt werden kann bei der Definition von Bodenqualitätskriterien

* SOLVIT, Langsägestr. 15. CH-6010 Kriens

2. Methoden und Versuchsanordnung

Für die Beschreibung der PLFA-Analyse und ihrer Grundlagen sei auf Zelles und Bai (1993) verwiesen.

Untersucht wurden 27 Standorte in der Schweiz, davon 12 Ackerböden und 15 Wiesenböden. Bei beiden Nutzungsarten wurden Standorte unterschiedlicher Schwermetallbelastung ausgewählt. Diese reichte von gering (das heisst weit unterhalb der schweizerischen Richtwerte), über mittel (= im Bereich der Richtwerte) bis hoch (= über den Richtwerten). Gemessen wurden die Parameter pH, OC, Kalk, Cd_{tot}, Cu_{tot}, Pb_{tot}, Zn_{tot}, ATP und 264 PLFA, aufgeteilt in die drei Fraktionen: 141 SATFA (gesättigte PLFA), 75 MUFAS (einfach ungesättigte PLFA) und 48 PUFAS (mehrfach ungesättigte PLFA).

Weitere Angaben zu den Methoden und den untersuchten Böden sind dem offiziellen Projektschlussbericht zu entnehmen (Laczko et al. in Vorbereitung).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 PLFA-Masse und Diversität

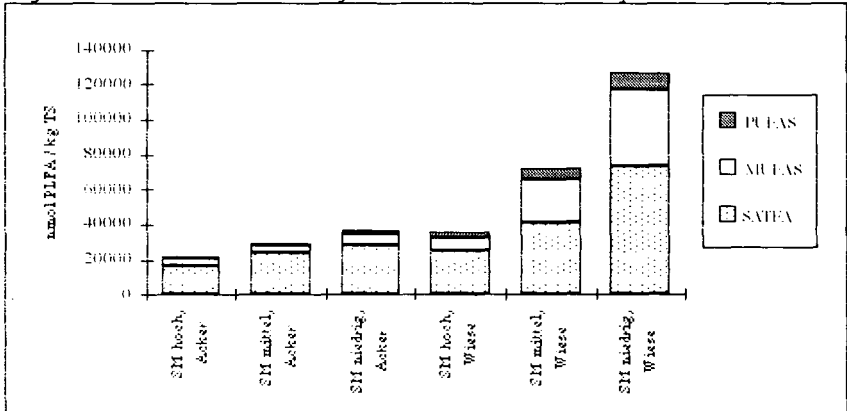
Hinsichtlich der PLFA-Gesamtmenge unterscheiden sich die Ackerböden und die Wiesenböden. Innerhalb beider Gruppen lassen sich die drei erwähnten Belastungsstufen differenzieren (Figur 3.1.1.). Die Korrelation zwischen der PLFA-Menge und den Schwermetallgehalten ist aber schwach.

Hinsichtliche der ATP-Daten ergeben sich identische Aussagen. Dies wird durch die positive Korrelation zwischen ATP und PLFA verdeutlicht ($r=0.812$ bei $n=27$).

Die Diversität der PLFA wurde nach einem Vorschlag von Peet (1974), der auf der Formel von Hill (1973) basiert, bestimmt. Dabei wird als Diversitätsindex das Produkt aus dem Wert e^{-Shannon-Index} und 1/Simpson-Index berechnet. Dieser Diversitätsindex gibt sowohl die Dominanz-Diversität wie die Heterogenität des Datenmaterials wieder. Anhand dieses Diversitäts-Indexes (aber auch anhand anderer, wie Anzahl verschiedener PLFA = Hill Zahl N0 oder des Shannon- oder Simpson-Indexes) lassen sich Acker- und Wiesenstandorte noch differenzieren, die einzelnen Belastungsstufen jedoch nicht mehr. Es lassen sich gerade noch die hoch belasteten Standorte abgrenzen. Dementsprechend schwach ist die Korrelation zwischen der PLFA-Diversität und den Schwermetallgehalten.

Daraus lässt sich folgern, dass die bisher verwendeten Diversitäts-Masse unbefriedigend sind.

Figur 3.1.1. PLFA-Gesamtmenge und Anteile der 3 analysierten Fraktionen



3.2 Herkunft der PLFA und funktionale Diversität

Von allen untersuchten PLFA ist bekannt in welchen Organismengruppen, teilweise sogar in welchen Gattungen, sie vorkommen können. Diese Informationen

erlauben die Definition von Indikatoren oder die Gruppierung der PLFA entsprechend ihrer Herkunft.

Der erste Ansatz wird zB. von Pennanen et al. (1996) angewendet. Pennanen et al. finden eine Abhängigkeit des Pilz/Bakterien-Verhältnisses von der Schwermetallkonzentration im Boden, wobei ihre Messungen im Umkreis einer Bleihütte vorgenommen wurden. Für die Schwermetallbelastung des schweizerischen Mittellandes konnte dieser Zusammenhang nicht bestätigt werden.

Sowohl die Indikatoren die Pennanen et al. verwendeten, wie auch die erweiterte Auswahl von Indikatoren (entsprechend den Angaben anderer Autoren, zB Goodfellow 1993, Vestal and White 1989, Zelles et al. 1992), zeigen bei den rund 1000x geringeren Schwermetallgehalten der untersuchten Acker- und Wiesenböden keine Abhängigkeit (Cdtot Belastung wurde als Indikator der totalen Schwermetallbelastung verwendet) der Pilze/Bakterien-Verhältnisse von der Schwermetallbelastung.

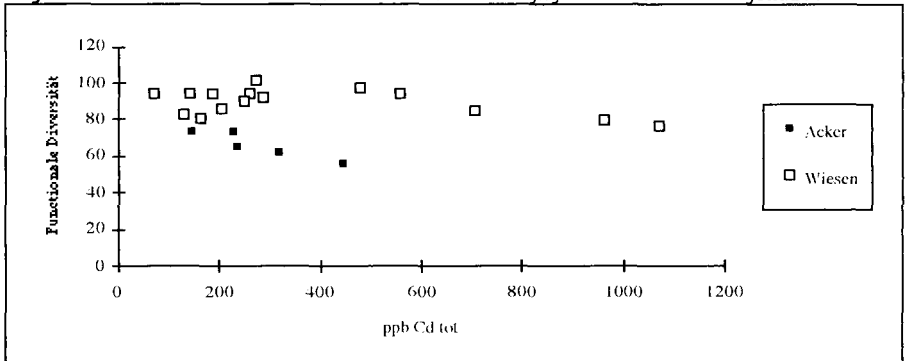
Daraus folgern wir, dass bei der relativ geringeren Belastung der von uns untersuchten Böden, die Interpretation einzelner Indikatoren nicht schlüssig ist.

Der zweite Ansatz, der von uns entwickelt wurde, die Gruppierung der FS entsprechend ihrer Herkunft erlaubt erstens eine Darstellung der Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft und zweitens die Einführung des äusserst fruchtbaren Modelles der funktionalen Diversität von Huston (1994).

Die Gruppierung nach der Herkunft, differenziert die Böden in der schon erwähnten Weise (Acker-Wiese, Belastung). Greift man bestimmte Gruppen, welche verschiedenen Funktionen (zB. trophische Funktionen) im Boden darstellen, heraus und bildet das Produkt aus der mittleren Anzahl PLFA je Funktionsgruppe und aus der Anzahl differenzierter Funktionen, erhält man (nach Huston) die funktionale Diversität des Bodens.

Diese Zahl differenziert nicht nur Acker und Wiesenböden sowie Belastungsstufen, sondern zeigt auch signifikante Korrelationen mit dem Cadmiumgehalt (Figur 3.2.1.).

Figur 3.2.1. Funktionale Diversität in Abhängigkeit des Cadmiumgehaltes



Für die Ackerböden wurde ein negative Korrelation gefunden (r von -0.924), ebenso für die Wiesenböden (ein r von -0.506). Teilt man die Wiesenböden in zwei Klassen auf, mit Cdtot kleiner als 290ppm und grösser oder gleich 290ppm, so ergeben sich für die erste Klasse keine Korrelation (ein r Wert von $+0.329$), für die zweite Klasse ein negative Korrelation (r -Wert von -0.904).

4. Bewertung und Anwendung der PLFA Diversität bei der Definition von biologischen Bodenqualitätskriterien

Unseren Ergebnissen folgend, erscheint es sinnvoll eine Klassierung der Böden entsprechend ihrer funktionalen Diversität vorzunehmen.

Mit Hilfe von Resilienzexperimenten wurde geprüft, wie die Böden auf Glucose-Gaben reagieren. Es wurde eine negative Rang-Korrelation zwischen der typischen Reaktions- bzw. Erholungszeit und der funktionalen Diversität der Böden festgestellt (Tabelle 4.1).

Tabelle 4.1. Rangkorrelation der funktionalen Diversität, des Cadmiumgehaltes und der Resilienz

Belastung	ppb Cd tot	Funkt. Diversität	Resilienz	Rang	n
			Tage		
Hoch	787.0	63.5	16.1	3	2
Mittel	317.7	90.0	14.1	2	3
Niedrig	274.0	101.0	1.7	1	2

Wir schlagen nun vor, dass die funktionale Diversität als biologisches Qualitätskriterium eingesetzt wird. Die Skala der funktionalen Diversität reicht von 0 bis ca. 100. Bei Werten über 75 kann die funktionale Diversität als gut (Reaktionszeiten die in etwa der Reaktion von Mischkulturen bei optimalen Wachstumsbedingungen entsprechen), bei Werten zwischen 50 und 75 als beeinträchtigt und bei Werten unter 50 als gestört bezeichnet werden.

Weiterhin ist eine Definition von Schwermetall-Schwellenwerten zum Erhalt der funktionalen Diversität anzustreben.

Entsprechende Schwellenwerte können gemäss der obigen Darstellung der Klassierung nach Schwermetallgehalten und Teil-Korrelation (Figur 3.2.1.) hergeleitet werden.

Diese Vorschläge sind sicher zu vertiefen und zu verbessern. Sie zeigen jedoch eine Strategie auf, mit der die eingangs gestellten Ziele systematisch erarbeitet werden können.

Literatur

- Goodfellow, M. and O'Donnel, A.G. 1993. Handbook of New Bacterial Systematics. - Academic Press, Harcourt Brace & Company, Publishers, London.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences.- Ecology 54: 427-432.
- Huston, M.A. 1994. Biological Diversity.- Cambridge University Press.
- Korner, J. and Laczko, E. 1992. A new method for assessing soil microorganisms diversity and evidence of vitamin deficiency in low diversity communities. - Biol. Fert. Soil 13: 58-60.
- Laczko, E., Rudaz, A., Aragno, M. and Korner J. Microbial diversity of soils and stability of anthropogenically influenced or disturbed microbial soil communities. Priority Program Environment of the Swiss National Foundation. Project No. 5001-34859. Final report. - In Vorbereitung.
- Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. - Annual Reviews of Ecological Systems 5: 285-308.
- Pennanen, T., Frostegard, A., Fritze, H. and Baath, E. 1996. Phospholipid Fatty Acid Composition and Heavy Metal Tolerance of Soil Microbial Communities along Two Heavy Metal-Polluted Gradients in Coniferous Forests. - Appl Environ Microbiol 62: 420-428.
- Vestal, R.J. and White, D.C. 1989. Lipid Analysis in Microbial Ecology. - BioScience 39: 535-541.
- White, D.C. 1995. Chemical ecology: possible linkage between macro- and microbial ecology. - OIKOS 74: 177-184.
- Zelles, L., Bai, Q.Y., Beck, T. and Beese, F. 1992. Signature fatty acids in phospholipids and lipopolysaccharides as indicators of microbial biomass and community structure in agricultural soils. - Soil Biol. Biochem. 24: 317-323.
- Zelles, L. and Bai, Q.Y. 1993. Fractionation of fatty acids derived from soil lipids by solid phase extraction and their quantitative analysis by GC-MS. - Soil Biol. Biochem. 25: 495-507.

Kombinationswirkung von PAK und Schwermetallen auf Bodenbakterien

von

Wilke, B.-M.¹, C. Koch¹ und A. Gogolev²

Einleitung

In der Regel treten Schadstoffe in Umweltkompartimenten in Gemischen auf. Deshalb kommt der Untersuchung von Kombinationseffekten besondere Bedeutung zu. Nach Sikkema et al. (1995) reichern sich hydrophobe organische Schadstoffe wie z.B. polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in den cytoplasmatischen Membranen von Mikroorganismen an und erhöhen deren Permeabilität und damit auch die Aufnahme anderer Stoffe.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, Kombinationswirkungen von Schwermetallen und ausgewählten PAK auf Bodenbakterien zu untersuchen. Damit sollte geprüft werden, ob PAK die Aufnahme von Schwermetallen und damit deren Schädigung erhöhen.

Material und Methoden

Die Versuche wurden mit Ah-Horizontmaterial eines Regosols aus einem Naturschutzgebiet bei Berlin und einer Schwarzerde unter Ackernutzung der Region Odessa durchgeführt. Beide Böden können als unbelastet eingestuft werden (s. Tabelle).

Tabelle: Bodenkennwerte und Schadstoffgehalte der Versuchsböden

Boden	S	U	T	C _{org} %	N _t %	pH (CaCl ₂)	FLA	BaP mg	Cd kg ⁻¹	Cu	Zn
Regosol	94	4	2	0,50	0,07	4,9	0,02	< 0,01	< 0,2	21	44
Tschernosem	2	60	38	2,04	n.d.	7,4	0,01	< 0,01	< 0,2	29	55

Belastungsversuche wurden mit Fluoranthen (FLA), Benzo(a)pyren (BaP) und den Schwermetallen Cadmium, Kupfer und Zink wurden im Agartestsytem (Plattengüßverfahren n. Trollenier 1993) durchgeführt. Bodenbakterien wurden mit einer 0,2 % Natriumpolyphosphatlösung aus 10 g (TM) feldfrischen Boden extrahiert und auf Nähragar in Petrischalen platiniiert. Schwermetalle wurden dem Agar vor der Sterilisation als Chloride zugesetzt. BaP und FLA wurden in 1 ml Aceton gelöst und mit 60 ml heißem Agar (ca. 60°C) vermischt. Nach dem Abdampfen von Aceton (2 min.) vermischt wir 10 ml Agar mit 0,1 ml Bodenextrakt. Die Petrischalen wurden 4 Tage bei 30°C im Brutschrank bebrütet. Die durchschnittliche Koloniezahl ermittelten wir aus fünf Wiederholungen je Belastungsstufe.

¹) Institut für Landschaftsentwicklung, Albrecht-Thaer-Weg 4, D-14195 Berlin, ²) Department of Soil Science, Odessa Mechnikov's University, 3 Shampanskij per. P.O.Box 26, 270058 Odessa, Ukraine

Die Ergebnisse wurden unter Verwendung des SPSS-PC-Programmpaketes - Varianzanalyse, LSD-Test - statistisch ausgewertet.

Ergebnisse und Diskussion

Zur Ermittlung geeigneter Schadstoffkonzentrationen für die Kombinationsversuche ermittelten wir zunächst die Wirkung der einzelnen Schadstoffe auf die Koloniebildung der Bodenbakterien (Abb. 1). Signifikante Hemmungen des Koloniewachstums traten in der Regel bei Konzentrationen > 1 mg Cd, 0,5 mg Cu bzw. 0,5 mg Zn l⁻¹ Agar auf. Die Bakterien des Tschernosems reagieren auf Kupfer- und Zinkzusätze empfindlicher als die des Regosols. Im Gegensatz zu den Schwermetallen nahm die Wirkung von FLA mit steigender Konzentration nicht zu (s. Abb. 1d). Wir führen dies auf die geringe Löslichkeit von FLA zurück. 0,2 µg FLA l⁻¹ hemmten das Bakterienwachstum beider Böden nicht signifikant. Desgleichen erwiesen sich 0,2 und 0,8 µg BaP l⁻¹ Agar als ineffektiv. Alle Kombinationsversuche wurden deshalb einheitlich mit 0,2 µg FLA bzw. BaP l⁻¹ Agar durchgeführt.

Ausgewählte Ergebnisse der Kombinationsversuche sind in den Abb. 2 und 3 dargestellt. Bei geringen Schwermetallbelastungen (bis ca. 0,5 mg Cd, Cu bzw. Zn l⁻¹, die allein die Koloniebildung nicht beeinträchtigten, wurden in Kombination mit 0,2 mg FLA bzw. BaP l⁻¹ Agar signifikante Hemmungen des Bakterienwachstums festgestellt. Auch die Wirkung mittlerer Schwermetallbelastungen wurde durch FLA- bzw. BaP-Zusätze verstärkt. Erst bei sehr hohen Belastungen > 1 mg Cd l⁻¹, 2,5 mg Zn l⁻¹ bzw. 2,5 mg Cu l⁻¹ erhöhten FLA und BaP die Schädigung der Schwermetalle nicht bzw. nicht signifikant.

Bisher wurden Kombinationswirkungen von Schwermetallen und PAK nicht untersucht. Unsere Versuchsergebnisse bestätigen die These, daß FLA und BaP die Durchlässigkeit bakterieller Zellmembranen erhöhen und damit die Schädigung von Schwermetallen verstärken. Weitere Experimente sollten zeigen, ob dieser Befund für weitere PAK, andere lipophile organische Schadstoffe wie z.B. polychlorierte Biphenyle und andere Mikroorganismen (Pilze, Actinomyzeten etc.) bestätigt werden kann.

Die Tatsache, daß bei hohen Schwermetallbelastungen weder FLA noch BaP deren Wirkung signifikant erhöhten muß vermutlich darauf zurückgeführt werden, daß Änderungen der Membranpermeabilität bei hohen Schwermetallkonzentrationen für die Schwermetallaufnahme nicht mehr bedeutsam sind. In den meisten Fällen war das Bakterienwachstum bereits allein durch die Metalle um mehr als 50% reduziert. Eine andere Erklärung berücksichtigt die Bindung der Schwermetalle an der Oberfläche der Zellmembranen. In diesem Falle könnten hohe Metallkonzentrationen die Bindung der PAK an die lipophilen Bestandteile der Zellmembranen behindert haben.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde gefördert durch das Osteuropabüro des BMBF (Förderkennz. X 275.2) und das BMBF (Förderkennz. 07OTX 08A). Die Autoren danken für die Unterstützung.

Literatur

Sikkema, J., De Bont, J.A.M., and B. Poolman (1995): Mechanisms of Membrane Toxicity of Hydrocarbons. *Microbiological Reviews* June 1995:201-222.

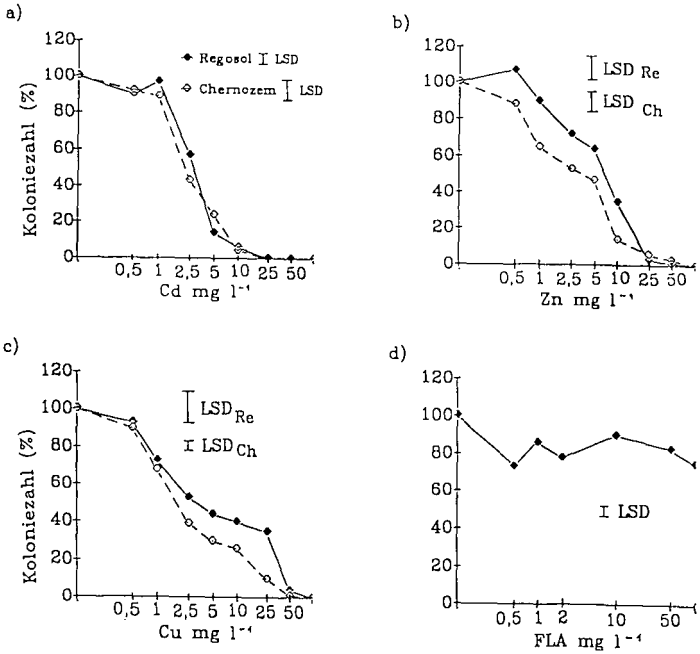


Abb. 1: Dosis-Wirkungs-Beziehungen von Cadmium (a), Zink (b), Kupfer c) und Fluoranthen (d) auf die Koloniebildung von Bakterien eines Regosols und eines Tschernosems.

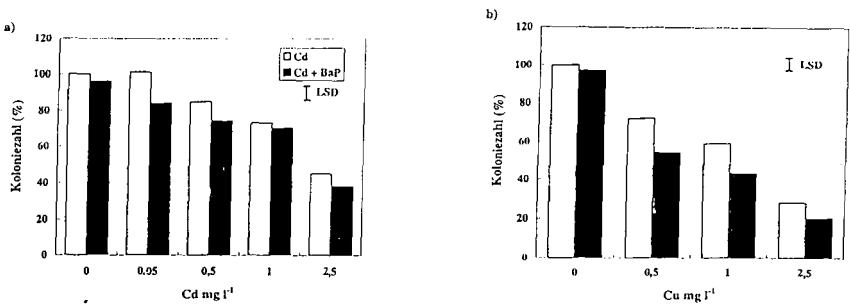


Abb. 2: Wirkung von Cadmium und Cadmium + 0,2 mg Benzo(a)pyren (BaP) l⁻¹ im Agartestsystem auf die Koloniebildung der Bakterien eines Regosols (a) und von Kupfer und Kupfer + 0,2 mg Benzo(a)pyren (BaP) l⁻¹ auf die Koloniebildung der Bakterien eines Tschernosems (b). LSD = least significant difference.

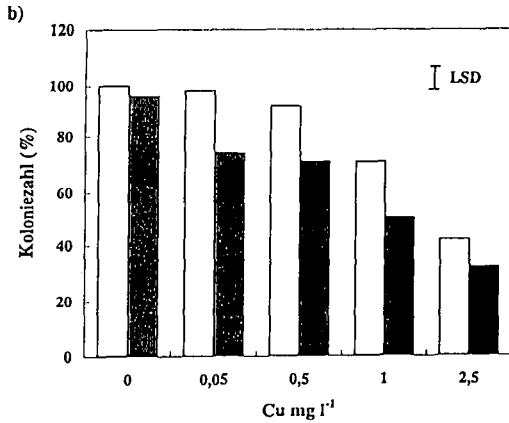
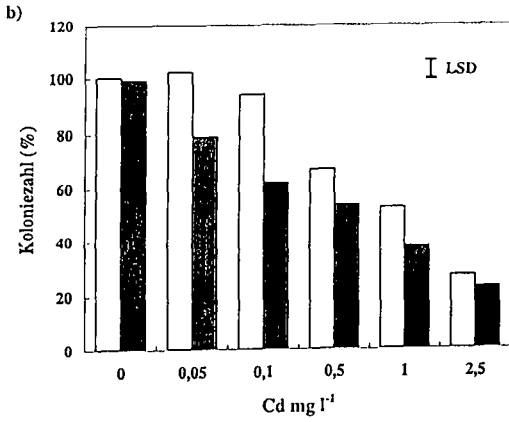
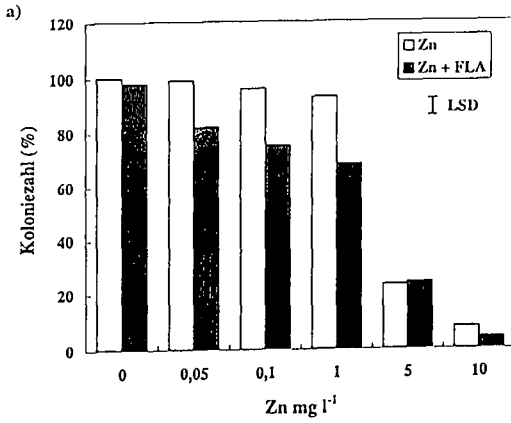


Abb. 3 : Wirkung von Zink, Cadmium und Kupfer allein in Kombination mit 0,2 mg Fluoranthen l⁻¹ im Agartestsystem auf die Koloniebildung von Bakterien eines Regosols (a) bzw. eines Tschernosems (b). LSD = least significant difference.

Die Beeinflussung der Funktion der arbuskulären Mykorrhiza im landwirtschaftlichen Bodenökosystem durch ausgewählte Pestizide

von

Schweiger, P. und I. Jakobsen

Einleitung

Die arbuskuläre Mykorrhiza ist eine mutualistische Assoziation zwischen Pilzen aus der Ordnung *Glomales* (*Zygomycetes*) einerseits und Pflanzenwurzeln andererseits. Ungefähr 50 % aller untersuchten Gefäßpflanzen bilden arbuskuläre Mykorrhiza aus (Trappe, 1987). Auch ein Großteil der landwirtschaftlich genutzten Pflanzen, mit Ausnahme der Vertreter der *Brassicaceae*, bildet arbuskuläre Mykorrhiza aus. Die größte Bedeutung dieser Symbiose liegt im Zusammenhang mit der Mineralstoffernährung der Pflanze. Insbesondere auf nährstoffarmen Böden führt eine Wurzelkolonisation mit arbuskulären Mykorrhizapilzen zu einer erhöhten Aufnahme von Nährstoffen wie Phosphat, Zink und Kupfer. Im Gegenzug erhält der Pilz Kohlenhydrate von der Wirtspflanze. Die Ausbildung und Funktion der arbuskulären Mykorrhiza kann durch die Verwendung von Pestiziden beeinträchtigt werden (Sukarno et al., 1996). Die Zielsetzung der vorliegenden Untersuchung war eine quantitative Beschreibung der Wirkung einiger gebräuchlicher Pestizide auf die Funktion der arbuskulären Mykorrhiza. Als Maß der Funktion wurde die Phosphataufnahme der Pflanze via der externen Hyphen der Mykorrhizapilze verwendet.

Material und Methoden

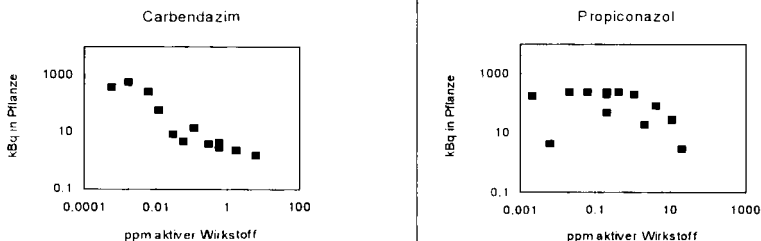
Für den Versuch wurden Erbsenpflanzen (cv. Finale) in Töpfen gezogen, die speziell für Untersuchungen über die Nährstoffaufnahme von Pflanzen via der externen Hyphen der Mykorrhizapilze konstruiert worden waren (siehe Pearson & Jakobsen, 1993). Der Topf umfaßt einen Bodenbereich, in dem die Pflanze wurzelt (Wurzelbereich), und einen durch ein Nylonnetz mit einer Maschenweite von 25 µm davon abgetrennten Bodenbereich, zu dem nur Pilzhypen Zugang haben (Hyphenbereich). Der Wurzelbereich des Topfes wurde mit einer Mischung aus Ackerboden und Sand (1:1 w/w) gefüllt. Der Hyphenbereich wurde mit 60 g einer sterilisierten Mischung aus Ackerboden und Sand gefüllt. Nach einer Pflanzenwuchsdauer von fünf Wochen unter kontrollierten

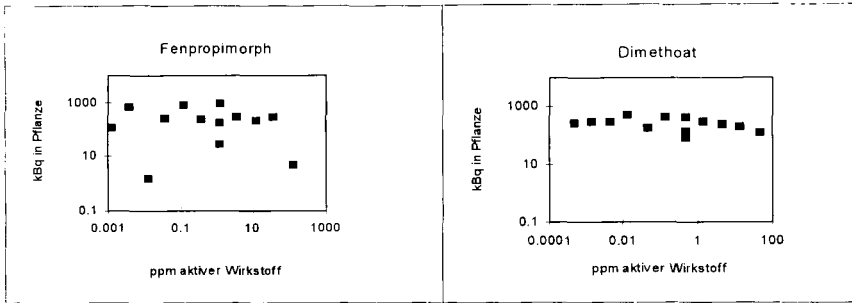
Bedingungen in einer Pflanzenwuchskammer waren die Wurzeln der Versuchspflanzen von den natürlich im Ackerboden vorkommenden arbuskulären Mykorrhizapilzen kolonisiert, und hatten auch die externen Hyphen der Mykorrhizapilze den Hyphenbereich durchdrungen. Zu diesem Zeitpunkt wurden zum Hyphenbereich 150 kBq ^{32}P in 2 ml wässriger Lösung hinzugefügt. Unmittelbar danach wurden zum Hyphenbereich eines jeden Topfes 2 ml einer wässrigen Lösung eines der Fungizide Carbendazim, Propiconazol oder Fenpropimorph oder des Insektizides Dimethoat in unterschiedlicher Konzentration hinzugefügt. Bei drei Töpfen, die als Pestizidkontrolle dienten, wurde die Pestizidlösung durch deionisiertes Wasser ersetzt. Bei weiteren drei Töpfen, die als Mykorrhizakontrolle dienten, wurde vor Zusetzen der 2 ml deionisierten Wassers die Hyphenverbindungen zwischen Wurzel- und Hyphenbereich abgetrennt. Danach wurden die Pflanzen für weitere sechs Tage in die Pflanzenwuchskammer gestellt, anschließend geerntet und die Menge an ^{32}P in Wurzel und Spross gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Das Fungizid Carbendazim hemmte die Phosphataufnahme der Erbsenpflanzen via der externen Mykorrhizahyphen schon bei Konzentrationen unter 0,01 ppm (Abbildung 1). Bei Konzentrationen über 1 ppm unterschied sich die Phosphataufnahme nicht signifikant von der Phosphataufnahme der Mykorrhizakontrolle. Carbendazim verhindert die Aggregation von Mikrotubuli, die am Phosphattransport längs der Mykorrhizahyphen in Richtung Wirtspflanze maßgeblich beteiligt sind. Von den beiden Fungiziden, die in die Steroidbiosynthese eingreifen, zeigte Propiconazol eine stärkere Wirkung (Abbildung 1). Bei diesem Fungizid führten Konzentrationen ab einem Wert von ungefähr 1 ppm zu einer Reduktion der Phosphataufnahme, während Fenpropimorph im Bereich der

Abbildung 1. Einfluß der Pestizidkonzentration auf die Phosphataufnahme externer Hyphen arbuskulärer Mykorrhizapilze in die Wirtspflanze.





verwendeten Konzentrationen keine negative Wirkung zeigte. In diesen beiden Varianten folgten jeweils drei Einzelwerte nicht dem generellen Trend. Diese Werte können möglicherweise mit Hilfe der Werte über die Hyphenlänge im Hyphenbereich erklärt werden, doch liegen diese noch nicht vor. Das Insektizid Dimethoat, das die Cholinesterase Funktion verhindert zeigte keine negative Wirkung auf die Funktion der arbuskulären Mykorrhiza (Abbildung 1). Die Phosphataufnahme dieser Pflanzen unterschied sich nicht signifikant von der Phosphataufnahme der Pestizidkontrolle.

Unter den folgenden Annahmen wurde der Versuch unternommen, die in dieser Untersuchung verwendeten Konzentrationen auf Werte relativ zur empfohlenen Felddosis umzurechnen: (i) die ganze auf ein Feld aufgebrauchte Menge an Pestizid trifft auf die Bodenoberfläche, (ii) das Pestizid verteilt sich gleichmäßig in den obersten 5 cm des Bodens und (iii) der Boden besitzt ein spezifisches Gewicht von $1,2 \text{ g cm}^{-3}$. Unter diesen Annahmen zeigt sich, daß Carbendazim schon bei einer Menge geringer als ein Prozent der empfohlenen Felddosis eine negative Wirkung auf die Funktion der arbuskulären Mykorrhiza ausübt. Propiconazol zeigt erst ab Mengen, die dem zehnfachen der empfohlenen Felddosis entsprechen eine negative Wirkung.

Zusammenfassend erweist sich die Phosphataufnahme durch externe Hyphen arbuskulärer Mykorrhizapilze als Maß zur Bestimmung negativer Pestizidwirkung auf die Funktion der arbuskulären Mykorrhiza als gut geeignet. Um die Pestizidwirkung quantitativ beschreiben zu können, ist, wie diese Untersuchung zeigt, ein weites Spektrum an Konzentrationen notwendig.

Literatur

- Pearson, JN & Jakobsen I. 1993. The relative contribution of hyphae and roots to phosphorus uptake by arbuscular mycorrhizal plants, measured by dual labelling with ^{32}P and ^{33}P . *New Phytologist* 124: 489-494.
- Sukamo N, Smith FA, Smith SE & Scott ES. 1996. The effect of fungicides on vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. II. *New Phytologist* 132: 583-592.
- Trappe JM. 1987. Phylogenetic and ecological aspects of mycotrophy in the Angiosperms from an evolutionary standpoint. In: Safir GR (Ed.): *Ecophysiology of VA mycorrhizal plants*. CRC Press, 5-25.

Anwendung bodenmikrobiologischer Untersuchungsmethoden zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivitäten von tertiären, aschemelierten Kippensubstraten des Niederlausitzer Braunkohlenreviers

von

Kolk, A. und R. F. Hüttl*

Einleitung und Zielsetzung

Die Region um Cottbus, die Niederlausitz ist gekennzeichnet durch Braunkohletagebau und die dazugehörigen Kraftwerke. Im Rahmen verschiedener Drittmittelprojekte werden am Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung der BTU Cottbus erstmalig bodenmikrobiologische Untersuchungen auf forstlich rekultivierten, aschemelierten, tertiären Kippenflächen des Niederlausitzer Braunkohletagebaugesbietes durchgeführt. Derzeit in der Literatur beschriebene, bodenmikrobiologische Untersuchungsmethoden wurden überwiegend vor dem Hintergrund landwirtschaftlicher Bodenuntersuchung entwickelt und angewendet. Bereits bei der Untersuchung gewachsener Waldböden zeigte sich jedoch, daß verschiedenen Verfahren durch spezifische Eigenschaften (z.B. extrem niedrige pH-Werte versauerter Waldböden oder sehr hohe Humusgehalte in organischen Auflagehorizonten) Grenzen gesetzt sein können. Eine unmittelbare Übertragbarkeit der Methodik ist dadurch nicht möglich, sondern es werden grundlegende, methodische Vorarbeiten erforderlich, um zu aussagekräftigen Ergebnissen zu kommen. Da für forstlich rekultivierte Kippenböden unter den Niederlausitzer Substratverhältnissen bisher keinerlei Daten zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse bzw. ihrer Mineralisationsleistungen vorliegen, sind methodische Voruntersuchungen für die von uns zu bearbeitenden Fragestellungen somit von wesentlicher Bedeutung.

Als langfristiges Ziel der forstlichen Rekultivierung läßt sich das Bestreben formulieren, aus ehemaligen Kippensubstraten als Pflanzenstandort geeignete, stabile terrestrische Ökosysteme zu entwickeln, die sich, unter Berücksichtigung von Nährstoffentzügen durch Ernte o.ä., ohne kostenaufwendige Düngergaben weitgehend selbst erhalten. Die Etablierung biologischer Nährstoffkreisläufe, an deren Zustandekommen die Mikroorganismen wesentlichen Anteil haben, spielt hierbei eine wichtige Rolle.

In unterschiedlich alten Kiefernreinbeständen (ca. 12, 20 und 32 Jahre) auf vergleichbarem Kippensubstrat sollte deshalb jeweils der Umfang der mikrobiellen Biomasse (als C_{mik} , N_{mik} und P_{mik}) sowie die mikrobielle C-, N- und P-Mineralisation bestimmt werden, um einen ersten Einblick in die Beteiligung der Bodenmikroflora an den jeweiligen Nährstoffkreisläufen zu bekommen bzw. deren Entwicklung aufzuzeigen.

Material und Methoden

Eine boden- bzw. standortkundliche Charakteristik der Untersuchungsflächen ist in Tabelle 1 wiedergegeben. Untersucht wurden jeweils Mischproben aus 4-6 Einschlügen mit einem Wurzelbohrer (\varnothing 10 cm), die auf 2 mm gesiebt und in PE-Beutel abgepackt bei 4° C aufbewahrt wurden. Zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse (C_{mik} , N_{mik} , P_{mik}) wurde das Chloroform-Fumigations-Extraktionsverfahren herangezogen (1). Der Umfang der mikrobiellen C-Mineralisation wurde anhand der CO_2 -Freisetzung luftdurchströmter Bodenproben bei 22° C in einer Heinemeyer-Anlage bestimmt (2). Als Maß für die mikrobielle P-Mineralisation wurde die alkalische Phosphomonoesterase-Aktivität untersucht (3). Alle Messungen wurden bei einem Wassergehalt der Proben von 50 % ihrer W_{kmax} durchgeführt. Vor den Aktivitätsbestimmungen wurden die Proben jeweils 24 h bei Raumtemperatur akklimatisiert.

Tab. 1: Charakterisierung der Versuchsflächen (bodenchemische Kenndaten, Humuscharakteristik)

Fläche	Geographische Lage und Standortgeschichte	Bodenart	Bestandesalter [Jahre]	Bestockung	Melioration	
Bärenbrücker Höhe	Randbereiche der Tagebaue Jänschwalde und Cottbus-Nord; Aufschlußmassen dieser Tagebaue; als Halde aufgeschüttet	Kippkohlelehmsand oj-xls	ca. 12-13	Pinus nigra	Kesselhausasche 1900 dt/ ha	
Meuro	Ostfeldkippe Meuro-Hörlitz; Aufschlußmassen des Tagebaus Klettwitz; als Kippe aufgeschüttet	Kippkohlelehmsand bis - lehmsand oj-xs/ oj-xls	ca. 20	Pinus sylvestris	Kesselhausasche 1600 dt/ ha	
Domsdorf	Kippe des ehemaligen Tagebaus Domsdorf	Kippkohlelehmsand oj-xls	ca. 32	Pinus sylvestris	Kesselhausasche 500 dt/ ha	
Angaben für A _i ; 0-10 cm	pH [H ₂ O]	C _{tot} [%]	N _{tot} [%]	C/N-Verhältnis	S _{tot} [%]	Humusform
Bärenbrücker Höhe	4.1	5.9	0.10	59.0	0.22	Initialstadium „Pilzförmig“
Meuro	6.3	4.0	0.11	36.4	0.11	Moder
Domsdorf	4.3	9.4	0.23	40.9	0.22	a) <u>ohne</u> Krautschicht: rohhumusartiger Moder bis dystropher Grobmoder b) <u>mit</u> Krautschicht: mullartiger Moder

(nach Angaben von T. Heinkel, BTU Cottbus u. F. Lamparski, Universität Greifswald (BTUC Innovationskolleg „Bergbaufolgelandschaften“, 1996)

Ergebnisse

Mit Hilfe des CFE-Verfahrens wurden für die drei unterschiedlich alten, aschemeliorierten und mit Kiefer bestockten Kippenstandorte zum Probenahmetermin im Oktober 1995 mit Werten zwischen 329 und 1068 µg C_{mik}/g Trockensubstanz (= TS) altersabhängig deutliche Unterschiede im C_{mik}-Gehalt der untersuchten Auflagehorizonte festgestellt (siehe Abbildung 1). Im Mineralboden konnten solche ausgeprägten, altersbedingten Unterschiede in der mikrobiellen Biomasse hingegen nicht verzeichnet werden. Ähnlich wie bei gewachsenen Standorten war sie in diesem Horizont mit 74 bis 147 µg C_{mik}/g TS auch wesentlich geringer als in der Auflage. Verglichen mit Daten eines für brandenburgische Verhältnisse typischen Kiefernbestandes auf gewachsenem Boden (4) war die mikrobielle Biomasse in der Auflage der Kippenbestände wesentlich geringer, im Mineralboden hingegen höher als bei dem Bestand auf unverritzter Fläche. Ähnliche Ergebnisse werden in der Literatur für andere Baumarten auch aus dem rheinischen Braunkohlenrevier berichtet (5). Hinsichtlich der C-Mineralisationsraten zeigte sich, zumindest zum Probenahmetermin im Oktober 1995, im Wesentlichen dasselbe Bild: wesentlich höhere Aktivität in der Auflage (O_f/O_h) als im Mineralboden, höhere Aktivität in der Auflage bzw. geringere im Mineralboden in den entsprechenden Horizonten eines gewachsenen Standortes und eine Steigerung der C-Mineralisationsraten mit zunehmendem Alter der untersuchten Bestände. Im Gegensatz zur Probenahme im Herbst 1995

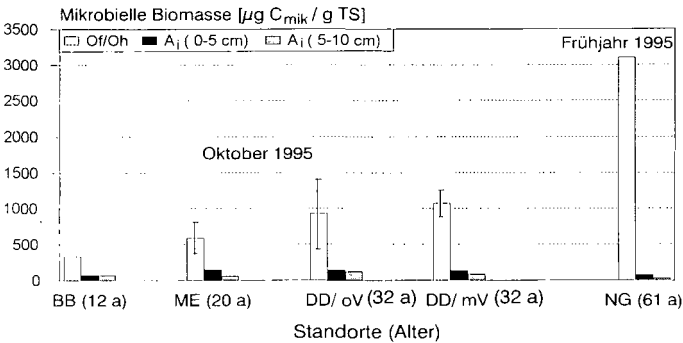
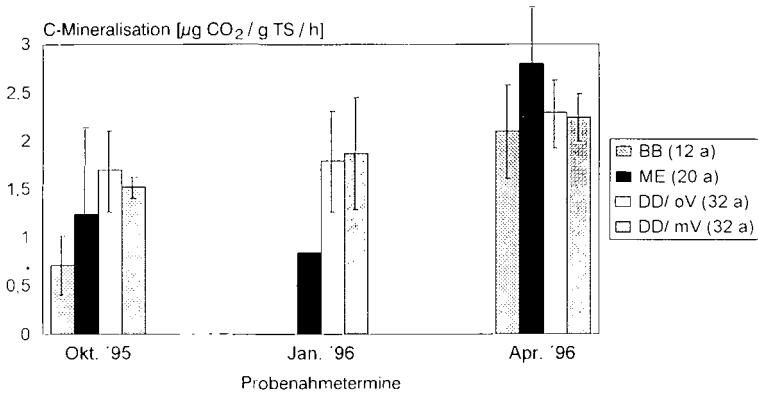


Abb. 1:

Mikrobielle Biomasse (CFE) in der O_f/O_h -Auflage unterschiedlich alter Kiefernbestände (*Pinus sp.*) auf aschemeliorierten Kippensubstraten und gewachsenem Boden

BB = Bärenbrück; ME = Meuro; DD = Domsdorf; NG = Neuglobsow; oV = ohne Vegetation in der Krautschicht; mV = mit Vegetation in der Krautschicht

wurden im Frühjahr 1996 hinsichtlich der C-Mineralisation keine altersabhängigen Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen verzeichnet (siehe Abbildung 2). Desweiteren wurde in Untersuchungen mit dem Köderstreifenfest an diesem Termin für die jüngste Fläche (Bärenbrücker Höhe) ebenfalls eine ähnlich hohe Fraßintensität festgestellt, wie bei der ältesten Fläche (Domsdorf, ohne Vegetation). Beide Resultate lassen sich bei ähnlichen Substratverhältnissen vermutlich dadurch begründen, daß sich der Boden im Frühjahr 1996 am Standort Bärenbrück, bei für die Bodenmikroflora und -fauna optimalen Feuchtigkeitsverhältnissen, im Vergleich zu den anderen Versuchsflächen schneller erwärmte.



BB = Bärenbrück; ME = Meuro; DD = Domsdorf; oV = ohne Vegetation in der Krautschicht; mV = mit Vegetation in der Krautschicht

Abb. 2: C-Mineralisationsraten im O_f/O_h -Auflagehorizont unter Kiefer (*Pinus sp.*) an unterschiedlich alten Kippenstandorten des Niederlausitzer Braunkohlereviere

Während sich bodenmikrobiologische Parameter des C-Kreislaufs an den beschriebenen Flächen unproblematisch untersuchen ließen, traten bei der Bestimmung bodenmikrobiologischer Parameter im P-Kreislauf erhebliche methodische Schwierigkeiten auf: sowohl die Erfassung von P_{mik} als auch die Messung der Phosphataseaktivität als Maß für die mikrobielle P-Mineralisation beruhen letztendlich auf photometrischer Bestimmung eines in Abhängigkeit von der vorhandenen bzw. umgesetzten PO_4^{3-} -Menge gebildeten Farbstoff. Die Kippenböden der untersuchten Flächen sind jedoch durch

Huminstoffe, Meliorationsasche oder Kohlestaub so dunkel gefärbt, daß die Eigenfärbung der Reaktionsansätze bzw. Filtrate den Farbstoffkomplex überdeckt und eine photometrische Bestimmung nicht möglich ist. Weder durch den Zusatz von Aktivkohle (0,01 bzw. 0,1 g/ g TS) noch durch Ansäuern (mit 0,02 bzw. 0,05 m HCl auf pH 5,0 bzw. pH 2,0) konnten die Proben entfärbt und damit meßbar gemacht werden. Es wurde lediglich der zu bestimmende Farbstoff an die Aktivkohle adsorbiert bzw. durch das Ansäuern zerstört, ohne daß die störenden Komponenten entfernt wurden. Gerade die Phosphataseaktivität erwies sich an anderer Stelle jedoch als interessanter, bodenmikrobiologischer Aktivitätsparameter in jungen Kippenböden. So wurde an einer Schnellwuchsplantage mit verschiedenen Pappel- und Weidenklonen im Tagebau Welzow-Süd, bei der die mikrobielle Biomasse in den obersten 0-10 cm des Mineralbodens so gering war ($C_{\text{tot}} < 1,5 \%$), daß sie mittels der CFE-Methode nicht erfaßt werden konnte, verglichen mit ähnlich jungen Flächen (< 5 Jahre) eines anderen Standortes, an dem C_{mik} (CFE) in der entsprechenden Bodenschicht durchaus in einem meßbaren Bereich lag, eine vergleichsweise höhere Phosphataseaktivität festgestellt (siehe Abbildung 3).

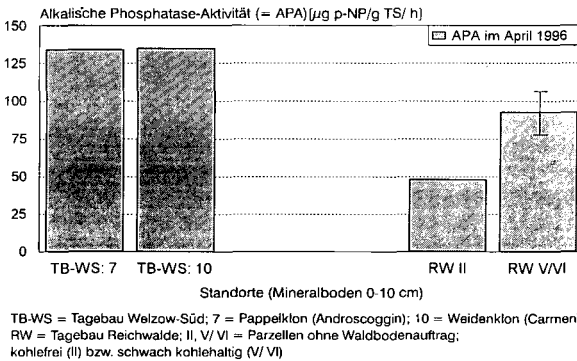


Abb. 3:

Mikrobielle P-Mineralisation an ausgewählten Kippenstandorten des Niederlausitzer Braunkohlereviere

Die Bestimmung der Nährelementgehalte in den Blättern ergab für die untersuchten Klone auf der Schnellwuchsplantage eine Unterversorgung mit P. Da die Phosphatase als induzierbares Enzym genau dann in verstärktem Maße gebildet wird, wenn PO_4^{3-} im Mangel vorliegt, lassen sich anhand dieser Ergebnisse Zusammenhänge aufzeigen.

Zusammenfassung der bisherigen Ergebnisse

Bodenmikrobiologische Parameter im C-Kreislauf sind an tertiären, aschemelierten Kippen-substraten des Niederlausitzer Braunkohlereviere mit herkömmlichen Methoden (CFE, Basalatmung) erfassbar, sofern der Gesamtkohlenstoffgehalt ausreichend groß ist. Methodische Probleme, bedingt durch Kohlenstaub und Meliorationsasche, treten insbesondere bei der Messung mikrobiologischer Parameter des P-Kreislaufs auf (P_{mik} , alkalische Phosphatase).

Literatur: (1) *Jørgensen, R.G. (1995):* Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode Göttinger Bodenkundliche Berichte, Bd. 104 (2) *Heinemeyer, O. et al. (1995):* The infrared gas analysis. In: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*, Alef, K. and P. Nannipieri (Eds.) 1995, Academic Press, London, 218-219. (3) *Margesin, R. (1995):* Bestimmung der sauren und alkalischen Phosphomonoesteraseaktivität. In: *Bodenmikrobiologische Arbeitsmethoden*, Schinner et al. (Edn.) 1993, Springer-Verlag, S. 200-203. (4) *Fischer, Th. (1996):* persönliche Mitteilung (unveröffentlicht). (5) *Insam, H. and K.H. Domsch (1988):* Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. *Microbial Ecology*, 15, 177-188.

Ein Dankeschön gebührt meinen Kollegen B. Keplin, Th. Fischer und R. Bungart, die mich mit ihren Daten und ihrer Diskussionsbereitschaft unterstützten.

Einfluß von PAK, PCB und Schwermetallen auf die mikrobielle Aktivität in Rieselfeldböden

von

Koch, C. und B.-M. Wilke*

Einleitung

Die ehemaligen Rieselfeldflächen in Berlin-Buch sind mit zahlreichen organischen und anorganischen Schadstoffen belastet, die vielfältige Auswirkungen auf Bodenmikroorganismen und deren Umsatzleistungen haben können. Zur Einschätzung der Belastungssituation dieser Böden sollten daher sowohl Einzel- als auch Kombinationswirkungen gemeinsam auftretender Kontaminanten geprüft werden. Während der Einfluß von Schwermetallen häufig untersucht wurde, ist bisher wenig über die Wirkung von PAK und PCB in terrestrischen Ökosystemen bekannt. Ziel der Untersuchungen war es, Wirkungen ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierter Biphenyle (PCB) einzeln und in Kombination mit Schwermetallen auf die bodenmikrobielle Aktivität zu untersuchen.

Material und Methoden

Belastungsversuche wurden mit Fluoranthen (FLA), Benzo(a)pyren (BaP), PCB 52 und den Schwermetallen Cadmium, Kupfer und Zink durchgeführt. Als Untersuchungsmaterial dienten A_n -Horizonte eines gering (gbB) und eines durchschnittlich belasteten (RefB) Regosols. Sie unterscheiden sich sowohl im Schadstoff- und C_{org} -Gehalt als auch im pH-Wert (s. Tabelle).

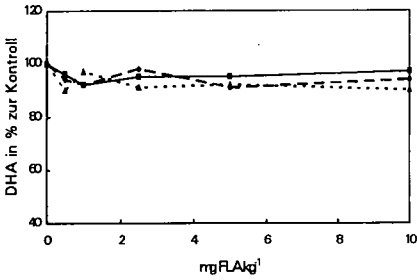
Bodenkennwerte und Schadstoffgehalte der Versuchsböden

Boden	S	U	T	C_{org} %	N_t %	pH (CaCl ₂)	FLA	BaP	PCB 52 mg kg ⁻¹	Cd	Cu	Zn
gbB	94	4	2	0,50	0,07	4,9	0,02	<0,01	<0,01	<0,2	21	44
RefB	93	4	3	1,66	0,17	5,8	0,18	0,12	0,02	4,5	89	200

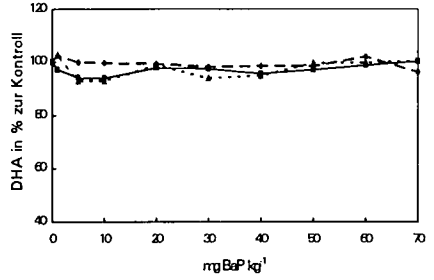
* Institut für Landschaftsentwicklung, Albrecht-Thaer-Weg 4, D-14195 Berlin

Für die Belastungsversuche wurden FLA, BaP und PCB 52 in Aceton gelöst, auf Seesand aufgezogen und anschließend in den Boden eingemischt. Bei den Kombinationsexperimenten wurden

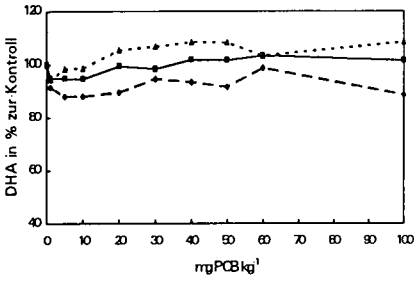
a)



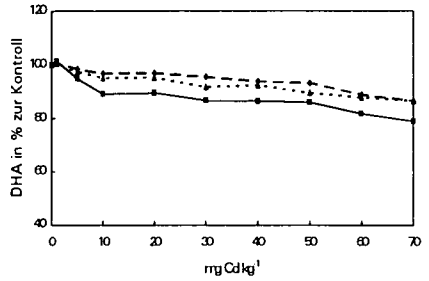
b)



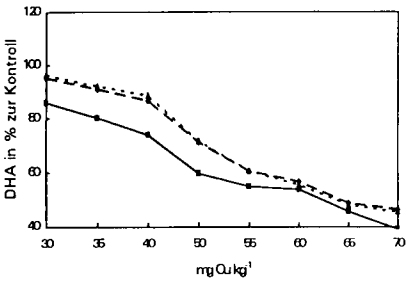
c)



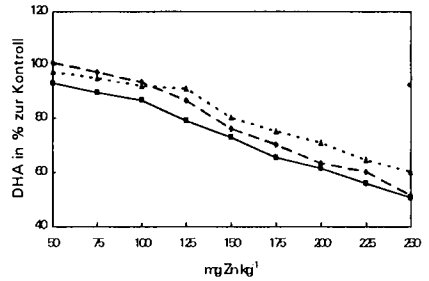
d)



e)



f)



—■— 1. Tag

- - ◆ - - 8. Tag

- - - ▲ - - - 15. Tag

Abb. 1: Wirkung steigender Konzentrationen von FLA (a), BaP (b), PCB 52 (c), Cd (d), Cu (e) und Zn (f) auf die Dehydrogenaseaktivität des gering belasteten Bodens (gbB)

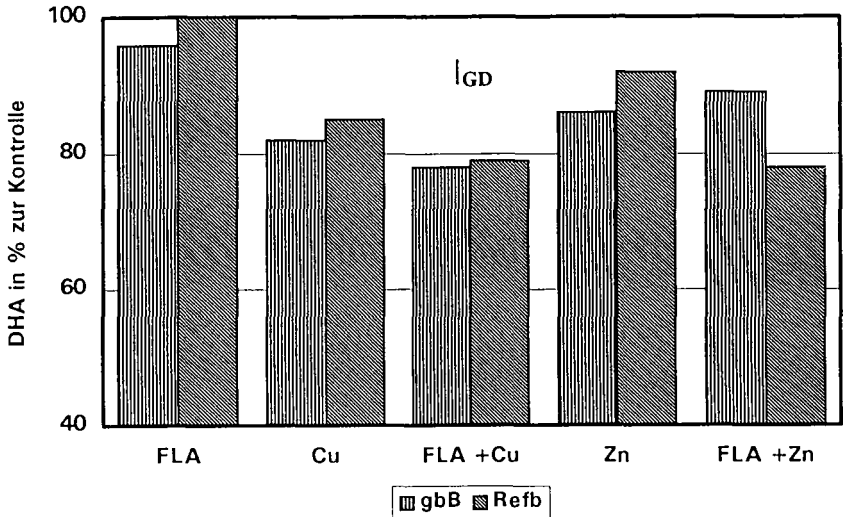


Abb. 2: Einzel- und Kombinationswirkungen von 5 mg FLA kg⁻¹ (gbB, RefB), 35 (gbB) bzw. 130 mg Cu kg⁻¹ (RefB) und 75 (gbB) bzw. 400 mg Zn kg⁻¹ (RefB) auf die Dehydrogenaseaktivität der Böden

Erwartungsgemäß hemmten 5 mg FLA kg⁻¹ die DHA beider Böden nicht. Signifikant stärkere Hemmungen der mikrobiellen Aktivität im Vergleich zu den Einzelbelastungen traten unmittelbar nach Schadstoffzugabe bei Boden RefB sowohl in der Kombination 5 mg FLA kg⁻¹ mit 130 mg Cu kg⁻¹ als auch mit 400 mg Zn kg⁻¹ auf. Bei gbB führten die gewählten Schadstoffkombinationen nicht zu signifikant stärkeren Effekten. Erst die Belastung von gbB mit FLA+60 mg Cu kg⁻¹ zeigte stärkere Hemmungen als Cu alleine (nicht dargestellt). Kombinationen von 5 mg FLA kg⁻¹ mit 5 bzw. 10 mg Cd kg⁻¹ erhöhten die Wirkung der Einzelbelastungen nicht signifikant. Für die Kombinationseffekte ist anscheinend die Schwermetallbelastung der Böden entscheidend, da bei höheren FLA-Zugaben keine stärkeren Wirkungen auftraten (s. Abb. 1a). Ursache für die aufgetretenen Kombinationseffekte könnten Wechselwirkungen der Schadstoffe mit Zellmembranen oder höhere Metallkonzentrationen in der Bodenlösung bei Anwesenheit organischer Stoffe sein.

Wir danken dem BMBF für die Unterstützung.

Literatur

FUCHS M., KOCH C. und B.-M. WILKE 1994: Modifizierung der Dehydrogenaseaktivitätsbestimmung mit Tetrazoliumchlorid für schwermetallkontaminierte Böden. VDLUFA-Schriftenreihe 38, 899-902

The Effect of Copper on the Activity of Cellulase and β -Glucosidase in Presence of Montmorillonite or Al-Montmorillonite

von

Geiger, G.¹, G. Furrer¹, H. Brandl² und R. Schulin¹

INTRODUCTION

It is well known that the decomposition of soil organic matter can be strongly inhibited by heavy metals, in particular by copper. While the impairment of enzyme activity in soil by heavy metals is in general viewed as an indirect consequence of the impairment of soil microbial function, Mathur (1983) found that soil organic matter mineralisation can be inhibited by copper despite no negative effect on added *E. coli* was observed. Thus, a direct inactivation of enzymes such as cellulase and cellobiase was postulated.

The soil matrix is another important factor influencing the activity of extracellular enzymes. In particular clay minerals can strongly influence exo-enzyme activity in soil. Quiquampoix (1987) found that positively charged enzymes were subject to electrostatic interactions with clay minerals and thereby lost their activity.

As clay surfaces also specifically bind metal ions, they may also reduce the toxicity of metals. In fact, the addition of clay minerals has been proposed for the remediation of agricultural soil polluted by heavy metals (Lothenbach et al., 1996a). While such treatments may be successful in reducing the plant availability and mobility of metals, the binding may still be insufficient for mitigating direct inhibitory effects on extracellular soil enzymes.

APPROACH

The aim of this study was to investigate the influence of copper on cellulose degrading enzymes in a model soil system. In particular we studied the effect of (i) pH, (ii) copper, (iii) clay minerals, and (iv) clay mineral and copper in combination on the activity of cellulase and β -glucosidase. Montmorillonite (*mont*) was chosen as representative for soil clay minerals. Al-montmorillonite (*Al-mont*) is a modified form of *mont* with a smaller specific surface area and a lower permanent charge (Lothenbach et al., 1996b).

The enzyme assays were conducted with cellulase and β -glucosidase in suspensions of *mont* and *Al-mont*. Materials and methods are described in detail elsewhere (Geiger et al., 1996a and 1996b).

* Institute of Terrestrial Ecology, ETH Zurich, Grabenstrasse 11a, CH - 8952 Schlieren

** Institute of Plant Biology, University of Zurich, Zollikerstrasse 107, CH - 8008 Zurich

RESULTS AND DISCUSSION

Influence of copper on cellulase and β -glucosidase activity

Figure 1 shows the influence of copper on cellulase and β -glucosidase activities. The influence of copper was strongest in the pH range 5-5.5. In contrast, close to pH 4, the effect of copper was rather weak, or almost insignificant as in the case of cellulase activity. Furthermore, the presence of copper caused a shift in pH optimum towards lower pH.

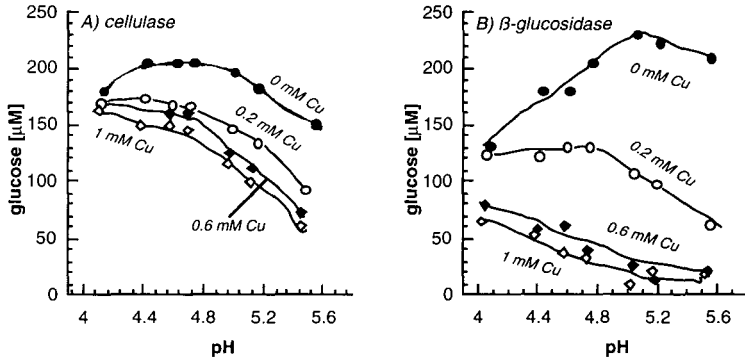


Figure 1. Influence of various copper concentrations on cellulase and β -glucosidase activities.

The interaction of a metal cation with an enzyme is largely dependent on the amino acid composition of the protein. It is generally assumed that the hydrolysis reaction catalysed by cellulases proceeds via an acid-base mechanism involving aspartic and glutamic acid.

Calculations of chemical speciation showed that the amount of Glu and Asp complexed by copper increases as the pH is increased from 2 to 6. This pH effect is related to the protonation equilibria of Asp and Glu. The speciation calculations indicate that the enzymes do not interact with metals at low pH. The inhibition of cellulase activity at high pH may be caused by the complexation of Asp and Glu by copper.

Influence of clay minerals on the activity of cellulase and β -glucosidase

The activity of both, cellulase and β -glucosidase, was significantly reduced in presence of *mont* and *Al-mont* (Fig. 2). *mont* inhibited the enzyme activity by as much as 85% compared to the control solution, whereas *Al-mont* decreased the activity at most by 55%. The inhibition of the activities was strongest in the pH range below 4.6.

The different extent of inhibition on enzyme activities by the two clay minerals can be related to the difference in specific surface (*Na-mont* = 700 m^2/g , *Al-mont* = 450 m^2/g ; Gianfreda et al., 1991). Additionally, *mont* has a larger permanent negative charge (87 meq/100 g) than *Al-mont* (15 meq/100 g, Lothenbach et al., 1996b).

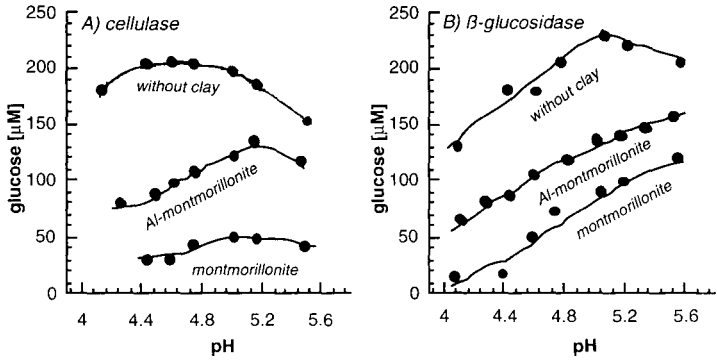


Figure 2. Influence of clay minerals on the activity of cellulase and β -glucosidase

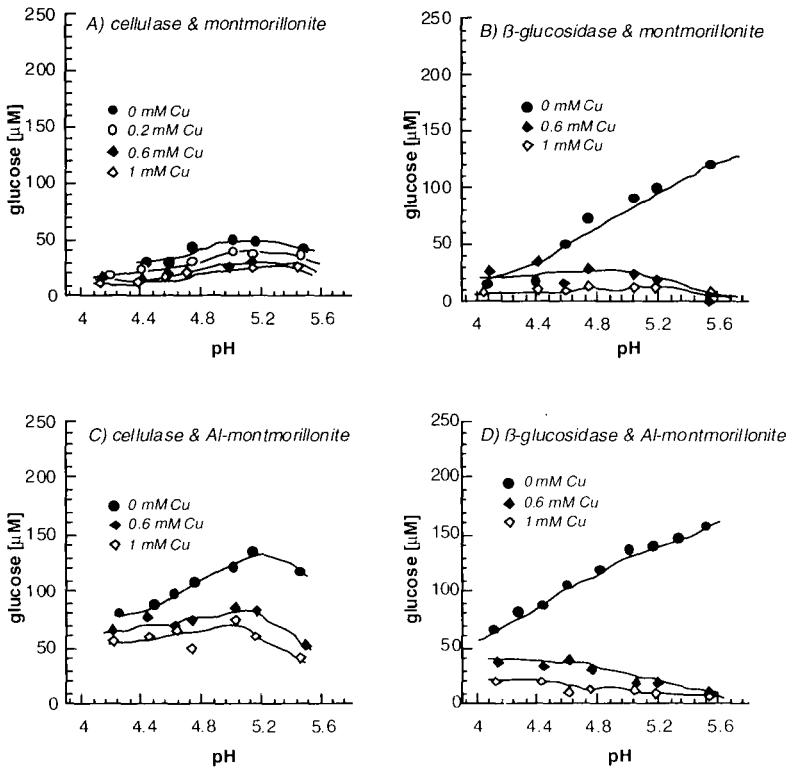


Figure 3. Influence of clay minerals and copper on the activity of cellulase and β -glucosidase

Influence of clay minerals and copper on the activity of cellulase and β -glucosidase

In the presence of *mont* and *Al-mont*, copper inhibited both the β -glucosidase and the cellulase activities (Fig. 3). Around pH 5.5, 0.6 mM copper reduced the β -glucosidase activity by more than 90%, whereas cellulase activity was reduced by approximately 60%. These effects were similar to the inhibitory effects of copper alone. In other words, neither *mont* nor *Al-mont* reduced the toxicity of copper in this system. Combination of the montmorillonite compounds and copper showed a synergetic effect of the inhibition of the enzymes.

CONCLUSIONS

Copper inhibited cellulase and β -glucosidase activity. The inhibitory effect increased with pH. In the presence of Cu, the pH optimum of the enzyme was shifted by one or two units to more acidic values. These observations agree with speciation calculations which showed that the enzymes should be most susceptible to copper ions at high pH where the amino acids are deprotonated.

Both clay minerals inhibited cellulase and β -glucosidase activity. The effect was stronger for *mont* than for *Al-mont*. It appeared that this difference was due to the larger specific surface and higher permanent negative charge of *mont* as compared to *Al-mont*. Both montmorillonite compounds caused a shift of the pH optimum of cellulase and β -glucosidase towards higher pH.

Neither *mont* nor *Al-mont* reduced the inhibitory effect of copper on the activity of the investigated enzymes. This can be explained by the higher affinity of copper for the two enzymes than for the two clay minerals. The inhibition effects of the clay minerals and copper on the enzyme activity together were stronger than each individually.

LITERATURE

- Elliott H.A. and Huang C.P. (1979) The adsorption characteristics of Cu(II) in the presence of chelating agents. *Journal of Colloid and Interface Science* **70** (1), 29-45.
- Geiger G. Gfeller M. Furrer G. and Schulin R. (1996) Soil bacteria sensitivity towards heavy metals - Experimental system optimisation using chemical speciation calculations. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* **354**, 624-628.
- Geiger G. Brandl H. Furrer F. and Schulin R. (1996) The effect of copper on the activity of cellulase and β -glucosidase in presence of montmorillonite or Al-montmorillonite. *Soil Biology & Biochemistry* (submitted).
- Gianfrida L. Rao M.A. and Violante A. (1991) Invertase (β -fructosidase): Effects of montmorillonite, Al-hydroxide and Al(OH)₃-montmorillonite complex on activity and kinetic properties. *Soil Biology & Biochemistry* **23** (6), 581-587.
- Lothenbach B. Krebs R. Furrer G. Gupta S. and Schulin R. (1996a) Effects of montmorillonite and Al-montmorillonite on the solubility of heavy metals in suspension and in soil. (In preparation).
- Lothenbach B. Furrer G. and Schulin R. (1996b) Adsorption of heavy metals by polynuclear aluminium and modified montmorillonite. *Environmental Science & Technology* (submitted).
- Mathur S.P. (1993) A lack of bactericidal effect of subsidence-mitigating copper in organic soils. *Canadian Journal of Soil Science* **63**, 645-649.
- Quinquampoix H. (1987) A stepwise approach to the understanding of extracellular enzyme activity in soil I. Effects of electrostatic interactions on the conformation of a β -D-glucosidase adsorbed on different mineral surfaces. *Biochimie* **69**, 753 - 763.

Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen in einer realen Altlast

von

Margesin, R. und F. Schinner*

Zielsetzung

An einem kalkhaltigen, sandigen Altlastboden aus dem Inntal, der mit Diesel (5600 mg KW/kg TS) kontaminiert war, wurde im Laborversuch eine Machbarkeitsstudie zur Sanierung durchgeführt. Es wurde die autochthone Bodenmikroflora auf ihre Diesel-Abbauaktivität untersucht und der Anteil abiotischer Prozesse an der Dieseldeskontaminierung beurteilt. Weiters wurde untersucht, welchen Einfluß die Zugabe eines anorganischen Düngers, eines Inokulums abbauaktiver Mikroorganismen, sowie eines Düngers in Kombination mit einem Inokulum auf die Sanierung des Bodens hatte. Bei Zugabe des Düngers wurden die C/N-Verhältnisse 10:1 und 50:1 eingestellt. Zur Bestimmung des Einflusses der Temperatur auf die Sanierung wurden alle Untersuchungen bei kalten Temperaturen (10°C) und bei mesophilen Temperaturen (25°C) durchgeführt. Dementsprechend wurde bei 10°C ein kälteadaptiertes Inokulum und bei 25°C ein mesophiles Inokulum zugesetzt.

Material und Methoden*Boden*

Bei der kontaminierten Altlast handelte es sich um einen kalkhaltigen, nährstoffarmen Sandboden (Schüttgut) mit einem pH-Wert von 7,7. Die Dieseldeskontamination zu Versuchsbeginn betrug 5600 mg KW/kg TS.

Keimzahlen

Die Keimzahl der autochthonen Dieselabbauer wurde nach der MPN-Methode in Minimalmedium mit Diesel als C-Quelle bestimmt, zur Bestimmung der Gesamtkeimzahl wurde Glucose (2 g/l) als C-Quelle eingesetzt.

Inokula

Als kälteadaptiertes Inokulum wurde eine Reinkultur aus der Gruppe der Actinomyceten, RM 7/11, verwendet, als mesophiles Inokulum die bakterielle Mischkultur OH1. Beide Kulturen

* Institut für Mikrobiologie, Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck

wurden vor der Zugabe zum Bodenmaterial in Minimalmedium mit Diesel (5000 mg/l) als einziger C-Quelle bei 10°C (RM7/11) bzw. 25°C (OH1) angezüchtet.

Abbaustudien

Folgende Parameter wurden variiert:

- * Nährstoffzufuhr: Das C:N-Verhältnis wurde mit einem anorganischen, wasserlöslichen Dünger (Agrolinz Melamin GmbH, Produkt 15-15-15) auf 10:1 und 50:1 eingestellt, das N:P-Verhältnis betrug 5:1, das P:K-Verhältnis 0,5:1. Der Kontrollansatz war ungedüngt.
- * Temperatur: Sämtliche Ansätze wurden bei 10°C und 25°C inkubiert.
- * Inokulum: Die bei 10°C inkubierten Ansätze wurden mit dem kälteadaptierten Inokulum RM7/11 versetzt, den bei 25°C inkubierten Ansätzen wurde das mesophile Inokulum OH1 (ca. 10^7 KBE/g TS) zugesetzt. Kontrollansätze enthielten kein Inokulum.
- * Abiotische Dieseleliminierung: Zur Erfassung der nicht-biotischen Dekontamination wurde Bodenmaterial mit 0,3% AgNO_3 (Endkonzentration) versetzt, die Bodenmikroorganismen wurden dadurch vollständig gehemmt.

Der Wassergehalt sämtlicher Ansätze wurde auf 60% der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt und während der Inkubationsdauer von 30 Tagen konstant gehalten. In Intervallen von 5 Tagen wurde der Kohlenwasserstoffgehalt in den Bodenproben nach DIN 38 409-H18 (1981) bestimmt.

Der Anteil abiotischer Prozesse an der Dekontamination wurde aus den mit AgNO_3 versetzten Proben ermittelt. Die Abbauleistung der autochthonen Bodenmikroorganismen wurde aus der Differenz der Dekontamination in den nicht-inokulierten und in den AgNO_3 -haltigen Proben ermittelt. Die Abbauleistung der Inokula wurde aus der Differenz zwischen der Dekontamination in inokulierten und in nicht-inokulierten Proben errechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Keimzahlen

Die Gesamtkeimzahl des untersuchten Bodens betrug $1,1 \cdot 10^9$ KBE/g TS und war somit für einen kontaminierten Boden sehr hoch. Ein beachtlicher Teil dieser Population ($2,5 \cdot 10^8$ KBE/g TS) bestand aus Mikroorganismen, die Diesel als einzige C- und Energiequelle verwerten konnten.

Der hohe Anteil an Dieselabbauern ist durch die zeitlich bereits länger andauernde Kontamination zu erklären. Die Mikroorganismen hatten genügend Zeit, sich an die Kontamination zu adaptieren und ihre Stoffwechselwege der Metabolisierung des Schadstoffes anzupassen.

Einfluß von Inkubationstemperatur, Dünger und Zusatz spezialisierter Mikroorganismen auf die Dieseldekontamination

Die insgesamt höchsten Dekontaminationsraten wurden bei einem C:N-Verhältnis von 10:1 erzielt und betragen nach 30 Tagen bei 10°C 43% und bei 25°C 55% (Tabelle 1).

Unabhängig von Inkubationstemperatur, Inkubationsdauer oder Düngerkonzentration hatten abiotische Prozesse keinen Anteil an der Dieseleliminierung. Im Unterschied zu frisch kontaminierten Böden hatten abiotische Prozesse bereits ihre Sättigung erreicht und waren somit zum Zeitpunkt des Versuchsansatzes nicht mehr erfassbar.

Durch die Zugabe eines anorganischen Düngers konnte vor allem die Abbauaktivität der autochthonen Bodenmikroflora bedeutend gesteigert werden. Bei einem C:N-Verhältnis von 10:1 reduzierten autochthone Mikroorganismen die Dieselskontamination nach 30 Tagen bei 10°C um 43% und bei 25°C um 55%. Bei einer fünffach geringeren Nährstoffsupplementierung (C:N-Verhältnis 50:1) bauten autochthone Mikroorganismen bei 10°C 35% und bei 25°C 46% der Kontamination ab. Ohne Düngung wurden bei 10°C nur 9% und bei 25°C nur 17% der Kontamination durch autochthone Bodenmikroorganismen abgebaut.

Die Abbauaktivität der zugesetzten Inokula war unabhängig von der Inkubationstemperatur bei Abwesenheit des Düngers am stärksten ausgeprägt und reduzierte die Dieselskontamination nach 30 Tagen bei 10°C um 15% und bei 25°C um 13%. Mit steigender Düngerkonzentration wurde die Abbauaktivität beider Inokula nahezu vollständig gehemmt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Einfluß der Düngung und des Zusatzes abbauaktiver Inokula auf die abiotische und biotische Dieseldekontamination in einem Altlastboden nach 30 Tagen bei 10°C und 25°C. Die Kontamination zu Versuchsbeginn betrug 5600 mg KW/kg TS (= 100%).

C:N	Dekontamination bei 10°C (%)			
	abiotisch	autochthon	Inokulum RM7/11	gesamt
ohne Düngung	0	8,9	15,2	24,1
50:1	0	35,3	4,9	40,2
10:1	0	42,8	0	42,8
C:N	Dekontamination bei 25°C (%)			
	abiotisch	autochthon	Inokulum OH1	gesamt
ohne Düngung	0	17,0	12,5	29,6
50:1	0	46,4	1,8	48,2
10:1	0	55,2	0	55,2

Schlußfolgerung

Die Ergebnisse zur Untersuchung des Diesellabbaues in einer realen Altlast zeigten die Bedeutung der autochthonen Bodenmikroflora für die Sanierung kontaminierter Böden. Die bei beiden Testtemperaturen (10°C, 25°C) hohe autochthone Abbauleistung des untersuchten Bodens wurde durch den hohen Anteil an Diesellabbauern ermöglicht, deren Leistung durch Nährstoffzugabe gefördert werden konnte. Sowohl das kalteadaptierte als auch das mesophile Inokulum trugen in

nur geringem Ausmaß nur Dieseldeskontamination bei, beide Inokula wurden durch Düngung gehemmt. Der Zusatz von Spezialkulturen wird jedoch in jenen Fällen sinnvoll sein, in denen der zu sanierende Boden nicht genügend abbauaktive Mikroorganismen enthält.

Infolge der Anpassung der autochthonen Bodenmikroorganismen an niedrige Temperaturen war auch bei 10°C eine hohe Abbauaktivität vorhanden. Kälteadaptierte Mineralölkohlenwasserstoff-Abbauer sind besonders für in-situ-Dekontaminationen tiefer Bodenhorizonte (z.B. Unterböden), in denen niedrige Temperaturen vorherrschen, von Bedeutung.

Dank

Die vorliegende Arbeit wurde durch die Bund-Bundesländer-Kooperation (Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung / Land Tirol) gefördert.

Literatur

DIN 38 409-H18: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H). Bestimmung von Kohlenwasserstoffen (H18). Februar 1981.

Untersuchungen zum Abbau von Diesel in einem alpinen Unterboden

von

Margesin, R. und F. Schinner*

Einleitung

Ölunfälle und deren Auswirkungen für die Umwelt haben in letzter Zeit steigende Aufmerksamkeit erregt. Mineralölkontaminationen von Böden sind ein verbreitetes Problem. Biologische Sanierungsverfahren stellen eine schonende und umweltfreundliche Dekontaminationsmöglichkeit dar, hierbei sollten optimale Bedingungen für den mikrobiellen Schadstoffabbau ermittelt und eingesetzt werden.

Da Mineralölkontaminationen infolge von Leckagen und Transportunfällen auch den alpinen Raum betreffen, wurde der Einfluß verschiedener Parameter (Kontaminationsausmaß, Düngung, Temperatur, Tensidzusatz, Zusatz eines abbauaktiven kälteadaptierten Inokulums) auf die Elimination von Diesel aus einem alpinen Boden untersucht. Die Untersuchungen erfolgten bei 10°C, da niedrige Temperaturen ein klimatisches Charakteristikum des alpinen Raumes darstellen.

Material und Methoden

Boden

Der untersuchte Boden war ein carbonatreicher, nährstoffarmer Unterboden (C-Horizont) aus dem Standort Hahntennjoch (A) in 1714 m Seehöhe. Das Ausgangsgestein war Kalkgestein, der Bodentyp verbrauchte Pararendzina, der Vegetationstyp Almwiese.

Inokulum

Das kälteadaptierte, Diesel-abbauaktive Inokulum RM7/11 (eine Rienkultur aus der Gruppe der Actinomyceten) wurde aus kontaminiertem Bodenmaterial isoliert und in Minimalmedium mit Diesel als einziger C-Quelle bei 10°C und 180 rpm kultiviert.

Abbaustudien

Der Boden (<2 mm) wurde mit 5000 mg Diesel/kg TS kontaminiert. Die folgenden Parameter wurden untersucht:

* Institut für Mikrobiologie, Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck

- * Abiotische Dieseleliminierung: Zur Erfassung der nicht-biotischen Dieseldekontamination wurde kontaminiertes Bodenmaterial mit 0,3% AgNO_3 (Endkonzentration) versetzt, die Bodenmikroorganismen wurden dadurch vollständig gehemmt.
- * Einfluß des kälteadaptierten Inokulums: Kontaminierter Boden wurde mit frisch angezüchtetem Inokulum (10^7 KBE/g TS) versetzt, Kontrollproben wurden nicht inokuliert.
- * Einfluß der Nährstoffzufuhr: Drei anorganische, wasserlösliche Dünger mit einem N:P-Verhältnis von 5:1, 10:1 und 15:1 (Agrolinz Melamin GmbH; Produkte 15-15-15, 20-8-8+3, 24-8-8) wurden eingesetzt, das P:K-Verhältnis betrug 0,5:1. Mit jedem der Dünger wurden C:N-Verhältnisse von 10:1, 20:1 und 40:1 eingestellt. Kontrollproben waren ungedüngt.
- * Einfluß der Dieselkonzentration (Kontaminationsausmaß): Gedüngter Boden (C:N = 10:1, Dünger A) wurde mit 1000, 5000, 7000 und 10 000 mg Diesel/kg TS kontaminiert.
- * Einfluß des Tensidzusatzes: Kontaminierter Boden (1000-10 000 mg Diesel/kg TS) wurde gedüngt (C:N = 10:1, Dünger A) und mit 0,05% SDS (Endkonzentration) versetzt.
- * Einfluß der Temperatur: Kontaminierter Boden (5000 mg Diesel/kg TS) wurde gedüngt (C:N = 10:1, Dünger A) und bei 5, 10, 15, 20, 25 und 30°C inkubiert.

Der Wassergehalt sämtlicher Ansätze wurde auf 60% der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt. Die Ansätze wurden bis zu 30 Tage bei 10°C inkubiert.

Unmittelbar nach Ansatz und in Intervallen von 5 Tagen wurde der Kohlenwasserstoffgehalt in den Bodenproben nach DIN 38 409-H18 (1981) bestimmt. Der Anteil abiotischer Prozesse, der autochthonen Abbauleistung und der Abbauleistung des zugesetzten Inokulums wurde rechnerisch ermittelt.

Ergebnisse

Einfluß der Düngung

Im Kontrollansatz ohne Dünger und ohne Inokulum nahm nach 20 Tagen bei 10°C die zugesetzte Dieselmenge von 5000 mg/kg TS um 22% ab, wobei 18% nur auf abiotische Prozesse zurückzuführen waren.

Die Zugabe des Inokulums zum ungedüngten Boden erhöhte die Dekontaminationsrate auf 37%. Eine zusätzliche Düngung erhöhte - unabhängig vom gewählten C:N oder N:P-Verhältnis - den mikrobiellen Diesellabbau um weitere 20%. Düngung ohne den Zusatz des Inokulums erzielte nahezu denselben Effekt, demnach wurde durch den Nährstoffeintrag vor allem die Abbauproduktivität der autochthonen Bodenmikroorganismen gefördert. Die verschiedenen C:N- und/oder N:P-Verhältnisse unterschieden sich kaum in ihrer Wirkung.

Einfluß der Dieselkonzentration (Kontaminationsausmaß)

Infolge abiotischer Prozesse wurde bei der geringsten getesteten Dieselkonzentration von 1000 mg/kg TS nach 30 Tagen bei 10°C eine Dekontamination von 30% erreicht. Mit zunehmender Dieselkonzentration sank die abiotische Dekontamination leicht ab, sie betrug noch

25% bei 4000 mg/kg TS und 20% bei 7000 und 10000 mg/kg TS. Die abiotische Dieseleliminierung nahm mit zunehmender Inkubationsdauer deutlich zu.

Die autochthonen Bodenmikroorganismen bauten bei 1000 mg Diesel/kg TS bereits nach 10 Tagen bei 10°C 30% des Diesels ab, eine Erhöhung der Dieselkonzentration auf 4000 bzw. 7000 mg/kg TS erforderte eine längere Inkubationszeit für dieselbe Abbauleistung. Nach 30 Tagen bei 10°C wurden im Konzentrationsbereich 1000-7000 mg Diesel/kg TS 37% der Dieselmenge durch autochthone Mikroorganismen abgebaut, während eine Erhöhung der Konzentration auf 10000 mg/kg TS ein deutliches Absinken der autochthonen Leistung zur Folge hatte: nach 15 Tagen wurden 22% des Diesels abgebaut, mit zunehmender Inkubationszeit war eher ein Absinken der autochthonen Leistung zu beobachten.

Das zugesetzte Inokulum zeigte nur bei höheren Dieselkonzentrationen (7000 und 10000 mg/kg TS) eine Abbauleistung, die jedoch deutlich schwächer war als die autochthone Abbauleistung bei niedrigen Konzentrationen.

Eine Betrachtung der insgesamt (abiotisch und biotisch) eliminierten Dieselmenge zeigte: je geringer die Kontamination, umso höher der Prozentsatz der Dieselelimination, die vor allem auf die Abbauproduktivität der autochthonen Bodenmikroorganismen zurückzuführen war. Die Abnahme der mikrobiellen Abbauproduktivität bei zunehmender Dieselkonzentration dürfte vorwiegend auf den Anstieg toxischer Verbindungen und schwer abbaubarer Komponenten zurückzuführen sein.

An dieser Stelle sei auf die Bedeutung der Schadstoffkonzentration bei mikrobiellen Abbauproduktionsuntersuchungen verwiesen. Geringe Kontaminationsraten werden bessere Sanierungserfolge aufweisen als sehr hohe. Experimente mit niedrigen Schadstoffkonzentrationen täuschen eine höhere Abbauleistung vor als solche mit hohen Schadstoffkonzentrationen, obwohl die absoluten Abbauleistungen mit steigender Kontamination deutlich zunehmen (10% Abnahme bei 1000 mg = 100 mg; 10% Abnahme bei 10000 mg = 1000 mg, also 10fach höher!).

Einfluß des Tensidzusatzes (SDS)

Die Zugabe von SDS zur Verbesserung der Bioverfügbarkeit von Diesel beeinflusste bei keiner der getesteten Dieselkonzentrationen (1000, 4000, 7000, 10000 mg/kg TS) die abiotische Eliminierung oder die Leistung der autochthonen oder zugesetzten Mikroorganismen.

Einfluß der Temperatur

Bei Temperaturen von 5-15°C wurden 20-25% der zugesetzten Dieselmenge von 5000 mg/kg TS abiotisch eliminiert, die autochthonen Mikroorganismen bauten während 30 Tagen bei 10-15°C noch bis zu 47% des Diesels ab, jedoch bei 5°C nur mehr 28%. Die Abbauleistung des zugesetzten Inokulums (Abbauraten bis zu 20%) war nur bei niedrigen Temperaturen (5-15°C) nennenswert.

Mit zunehmender Temperatur und Inkubationszeit sank die Dieselabbauproduktivität des Inokulums, während autochthone Abbauproduktivität und abiotische Dieseleliminierung anstiegen. Bei Temperaturen von 20-30°C war die Dieseledekontamination nahezu ausschließlich auf abiotische

Eliminierungsprozesse (31-46% der zugesetzten Dieselmenge) und auf die Abbauaktivität der autochthonen Bodenmikroorganismen (25-44% der zugesetzten Dieselmenge) zurückzuführen.

Als Summe der abiotischen und biotischen (= Leistung der autochthonen und zugesetzten Mikroorganismen) Dekontamination wurde die Dieselkontamination von 5000 mg/kg TS nach 30 Tagen bei 5°C um 52%, bei 10°C um 66%, bei 15°C um 67%, bei 20°C um 73% und bei 30°C um 90% reduziert. Zu diesem Zeitpunkt war aus dem Zeitverlauf der Dieselabnahme bei allen Testtemperaturen eine Sättigung zu beobachten, die sich bereits nach einer Inkubation von 20 Tagen andeutete.

Zusammenfassung

- * Diesel wurde in einem alpinen Boden bei niederen Temperaturen (10°C) sowohl durch ein kälteadaptiertes Inokulum als auch durch autochthone Bodenmikroorganismen abgebaut.
- * Ein beachtlicher Teil der Dieseldekontamination war auf abiotische Prozesse zurückzuführen.
- * Anorganische Düngung bewirkte eine deutlich verbesserte mikrobielle Dieselabbauleistung und förderte vor allem die Abbauaktivität der autochthonen Bodenmikroorganismen.
- * Gute Abbauleistungen des kälteadaptierten Inokulums wurden nach relativ kurzen Inkubationszeiten von bis zu 10 Tagen bei Temperaturen bis zu 15°C erreicht, während für eine gesteigerte autochthone Leistung längere Inkubationszeiten und höhere Inkubationstemperaturen ($\geq 15^\circ\text{C}$) sinnvoll waren.
- * Das Inokulum wurde mit zunehmender Inkubationszeit von den autochthonen Bodenmikroorganismen verdrängt.
- * Je geringer die Dieselkontamination, umso höher der Prozentsatz der insgesamt (abiotisch und biotisch) eliminierten Dieselmenge.
- * Der Zusatz von SDS zeigte keinen Einfluß auf die abiotische oder biotische Dieseldekontamination.

Dank

Die vorliegende Arbeit wurde durch die Bund-Bundesländer-Kooperation (Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung / Land Tirol) gefördert.

Literatur

DIN 38 409-H18: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H). Bestimmung von Kohlenwasserstoffen (H18). Februar 1981.

Die Laugung von Schwermetallen aus Boden mit *Penicillium* sp.

von

Brunner, H., T. Kläuser und F. Schinner*

Einleitung

Mit dem beständigen Einsatz von schwermetallhaltigen Pflanzenschutzmitteln, besonders in Weinbaugebieten, und der vermehrten Ausbringung von Klärschlämmen als Dünger auf landwirtschaftlich genutzte Flächen, nahm die Schwermetallbelastung in diesen Böden kontinuierlich zu (Deluisa et al., 1996). Die Gefahr der Einbringung in die Nahrungskette sowie rigorosere gesetzliche Bestimmungen verlangen nach neuen Lösungen dieser Problematik.

Im Zuge eines Projektes wird nun versucht, mittels Laugung durch heterotrophe Pilze die Schwermetalle in Lösung zu bringen und damit entweder in tiefere Bodenschichten zu verfrachten, wo sie wieder in einen immobilen Zustand fallen, oder die schwermetallhaltige Bodenlösung über Drainagen aufzufangen und zu entsorgen.

Einige Pilze sind in der Lage, durch die Ausscheidung von laugungsaktiven Metaboliten Schwermetalle in Lösung zu bringen, wobei vor allem komplexolytische und acidolytische Mechanismen eine wichtige Rolle spielen. Die erste Zielsetzung dieses Projektes betrifft die Fragestellung nach den optimalen Bedingungen, unter welchen laugungsaktive Metaboliten gebildet werden.

Material und Methoden

Charakterisierung des Bodens: Es handelt sich um einen durch Bergwerkstätigkeit und langjährigen Einsatz von kupferhaltigen Pflanzenschutzmitteln schwer belasteten Oberboden in einem Weinbaugebiet. Es wurden Belastungen von bis zu 630 ppm Cu, 550 ppm Zn und 830 ppm Pb gemessen. Die Bodenproben wurden aus einer Tiefe von 10 - 20 cm gezogen, luftgetrocknet, gesiebt (< 2mm) und über den Probenteiler homogenisiert.

* Institut für Mikrobiologie, Universität Innsbruck, Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck

Laugungsversuch in submerser Schüttelkultur: Als N- Quelle diente NH_4NO_3 , als C-Quelle Saccharose. Laugung im 500 ml- Erlenmeyerkolben mit 100 ml Arbeitsvolumen, Bodeneinwaagen zwischen 1% und 20%. Inkubationstemperatur 25°C, Schüttelfrequenz 200 rpm. Die Beimpfung erfolgte über Konidiensuspension, als Organismus kamen Eigenisolate zum Einsatz.

Laugungsversuche in statischer Kultur: 20 g Boden im 100 ml Erlenmeyerkolben (Feuchtigkeit: 60% der maximalen Wasserhaltekapazität), Beimpfung mit infizierten Roggenkörnern (Eigenisolate). Als C-Quelle diente Saccharose, als N-Quelle NH_4NO_3 . Die Inkubation erfolgte bei 25°C.

Vorbereitung und Analyse der Proben: Submerskulturen: Entnahme von 5 ml, Zentrifugation für 15 Minuten mit 13.000xg, Bestimmung des Schwermetallgehalt im Überstand mittels AAS. Statischen Kulturen: Auszug mit 0,01M CaCl_2 und Schwermetallgehaltsbestimmung mittels AAS.

Ergebnisse und Diskussion

Von entscheidender Bedeutung im Rahmen der Schwermetallmobilisierung aus Böden ist die Kohlenstoff- und Stickstoffversorgung der laugungsaktiven Mikroorganismenstämme. Ein optimiertes C/N-Verhältnis ist einerseits notwendig um ein möglichst hohes Ausmaß der Freisetzung von niedermolekularen Metaboliten in die umgebende Bodenlösung zu erzielen und andererseits eine übermäßige Biomassebildung der autochthonen und der zugeimpften Mikroorganismen zu verhindern. Hohe Biomassewerte könnten zu vermehrter Schwermetallsorption an den Zellwänden führen und bergen außerdem das Risiko der Metallpräzipitation durch Zellinhaltsstoffe im Fall der Autolyse. Mit Saccharose als C-Quelle und Ammoniumnitrat bzw. Ammoniumchlorid als N-Quelle konnten mit einem C/N-Verhältnis von 50 die höchsten Laugungswerte erzielt werden.

Eine ausreichende C-Versorgung sollte gewährleistet werden, um über die Metabolitenfreisetzung signifikante Schwermetallmengen zu mobilisieren. Mehr als 30% der Kupferbelastung konnte mit *Penicillium sp.* als zugeimpften, laugungsaktiven Stamm mobilisiert werden. Bodeninhaltsstoffe und die autochthone Mikroflora (Schnitzer, 1986; Stevenson, 1967) stellten einen entscheidenden Beitrag (Abb. 1). Das Ausmaß der Laugung im Boden wird weitgehend vom Grad der Umsetzung der C- und N-Quellen in niedermolekulare Metaboliten und deren Freisetzung bestimmt. In einem C/N-Bereich von 25 bis 100 ist die Massenrelation von zugegebenem Kohlenstoff (je nach C-Quelle) zur Bodenmasse ausschlaggebend für das Laugungsergebnis (Abb. 2). Die Mobilisierung der Schwermetalle beruht im wesentlichen auf der komplexierenden Wirkung von Stoffwechselmetaboliten, die in die Bodenlösung abgegeben wurden (Bloomfield und Sanders, 1977), und auf der Ansäuerung der Bodenlösung (Bergkvist, 1986).

Mit einem C/N-Verhältnis von 50 und einem Bd/C-Verhältnis (g Boden pro g C über die Kohlenstoffquelle) von 25 konnten mit *Penicillium sp.* 35% Cu und 42% Zn mobilisiert werden.

Literatur

- Bergkvist, B. (1986): Leaching of metals from a spruce forest soil as influenced by experimental acidification. *Wat. Air Soil Pollut.*, 31, 901-916.
- Bloomfield, C. and Sanders, J.R. (1977): The complexing of copper by humified organic matter from laboratory preparations, soil and peat. *J. Soil Sci.*, 28, 435-444.
- Deluisa, A., Giandon, P., Aichner, M., Bortolami, P., Bruna, L., Lupetti, A., Nardelli, F. und Stringari, G. (1996): Copper pollution in Italian vineyard soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 27 (5-8), 1537-1548.
- Schnitzer, M. (1986): Reactions of humic substances with metals and minerals. In: Carlisle, E. (Ed.): *Mineral exploration, biological systems and organic matter*. pp. 408-427.
- Stevenson, F.J. (1967): Organic acids in soils. *Soil Biochemistry*, 1, 119-146.

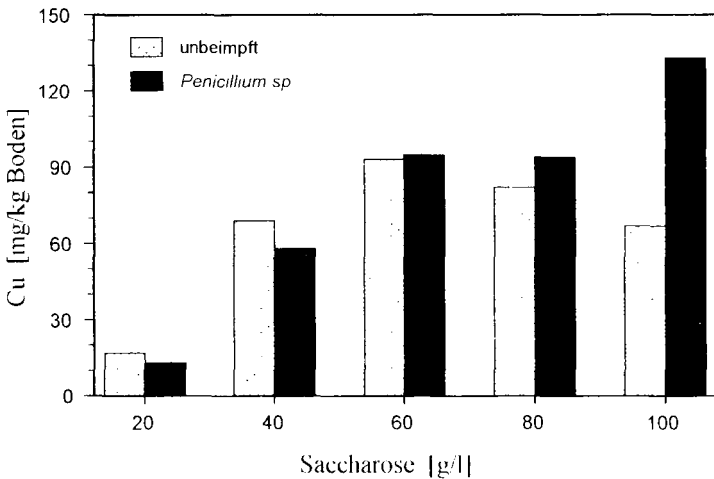


Abb. 1: Vergleich der Kupferlaugung aus Boden zwischen unbeimpften Kontrollen und mit *Penicillium sp.* beimpften Ansätzen, Laugung im 500 ml Erlenmeyerkolben (submers), Test verschiedener Saccharose-Konzentrationen in der Nährlösung (20 g/l – 100 g/l), 10% (wt/vol) Materialdichte Boden, 1 g/l NH_4NO_3 als N-Quelle, T 30°C, 200 rpm.

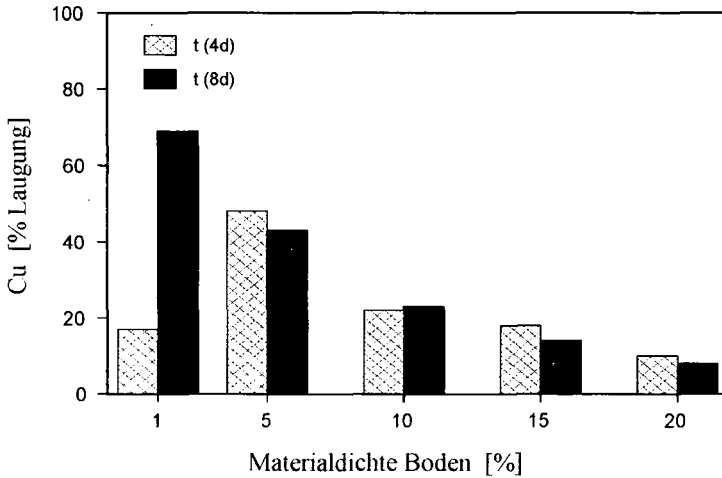


Abb. 2: Vergleich der Laugung von Kupfer aus Boden mit *Penicillium* sp. in Submerslaugung mit unterschiedlichen Bodeneinwaagen (1% - 20% (wt/vol)), Laugung im 500 ml Erlenmeyerkolben mit 100 ml Nährlösung, als C-Quelle diente Saccharose (100 g/l) und als N-Quelle Ammoniumnitrat (2 g/l), T=30°C, 200 rpm.

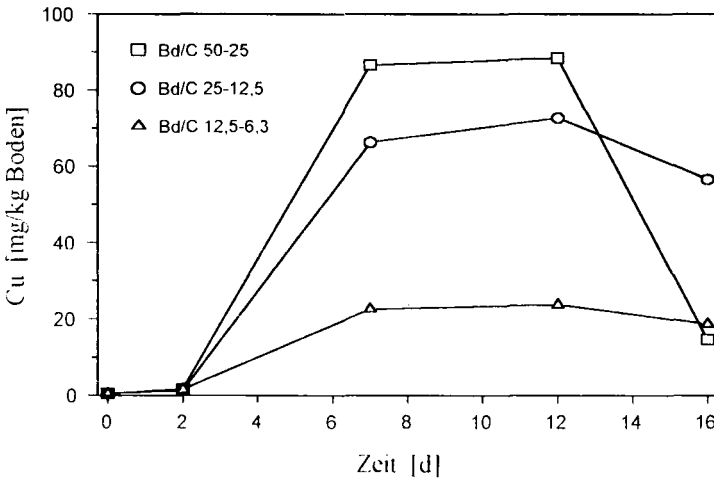


Abb. 3: Laugung von Kupfer aus Boden mit *Penicillium* sp. in Standkultur (20 g Boden: 60% der maximalen Wasserhaltekapazität). Vergleich unterschiedlicher Bd/C-Werte (Bd/C = g Boden pro g C), Saccharose als C-Quelle und NH_4NO_3 als N-Quelle, C/N=50, T=25°C.

Interaktionen
zwischen
Pflanze und Bodenmikroflora

Einsatzmöglichkeiten der stengelknöllchenbildenden, stickstoff-fixierenden Leguminosen *Sesbania rostrata* und *Aeschynomene afraspera* als Biofertilizer im Naßreisanbau (Kurzfassung)

von

Ottow, J. C. G.*, M. Becker** und K. H. Diekmann*

Voraussichtlich wird die Weltbevölkerung im Jahr 2025 auf etwa 8,5 Milliarden angestiegen sein. Davon werden ca. 7 Milliarden in Südostasien und in Afrika südlich der Sahara leben. Um die Reisernährung dieser Bevölkerung sichern zu können, sind günstige Biotechnologien erforderlich, welche (1) die Reiserträge der zahlreichen Subsistenzwirtschaften per ha und (2) die Nachhaltigkeit insbesondere marginaler Böden deutlich erhöhen können. In Zusammenarbeit mit dem International Rice Research Institute (IRRI), Division of Soil and Water (Dr. J.K. Ladha), und mit Unterstützung der GTZ GmbH, Eschborn, wurden die Einsatzmöglichkeiten der wild lebenden Leguminosen *Sesbania rostrata* und *Aeschynomene afraspera* aus der Sahelregion als Gründüngung (GD) vor Naßreis in Feldversuchen zusammen mit Reisbauern untersucht. Mit Hilfe der o.g. Leguminosen unter überstauten Bedingungen können 80 bis 150 kg N/ha innerhalb von 45-55 Tagen in Stengelknöllchen gebunden und als GD in den Boden eingearbeitet werden. Auch auf marginalen Böden, arm an P und K, wurden die gleichen N-Mengen gebunden. Die Reiserträge der GD-Varianten (4,9 t/ha) waren signifikant höher als die Erträge der mit 60 kg N/ha als Harnstoff gedüngten Varianten (4,6 t/ha) oder als die der unbehandelten Kontrolle (3,5 t/ha). Hochleistungssorten (wie IR 64) können den GD-N bis zu einer Höhe von 75 kg N/ha effizienter verwerten als Harnstoff-N. Bei durchschnittlichen N-Bindungsraten können die genannten Biofertilizer einen Mineraldünger (Harnstoff) von etwa 60 kg N/ha vollständig ersetzen. GD mit *S. rostrata* oder *A. afraspera* verbessern die chemisch-physikalischen und mikrobiologischen Bodeneigenschaften vor allem langfristig. Nachteile dieser vielversprechenden Biotechnologie sind die großen Schwankungen in der GD-Biomasse und in der N-Akkumulation (je nach Tageslänge), die arbeitsintensive Einarbeitung der zerkleinerten Biomasse, der Mangel an Saatgut für den Landwirt und die Gefahr einer explosionsartigen Vermehrung von Insekten und/oder Krankheiten. Zudem ist der Einsatz (subventionierter) mineralischer N-Düngung im Vergleich zur GD mit stickstoffbindenden Leguminosen für den low-input-Landwirt wesentlich attraktiver. Begrenzend für den Einsatz der genannten Biofertilizer ist auch die Knappheit von Wasser (Regen oder Bewässerung). GD mit den genannten Biofertilizern im Naßreisanbau setzt zunächst intensive Beratung (demonstration plots) voraus und dürfte nur dort eine Zukunft haben, wo die low-input-Subsistenzwirtschaften keinen Zugang zu subventionierten Mineral-N-Düngern besitzen. Andererseits hat die GD mit aquatischen Leguminosen in der mechanisierten high-input-Agrarbiotechnologie eine Perspektive, wenn es darum geht, die Nachhaltigkeit von (marginalen) Reiseeböden zu sichern.

*Institut für Angewandte Mikrobiologie, Senckenbergstr. 3, 35390 Gießen

** West Africa Rice Development Association, Bonaké, Côte d'Ivoire

Quantifizierung der Lachgas (N_2O) Freisetzung aus einer Wurzelraumanlage zur Abwasserentsorgung eines landwirtschaftlichen Betriebes mit Käseerei

von

Fey, A., G. Benckiser und J. C. G. Ottow¹

Einleitung

Vor allem im ländlichen Raum kommen Pflanzenkläranlagen immer häufiger zum Einsatz. Ca. 3000 Pflanzenkläranlagen, durchschnittlich für 5 Einwohnergleichwerte (EGW) ausgelegt, sind bisher in Niedersachsen installiert und weitere 1000 Anlagen sind bereits zugelassen [1]. Nährstoffeinträge durch das Abwasser und O_2 -Zufuhr durch die Schilfpflanzen ermöglichen intensive Stoffumsetzungen mit kleinräumigen Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen im Bodenkörper [2,3,4]. Dabei entstehen gasförmige Produkte wie NO , N_2O und/oder N_2 , die entlang des Konzentrationsgradienten in die Atmosphäre diffundieren.

Lachgas (N_2O) kann in der Troposphäre als Treibhausgas und in der Stratosphäre langfristig ozonzerstörend wirken [3,4]. N_2O -Emissionen aus Pflanzenkläranlagen wurden bisher nicht quantifiziert. Ob und inwieweit Wurzelraumanlagen zur Produktion dieses klimarelevanten Gases beitragen wurde in einer Hofgemeinschaft für heilende Arbeit (Friedelhausen bei Gießen, Hessen) von November 1995 bis April 1996 untersucht. Die Wurzelraumanlage entsorgt das Abwasser aus einer Käseerei und von 70 Einwohnern (=76 EGW oder 12 m^3 Abwasser pro Tag oder 6 kg BSB_5 oder 11 kg CSB_{Cr207}).

Material und Methoden

Die nach dem Wurzelraumverfahren [2] konzipierte und im Oktober 1992 in Betrieb genommene Pflanzenkläranlage Friedelhausen (Abb. 1) besteht aus 2 parallelen Schilfbeeten (je $10 \times 18 \times 0,6\text{ m}$) mit 5 m^2 Beetfläche EGW^{-1} . Der Bodenkörper besteht aus mit Weißtorf versetztem Bodenaushub. Das zugeführte Abwasser verbleibt zunächst 2 Tage zum Absetzen der Grobbestandteile in einer Mehrkammergrube (25 m^3 ; $300\text{ L }EGW^{-1}$). Der Überlauf wird über Querverteilerrohre von unten in die Schilfbeete eingeleitet und durchströmt horizontal den Bodenkörper (Abb. 1). N_2O wurde mit 8 offenen Kammern, die in Fließrichtung über ein Schilfbeet verteilt waren (ca. 1 m Abstand; Abb. 1) einmal wöchentlich dienstags von 10 - 12 Uhr gesammelt. Hierzu wurden die unten mit einem Stahlrahmen versehenen Kammern ($50 \times 10 \times 15\text{ cm}$) in den Bodenkörper des Schilfbeets eingedrückt und zur quantitativen Überführung von N_2O in die Molekularsiebfallen ($100\text{ g }1-2\text{ mm}-0,5\text{ nm}$ -Molekularsiebpellets; Merck, Darmstadt) mit Umgebungsluft (20 L h^{-1}) 2 h kontinuierlich durchspült (Membranpumpe, Vacubrand M2, Wertheim). Silikagel- und Natronkalkfallen zum Abfangen von

¹ Institut für Angewandte Mikrobiologie, Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstr. 3, 35390 Gießen

H₂O und CO₂ waren dem Molekularsieb vorgeschaltet. Parallel zu den N₂O-Emissionen wurde das im Bodenkörper der Wurzelraumanlage zurückgehaltene N₂O quantifiziert. Hierzu wurden mit einem Pürckhauer-Bohrstock aus 0-20, 20-40, 40-60 cm Tiefe nahe des Abwasserzu- und -ablaufs, sowie in der Beetmitte Bodenproben entnommen. Die Proben wurden direkt vom Bohrstock in Schraubgläser überführt und mit einem Septum gasdicht verschlossen. Aus dem Molekularsieb wurde N₂O mittels Wasser und Vakuum und aus den Bodenproben durch 80 minütiges Erhitzen im Wasserbad auf 80°C freigesetzt [3]. Die Quantifizierung im Headspace erfolgte gaschromatographisch mit einem ECD (Sigma 300, Perkin & Elmer, Überlingen). Von den N₂O-Meßwerten wurden die N₂O-Mengen in der Spülluft (3 Parallelen) abgezogen.

In Zu-, Ablauf und den Bodenproben wurden NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N sowie der pH bestimmt [4]. Zusätzlich wurde in den Abwasserproben der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB₅) mit einem Sapromaten (Voith, Heidenheim) und der chemische Sauerstoffbedarf (CSB_{Nm}) nach Oxidation mit Kaliumpermanganat bestimmt [3]. Der Trockensubstanzgehalt der Bodenproben wurde gravimetrisch und der wasserlösliche Kohlenstoff (C_{H2O}) durch Extraktion ermittelt [3]. Die Bodentemperaturen in 10, 20, 30 und 50 cm Tiefe des Schilfbeetes wurden kontinuierlich mit einem Datenlogger (DL903, Lamprecht, Göttingen) aufgezeichnet.

Ergebnisse

Die Bodentemperaturen in 10 cm Tiefe des Schilfbeetes lagen im Mittel bei +3°C und in 50 cm bei durchschnittlich +5,8°C (Abb. 2). Zwischen Januar und Februar 1996 wurde in der Schicht 0-10 cm der Gefrierpunkt mehrfach unterschritten, während in 50 cm Tiefe +2°C die tiefste Temperatur war. Trotz der längeren Frostperioden nahm der BSB₅ bzw. CSB_{Nm} bei Nicht-Berücksichtigung des 5.12.1995-Termins (am Vortag wurde die Mehrkammergrube geleert; Pfeil) im Mittel um 78,2% bzw. 49,4% (Zulauf- minus Ablaufwerte) ab (Abb. 3). Als Folge der Nitrifikation und Denitrifikation wurde eine Lachgasfreisetzung von im Mittel 133 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ festgestellt (Abb. 4). Aus Abb. 4 wird weiter deutlich, daß neben den N₂O-Emissionen im Wurzelraum (0-40 cm) zwischen 23 und 339 µg N₂O-N kg⁻¹ trockener Boden zurückgehalten wurden. Dieses zurückgehaltene Lachgas kann ein zusätzliches N₂O-Emissionspotential darstellen. In Abb. 5 sind die NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, NO₂⁻-N und C_{H2O}-Verläufe während der Wintermonate 1995/1996 dargestellt. Insbesondere während der Frostperioden (Abb. 2) sank Nitrat deutlich ab und Nitrit akkumulierte. Gleichzeitig stieg Ammonium an (Abb. 5) und die BSB₅- sowie CSB_{Nm}-Abnahmen wurden geringer (Abb. 3). Eine verminderte Energiekonservierung durch Atmungs- und Oxidationsprozesse wird offensichtlich. Erst mit steigenden Temperaturen ab März 1996 (Abb. 2) erreichte der wasserlösliche Kohlenstoff wieder das Niveau vom November 1995 und Nitrit konnte nicht mehr nachgewiesen werden (Abb. 5). Abb. 1 zeigt zusammenfassend die mittleren Lachgasemissionen sowie die zurückgehaltenen N₂O-Mengen in Abhängigkeit von der Abwasserfließrichtung und der Bodentiefe. Während die höchsten Lachgasemissionen im Zentrum des Schilfbeetes zu beobachten waren, akkumulierte N₂O im Wurzelraum vorrangig in Ablaufnähe. Das in 0-20 cm Bodentiefe gemessene Lachgas war um ca. den Faktor 3 höher als in den darunterliegenden Schichten.

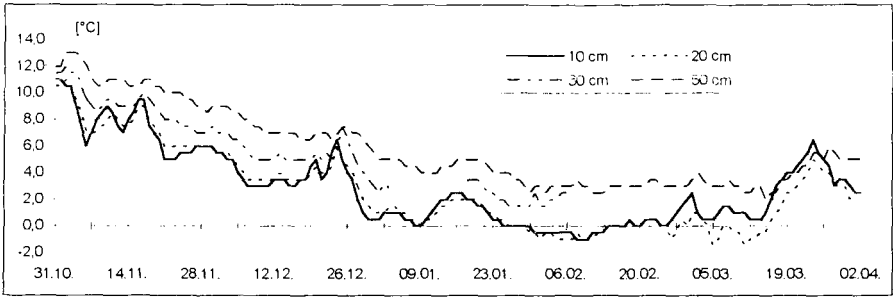


Abb. 2: Temperaturverläufe im Bodenkörper der Wurzelraumanlage Friedelhausen (Hessen) während des Winterhalbjahres 1995/1996

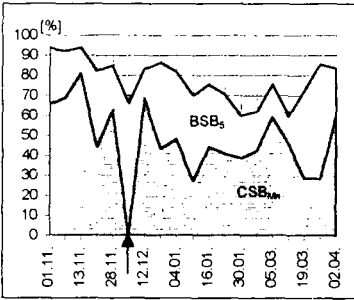


Abb. 3: Prozentuale BSB₅- und CSB₅₀-Abnahmen (Differenz zwischen Zu- und Ablauf) in der Wurzelraumanlage Friedelhausen während des Winterhalbjahres 1995/1996. Am Tag vor dem 5.12.95 (Pfeil) wurde die Mehrkammergrube (Zulauf) ausgepumpt.

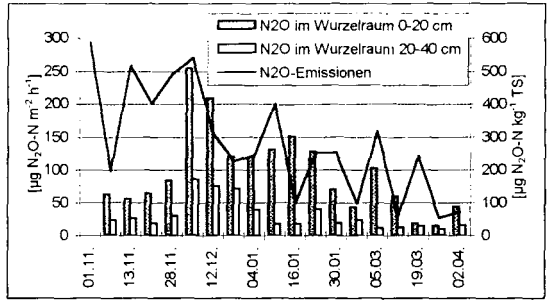


Abb. 4: N₂O-Emissionen und im Bodenkörper der Wurzelraumanlage Friedelhausen zurückgehaltenes N₂O (0-20 cm, 20-40 cm) während des Winterhalbjahres 1995/1996.

Diskussion

Wie in Böden häufig zu beobachten ist, scheint auch bei der dezentralen Abwasserreinigung mittels Pflanzenkläranlagen Lachgas vorrangig in der oberen Bodenschicht gebildet zu werden (Abb. 1, 4, 5; [3]). Außerdem wird ein enger Zusammenhang zwischen Nitratangebot und N₂O-Emissionen offensichtlich (Abb. 4, 5). Der von November 1995 bis Anfang April 1996 der Pflanzenkläranlage meist als Ammonium zugeführte Stickstoff (insgesamt 159 kg N) wurde im November bei Temperaturen zwischen 6 und 13°C rasch in Nitrat und N₂O überführt (Abb. 2, 4, 5) und 135 kg N oder 85 % waren im Ablauf noch nachweisbar. Der Bodenkörper der Pflanzenklär-

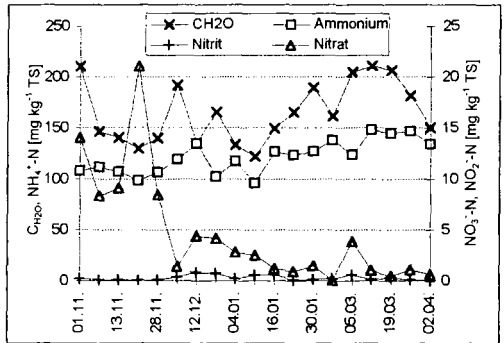


Abb. 5: Wasserlöslicher Kohlenstoff- (C_{H2O}), Ammonium-N-, Nitrit-N- und Nitrat-N-Verläufe in 0-40 cm Bodentiefe der Wurzelraumanlage Friedelhausen (Hessen) während des Winterhalbjahres 1995/1996 (Mittelwerte aus 3 Probenahmestellen (Nähe Zulauf, Beetmitte, Nähe Ablauf)).

anlage reicherte im Untersuchungszeitraum ca. 5,2 kg N oder 3,2 % an. Gasförmige N-Verluste in Form von N_2O beliefen sich auf ca. 177 g N oder 0,11 % und ca. 30 g des gebildeten N_2O-N oder <0,02 % N wurden im Wurzelraum zurückgehalten. Die nicht identifizierten N-Verluste von 18,6 kg oder 11,7 % dürften in der mikrobiellen Biomasse festgelegt, in nichtaustauschbarer Form im Bodenkörper gebunden oder gasförmig als N_2 an die Atmosphäre abgegeben worden sein. Bezogen auf einen EGW wurden insgesamt 2,3 g N (=5,5 g $N a^{-1}$) oder 15 mg N Tag^{-1} des Treibhausgases N_2O freigesetzt. Basierend auf diesen Winter-Daten können für den Flächenstaat Niedersachsen mit seinen 3000 Pflanzenkläranlagen N_2O -Emissionen von ca. 82 kg $N_2O-N a^{-1}$ grob abgeschätzt werden. Im Vergleich setzte die kommunale Kläranlage Gießen, die das Abwasser von ca. 150 000 Einwohnern reinigt, während der Wintermonate ca. 5,9 mg $N_2O-N EGW^{-1} Tag^{-1}$ oder 0,04 % des zugeführten N aus Nitrifikations-/Denitrifikationsbecken frei [3]. Bundesweit werden jährlich durch Kläranlagen ca. 7 Mg N_2O freigesetzt und die gesamten anthropogenen N_2O -Emissionen werden auf 206-276 Gg $N_2O-N a^{-1}$ geschätzt [3,4]. Der Anteil von Pflanzenkläranlagen an der gesamten Abwasserreinigung beträgt selbst in Niedersachsen nur <0,02 % [5]. Insofern ist vorläufig deren Beitrag am globalen N_2O -Budget als gering einzustufen, was auch für das Belebungsbecken kommunaler Kläranlagen gilt [4].

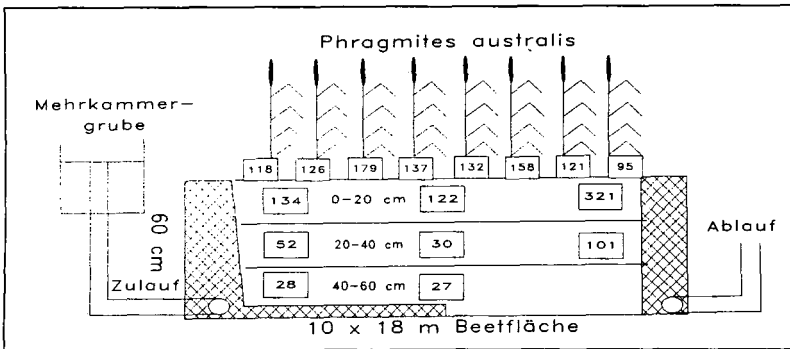


Abb. 1: Schematischer Aufbau der Wurzelraumanlage Friedelhausen (Hessen) mit den mittleren N_2O -Emissionen [$\mu g N_2O m^{-2} h^{-1}$] entlang der Abwasserflussrichtung sowie die mittleren im Bodenkörper zurückgehaltene N_2O -Mengen [$\mu g N_2O kg^{-1} TS$] während des Winterhalbjahres 1995/1996.

Literatur

- [1] von Felde, K., Hansen, K., Kunst, S. (1995): Pflanzenkläranlagen in Niedersachsen - Bestandsaufnahme und Leistungsfähigkeit. *Korr. Abw.* 43: 1382-1392
- [2] Wissing, F. (1995): *Abwasserreinigung mit Pflanzen*. Ulmer, Stuttgart
- [3] Benckiser, G., Eilts, R., Linn, A., Lorch, H.-J., Sümer, E., Weiske, A., Wenzhöfer, F. (1996): N_2O emissions from different cropping systems and from aerated, nitrifying and denitrifying tanks of a municipal waste water treatment plant. *Biol. Fertil. Soils* (im Druck)
- [4] Sümer, E., Benckiser, G., Ottow, J.C.G. (1996): Lachgasfreisetzung aus Belebungsbecken von Kläranlagen in Abhängigkeit von deren Abwassereigenschaften. In: *Ökologie der Abwasserorganismen*. Lemmer, Griebbe, Flemming (Hrsg.), Springer Verlag, S. 194-204
- [5] Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1995): *Statistisches Jahrbuch 1995*. Metzler-Poeschel, Stuttgart. S. 713

N-Umsatz im Boden während der Nachernte-Phase: Einfluß wiederholter Trocknung und Re-Befeuchtung auf Biomasse-N und N_{min} im Inkubationsversuch

von

Neu, A.* und H. W. Olf>**

Einleitung

Durch eine gezielte N-Düngung kann in den meisten Fällen nach der Ernte von Getreide im Wurzelraum ein ökologisch vertretbarer Rest-N_{min}-Gehalt erreicht werden. Trotzdem werden zu Beginn der Versickerungsperiode (Nov./Dez.) häufig hohe N_{min}-Gehalte gefunden. Die während der Nachernte-Phase im Boden stattfindenden N-Umsetzungsprozesse werden stark geprägt durch wechselnde Feuchtebedingungen.

Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, typische Feuchteveränderungen der Nachernte-Phase unter standardisierten Bedingungen nachzuempfinden, um Wirkungsbeziehungen zwischen mikrobieller Biomasse, die als Transformator und als Quelle für leicht verfügbaren Stickstoff für die N-Mineralisation von besonderer Bedeutung ist, und dem mineralischen N-Pool aufzuklären.

Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten an einem Auenlehm (0,9% C, 0,1% N, pH 6,6) der Versuchsflächen des Agrikulturchemischen Institutes der Universität Bonn. Der Versuchsboden wurde nach der Haferernte 1994 aus 0-30 cm Tiefe entnommen, gesiebt (< 4mm) und homogenisiert. Feldfeuchter Boden wurde in PVC-Gefäße (70*60*85 mm) eingewogen (36 Gefäße, 158 g Boden/Gefäß) und 11,37 mg Biomasse-N/kg Boden als „*in vitro*“ ¹⁵N-markierte Biomasse-Suspension (10,49 at.% ¹⁵N) eingemischt.

Die Hälfte der Gefäße wurde innerhalb von 14 Tagen von 60% auf 20 % Wasserhaltekapazität (WHK) getrocknet, anschließend auf 60% wiederbefeuchtet und 7 Tage inkubiert (wechsel feucht = wf). Unter den gleichen Bedingungen wurde ein zweiter Trocknungs-/Rebefeuchtungs-Zyklus durchgeführt. Die Temperatur betrug während der Trocknung und Rebefeuchtung 18 °C. Um den Einfluß der Trocknung von der Rebefeuchtung zu trennen, wurde die andere Hälfte der Gefäße während des gesamten Versuchszeitraumes konstant bei 60 % WHK inkubiert (konstant feucht = kf). Der Boden "kf" wurde während der Trocknungsperiode bei 4°C gelagert, um mikrobielle Umsetzungsprozesse zu minimieren. Die übrige Inkubationstemperatur betrug ebenfalls 18 °C.

Bodenprobenahmen erfolgten unmittelbar nach Zugabe der Biomasse-N-Suspension (Tag 0) sowie jeweils nach bzw. vor Veränderung der Bodenfeuchte am Tag 14, 21, 35 und 42 (je 4 wf- und kf-Gefäße). Die Bestimmung des mikrobiellen Biomasse-N (N_{mi}) erfolgte mit der Chloroform-

* Agrikulturchemisches Institut, Meckenheimer Allee 176, D-53115 Bonn

** Institut für Pflanzenernährung und Umweltforschung, Hanninghof 35, D-48249 Dülmen

Fumigations-Extraktions Methode (Brookes et al. 1985), die zur Erfassung des mineralischen N (N_{min}) um eine Vorextraktion erweitert wurde (Widmer et al. 1989). Dazu wurde nach Vorextraktion mit 0,05 M K_2SO_4 eine Hälfte der Bodenproben sofort mit 0,5 M K_2SO_4 extrahiert, die andere Hälfte 24h mit Chloroform begast und anschließend ebenfalls mit 0,5 M K_2SO_4 extrahiert. Die N-Messung in den Extrakten erfolgte in einem Continuous-Flow-Analyser (Technicon Autoanalyser). N_{mk} errechnete sich aus der Gleichung $N_{\text{mk}} = 2,22 * E_N$ (Jenkinson 1988), wobei $E_N = (N \text{ im fumigierten Extrakt}) - (N \text{ im unfumigierten Extrakt})$. Die Probenvorbereitung zur massenspektrometrischen ^{15}N -Messung (Tracermass, Europa Scientific) erfolgte mittels Diffusions-Technik (Brooks et al. 1989).

Ergebnisse

Beide Trocknungsphasen bewirkten eine deutliche Abnahme von N_{mk} , während die Re-befeuchtung N_{mk} kaum beeinflusste (Abb. 1). Nach 35 Tagen nahm N_{mk} auch unter konstant feuchten Bedingungen signifikant ab. Im Gegensatz dazu erfolgte während der gesamten Inkubationsdauer ein deutlicher Anstieg von mineralischem N (Abb. 1).

Während des ersten Trocknungs-/Rebefeuchtungs-Zyklus konnte im N_{min} -Pool kein Unterschied zwischen den Feuchtebedingungen beobachtet werden. Erst in der zweiten Trocknungs-/Re-befeuchtungsphase erfolgte ein stärkerer N-Mineralisationsschub im Vergleich zu den konstant feuchten Bedingungen.

Der $^{15}N_{\text{mk}}$ -Gehalt nahm im Verlauf der ersten Trocknung drastisch ab (Abb. 2). Während der weiteren Behandlung konnte ein Einfluß der wechselnden Bodenfeuchte statistisch nicht abgesichert werden. Die $^{15}N_{\text{mk}}$ -Gehalte verblieben unter konstant feuchten Bedingungen während

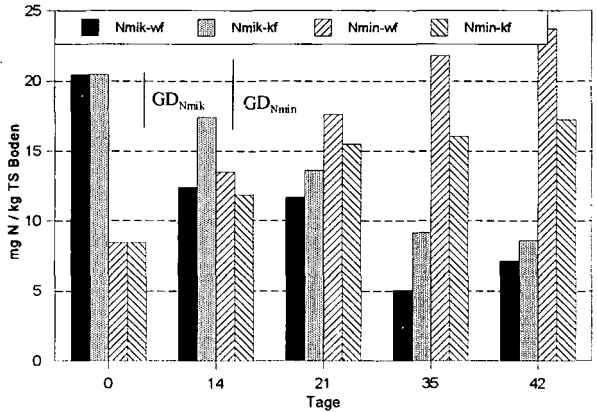


Abb. 1: N_{mk} und N_{min} (mg/kg) nach wiederholter Trocknung und Re-Befeuchtung

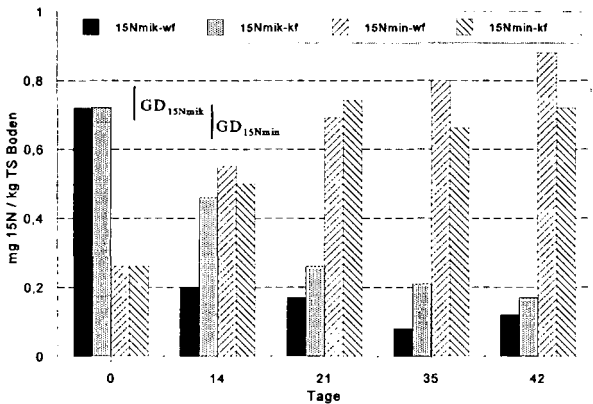


Abb. 2: $^{15}N_{\text{mk}}$ und $^{15}N_{\text{min}}$ (mg/kg) nach wiederholter Trocknung und Re-Befeuchtung

der Trocknungsphasen auf signifikant höherem Niveau. Gleichzeitig bewirkten der erste Trocknungs-/Rebefeuchtungs-Zyklus sowie die zweite Trocknung jeweils einen signifikanten Anstieg des $^{15}\text{N}_{\text{min}}$. Zum Versuchsende wurde unter wechselseuchten Bedingungen ein deutlich höherer $^{15}\text{N}_{\text{min}}$ -Gehalt erreicht, als unter konstant feuchten Bedingungen

Diskussion

Der ^{15}N -Markierungsversuch zeigte, daß bereits während der ersten Trocknungsphase ein großer Teil markierter mikrobieller Biomasse abgetötet wurde und zum Teil als ^{15}N -markierter mineralischer N vorlag. Mikrobielle Biomasse im Boden besteht nach Van Veen et al. (1984) aus einer aktiven, labilen und einer inaktiven Fraktion, die durch Einschluß in Mikroaggregate oder durch andere Mechanismen („preservation capacity“) vor Zerstörung durch Bodenfeuchteveränderungen geschützt wird. Vermutlich handelt es sich bei der „*in vitro*“ ^{15}N -markierten mikrobiellen Biomasse um eine labile, anfälligere Fraktion, die bereits während der ersten Trocknung abgetötet wurde. Diese Annahme wird durch die signifikante Abnahme des bodenbürtigen N_{mik} -Pools in beiden Trocknungs-/Rebefeuchtungs-Zyklen und die nur noch geringe Veränderung des $^{15}\text{N}_{\text{mik}}$ nach der ersten Trocknung bestätigt. Die weiterhin starke Zunahme des $^{15}\text{N}_{\text{min}}$ ohne gleichzeitige Abnahme des $^{15}\text{N}_{\text{mik}}$ deutet darauf hin, daß während der ersten Trocknungsphase ^{15}N aus abgetöteter markierter, mikrobieller Biomasse in einem organischen Nicht-Biomasse Pool zwischengelagert wurde, und im Versuchsverlauf allmählich durch Trocknung und Wiederbefeuchtung remineralisiert wurde. Andererseits könnte ein Teil der im Verlauf der ersten Trocknung abgetöteten markierten Biomasse, die nicht mit der CFE Methode erfaßt wird, und zunächst nicht als N_{min} extrahierbar war, erst im weiteren Versuchsverlauf mineralisiert worden sein. Der ^{15}N -Mineralisationsschub ist erst im zweiten Trocknungs-/Rebefeuchtungs-Zyklus eindeutig auf die Feuchteveränderung zurückzuführen, da während des ersten Trocknungszyklus auch unter konstant feuchten Bedingungen signifikante N-Mengen mineralisiert wurden. Eine kontinuierliche Abnahme im N_{mik} -Pool bei konstanter Feuchte wurde auch in Inkubationsversuchen von Van Gestel et al. (1993a, b) beschrieben. Im Gegensatz dazu wurde N_{mik} unter wechsel-feuchten Bedingungen durch Trocknung deutlich reduziert, während innerhalb der Feuchtphasen kaum Änderungen nachzuweisen waren. Vermutlich wurde durch Trocknung die Aggregatstabilität beeinträchtigt, organische Verbindungen von der Oberfläche der Bodenpartikel desorbiert und so eine verbesserte Zugänglichkeit organischen Materials für Mikroorganismen bewirkt (Van Veen et al. 1985). Durch Trocknung verfügbar gewordenes organisches Material wurde während der Feuchtphasen vermutlich von Mikroorganismen zu deren Erhaltung langsam aufgebraucht, so daß kaum Änderungen im N_{mik} -Pool während der Rebefeuchtungsphase nachzuweisen waren.

Literatur

- Brookes, P.C., A. Landman, G. Pruden und D.S. Jenkinson (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17, 837-842.
- Brooks, P.D., J.M. Stark, B.B. McInteer und T. Preston (1989): Diffusion method to prepare soil extracts for automated nitrogen-15 analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 1707-1711.

- Jenkinson, D.S. (1988): Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: J. R. Wilson (Hrsg.) *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*, 368-386; CAB International, Wallingford, UK.
- Van Gestel, M., R. Merckx und K. Vlassak (1993a): Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: the fate of fast- and slow-growing microorganisms in soils from different climates. *Soil Biol. Biochem.* 25, 109-123.
- Van Gestel, M., R. Merckx und K. Vlassak (1993b): Soil drying and rewetting and the turnover of ^{14}C -labelled plant residues: first order decay rates of biomass and non-biomass ^{14}C . *Soil Biol. Biochem.* 25, 125-134.
- Van Veen, J.A., J.N. Ladd und M.J. Frissel (1984): Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soil. *Plant Soil* 76, 257-274.
- Van Veen, J.A., J.N. Ladd und M. Amato (1985): Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay incubated with ^{14}C -Glucose and $^{15}\text{N}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ under different moisture regimes. *Soil Biol. Biochem.* 17, 747-756.
- Widmer, P., P.C. Brookes und L.C. Parry (1989): Microbial biomass nitrogen measurements in soils containing large amounts of inorganic nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* 21, 865-867.

Bodenbiologische Untersuchung zum ökologischen Gemüsebau - Aspekte der statistischen Auswertung

von

Smejkal, G.

Einleitung

Die Entwicklung des ökologischen Landbaus in Österreich ist durch stetig steigendes Wachstum seit Mitte der 80er-Jahre gekennzeichnet (PIRKLHUBER und GRÜNDLINGER, 1993). Heute werden ungefähr 8,5% der landwirtschaftlichen Fläche Österreichs nach ökologischen Gesichtspunkten bewirtschaftet. Derart aus dem Schatten des Außenseitertums getreten, ergeben sich für diese Bewirtschaftungsform wichtige neue Fragestellungen.

Ein wesentlicher Punkt ist die Qualitätssicherung biologischer Produkte, an deren Beginn die Kontrolle der Einhaltung der entsprechenden Richtlinien steht. Angesichts der steigenden Zahl der zu prüfenden Betriebe besteht die Gefahr, daß das bisherige Instrument der Betriebsprüfung bald überfordert sein wird. Der sichere Nachweis des biologischen Wirtschaftens ist aber bis heute weder am Boden noch am jeweiligen Erntegut möglich.

Ein ebenfalls bedeutsam ist die Frage nach der qualitativen Beurteilung der Umstellung eines Betriebes von konventioneller auf biologische Bewirtschaftungsweise. Heute wird dafür ein relativ starrer Zeitrahmen vorgegeben, von dem man annimmt, daß er ausreicht, entsprechende Produktqualitäten zu gewährleisten. Hier fehlt nach wie vor die Möglichkeit einer begleitenden Untersuchung, die es gestattet, den jeweiligen Stand der Umstellung objektiv zu beurteilen. Erst damit könnte vermieden werden, daß Betriebe mit günstigen Ausgangsbedingungen länger als erforderlich in der finanziell belastenden Umstellungsphase verbleiben müssen. Andererseits könnte, wo dies erforderlich ist, die Dauer der Umstellung aber auch verlängert werden.

In der vorliegenden Arbeit wird ein Ansatz zur Lösung dieser Fragestellungen aufgezeigt. Es geschieht dies am Beispiel einer zweijährigen Untersuchung zur Bodenbiologie eines Langzeitversuches zum intensiven Gemüsebau mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsweise. Vorgestellt wird eine Kombination aus acht bodenbiologischen Methoden mit anschließender diskriminanzanalytischer Auswertung.

Der Einfluß der Bewirtschaftungsweise auf bodenbiologische Parameter war bereits Thema mehrerer Arbeiten. Die meisten dieser Untersuchungen erfolgten an Flächen mit Kulturen des Acker-, seltener auch des Feldgemüsebaues (z. B. BECK, 1980; LÜTZOW und OTTOW, 1990; MÄDER et al., 1993; NECKER et al., 1992). Arbeiten zum Gartenbau sind dagegen selten (z. B. GEHLEN, 1987). Die Autoren kommen dabei zu unterschiedlichen Einschätzungen, was die Auswirkungen der Bewirtschaftungsweise auf die bodenbiologischen Parameter betrifft. Gemeinsam ist diesen Arbeiten dagegen, daß sie zwar mehrdimensional angelegt waren, die Auswertung und Interpretation der Meßdaten dagegen weitgehend eindimensional erfolgte. Trotzdem also eine mehr oder weniger große Anzahl verschiedener bodenbiologischer Aktivitäten gemessen wurde, wurden diese dann nicht gemeinsam ausgewertet, sondern weitgehend unabhängig von einander interpretiert. Lediglich Korrelationen zwischen den einzelnen bodenbiologischen Meßgrößen bzw. zwischen diesen und diversen bodenchemischen Variablen wurden relativ häufig berechnet.

Im Gegensatz dazu wurden in der hier vorgestellten Untersuchung nicht nur mehrere bodenbiologische Parameter bestimmt, sondern diese auch mehrdimensional, d. h. multivariat ausgewertet.

Versuchsbeschreibung und Methoden

Seit dem Jahre 1980 wird an der Höheren Bundeslehr- und Versuchsanstalt für Gartenbau in Wien-Schönbrunn ein Langzeitversuch zum biologischen Gemüsebau durchgeführt. Hinsichtlich des Bodens sind die Versuchsflächen relativ gleichförmig. Es handelt sich um einen anthropogen überlagerten Reliktboden aus Tertiärmaterial. Die Bodenart im Probenbereich ist sandiger Lehm. Im 30-jährigen Mittel fallen 643 mm Niederschlag, die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9,5 °C.

In einem zweifaktoriellen Versuchsansatz werden die Faktoren

1. **Bewirtschaftungsweise** mit den Varianten „Biologisch“, „Konventionell“ und „Null“, sowie
 2. **Gemüseart** mit den Varianten Salat/Weißkraut, Tomate, Sellerie, Kohlrabi/Endivie
- in vier Wiederholungen verglichen. Die Parzellengröße beträgt 25,88 m².

Die Varianten der Bewirtschaftungsweise haben folgende Charakteristika:

1. **Biologisch:** kein chemischer Pflanzenschutz (ausgenommen Mittel, die für den biologischen Pflanzenbau zugelassen sind), keine Herbizide, keine leicht löslichen mineralischen Düngemittel, mechanische Beikrautregulierung, jährliche Kompostgaben.
2. **Konventionell:** chemischer Pflanzenschutz bei Bedarf, Herbizide und mechanische Beikrautregulierung, leicht lösliche mineralische Düngemittel nach Bedarf, Stallmistgaben alle drei Jahre.
3. **Null:** kein chemischer Pflanzenschutz, keine Herbizide, keine mineralischen oder organischen Düngemittel, mechanische Beikrautregulierung, Abfuhr der gesamten oberirdischen Pflanzenmasse nach Beikrautregulierung bzw. Ernte.

Beginnend mit Herbst 1989 erfolgten Probennahmen im Herbst, Frühling und Sommer durch zwei Vegetationsperioden bis Herbst 1991. Jeweils neun Einstiche pro Parzelle mit einer Einstichtiefe von 85 mm wurden zu einer Mischprobe vereinigt, auf 2 mm gesiebt und bedarfsgerecht portioniert bei -25 °C eingefroren. Drei Tage vor der Analyse wurden die Proben bei 5 °C aufgetaut. Bestimmt wurden

1. **Bodenatmung** nach Isermeyer, modifiziert nach Jäggi,
2. **Substratinduzierte Respiration** nach Anderson und Domsch im Isermeyer-Ansatz,
3. **Dehydrogenase** mit TTC nach Thalmann, modifiziert,
4. **Xylanase** nach Schinner und von Mersi,
5. **Alkalische Phosphomonoesterase** nach Hoffmann, modifiziert,
6. **Phosphomonoesterase bei bodeneigenem pH-Wert** nach Hoffmann, modifiziert,
7. **Protease** nach Ladd und Butler, modifiziert,
8. **Urease** nach Kandler und Gerber, ungepufferte Methode (alle in BdmFLuF, 1996).

Vollprobe und Blindwert wurden in zweifacher Wiederholung bestimmt, die Ergebnisse wurden gemittelt und auf Trockenmasse (2Stunden bei 105 °C) bezogen.

Die statistische Auswertung erfolgt mit dem Programm „STATGRAPHICS Plus für Windows 2.0“ der „Statistical Graphics Corporation“, wobei in diesem Artikel nur auf die Diskriminanzanalyse näher eingegangen wird.

Die Diskriminanzanalyse ist eine Methode der multivariaten Statistik, die der Analyse von Gruppenunterschieden dient (BACKHAUS et al.: 1994). Ihre wesentlichen Fähigkeiten sind

1. die Prüfung auf Unterschiede zwischen Gruppen hinsichtlich gemessener Variablen,
2. die Rangreihung von Variablen aufgrund ihres Beitrages zur Unterscheidung von Gruppen,
3. die Angabe von Klassifizierungsfunktionen, welche die Zuordnung von Proben unbekannter Herkunft zu einer der Gruppen ermöglichen.

Ergebnisse und diskriminanzanalytische Auswertung

Wie sich leicht nachrechnen läßt, lieferte diese Untersuchung als Ergebnis 2688 Einzelwerte. Mit dieser Fülle von Daten läßt sich zwar eine Vielzahl von Fragestellungen untersuchen, es geht aber auch sehr schnell der Überblick verloren. Daher beschränkt sich diese Darstellung auf die diskriminanzanalytische Interpretation der Daten hinsichtlich der Bewirtschaftungsweise.

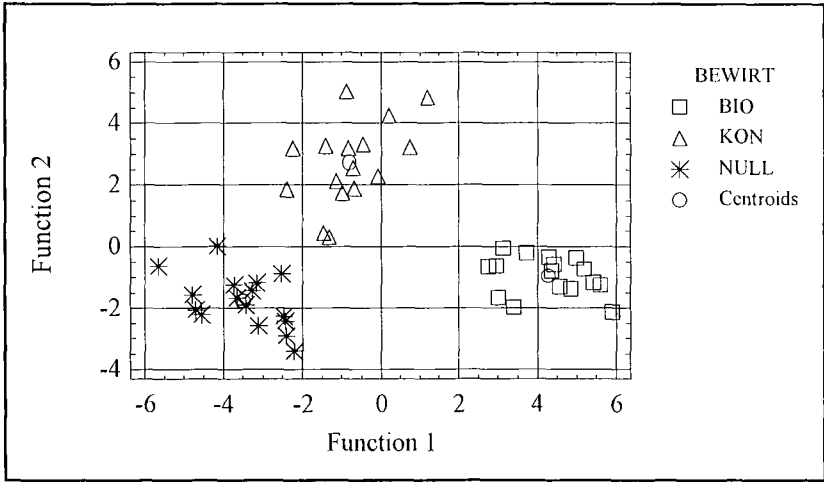


Abb. 1 Diskriminanzanalyse für die Bewirtschaftungsweise, Herbst 1989

Wie in Abbildung 1 exemplarisch anhand der ersten Probennahme gezeigt wird, können mit der Diskriminanzanalyse nicht nur die Unterschiede zwischen Gruppen gezeigt, sondern auch eine Verdichtung der Daten zu einer überschaubaren Darstellung erreicht werden. Die gewählten acht Methoden sind demnach gemeinsam in der Lage, die Proben der ersten Probennahme hinsichtlich der Bewirtschaftungsweise deutlich zu trennen. Das gleiche gilt auch für die restlichen sechs Probennahmen, auf deren Darstellung hier aber verzichtet werden muß.

Interessant ist ferner die Fähigkeit der Diskriminanzanalyse, die Variablen hinsichtlich ihres Beitrages zur Trennung der Gruppen zu reihen. Dies erlaubt ein Screening, um die für eine bestimmte Fragestellung am besten geeigneten Methoden herauszufinden. Anschließend kann damit auch noch die Anzahl der Methoden, die für eine saubere Trennung erforderlich sind, auf das notwendige Mindestmaß reduziert werden.

Die vorliegende Untersuchung zeigt, daß zwar jede Probennahme hinsichtlich der Bewirtschaftungsweise differenziert werden kann, die Rangreihung der Variablen aber jedes Mal eine andere ist. Den größten Beitrag zur Trennung dürfte dabei die alkalische Phosphatase, den geringsten die Urease leisten. Tabelle 1 zeigt die Trefferraten der für alle sieben Probennahmen gemeinsam ermittelten Klassifizierungsfunktionen bei Verwendung aller acht Methoden bzw. bei Verzicht auf die Urease. Von diesen Funktionen werden die Proben der konventionellen Bewirtschaftungsweise mit beiden Methodensets immer richtig zugeordnet. Lediglich bei den Proben der biologischen Bewirtschaftungsweise treten einige falsche Zuordnungen auf, die durch Weglassen der Urease noch etwas reduziert werden können. Es ist aber offensichtlich, daß sich der Prüfungsaufwand deutlich vermindern läßt, wenn es gelingt, eine derartige Treffergenauigkeit gesichert zu erreichen, denn dann bleiben nur noch wenige Fälle über, die mit erhöhtem Aufwand geprüft werden müßten. Zuvor bedarf es aber noch intensiver Forschungstätigkeit, um jenes Methodenset, das optimal für die Unterscheidung zwischen biologischer und konventioneller Bewirtschaftungsweise geeignet ist, zusammenzustellen.

Tatsächliche Gruppe	Geschätzte Gruppe	
	Biologisch	Konventionell
Alle Methoden		
Biologisch	96,43 %	3,57 %
Konventionell	0,00 %	100,00 %
ohne Urease		
Biologisch	97,32 %	2,68 %
Konventionell	0,00 %	100,00 %

Tabelle 1: Trefferrate der Klassifizierungsfunktionen

Von besonderer Bedeutung für den praktischen Einsatz ist schließlich die Fähigkeit der Diskriminanzanalyse, Klassifizierungsfunktionen zu liefern, die es gestatten, einzelne Proben unbekannter Gruppenzugehörigkeit einer der gegebenen Gruppen zuzuordnen. Damit könnte für beliebige Proben festgestellt werden, ob sie von einer biologisch oder von einer konventionell bewirtschafteten Fläche stammen. Voraussetzung dafür sind allerdings leistungsfähige Klassifizierungsfunktionen. Um diese zu ermitteln, besteht ebenfalls noch erheblicher Forschungsbedarf, denn es ist zur Zeit nicht bekannt, ob derartige Funktionen für verschiedene Regionen und Kulturen bestimmt werden müssen oder ob es möglich ist, eine allgemeingültige Funktion zu finden.

Resümierend läßt sich festhalten, daß in den meisten bodenbiologischen Untersuchungen eine mehr oder weniger große Anzahl bodenbiologischer, aber auch bodenchemischer und -physikalischer Parameter erhoben wird. Nach meiner Überzeugung können viele dieser Untersuchungen durch den Einsatz multivariater statistischer Methoden noch zusätzliche Aussagekraft gewinnen. Ich hoffe, mit meiner Darstellung der Diskriminanzanalyse einen Anreiz für deren Verwendung zu geben, sowie Interesse für Untersuchungen zu den genannten Fragestellungen zu wecken.

Literatur

- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W. und WEIBER, R. (1994): Multivariate Analysenmethoden — Eine anwendungsorientierte Einführung. 7. Auflage; Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.
- BdMfLuF (1996): Endbericht zum Projekt „Standardisierung von bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Methoden für landwirtschaftlich genützte Böden“ – Teil 2. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft; Wien.
- BECK, T. (1980): Bodenmikrobiologische Auswertungen eines mehrjährigen Vergleiches verschiedener Produktionssysteme. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 37, 157-168.
- GEHLEN, P. (1987): Bodenchemische, bodenbiologische, und bodenphysikalische Untersuchungen konventionell und biologisch bewirtschafteter Acker-, Gemüse-, Obst- und Weinbauflächen. Dissertation; Bonn.
- LÜTZOW, M. v. und OTTOW, J. C. G. (1990): Biomasse-Stickstoff und mikrobielle Aktivität (Dehydrogenase- und Dimethylsulfoxidreduktase-Aktivität) biologisch-dynamisch und konventionell bewirtschafteter Felder auf Parabraunerden in Hessen. VDLUFA Schriftenreihe 32, Kongreßband 1990, 993-998.
- MÄDER, P., PFIFFNER, L., JÄGGI, W., WIEMKEN, A., NIGGLI, U. und BESSON, J.-M. (1993): DOK-Versuch: Vergleichende Langzeituntersuchungen in den drei Anbausystemen Biologisch-dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell – III. Boden: Mikrobiologische Untersuchungen. Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung, 32(4), 509-545.
- NECKER, U., KAMANN, T. und FRÜND, H.-C. (1992): Bodenbiologische Untersuchungen auf konventionellen und organisch-biologisch bewirtschafteten Ackerflächen – I. Mikrobielle Aktivitäten. VDLUFA Schriftenreihe 35, Kongreßband 1992, 563-566.
- PIRKLHUBER, W. und GRÜNDLINGER, K. (1993): Der biologische Landbau in Österreich — Ein Beitrag zur umweltverträglichen Landbewirtschaftung. Monographien Band 35; Umweltbundesamt; Wien.

Standort- und fruchtartenspezifische Interaktionen zwischen Rhizosphärenbakterien und Pflanzenwachstum

von

Höflich, G.

Einleitung

Rhizosphärenmikroorganismen beeinflussen in unterschiedlichen Landschaftsarealen das Pflanzenwachstum durch Erschließung von Nähr- und Wirkstoffen, Schutz vor Schaderregern, Abbau toxischer Substanzen, Erhöhung der Stresstoleranz sowie durch Bildung und Stabilisierung von Bodenstrukturen. Sie können es aber auch infolge Parasitierung oder Freisetzung von Phytotoxinen hemmen.

Mit dem Ziel, natürliche mikrobielle Ressourcen stärker für eine "sustainable agriculture" zu nutzen, wurden folgende Fragen untersucht:

- Welche Bedeutung haben assoziative und symbiotische Rhizosphärenbakterien für die Nährstoffaufnahme und das Wachstum von Gramineae, Leguminosen und Kreuzifern auf unterschiedlichen Böden?
- Unterscheidet sich die mikrobielle Biomasse und natürliche Mikroflora im Rhizosphärenraum unterschiedlicher Fruchtarten auf verschiedenen Standorten?

Material und Methoden

Aus der Rhizosphäre bzw. Rhizoplane von Weizen, Rotklee und Raps wurden Bakterien isoliert und entsprechend ihrer DNA-Sequenzen bzw. Fettsäuremuster identifiziert. Parallel wurden folgende stoffwechselfysiologische Leistungen ermittelt: Nitrogenaseaktivität, Phytohormonbildung, P-Mobilisierung, Nitratreduktion, Pektinase, Zellulase und Antagonismus gegen Wurzelschaderreger (HÖFLICH & KÜHN 1996).

Der Einfluß der Bakterien auf das Wachstum und die Nährstoffaufnahme von Weizen, Mais, Erbsen, Luzerne und Raps wurde nach Saatgutinokulation mit Torfpräparaten in Gefäß- und Feldversuchen, insbesondere auf lehmigem Sand und sandigem Lehm, in Nord-Ostdeutschland untersucht. Die Analyse des Besiedlungsverhaltens der inokulierten Bakterien an den Pflanzen erfolgte mit antibiotikaresistenten Mutanten in Gefäß- und Feldversuchen (HÖFLICH et al. 1995). Parallel erfolgten elektronenmikroskopische Untersuchungen (WIEHE et al. 1991).

Die fruchtarten- und standortspezifische Rhizosphärenbakterienflora wurde an Getreide, Mais, Erbsen, Luzerne und Klee mit unterschiedlichen Böden durch Analyse differenzierter Bakteriengruppen auf Nähragar und Identifizierung ihrer Fettsäuremuster erfaßt. Die mikrobielle Biomasse wurde nach der DMSO-Reduktionsmethode bestimmt.

Ergebnisse

Von 204 Bakterien-Isolaten (*Pseudomonas* spp., *Stenotrophomonas* spp., *Agrobacterium* spp., *Xanthomonas* spp., *Flavobacterium* spp., *Arthrobacter* spp., *Azotobacter* spp., *Bacillus* spp., *Rhizobium* spp. und *Streptomyces* spp.) stimulierten *Pseudomonas* spp., *Agrobacterium* spp., *Stenotrophomonas* spp. und *Rhizobium* spp. wiederholt in Gefäß- und Feldversuchen auf lehmigem Sand und sandigem Lehm das Wachstum von Getreide, Mais, Raps, Ölrettich, Erbsen und Luzerne. Sorten können bei Mais die Wirkung der Bakterien beeinflussen. Die Bakterien können das Pflanzenwachstum auch auf Böden von Braunkohlenfolgelandschaften stimulieren.

Die Bakterien förderten insbesondere an Jungpflanzen die Wurzellänge und Verzweigung. Das wirkte sich positiv auf die Aufnahme von Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium aus dem Boden aus. Nährstoffaufnahme und Wachstum wurden bei den meisten Pflanzenarten durch die Bakterien auf lehmigem Sand stärker als auf sandigem Lehm gefördert. Bei einem höherem Auftreten von Wurzelschaderregern z.B. bei Erbsen auf lehmigem Sand zeichneten sich höhere Wachstumsstimulierungen auf Lößböden ab.

Die Wachstumsförderung von assoziativen Bakterien ist nicht auf N_2 -Fixierung zurückzuführen. Alle wachstumsfördernden Bakterien bildeten Phytohormone und zeigten antagonistische Wirkungen gegenüber pilzlichen Wurzelschaderregern.

Die Bildung phytoeffektiver mikrobieller Metabolite ist an die Bereitstellung pflanzlicher Assimilate gebunden. Pflanzenschäden, die auf extreme Wachstumsbedingung zurückzuführen sind, können durch wachstumsfördernde Bakterien nicht kompensiert werden.

Wachstumsfördernde Bakterien besiedelten unterschiedliche Kulturpflanzen (HÖFLICH et al. 1995) und überlebten unter Feldbedingungen im Rhizosphärenraum der inokulierten Pflanze während der gesamten Vegetationsperiode. Sie besiedelten z.T. Interzellularräume und entscheidende Wachstumszentren der Wurzeln, wie das Mucigel der Wurzelhaube und die Durchbruchstellen der Seitenwurzeln (WIEHE et al. 1994).

Die native Rhizosphärenbesiedlung mit *Pseudomonas* spp., *Bacillus* spp. und *Streptomyces* spp. wurde durch die inokulierten Bakterien nicht verändert.

Untersuchungen zur Fruchtarten- und Standortspezifität der mikrobiellen Biomasse und Mikroflora im Rhizosphärenraum zeigen:

Durch den Anbau von Kulturpflanzen wird auf allen Böden die mikrobielle Biomasse, insbesondere im Rhizosphärenraum auch ohne Inokulation, stimuliert. Der Stimulierungseffekt einzelner Fruchtarten kann auf verschiedenen Standorten unterschiedlich sein. Auf lehmigem Sand und sandigem Lehm zeichnete sich bei den Fruchtarten folgende Rangfolge bei der mikrobiellen Biomasse ab: Erbse > Lupine > Mais > Getreide > Ölrettich. Auf Rekultivierungsböden bzw. Böden von Riesel-feldern ist die Rangfolge verändert.

Die Beziehungen zwischen Pflanzenwachstum (Sproß- und Wurzelrockenmasse) und mikrobieller Biomasse im Rhizosphärenraum können vom Standort beeinflusst werden.

Im Vergleich zur Bodenmikroflora werden in der Rhizosphäre unterschiedlicher Fruchtarten (Leguminosen, Gräser, Kreuziferen) auf verschiedenen Böden *Pseudomonas* spp., *Agrobacterium* spp. und *Xanthomonas* spp. gefördert. *Bacillus* spp. und *Streptomyces* spp. waren meist nicht stimuliert. *Pseudomonas* spp. werden in der Rhizosphäre von Leguminosen stärker gefördert als in der Rhizosphäre von Gramineae.

Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse unterstreichen die besondere Bedeutung sowohl symbiontischer als auch assoziativer Rhizosphärenmikroorganismen für die ressourcenschonende Nährstofferschließung bei unterschiedlichen Pflanzenarten auf differenzierten Standorten unter Feldbedingungen.

Die weitere Aufklärung der vielseitigen wachstumsbeeinflussenden Wechselbeziehungen zwischen Mikroorganismen und Pflanzen in unterschiedlichen Landschaftsarealen ist eine wichtige Voraussetzung einer "sustainable agriculture".

Literatur

- HÖFLICH, G., W. WIEHE & Ch. HECHT-BUCHHOLZ (1995): Rhizosphere colonization of different growth promoting *Pseudomonas* and *Rhizobium* bacteria. *Microbiological Research* 150: 139-147.
- HÖFLICH, G., & G. KÜHN (1996): Förderung des Wachstums und der Nährstoffaufnahme bei kruziferen Öl- und Zwischenfrüchten durch inokulierte Rhizosphärenmikroorganismen. *Zeitschrift Pflanzenernährung und Bodenkunde* 159 (im Druck).
- WIEHE, W., Ch. HECHT-BUCHHOLZ & G. HÖFLICH (1994): Electron microscopic investigations on root colonization of *Lupinus albus* and *Pisum sativum* with two associative plant growth promoting rhizobacteria, *Pseudomonas fluorescens* and *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii*. *Symbiosis* 17: 15-31.
- WIEHE, W. & G. HÖFLICH (1995): Survival of plant growth promoting rhizosphere bacteria in the rhizosphere of different crops and migration to non-inoculated plants under field conditions. *Microbiological Research* 150: 201-206.

Wildpflanzen in ihrem natürlichen Boden - eine Beschreibung der bodenbiochemischen Aspekte der Praeadaptation von Pflanzen und mit ihnen assoziierten Mikroorganismen

von

Hertenberger, G. und G. Bachmann*

Einleitung

Landwirtschaftlich genutzte Flächen wurden auch in bodenbiologischer Hinsicht schon recht gut untersucht. Bei natürlichen Standorten ist dies aber bisher nur unzureichend geschehen. Die vorliegende Untersuchung soll daher den Einfluß verschiedener Wildpflanzen auf Bodenmikroorganismen darstellen, sowie auch die Auswirkungen verschiedener Bodentypen auf das Bodenleben.

Folgende Fragen wurden dabei behandelt:

1. Welche biochemischen Veränderungen werden im Boden von Wurzeln unterschiedlicher Pflanzenarten ausgelöst ?
2. Vergleich verschiedener Bodentypen: Werden die biochemischen Bodenparameter durch die Art des Bodens dominiert, oder durch die aufwachsenden Pflanzenarten ?
3. Wie eng ist die Beziehung zwischen einer Pflanzenart und den Mikroorganismen des Bodens, auf dem sie heimisch ist (Stichwort: Praeadaptation)?
4. Wirkt sich das auf einem Boden wachsende Spektrum an Pflanzenarten signifikant auf die mikrobielle Aktivität im Boden aus ?

Material und Methoden

verwendete Böden:

ein Schwarzerdeboden aus Ostösterreich (nahe Zurndorf) unter einer Pfeifengraswiese (ZS), ein brauner Auboden aus den Donauauen bei Stopfenreuth (SA), und ein saurer Buchenwaldboden aus dem Wienerwald nahe Purkersdorf (PB).

Auf diesen Böden wurden in einer Klimakammer in 200 ml Kunststoffküvetten 9 Pflanzenarten angepflanzt, die jeweils auf einem der 3 Böden heimisch waren, und zwar jede Art auf jedem Boden.

verwendete Arten:

Achillea millefolium (ACH), Centaurea jacea (CEN), Cirsium arvense (CIR) und Molinia caerulea (MOL) vom Schwarzerdeboden; Aegopodium podagraria (AEG) und Galanthus nivalis (GAL) aus dem Auwald; Carex sylvatica (CAR) und Luzula luzuloides (LUZ) aus dem Buchenwald; und schließlich Allium ursinum (ALL), das sowohl im Auwald, als auch an dem Buchenwaldstandort heimisch ist.

untersuchte Parameter:

Bodenatmung, Enzymaktivitäten von Urease und Phosphatase (photometrisch nach Inkubation), Konzentrationen niedermolekularer Substanzen im Boden (kalte Extraktion mit Azeton/Wasser 60%), u. zwar von löslichen Kohlenhydraten (GC) und Aminosäuren (HPLC); insgesamt 29 Parameter.

Weiters wurden in Sproß und Wurzel der Versuchspflanzen Zucker und Aminosäurekonzentrationen bestimmt. Es gab je 3 Parallelansätze für jede Pflanze/Boden Kombination zur Messung der Zucker und Aminosäuren, sowie weitere 5 Parallelansätze für Bodenatmung und Enzymaktivitäten.

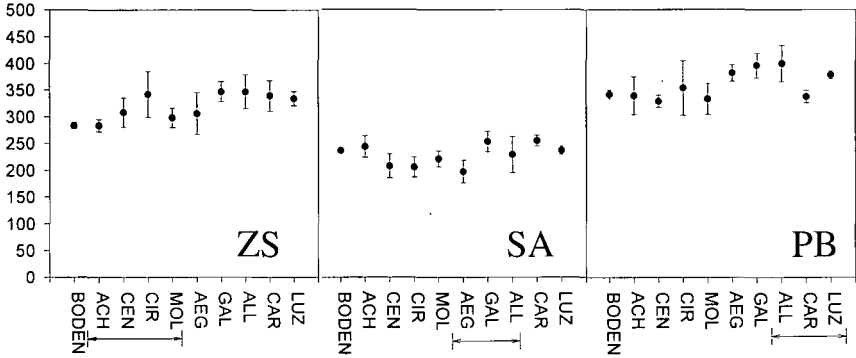
* Institut für Pflanzenphysiologie d. UNI Wien, Althanstraße 14, A-1091 Wien

Tel: 0222/31336-1433, Fax: 0222/31336-776, Email: gherteng@pflaphy.pph.univie.ac.at,

gert@pflaphy.pph.univie.ac.at, WWW: chemsrv0.pph.univie.ac.at

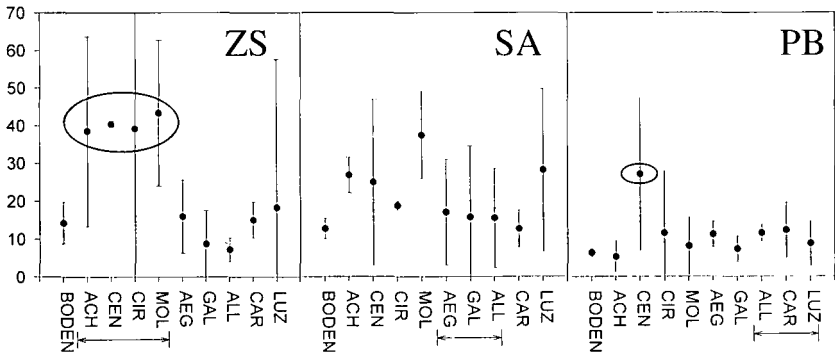
Phosphatase Aktivität (µg Phenol g Boden TS⁻¹ h⁻¹)

ABB. 1 95 % Konfidenzintervall



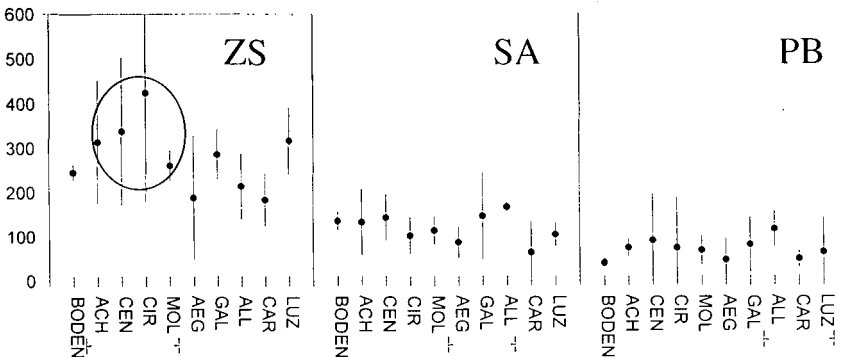
Summe der Aminosäuren (mg kg Boden TS⁻¹)

ABB. 2 95 % Konfidenzintervall



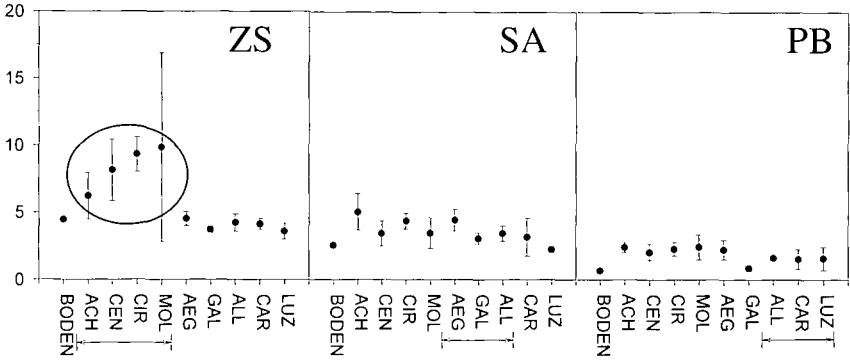
Summe der lösl. Kohlehydrate (mg kg Boden TS⁻¹)

ABB. 3 95 % Konfidenzintervall



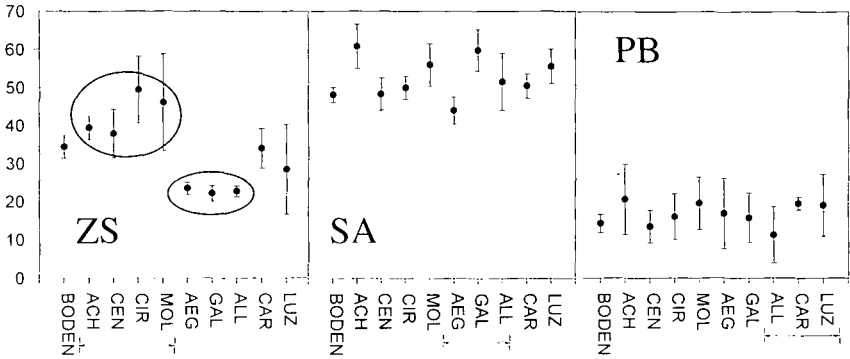
Bodenatmung (ml CO₂ kg Boden TS⁻¹ h⁻¹)

ABB. 4 95 % Konfidenzintervall



Urease-Aktivität (µg NH₄ g Boden TS⁻¹ h⁻¹)

ABB. 5 95 % Konfidenzintervall



Ergebnisse:

1. Welche biochemischen Veränderungen werden im Boden von Wurzeln unterschiedlicher Pflanzenarten ausgelöst ? 2. Dominiert hierbei der Einfluß des Bodens oder der Einfluß der Pflanze ?

Einige Parameter, wie z.B. die **Phosphatase-Aktivität**, zeigten eine deutliche Abhängigkeit vom verwendeten Boden (siehe **ABB. 1**): die aufwachsenden Pflanzen verursachen dabei nur geringe Variationen. Diese Graphik zeigt auf der x-Achse den unbepflanzten Boden und die angepflanzten Arten.

Links sämtliche Arten auf Schwarzerde angepflanzt, in der Mitte auf Auböden, und rechts auf Buchenwaldböden. Die y-Achse zeigt die Enzymaktivität der Phosphatase (im bodeneigenen pH). Die relativ hohe Aktivität im nährstoffarmen Buchenwaldboden könnte dadurch erklärt werden, daß die Mikroorganismen die geringen organischen Phosphatreserven im PB-Boden besonders effizient aufarbeiten müssen.

Ein deutlicher Einfluß der jeweiligen Pflanzenart auf Bodenparameter zeigte sich z.B. bei der **Gesamtkonzentration aller Aminosäuren im Boden**, wie in **ABB. 2** zu sehen ist. Am Schwarzerdeboden (ZS) bewirken jene 4 Arten besonders hohe AS-Konzentrationen, die auf diesem Boden auch natürlich vorkommen. Die natürlich vorkommenden Arten werden in den Graphiken durch einen Doppelpfeil markiert. Centaurea und Molinia bewirken aber auch auf einem oder beiden anderen Böden erhöhte AS-Werte. Ob es sich dabei um Ausscheidungen von Mikroorganismen im Rhizosphärenbereich handelt, oder um direkte Exudation aus der Pflanzenwurzel, konnte mit unseren Methoden nicht festgestellt werden.

Drei der vier auf Schwarzerde heimischen Pflanzen bewirken auch eine Anreicherung von löslichen Kohlenhydraten im Boden (ABB. 3), aber nur dann, wenn sie auf Schwarzerde wachsen. Diese Zucker und Aminosäuren im Boden sind möglicherweise aus Pflanzenwurzeln exudiert worden, was darauf schließen läßt, daß die Anwesenheit dieser vier Pflanzenarten die mikrobielle Aktivität fördert.

3. Wie eng ist die Beziehung zwischen einer Pflanzenart und den Mikroorganismen des Bodens, auf dem sie heimisch ist? 4. Wirkt sich das auf einem Boden wachsende Spektrum an Pflanzenarten stark auf die mikrobielle Aktivität im Boden aus?

Tatsächlich bewirken die vorhin erwähnten 4 Arten auf Schwarzerdeboden eine deutlich erhöhte Bodenatmung, also vermehrte Mikroorganismenaktivität, wie in ABB. 4 zu sehen ist. Ein Zusammenhang mit Wurzel-ausscheidungen ist hier anzunehmen. Die erhöhte Bodenatmung tritt weder bei anderen Pflanzen am selben Boden auf, noch bei denselben Pflanzen auf einem anderen Boden, sodaß sowohl Boden als auch Pflanze daran beteiligt sein müssen. In diesem Zusammenhang soll noch auf die Urease-Aktivität hingewiesen werden (ABB. 5). Sie ist am sauren, stickstoffarmen Buchenwaldboden überall niedrig, unabhängig vom Bewuchs, am Auboden dagegen generell hoch. Auffallend ist, daß auf Schwarzerdeboden die 4 natürlich vorkommenden Arten eher hohe Aktivitäten zeigen, jene Arten aber, die im Auwald heimisch sind, auf Schwarzerde nur geringe Werte aufweisen.

Dieser Befund ließe sich folgendermaßen erklären: Im Auwaldboden gibt es reichlich organische N-haltige Substanz, sodaß die Mikroorganismen unabhängig vom Pflanzenbewuchs hohe Ureaseumsatzraten beobachten lassen. In der Schwarzerde beobachten wir hohe Ureasewerte nur bei den 4 dort heimischen Arten, nicht aber bei den Auwaldarten. Die 4 heimischen Arten bewirken gleichzeitig auch einen hohen Glutaminsäuregehalt im Boden, im Gegensatz zu den Auwaldarten. Denkbar ist also, daß Glutaminsäureausscheidungen der genannten 4 Arten die Ureaseaktivität der Mikroorganismen direkt oder indirekt verstärken.

Schlußfolgerungen

Wir postulieren daher zwei verschiedene ökologische Exudationstypen: einerseits einen speichernden Typus, nämlich die Auwaldarten mit Rhizom (bei Aegopodium) und Zwiebel (bei Galanthus und Allium), bei denen Exudation nur eine geringe Rolle spielt. Und andererseits die 4 auf Schwarzerde heimischen Arten, die durch Exudation von organischen Substanzen den Substanzabbau und die Nährstoffaufschließung durch Mikroorganismen fördern. Bei Centaurea, die eine starke AS-Anreicherung im Boden bewirkt, konnten auch in den Wurzeln überdurchschnittlich hohe AS-Konzentrationen gemessen werden. Es konnte auch gezeigt werden, daß der Bodentyp nicht nur die Menge der (etwa von Centaurea) ausgeschiedenen Aminosäuren beeinflusst, sondern auch, *welche* Aminosäuren bevorzugt abgegeben werden (Meharg and Killham, 1995). Die hier präsentierten Ergebnisse lassen auf vielfältige und spezifische Wechselbeziehungen zwischen Pflanzen und Mikroorganismen schließen. Der Einfluß von Pflanzenexudaten auf das Bodenleben ist dabei offenbar von entscheidender Bedeutung für die kurz- und langfristige Entwicklung der Böden.

Forschungsbedarf

1. Ein Vergleich des Exudationsverhaltens unterschiedlich nah verwandter Pflanzenarten im Hinblick auf eine Zuordnung taxonomischer Gruppen zu bestimmten Exudationstypen.
2. Ein tieferes Verständnis der Wechselwirkung zwischen Mikroorganismen und Pflanze durch Versuche mit einzelnen ausgewählten Pflanzenarten unter verschiedenen ökologischen Bedingungen.
3. Experimente zur Bedeutung von Wurzelexudation für die nachhaltige Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen (Stichworte Fruchtfolge, Bodenermüdung, Düngestrategien).

Literatur

Meharg A.A. & Killham K. (1995): Loss of exudates from the roots of perennial ryegrass inoculated with a range of micro-organisms. - Plant and Soil **170**: 345-349.

Diese Arbeit wurde vom Fond für Wissenschaftliche Forschung (FWF, Projekt Nr. 7981 BIO) finanziell unterstützt.

Selbstverträglichkeit von Faserflachs: Monokultur und Fruchtfolgealternativen in ihren bodenbiochemischen Auswirkungen

von

Bachmann, G.*, W. Hein** und M. Sobotik**

Einleitung

Mit der Wiedereinführung des Faserflachses in Österreich war dessen Anbaufläche 1990 auf rund 500 ha gestiegen. Für Faserflachs wird in der Literatur ein notwendiger Anbauzwischenraum von 7 Jahren angegeben. Aufgrund der Zunahme des Faserflachsanbaues und einer modernen Fruchtfolgegestaltung ist es wichtig, die Ursachen der sogenannten Flachsmüdigkeit zu finden und alternativen Fruchtwechsel anzubieten. Ein zweites Untersuchungsziel war es, herauszufinden, ob dieser 7 jährige Rythmus durch gezielte Fruchtfolge verkürzt werden kann. An der BAL Gumpenstein ** wurde dazu 1990 ein fünfjähriger Fruchtfolgeversuch gestartet.

Material und Methoden

Experimentelles Design:

	Variante1	Variante 2	Variante 3	
1990	Flachs	Flachs	Flachs	
1991	Flachs	Silomais	Somergerste mit Kleeensaat	
1992	Flachs	Sommerroggen	Klee gras 1. Hauptnutzungsjahr	
1993	Flachs	Flachs	Klee gras 2. Hauptnutzungsjahr	
1994	Flachs	Silomais	Silomais	
1995	Flachs	Flachs	Flachs	n=1

Analysen:

Im Herbst 1995 wurden die Ertragsdaten, die Faserqualität, und an der Abteilung für chemische Physiologie der Pflanzen * folgende bodenbiologische Parameter erfaßt. Ureaseaktivität, Proteaseaktivität, Phosphataseaktivität Photometrisch nach Inkubation, Bodenatmung und Substratinduzierte Bodenatmung mittels IRGA, Zucker und Aminosäuren nach kalter Azeton/Wasser(60%) Extraktion mittels HPLC.

Probenahme: je 6 Mischproben a 5 Einstiche pro Fläche. Als Nullvariante wurde ein Wiesen- Dauergrünland herangezogen. Test auf Signifikanz mittels Anova (multiple comparison, Scheffé).

* Institut für Pflanzenphysiologie d. UNI Wien, Althanstraße 14, A-1091 Wien
Tel: 0222/31336-1433 Fax: 0222/31336-776 Email: gert@pflaphy.pph.univie.ac.at
WWW: Chemsrv0.pph.univie.ac.at

** Bundesanstalt für Alpenländischen Landbau, A-8952 Irnding,
Tel: 03682/22451-0 od. DW Fax: 03682/2461488

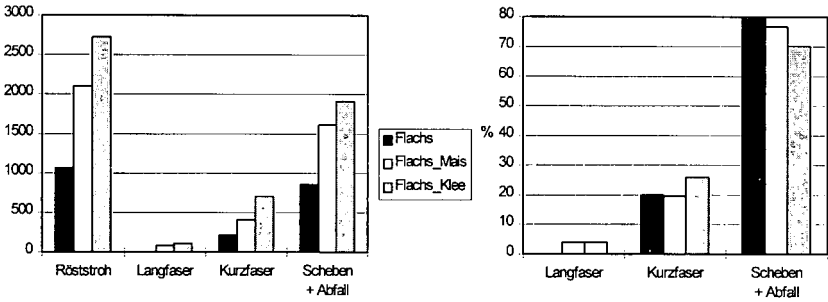


Abb 1. Ertrag in kg TS ha⁻¹ und prozentuell

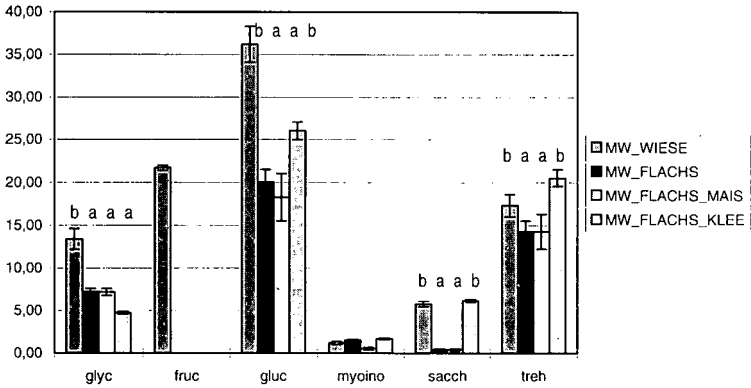


Abb 2. Zucker in mg kg⁻¹ Trockensubstanz Boden (Fehlerbalken: Standardfehler) treh...Trehalose

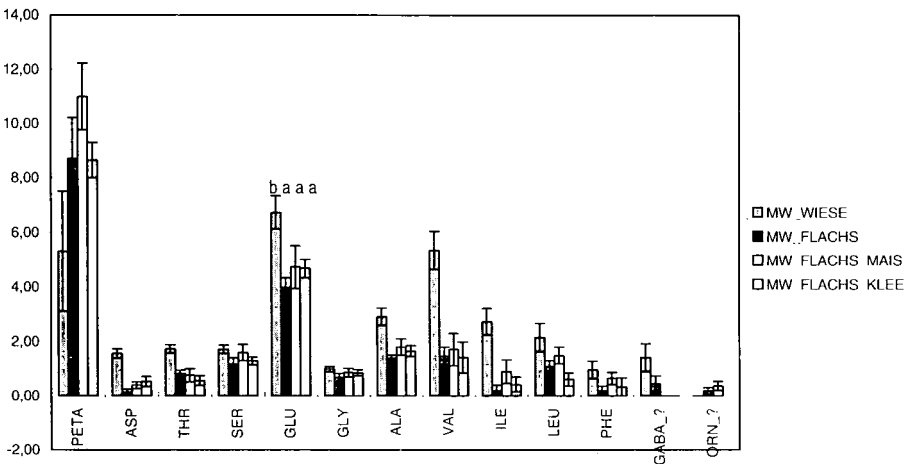


Abb 3. Aminosäuren in mg kg⁻¹ Trockensubstanz Boden (Fehlerbalken: Standardfehler) PETA... Phosphoethanolamin

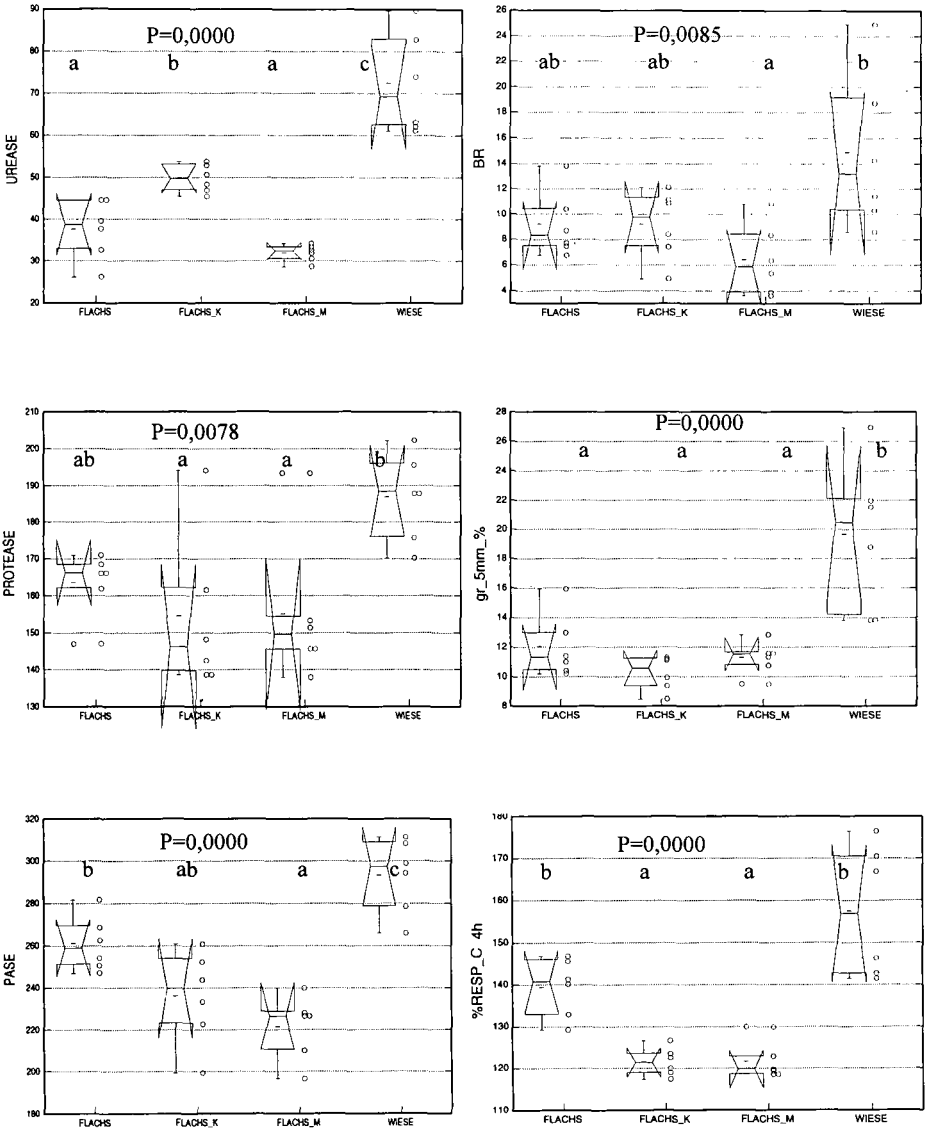


Abb 4: Bodenbiologische Parameter UREASE...Ureaseaktivität, PROTEASE...Proteaseaktivität, PASE...Phosphataseaktivität, BR...Bodengrundatmung, %RESP_C 4h...durch Glucose induzierte Bodenatmung in % der Grundatmung 4h nach Gleichgewicht, gr_5mm_... "siebfeste Bodenfraktion" größer 5 mm. Alle Enzymaktivitäten in mg Substratumsatz h⁻¹ g⁻¹ Trockensubstanz Boden. Einkerbungen der Quantilboxen: T-Konfidenzintervalle.

Ergebnisse

Ertrag

Der Ertrag an Röststroh und Kurzfasern als auch Scheben und Abfall waren bei der Kleevariante doppelt so hoch als in der Flachs- Dauervariante, die Maisvariante lag in der Mitte (Abb1). Der relative Kurzfaserteil war bei der Kleevariante um 20 % höher als bei Flachs in Monokultur und Flachs mit Mais (Abb2).

Bodenbiologie

Alle Bodenbiologischen Aktivitäten sind in den Flächen mit Flachs nach fünf Jahren signifikant geringer (bei der Maisvariante oft am geringsten) als in der Wiese (Abb 4). Die Zucker als Maß des Umbaus von Kohlehydraten, welche durch die Pflanzen in den Boden gelangten, sind in der Kleevariante gegenüber den Leinvarianten wieder erhöht. Dem entspricht auch die leichte Erhöhung der Bodenatmung in der Kleevariante.

Die Ureaseaktivität als Maß für die Mikroorganismen- Bodenfauna Nahrungskette wird durch Kleeinsaat der Wiesenfläche wieder angenähert. Keine derartige Erhöhung gibt es bei den Aminosäuren.

Bemerkenswert ist die Tatsache, daß in der reinen Leinvariante einige Enzymaktivitäten, nämlich Protease und Phosphatase, aber auch die substratstimulierte Bodenatmung in % der Grundatmung nach mehrstündiger Inkubation (Maß für die Abundanzsteigerung in den ersten 4 Stunden nach Gleichgewicht) und Phosphoethanolamin (Metabolit, welcher mit erhöhtem Membranaufbau- MiO-Biomasseturnover zusammenhängt), erhöht sind.

Bei der Kleevariante ist die geringfügige Minderung von Glycerin bei signifikanter Steigerung von Trehalose ist ein Indiz für erhöhten aeroben Mikroorganismenbesatz durch bessere Belüftung und damit erhöhten Wasserbedarf.

Die weit höheren Zuckergehalte in Wiese und Kleevariante legen die Vermutung nahe, daß Linum wenig Photosyntheseleistung in die Bodenmikroorganismen reinvestiert, was aufgrund der geringen Wurzelmasse plausibel ist. Der Anteil siebfester Aggregate größer 5mm blieb bei allen Linumvarianten signifikant kleiner als bei der Wiese.

Schlußfolgerungen

1. Die Bodenbiologischen Ergebnisse zeigten, daß Faserflachs die aeroben Stoffumsetzungen im Boden auf Dauer reduziert und der Proteinabbau zu Ungunsten des Kohlehydratabbaues gefördert wurde.
2. Mais verschlimmert diese Situation signifikant. Kleeinsaat kann diese Bodenermüdung mindern, wenn auch die Remineralisationsraten einer Brache nicht mehr erreicht werden können.
3. Die Steigerung von Phosphoethanolamin bei gleichzeitiger Herabminderung der Remineralisierungsrate durch Faserflachs- Dauerkultur spricht für eine Inhibierung von bestimmten Bodenorganismenpopulationen und für die Förderung anderer Mikroorganismen, welche sich an Linum anpassen und einen Selektionsvorteil erlangen können.

Forschungsbedarf

Der ungewöhnlich starke Einfluß auf die Populationsdynamik von Bodenmikroorganismen erfordert eine detaillierte Untersuchung der Wurzelexudate von Faserflachs.

Symbiotische N₂-Fixierung und N-Aufnahme von Leguminosen in Boden- und Quarzsandkulturen

VON

Merbach, W.*

1. Einleitung und Problemstellung*

Unter Bodenbedingungen assimilieren Leguminosen meist mehr N als in Quarzsandkulturen (MERBACH u. SCHILLING 1980), obwohl sie durch die Luftstickstoffbindung weitgehend unabhängig vom Boden-N-Vorrat sein müßten. Dafür sind mindestens drei Ursachen denkbar: a) Eine im Vergleich zur Sandkultur bessere Mineralstoffversorgung, b) eine im Vergleich zu Sandkulturen höhere N-Aufnahme aus dem Boden und c) eine höhere Luftstickstoffbindung durch Spontaninfektionen mit Rhizobien-Wildstämmen des Bodens und/oder durch höhere N₂-Fixierungsaktivität unter Bodenbedingungen.

Dieser Problematik wird am Beispiel von Weiß- und Gelblupinen nachgegangen.

2. Einfluß erhöhter PK-Belieferung auf die N-Aneignung

Die Untersuchung dieser Fragestellung erfolgte in Gefäßversuchen mit Quarzsand (Einzelheiten zur Versuchsanstellung vgl. MERBACH 1995), in denen eine möglicherweise bessere PK-Versorgung des Bodens durch eine erhöhte PK-Gabe (1,25 g K bzw. 0,78 g P/Gefäß) simuliert wurde (vgl. Tabelle 1). Wie die Tabelle 1 zeigt, scheidet diese Ursache für die erhöhte N-Aneignung der Leguminosen aus, denn die erhöhte PK-Lieferung blieb unter Quarzsandbedingungen ohne Einfluß auf den N-Ertrag. Damit werden frühere eigene Befunde bestätigt (MERBACH u. SCHILLING 1980).

3. Einfluß des N_{min}-Gehaltes auf die N-Assimilation der Leguminosen

Zur Prüfung dieser Problematik dienten Gefäßversuche mit Boden (5,56 mg N_{min}/100 g Boden) oder Quarzsand. Eine N-gedüngte Quarzsandvariante (0,8 g N/Gefäß als NH₄NO₃) sollte dabei den höheren N_{min}-Gehalt des Bodens unter Quarzsandbedingungen simulieren (weitere Versuchangaben vgl. MERBACH 1995).

* Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Institut für Rhizosphärenforschung und Pflanzenernährung, Eberswalder Straße 84, D - 15374 Müncheberg

Tabelle 1:

Einfluß erhöhter PK-Düngung auf den Ertrag (mg N/Gefäß) von Weißlupinen („Kiewskij mutant“) und Gelblupinen („Gülzower Süße Gelbe“)

Gefäßversuche mit Quarzsand als Substrat. Impfung mit *Rhizobium lupini*. Angaben beziehen sich auf Gesamtpflanzen einschließlich Wurzeln. Ernte zur Reife, keine N-Düngung. Mittel aus 6 Wiederholungen.

Variante	Weißlupine mg N/Gefäß (rel.)	Gelblupine mg N/Gefäß (rel.)
ohne N, „normale“ PK-Gabe 0,83 g K/Gefäß 0,52 g P/Gefäß	446,1 (100)	864,5 (100)
ohne N, „erhöhte“ PK-Gabe 1,25 g K/Gefäß 0,78 g P/Gefäß	436,8 (98)	866,7 (100,2)
GD _{0,05} (t-Test)	29,5 (7)	74,3 (8,6)

Tabelle 2:

In Weißlupinen („Kiewskij mutant“) und Gelblupinen („Gülzower Süße Gelbe“) enthaltene N-Mengen nach Rhizobiumimpfung bzw. N-Düngung

Gefäßversuche mit Quarzsand oder Boden ($N_t = 91,6$ mg/100 g Boden, $N_{\min} = 5,56$ mg N/100 g Boden¹) als Substrate. Ernte zur Reife. Angaben beziehen sich auf Gesamtpflanzen einschließlich Wurzeln. Mittel aus 6 Wiederholungen.

	Variante	Weißlupine mg N/Gefäß (rel.)	Gelblupine mg N/Gefäß (rel.)
1	Ohne N-Düngung, Impfung mit <i>Rh. lupini</i> , Quarzsand	465,4 (100)	921,3 (100)
2	0,8 g N pro Gefäß zur Saat als NH_4NO_3 , ohne Rhizobienimpfung, Quarzsand	631,0 (135)	927,1 (100,6)
3	Ohne N-Gabe, ohne Rhizobienimpfung, Boden als Substrat	859,3 (185)	1184,3 (128,5)
4	wie Var. 3; aber Rhizobienimpfung wie 1	1167,5 (251)	1923,4 (208,7)
	GD _{0,05} TUKEY	63,6 (13,7)	103,5 (11,2)

¹ Analysiert nach BREMNER u. KEENEY (1966) im Bodenauszug mit 1%igem K_2SO_4 mittels Devardascher Legierung und MgO (beinhaltet NH_4^+ und NO_3^-)

Tabelle 2 weist aus, daß beide Körnerleguminosen auf ungeimpftem Boden mehr N pro Gefäß assimilierten, als sie es unter Quarzsandbedingungen mit einer Rhizobienimpfung vermochten (vgl. Varianten 3 mit 1). Dies ließ sich nicht vollständig durch den aktuellen N_{\min} -Gehalt des Bodens erklären, denn lt. Variante 2 erbrachten **0,8 g N/Gefäß** zur Saat einen geringeren N-Ertrag als die beiden Bodenvarianten (3 und 4) mit 5,56 mg N_{\min} /100 g Boden (= **222,4 mg N/Gefäß!**). Das N-Nachlieferungsvermögen aus der organischen Bodensubstanz blieb dabei unberücksichtigt, da diese N-Quelle unter den vorliegenden Versuchsbedingungen nicht vom symbiontisch fixierten N zu unterscheiden war.

4. Einfluß des N-Nachlieferungsvermögens des Bodens und/oder der Rhizobienaktivität auf die N-Aneignung von Leguminosen

Um diese Fragestellung zu klären, wurde in weiteren Gefäßversuchen die Herkunft des in den Pflanzen befindlichen N bilanziert. Zur Unterscheidung des bodenbürtigen N vom fixierten Stickstoff diente weitgehend uniform ¹⁵N-markierter Boden (ca. 0,86 at-% ¹⁵N_{ex}.), wobei der fixierte N sich wie folgt errechnen ließ (mg N/Gefäß):

- a) Sandkultur: Fixierter N₂ = Gesamt-N-Saatgut-N¹
- b) Bodenkultur: Fixierter N₂ = Gesamt-N-(Saatgut-N¹ + Boden-N)

Dabei kamen dampfsterilisierte Vergleichsvarianten zur Ermittlung des Stellenwertes der geimpften bzw. der bodenbürtigen Rhizobien für die N-Versorgung der Lupinen zum Einsatz.

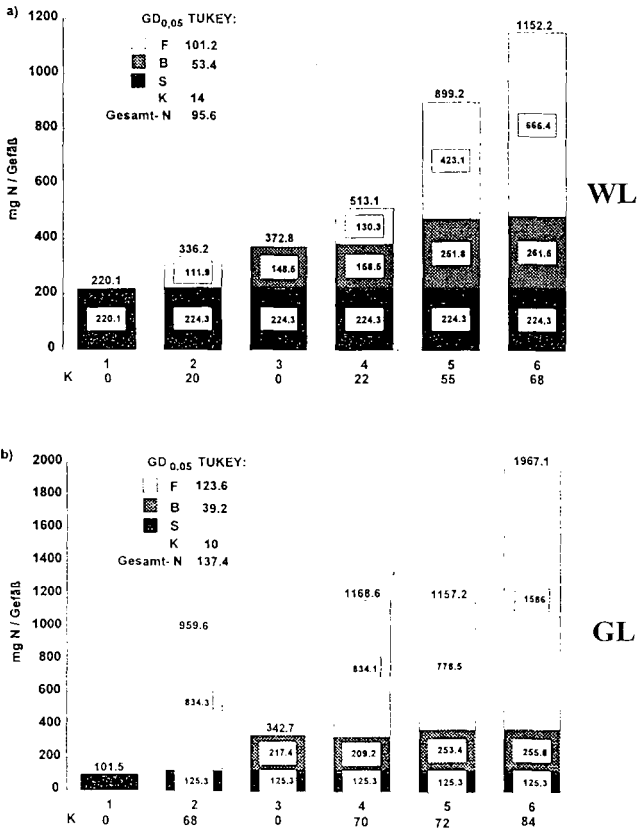


Abb. 1:

Herkunft des a) in Weißblupinen („Kiewskij mutant“) und b) in Gelblupinen („Gülzower Süße Gelbe“) enthaltenen N in Abhängigkeit vom verwendeten Substrat. Gefäßversuche ohne N-Düngung. Impfung mit *Rhizobium lupini*. Ernte zur Reife, Angaben beziehen sich auf Gesamtpflanzen einschließlich Wurzeln. Mittel aus 4 Wiederholungen. (nach MERBACH 1995, modifiziert)

¹ Vollständige Verwertung des Saatgut-N durch die Pflanzen wurde vorausgesetzt.

Aus **Abb. 1 (a)** wird deutlich, daß bei Weißblupinen die N-Ertragsüberlegenheit der Varianten mit nicht dampfsterilisiertem Boden (Säulen 5 und 6) gegenüber der geimpften Sandvariante (Säule 2) sowohl auf N-Aufnahme aus dem Boden als auch auf erhöhte N₂-Fixierung zurückging. Letztere läßt sich wohl hauptsächlich durch spontane Rhizobieninfektionen der Weißblupinen aus dem Boden erklären, denn die Luft-N₂-Bindung der Pflanzen in gedämpftem, geimpftem Boden (Säule 4) lag etwa in der gleichen Größenordnung wie bei der geimpften Sandvariante (Säule 2), und ohne Impfung vermochten die Weißblupinen im gedämpften Boden gar keinen N₂ zu fixieren (Säule 3).

Die bei gedämpftem Boden auftretende N-Ertragsüberlegenheit gegenüber den Sandvarianten war ausschließlich auf die N-Aufnahme aus dem Boden (~150 mg/Gefäß, vgl. Säulen 2 und 4) zurückzuführen. Die Wirksamkeit der Impfpräparate von *Rh. lupini* war also unter Sand- und Bodenbedingungen etwa gleich, nur besaßen die Weißblupinen auf ungedämpftem Boden durch zusätzliche Rhizobieninfektionen ein stärkeres N₂-Fixierungsvermögen.

Ganz ähnliche Verhältnisse lagen auch bei der Gelblupine (**Abb. 1 (b)**) vor. Jedoch betrieben diese sowohl in Sand- als auch in Bodenkultur eine wesentlich wirksamere Knöllchensymbiose als Weißblupinen. Dies traf insbesondere für die Impfpräparate zu, die in ihrer Wirksamkeit beim Sand und beim gedämpften Boden (Säulen 2 und 4) im Unterschied zur Weißblupine diejenige der spontanen Rhizobieninfektionen im ungedämpften, nicht geimpften Boden (Säule 5) erreichte. Die N-Ertragsüberlegenheit der letztgenannten Variante (Säule 5) gegenüber der geimpften Sandvariante (Säule 2) ging deshalb bei der Gelblupine (anders als bei der Weißblupine) ausschließlich auf die N-Aufnahme aus dem Boden zurück.

Interessanterweise hatte der ungedämpfte i. Vgl. zum gedämpften Boden ein wohl durch Mikroben verursachtes höheres N-Nachlieferungsvermögen (höhere Boden-N-Aufnahme bei Säulen 5 und 6 i. Vgl. zu 3 und 4).

Die unterschiedliche Auswirkung der Spontaninfektionen aus dem Boden auf die symbiontische N₂-Fixierung der Weiß- und Gelblupinen dokumentiert erneut die größere Symbioseeffektivität der Gelblupine im Vergleich zur Weißblupine mit den verwendeten Stämmen von *Rh. lupini* (vgl. bei Merbach, 1984). Die Stimulierung der Luft-N₂-Bindung der Weißblupine durch die Bodeninfektionen weist darauf hin, daß es für diese Spezies noch effektivere als die verwendeten Rhizobienstämme geben muß. Dies unterstreicht die Bedeutsamkeit der Entwicklung spezifischer Rhizobienpräparate für Leguminosen.

Literatur

- BREMNER, J.M.; KEENEY, D.R.: Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **30**, 577-582 (1966)
MERBACH, W.: Collqu. Pflanzenphysiologie Humboldt-Universität Berlin **7**, 311-323 (1984)
MERBACH, W.: Mengen- und Spurenelemente (Jena) **15**, 230-237 (1995)
MERBACH, W.; SCHILLING, G.: Zbl. Bakteriologie, Parasitenkunde, Infektionskrankheiten, Hygiene, 2. Abt. **135**, 99-118 (1980)

Besiedlungsverhalten phytoeffektiver Bakterienstämme bei Gramineen

von

Remus, R., H. J. Jacob und W. Merbach*

Einleitung

Die mikrobielle Ökologie von phytoeffektiven Mikroben- Pflanzen- Interaktionen gewinnt an Interesse, weil die Anwendung biologischer Instrumentarien im Pflanzenbau den Einsatz von Agrochemikalien herabsetzen könnte. Allerdings ist die hohe Wirkungsvariabilität ein entscheidender Hinderungsgrund in der Praxis. Um diese Interaktionen besser zu verstehen und eine effektive Anwendung im Pflanzenbau zu ermöglichen, sind Kenntnisse über das Besiedlungsverhalten (Interaktionsorte, Wachstum bzw. Mortalität der mikrobiellen Population in der Assoziation) in Abhängigkeit von verschiedenen biotischen und abiotischen Einflußfaktoren notwendig (Weller, 1988). Saatgut- bzw. Sproßinokulationen mit dem assoziativen Bakterienstamm *Pantoea agglomerans* führten in mehreren Feldversuchen zu signifikant erhöhten Kornertägen (8-13 %; Ruppel et al., 1989). Die Ursachen hierfür (z. B. Phytohormonbildung, verbesserte N- Versorgung; Ruppel et al., 1992) sind jedoch nicht eindeutig geklärt. Deshalb wurden an diesem Modellfall der Assoziation zwischen *P. agglomerans* und Getreidepflanzen einige Aspekte der mikrobiellen Populationsentwicklung (Bakterientiter, Verteilung und Sorteneinfluß) durch die Kombination einer spezifischen Detektionsmethode für Bakterien (DAS-ELISA) mit Hydroponik- Inokulationsexperimenten und speziellen statistischen Testverfahren analysiert. Ergänzend hierzu wurde das Besiedlungsverhalten eines weiteren diazotrophen Enterobakteriums, *Klebsiella pneumoniae* CC12/12, nach einer Inokulation untersucht.

Material und Methoden

Die Kulturbedingungen für die Bakterienstämme und die Pflanzen, die Inokulationsmethode (Endkonzentration: 10^4 Bakterienzellen pro ml Medium), die Probenaufbereitung, die Herstellung der polyklonalen Antiseren sowie der Double Antibody Sandwich- Enzyme Linked Immunosorbant Assay (DAS-ELISA; Abb. 1) erfolgten analog zu Ruppel et al. (1992).

*Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) - Institut für Rhizosphärenforschung und Pflanzenernährung - Eberswalder Str. 84 - D- 15374 Müncheberg

Ergebnisse und Diskussion

Die Populationsuntersuchungen zeigen, daß der Bakterienstamm *P. agglomerans* sich in der Assoziation mit Getreide vermehrt und die Pflanzen besiedelt. Mit der Vermehrung im Nährmedium erfolgte die bakterielle Besiedlung der Wurzeloberfläche, der Interzellularräume des Wurzel- sowie des Sproß- und Blattgewebes.

Nach 21 Inkubationstagen konnten z. B. bei Winterweizen 'MIRAS' Spannweiten der Bakterientiter von $1,3 \times 10^6$ bis $5,4 \times 10^6$ im Medium, von $7,5 \times 10^4$ bis $3,6 \times 10^7$ in den Wurzel- und von $1,4 \times 10^4$ bis $1,0 \times 10^7$ Zellen pro ml in den Sproßproben detektiert werden (Abb. 2).

Somit wurde das Medium und die Wurzeln 10 bis 100 mal stärker besiedelt als die Sprosse; deren Besiedlung sich verzögert, diskontinuierlich und wohl passiv über das Leitgewebesystem vollzog. Diese Besiedlungsstrategie wird durch die Verteilungsuntersuchungen gestützt, denn die Besiedlung des Mediums und der Wurzeln erfolgte lognormal, während die Sprosse extrem asymmetrisch besiedelt wurden. Von den Medium- über die Wurzel- zu den Sproßproben nahm die Schiefe der Verteilung zu, was

sich aus der in die gleiche Richtung zunehmenden Differenz von arithmetischem Mittelwert und Median in den untransformierten Zelltitern (Zellen pro ml), wachsenden Variationskoeffizienten und zunehmender Outlier- bzw. Extremwertanzahl ableiten läßt (Tab. 1).

Im Hydroponikversuch mit Weizen ('ROUQUIN', 'ARKOS', 'ALCEDO', 'MIRAS'), Roggen ('PEROS') und Gerste ('VIRESA') konnten gattungs- bzw. sortenspezifische Unterschiede in der Bakterienbesiedlung des Mediums, der Wurzeln und Sprosse ermittelt werden. Das Medium der Weizensorten wurde im Mittel ($1,34 \times 10^5$ bis $2,2 \times 10^5$ Zellen pro ml Medium) höher durch *P. agglomerans* besiedelt als das von Gerste (10^4) und Roggen ($5,6 \times 10^4$ Zellen pro ml Medium). Analog

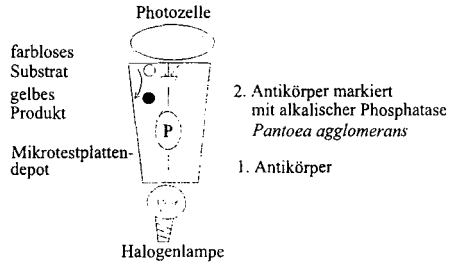


Abb. 1: DAS- ELISA Detektionsmethode (schematisch)

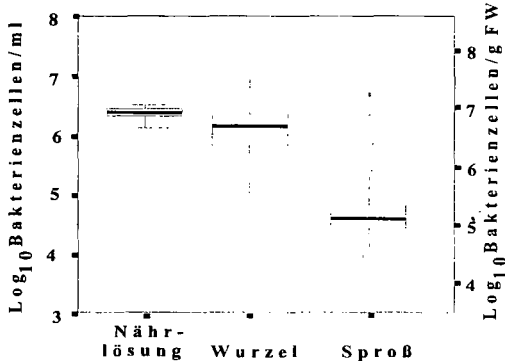


Abb. 2: Schematische Darstellung (Boxplots) der logarithmisch transformierten Bakterienzeltiter pro ml Nährmedium, Wurzel- und Sproßextrakt bzw. pro g Wurzel- oder Sproßfrischgewicht (FW): o: Outlier (1,5 fache der Boxlänge vom oberen bzw. unteren Viertel entfernt); *: Extremwerte (3 fache der Boxlänge vom oberen Viertel entfernt); - Medium

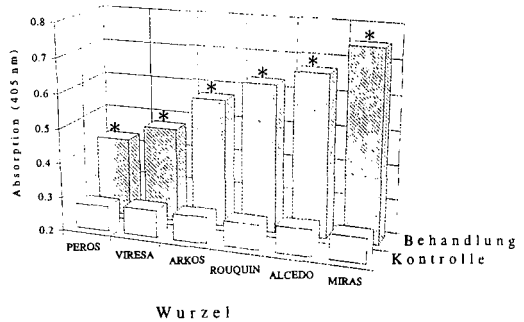
hierzu wurden auch die Wurzeln (Abb. 3) der Weizensorten im Mittel (3,45 bis 9.99×10^6 Zellen pro ml Preßsaft) stärker kolonisiert als die von Roggen (9.01×10^5) und Gerste ($1,36 \times 10^6$). Im Gegensatz dazu wurden die Sprosse von Roggen ($1,03 \times 10^5$) und Gerste ($9,3 \times 10^5$) im Mittel stärker besiedelt als die der Weizensorten ($2,62 \times 10^4$ bis $9,18 \times 10^4$ Zellen pro ml Preßsaft).

Tab. 1: Statistische Maßzahlen (arithmetisches Mittel, Median, geometrisches Mittel, Variationskoeffizient) von DAS- ELISA- Extinktionswerten und Bakterientitern eines Hydroponik- Inokulationsexperimentes zur Beschreibung der Besiedlung des Nährmediums, der Wurzeln und Sprosse von Winterweizen ('MIRAS'; Wiederholungen pro Variante n = 30) durch *P. agglomerans*, 21 Tage nach der Inokulation (Impfung: 10^4 Zellen pro ml Medium).

Variante	Daten - Typ	statistische Kennzahlen	Nährlösung	Wurzel	Sproß
Kontrolle	Extinktion	arith. Mittel	0.124	0.215	0.171
		Median	0.125	0.213	0.169
		Varia. koeff.	4,3	3,4	4,7
Impfung	Extinktion	arith. Mittel	0.666	0.538	0.24
		Median	0.671	0.545	0.169
		Varia. koeff.	12,5	18,9	78,3
	Zellen ml ⁻¹	arith. Mittel	2.63×10^6	$2,87 \times 10^6$	$4,85 \times 10^5$
		Median	2.62×10^6	$1,53 \times 10^6$	$4,10 \times 10^4$
		geom. Mittel	$2,56 \times 10^6$	$1,28 \times 10^6$	$7,03 \times 10^4$
		Varia. koeff.	21,8	219,3	269,3
	Log ₁₀ Zellen ml ⁻¹	arith. Mittel	6.408	6.107	4.847
		Median	6.419	6.184	4.613
		Varia. koeff.	1,6	8,6	14,4

Ähnlich wie *P. agglomerans* besiedelte auch *Klebsiella pneumoniae* CC 12/12 das Nährmedium und die Wurzeln der Sommerweizensorte 'ETA', wobei sogar höhere Zelltitere erreichte wurden (Tab. 2). Allerdings wurde das Wurzelwachstum nur von *P. agglomerans* signifikant stimuliert, und eine Sproßbesiedlung durch CC 12/12 konnte (nach 21 Tagen) nicht beobachtet werden. Aber die Fähigkeit zur Sproßbesiedlung kann nicht ausgeschlossen werden, da CC 12/12 bei 'MIRAS' im Sproß nach Mediuminokulation vereinzelt nachgewiesen wurde. In offenen Hydroponikkulturen waren die Zelltitere aller Enterobacteriaceen um den Faktor 10 bis 1000 höher als die der inokulierten Stämme (Tab. 2). Zur quantitativen Untersuchung des Besiedlungsverhaltens von inokulierten Enterobacteriaceenstämmen bei Getreide hat sich die immunologische Detektion mittels DAS- ELISA (Abb. 1) bewährt. Da die Populationsdaten nicht normal verteilt sind, wurden die nicht- parametrischen Tests (Mann-Whitney-U- Test und Nemenyi- Test; Rasch, 1982; Sachs, 1992) zum Vergleich verwendet; die Tests erwiesen sich als geeignet. Das Besiedlungsverhalten phytoeffektiver Bakterien, wie *P. agglomerans*, scheint sowohl vom Interaktionsort als auch von biotischen Faktoren, wie den Sorten, abhängig zu sein. *P. agglomerans* zeigte ein ähnliches Assoziationsverhalten, wie es zwischen *Azospirillum* und Weizen vorliegt (Boddey und Döbereiner, 1988). Jedoch weist *P. agglomerans* zusätzlich ein Sproßbesiedlungspotential auf. Um derartige Interaktionen und die Relevanz für biologisch orientierte Landnutzungssysteme abzuschätzen, müssen zukünftig die Populationsdynamik nach Inokulation in

Abb. 3: *P. agglomerans*- Populationsdichten in Wurzelproben von Roggen ('PEROS'), Gerste ('VIRESA'), Weizen ('ARKOS', 'ROUQUIN', 'ALCEDO', 'MIRAS') 28 Tage nach Mediuminokulation (mit 10^4 Zellen pro ml Medium); DAS- ELISA- Detektion (A_{405nm}), Berechnung der geometrischen Mittelwerte der Bakterienzellen pro ml Probe bzw. pro ml Frischmasse (FM); nicht-parametrische statistische Tests; (rechts) paarweiser Vergleich von Kontrollen mit Behandlungen: Mann- Whitney- U- Test (zweiseitig, $\alpha = 0,05$); * signifikanter Unterschied; (unten) multipler Vergleich der Behandlungen untereinander: Nemenyi- Rang- Test (zweiseitig, $\alpha = 0,05$), bei gleichen Buchstaben, kein signifikanter Unterschied



Sorte	PEROS	VIRESA	ARKOS	ROUQUIN	ALCEDO	MIRAS
Zellen / ml	9.01×10^5	1.36×10^6	3.45×10^6	4.97×10^6	5.93×10^6	9.99×10^6
Zellen / g FM	3.42×10^6	5.16×10^6	1.31×10^7	1.89×10^7	2.25×10^7	3.79×10^7
Signifikanzniveaus	a	a b	a b c	b c	b c	c

Tab. 2: Besiedlungsdichte von *P. agglomerans*, *K. pneumoniae* und anderen Enterobacteriaceen bei Sommerweizen 'ETA'; berechnet als geometrisches Mittel der Bakterienzellen pro ml Probe (Medium oder Preßsaft)

Enterobacteriaceen	Medium	Kontrolle	<i>K. pneumoniae</i>	<i>P. agglomerans</i>	
		gesamt	Wurzel	$4,3 \times 10^7$	$4,6 \times 10^7$
		Sproß	$3,0 \times 10^8$	$2,1 \times 10^8$	$2,2 \times 10^8$
			$3,0 \times 10^5$	$3,4 \times 10^5$	$1,4 \times 10^5$
inokulierter Stamm	Medium		$2,1 \times 10^6$	$4,0 \times 10^5$	
	Wurzel		$9,3 \times 10^6$	$4,8 \times 10^5$	
	Sproß		unter Nachw.grenze	$1,9 \times 10^4$	

Gefäß- und Feldexperimenten und die phytoeffektiven Wirkmechanismen näher mit kombinierten Detektions- und Testverfahren untersucht werden.

Literaturverzeichnis

- Boddey, R. M., and J. Döbereiner (1988)** Nitrogen fixation association with grasses and cereals: present results and perspectives for future research. *Plant and Soil* 108. 53-65
- Rasch, D. (1983)** *Biometrie - Einführung in die Biostatistik*. pp 37-55, 1. Auflage. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag
- Ruppel, S., Ch. Hecht-Buchholz, R. Remus, U. Ortman, and R. Schmelzer (1992)** Settlement of the diazotrophic, phytoeffective bacterial strain *Pantoea agglomerans* on and within winter wheat: An investigation using ELISA and transmission electron microscopy. *Plant and Soil* 145. 261-273
- Ruppel, S., H. Wache and G. Höflich (1989)** Wirkprinzipien zur Wachstumsstimulierung von Winterweizen durch N_2 -fixierende assoziative Rhizosphärenmikroorganismen. *Forschungsber. FZB Münchenberg*. FO 999
- Sachs, L. (1992)** *Angewandte Statistik*. pp 662-664, 7. Auflage, Springer Verlag
- Weller, D. M. (1988)** Biological control of soilborne pathogens in the rhizosphere with bacteria. *Ann. Rev. Phytopathol.* 26, 379-407

Bodenbiologische
Standortcharakterisierung



Räumliche und zeitliche Variabilität der Regenwurmfaua als Meßparameter auf Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Brandenburg

von

Kämmerer, A. und A. Süß*

1. Einleitung

Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) sind ein Instrument des Bodenschutzes. Ziele der Bodendauerbeobachtung sind die Ersterfassung des Bodenzustandes und die Ermittlung lang- und kurzfristiger Bodenveränderungen. Durch das Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e. V., Müncheberg, wurden in Brandenburg 30 landwirtschaftlich genutzte BDF eingerichtet, die regional typische Landschafts-, Boden-, Nutzungs- und Belastungsmerkmale aufweisen (SCHMIDT ET AL. 1994). Im Rahmen des vom Landesumweltamt Brandenburg geförderten F & E - Vorhabens A8-2/93 wird derzeit der Ist-Zustand der BDF analysiert. Neben der mikrobiellen Biomasse (vgl. GRIMM & WIRTH 1995) ist die Regenwurmfaua ein obligatorischer bodenbiologischer Parameter zur Charakterisierung des Bodens in seiner Funktion als Lebensraum (SAG 1991). Mit Untersuchungen zur Abundanz, Biomasse und Zönosestruktur der Regenwürmer wurden bis Ende 1995 20 BDF charakterisiert. Basierend auf diesen Ergebnissen und zusätzlichen Probenahmen wurde die zeitliche Variabilität der Parameter erfaßt.

2. Material und Methode

Die BDF sind Standortgruppen zugeordnet, die sich von der vorherrschenden Bodenart und dem Grundwassereinfluß ableiten (Tab. 1). Zur Charakterisierung des Ist-Zustandes der Regenwurmfaua erfolgten auf jeder BDF zwei Probenahmen (meist im Frühjahr und Herbst) mit 8 Einzelproben zu je 1/8 m². Im Frühjahr 1994 wurden die Regenwürmer zunächst mit der zerstörungsarmen und daher für BDF günstig erscheinenden Oktett-Methode (THIELEMANN 1986) in Kombination mit Handauslese erfaßt. Auf Grund einer mittleren Effizienz des Elektrofanges von nur 16 % bis 41 % und der daher minderen Qualität der gewonnenen Ergebnisse wurde die Methode gewechselt. Ab Herbst 1994 kam bis 20 cm Tiefe die Handauslese zur Anwendung und anschließend wurde mit Formalin extrahiert (1.25 l Formaldehydlösung, 0,2%). Das Probenahmeschema zur Erfassung der Regenwürmer wurde in Rasterform um die 1000 m² große BDF angelegt und in ein einheitliches Probenahmemanagement eingebunden. Alle Individuen wurden lebend bis zur Art bestimmt und gewogen. Begleitend wurden die aktuelle Bodenfeuchte und Bodentemperatur gemessen. Auf ausgewählten Flächen (BDF 2, 3, 5, 7) wurden zusätzliche Probenahmen durchgeführt, um saisonale Veränderungen und Schwankungen über zwei Jahre einschätzen zu können. Abundanz und Biomasse wurden mit dem H-Test ($p < 0,05$) auf Unterschiede getestet. Die Ähnlichkeiten der Regenwurmzönosen verschiedener Termine wurden mit dem Renkonen-Index beschrieben.

* Institut für Ökotoxikologie im Pflanzenschutz, Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Stahnsdorfer Damm 81, D 14532 Kleinmachnow

3. Ergebnisse und Diskussion

Ziel der Untersuchungen war neben der Ersterfassung der Regenwurmfauna ein Konzept zur Bewertung von Veränderungen dieses Meßparameters zu entwickeln. Maßgeblich hierfür ist die Kenntnis der räumlichen und zeitlichen Variabilität von Abundanz, Biomasse und Zönosestruktur der Regenwürmer.

Räumliche Variabilität

Mit der auf BDF angewandten, standardisierten Methode wurden 43 Probenahmen durchgeführt. Die dabei ermittelten Variationskoeffizienten als Maß für die Datenstreuung lagen bei Abundanz $< 25 \text{ Ind./m}^2$ über 100 % und pendelten sich ab ca. 130 Ind./m^2 auf 30 % bis 50 % ein. Diese Datenstreuung kann als Charakteristikum der geklumpt verteilten Regenwürmer angesehen werden und bestimmt die Größenordnung statistisch sicherbarer Unterschiede.

Die Ergebnisse der Ist-Zustandsanalyse sind in Tabelle 1 aufgeführt. In Ackerböden streute die Regenwurmabundanz von 0 bis 299 Ind./m^2 . Es wurden ein bis vier Arten nachgewiesen. Schwere Böden (Lehm, Ton) waren individuen- und artenreicher als leichte Böden (Sande). In den vom Grundwasser geprägten Grünlandböden wurden ebenfalls hohe Abundanz (56 bis 354 Ind./m^2) gefunden. Die Artenvielfalt war in Niedermoorböden durch das zusätzliche Vorkommen epigäischer Arten am größten.

Der Einfluß der Bodenart und der Bewirtschaftung auf Regenwürmer ist ein bekannter Sachverhalt und spiegelte sich ebenfalls in der Biomasse wider. Dennoch schwankten Abundanz und Biomasse innerhalb eines Standorttyps zum Teil stark. Dies weist auf die vielfältige Wirkung innerer Faktoren (Phänologie, Verteilungsmuster) und äußerer Einflüsse (Bodenmikroklima, Standort-eigenschaften, Bewirtschaftung, Fruchtfolge u.s.w.) auf die Regenwurmfauna hin.

Zur Bewertung von Veränderungen der Regenwurmgesellschaft einer BDF, die tatsächlich auf Verbesserung oder Verschlechterung der Lebensraumqualität zurückzuführen sind, müssen saisonale Schwankungen einschätzbar sein.

Zeitliche Variabilität

Abbildung 1 zeigt exemplarisch die Variabilität von Abundanz und Zönosestruktur der Regenwürmer einer intensiv untersuchten BDF des Standorttyps Tieflehm/Lehm. Die saisonalen Schwankungen der Abundanz auf dieser Fläche lagen in der Größenordnung bis Faktor 2 und waren nicht signifikant. Die Regenwurmbiomasse variierte sogar bis Faktor 3 ohne signifikante Unterschiede. Zu den sieben Terminen wurde dasselbe Artenspektrum erfaßt, wobei die Zönosen zu 76 % bis 95 % übereinstimmten.

Zur besseren Kenntnis der Variabilität von Regenwurmzönosen unter verschiedenen Witterungs- oder Kultureinflüssen wurden zusätzlich drei BDF im Herbst 1994, Frühjahr 1995 und Herbst 1995 untersucht. Auf einem weiteren Tieflehm-/Lehmstandort (BDF7: Fruchtfolge wie BDF 5, s.o.) und im Niedermoorgrünland (BDF2) unterschieden sich die Abundanz und Biomassen der einzelnen Termine nicht signifikant um einen Faktor < 1.6 . Die Zönoseähnlichkeiten lagen zwischen 70 % und 96 %.

Auf einem grundwasserfernen Sandstandort (BDF3) nahm die Abundanz im Beprobungszeitraum von 8 Ind./m^2 auf 63 Ind./m^2 zu, die Biomasse von 4.8 g/m^2 auf 21 g/m^2 . Die Fruchtfolge dieser Fläche war von 1993 bis 1995 Winterroggen-Silomais-Winterroggen mit anschließender Brache. Die signifikante Erhöhung von Individuenzahl und Biomasse im Herbst 1995 ist wahrscheinlich auf die Regenwürmer fördernde Bodenruhe mit zugleich günstigen Bodenteuchten durch Boden-

bedeckung zurückzuführen. Da nur *Aporrectodea caliginosa* vorkam, blieb die Zönoseähnlichkeit konstant.

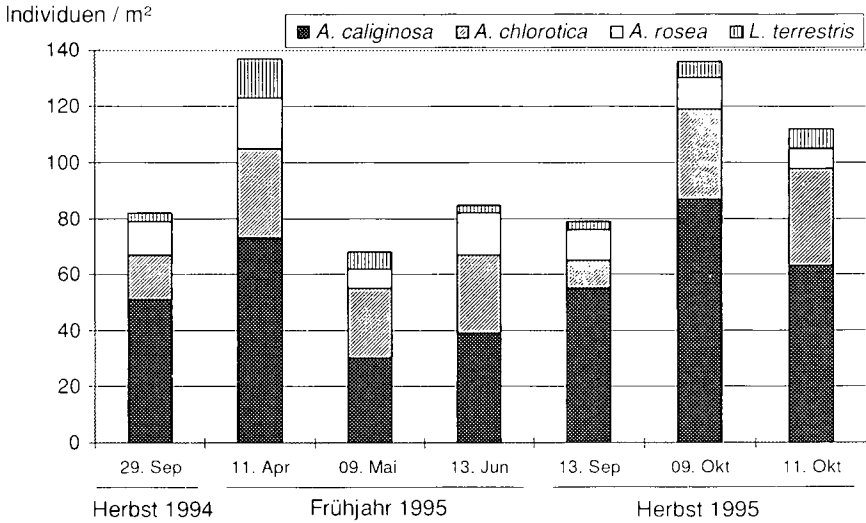


Abb. 1: Abundanz und Artenzusammensetzung der Regenwürmer eines Tieflehm-/Lehm Fläche (BDF 5) zu sieben Terminen vom Herbst 1994 bis Herbst 1995. Fruchtfolge 1993 bis 1995 Wintertraps-Silomais-Winterroggen

Mit dem dargestellten Stichprobenumfang konnten in der Regel Unterschiede in der Abundanz ab Faktor drei gesichert werden (vgl. Tab. 1). Saisonale Abundanzschwankungen bis Faktor 2 waren dagegen nicht signifikant. Die Ähnlichkeit der Regenwurmzönose einer Fläche zu zwei Terminen war in der Regel > 70 % (Renkonen-Index). Veränderungen der Regenwurmfaua über größere Zeitspannen können erst außerhalb dieser Grenzwerte nachgewiesen werden, wenn die Erfassungsmethode und der Probeumfang in späteren Untersuchungen beibehalten werden. Die festgestellten Schwankungen der Ist-Zustandsanalyse bilden somit eine Grundlage für die Beurteilung langfristiger Veränderungen der Regenwurmfaua, die durch Umwelt- und Bewirtschaftungseinflüsse ausgelöst werden können.

Literatur

- GRIMM, J., S. WIRTH (1995): Bodendauerbeobachtung in Brandenburg - Untersuchungen zur mikrobiellen Biomasse, Mitt. DBG, 76, 605-608
- SAG (1991): Bodendauerbeobachtungsflächen. Arbeitshefte Bodenschutz 1 der Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlage Bodenschutz der Umweltministerkonferenz, München
- SCHMIDT, M, R. SCHULTZ-STERNBERG, J. GRIMM (1994): Bodendauerbeobachtungsflächen in Brandenburg. Berichte aus der Arbeit 1993, Landesumweltamt Brandenburg 88-92
- THIELEMANN, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. Pedobiologia 29, 296-302

Tab. 1: Abundanz (Ind./m²), Biomasse (g/m²) und Artenspektrum der Regenwurmfauna auf 20 BDF. Ist-Zustandsanalyse im Frühjahr (F) bzw. Herbst (H), 1994 (94) bzw. 1995 (95); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (H-Test, p<0,05) innerhalb jeder Standortgruppe. Es bedeuten: A. cal.=*Aporrectodea caliginosa*, A. chl.=*Allolobophora chlorotica*, O. lac.=*Octolasion lacteum*, L. terr.=*Lumbricus terrestris*, L. rub.=*L. rubellus*, D. oct.=*Dendrobaena octaedra*, D. rub.=*D. rubida*, E. tet.=*Eiseniella tetraedra*

Standorttypen BDF Nr.	Termin	Abundanz		Biomasse		A. cal.	A. rosea	A. chl.	O. lac.	A. longa	L. terr.	L. rub.	D. oct.	D. rub.	E. tetr.
		1. Termin	2. Termin	1. Termin	2. Termin										
Acker															
grundwasserferne Sande															
1	F 94, H 94	0 a	0 a	0,0	0,0										
3	H 94, F 95	8 b	23 b	4,8	12,4	×									
4	F 94, H 94	9 b	10 b	2,9	5,2	×									
14	H 94, F 95	0 a	2 a	0,0	0,9	×									
21	F 95, F 9x	0 a	0	0,0	0 0,0										
Sande und Tieflehme															
10	H 94, F 95	41 a	39 a	16,2	32,4	×									
15	H 94, F 95	40 a	70 a	13,7	28,2	×						×			
Tieflehme und Lehme															
5	H 94, F 95	81 a	66 a	28,8	12,6	×	×	×						×	
6	F 94, H 94	121 a	233 b	33,5	53,2	×	×	×						×	
7	H 94, F 95	80 a	75 a	16,7	14,1	×	×							×	
staunasse Tieflehme- und Lehme															
8	F 94, H 94	181 a	87 a	31,8	27,0	×	×							×	
11	H 94, H 95	113 a	187 a	30,9	18,2	×	×	×						×	
Auenlehm															
17	H 94, H 95	211 a	299 a	41,1	47,0	×	×	×						×	
Auenton															
18	H 94, H 95	146 a	202 a	48,2	186,1	×	×	×						×	
Grünland															
Grundwassersande															
12	H 94, F 95	195 a	276 a	46,8	79,6	×	×							×	
13	H 94, F 95	232 a	176 a	132,9	68,6	×	×			×		×			
Niedermoore															
2	H 94, F 95	235 a	311 a	71,8	84,6	×	×	×	×			×	×	×	×
9	H 94, F 95	77 b	100 b	16,2	34,5	×			×			×	×		×
19	F 95, H 95	56 c	354 d	18,5	14,4	×			×			×			×
20	H 94, F 95	124 e	141 e	65,0	82,8	×	×					×	×		

Bodenmikrobiologisches Monitoring im Rahmen der Salzburger Dauerbeobachtungsflächen

von

Tscherko, D.¹, R. Öhlinger², E. Hackl³ und E. Kandeler⁴

Einleitung

Zur Erfassung des gegenwärtigen Zustands der Böden im Bundesland Salzburg und für die effektive Planung, Durchführung und Bewertung von Bodenschutzmaßnahmen werden durch das Land Salzburg Bodendauerbeobachtungsflächen als Ergänzung zum Basisraster der Bodenzustandsinventur eingerichtet. Im Rahmen dieses Konzepts (Juritsch 1994) werden neben chemisch-physikalischen Analysen bodenmikrobiologische und bodenenzymatische Messungen durchgeführt. Aufgabe kontinuierlicher Untersuchungen des mikrobiologischen Bodenzustandes während eines Zeitraumes von 5 Jahren ist die Erfassung und der Nachweis von Bodenveränderungen auf den Dauerbeobachtungsflächen unter Berücksichtigung der Standortbedingungen (Nutzung, atmosphärische Einträge). Weitere Schwerpunkte sind die Abschätzung der Ökotoxizität von Schadstoffen auf die mikrobielle Biomasse und ihrer Stoffwechselleistung und die Festlegung von Aktivitätsbereichen der ausgewählten mikrobiellen Parameter für die jeweilige Nutzungsform.

1994/95 wurden die ersten vier Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Salzburg eingerichtet (Juritsch 1995), wobei das „Reinluftgebiet“ St. Koloman (Grünland) als Hintergrundmeßpunkt, Salzburg Freisaal (Acker) und Hallein-Gamp (Grünland) als Nahimmissionsgebiet und Saalfelden-Ramseiden (Grünland) als Fernimmissionsgebiet ausgewählt wurden. Im Mai und September 1995 wurden an den 4 Standorten die ersten Bodenproben entnommen und 7 bodenmikrobiologische und enzymatische Aktivitäten bestimmt: die substratinduzierte Respiration zur Bestimmung der aktiven mikrobiellen Biomasse und die Methoden der N-Mineralisation, der potentiellen Denitrifikation, der Urease-, der Xylanase-, der Phosphatase- und der Arylsulfataseaktivität zur Charakterisierung des Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphor- und Schwefelkreislaufes.

Material und Methoden

Probenahme

Die Probenziehung erfolgte in vierfacher Wiederholung aus der 8 - 10 m breiten BDF-Schutzzone mittels 25 - 30 zufällig angeordneten Einstichen in den Tiefenstufen 0 - 5 cm und 5 - 10 cm. Die Beprobung erfolgte im Mai und September 1995.

Bodenmikrobiologische Methoden

Physiologische Methode: substratinduzierte Respiration (Anderson & Domsch 1978) zur Bestimmung der aktiven mikrobiellen Biomasse; enzymatische Methoden: N-Mineralisation (Keeny

¹ Österreichische Gesellschaft für Bodenbiologie Wien; ² Bundesamt für Agrarbiologie Linz; ³ Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien; ⁴ Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Wien

1982), potentielle Denitrifikation (Zechmeister-Boltenstern 1995), Ureaseaktivität (Kandeler & Gerber 1988), Xylanaseaktivität (Schinner & v. Mersi 1990), Phosphataseaktivität (Hoffmann 1968) und Arylsulfataseaktivität (Tabatabai & Bremner 1970).

Statistische Methoden

Zur Prüfung und Beschreibung der Werteverteilung wurden der K-S Test, der Median, die Median-Deviation und die Perzentilgrenzen 10 %, 30 %, 70 % und 90 % verwendet. Das 30 % und 70 % Perzentil dienen zur Abgrenzung eines niederen, mittleren und hohen Wertebereichs. Zusammenhänge zwischen den Meßparametern wurden mit der Spearman Rangkorrelationsanalyse getestet. Unterschiede zwischen den Flächen wurden mit dem U-Test nach Mann und Whitney und die diskriminatorischen Eigenschaften der einzelnen Aktivitätsparameter mit der Diskriminanzanalyse auf ihre Signifikanz geprüft. Die Irrtumswahrscheinlichkeit wurde bei $P \leq 0,05$ festgelegt.

Ergebnisse

Die vier Dauerbeobachtungsflächen unterschieden sich hinsichtlich ihrer mikrobiellen Aktivitäten signifikant, wobei der Standort St. Koloman (Reinluftgebiet) die höchsten Werte aufwies. Die durch Luftschadstoff belasteten Standorte Hallein und Saalfelden zeigten mittlere, der Ackerboden Salzburg-Freisaal die niedrigsten mikrobiellen Stoffwechselleistungen (Tab. 1). Die Abgrenzung der Aktivitätsbereiche erfolgte nach den Perzentilen 30 % und 70 %.

Tab. 1: Anzahl der Meßwerte (in %) im niedrigen, mittleren und hohen Aktivitätsbereich

Standort	Aktivitätsbereich		
	niedrig	mittel	hoch
St. Koloman	11,9 %	40,5 %	47,6 %
Hallein-Gamp	19,1 %	52,4 %	28,5 %
Saalfelden	40,5 %	38,1 %	21,4 %
Salzburg Freisaal	78,6 %	7,1 %	14,2 %

Die Differenzierung der Flächen hinsichtlich ihrer Stoffwechselleistung und die diskriminatorischen Eigenschaften der mikrobiellen Parameter wurden mit der Diskriminanzanalyse geprüft. Es wurden 3 hoch signifikante Diskriminanzfunktionen errechnet, wobei Funktion 1: 92 %, Funktion 2: 6 % und Funktion 3: 2 % der Gesamtvarianz erklärten. Entlang der Diskriminanzachse 1 konnte signifikant zwischen den belasteten und den gering bzw. nicht belasteten Böden getrennt werden (Abb.1). Die Diskriminanzfunktion 1 mit einem Varianzanteil von 92 % wurde von der N-Mineralisation, der Urease und der Phosphatase dominiert. Diese Aktivitäten trugen somit für die Diskriminierung der Flächen am meisten bei. Die belasteten Flächen sowie die gering bzw. nicht belasteten Flächen wurden auf der Diskriminanzachse 2 signifikant getrennt. Diskriminanzfunktion 3 erklärt 2 % der Varianz und war für die Diskriminierung von geringer Bedeutung.

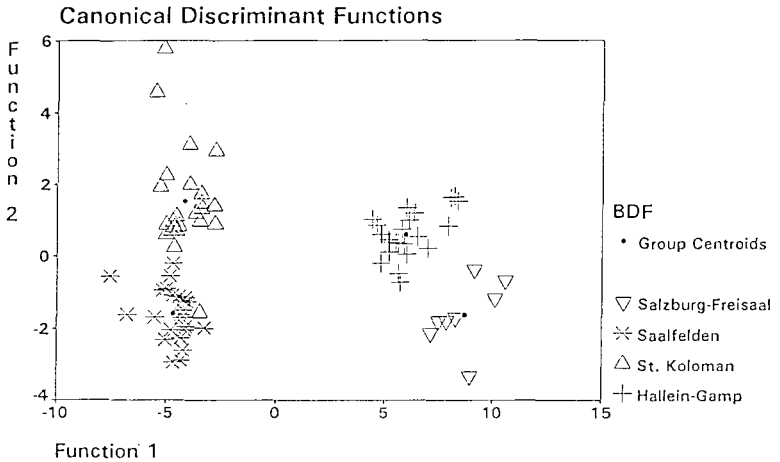


Abb. 1: Darstellung der vier Dauerbeobachtungsflächen im Diskriminanzraum.

Zusammenhänge zwischen biologischen und chemisch-physikalischen Parametern konnten nur bei bestimmten Enzymen signifikant nachgewiesen werden. Die Arylsulfatase zeigte eine hohe positive Korrelation mit dem Humus ($r = 0,82$) bzw. dem Nährstoffgehalt ($r = 0,81$ bis $r = 0,89$) und eine stark negative mit dem Grobschluffanteil ($r = -0,75$). Für die Phosphataseaktivität wurde mit den austauschbaren Na, Al, Mn ($r = -0,90$) sowie mit dem verfügbaren Phosphorgehalten ($r = -0,78$) ein negativer, mit dem pH-Wert und dem Mg Gehalt ein positiver Zusammenhang errechnet ($r = 0,94$ bzw. $r = 0,80$). Die potentielle Denitrifikation, SIR, Urease- und Xylanaseaktivität zeigten mit Ausnahme des Bodenwassergehaltes keinen Zusammenhang mit den chemisch-physikalischen Bodenparametern.

Die bodenmikrobiologischen Parameter (mit Ausnahme der Phosphataseaktivität und der Potentiellen Denitrifikation) korrelierten mit $r = 0,60$ bis $r = 0,93$. Die höchsten Korrelationen wurden zwischen Xylanase, Urease und N-Mineralisation errechnet, die substratinduzierte Respiration hingegen wies nur mit der N-Mineralisation und mit der Urease eine hohe Korrelation ($r = 0,80$) auf. Die Phosphataseaktivität zeigte mit Ausnahme der potentiellen Denitrifikation ($r = 0,76$) und der substratinduzierten Respiration ($r = 0,39$) keinen Zusammenhang mit den mikrobiellen Parametern.

Diskussion und Schlußfolgerung

Die mikrobiellen Stoffwechselleistungen der unterschiedlich belasteten Flächen zeigten für beide Probenahmeterminen gleiche Verteilungsmuster, wobei im Herbst generell höhere Werte auftraten. Die höheren Werte im Herbst können auf den fruchtspezifischen Einfluß während der Vegetationsperiode (Rhizosphäreneffekt, Vegetationsrückstände) zurückgeführt werden (Beck 1990, Kandeler & Eder 1990).

Die Aktivitätsunterschiede zwischen den Grünlandflächen traten besonders im obersten Bodenhorizont 0-5 cm auf, im Bodenhorizont 5-10 cm verringerten sich sowohl die Aktivitäten als auch die Unterschiede zwischen den Flächen. Die Beprobung der Grünlandflächen in 2 Tiefenstufen

ist daher für die Erfassung und Beurteilung von Umwelteinflüssen im Rahmen der Dauerbeobachtungsflächen von großer Bedeutung.

Durch die Zuordnung der Meßwerte je Probestfläche zu den Perzentilgrenzen 10 %, 30 %, 70 % und 90 % konnten die unterschiedlich belasteten Dauerbeobachtungsflächen eindeutig als gering, mittel und hoch aktive Standorte klassifiziert werden. Die Perzentilgrenzen wurden so festgelegt, daß auch die Ausweisung eines sehr niedrigen (< 10 %) bzw. sehr hohen Aktivitätsbereichs (> 90 %) möglich ist.

Diese Untersuchung stellt die erste Zwischenbilanz einer mehrjährigen ökologischen Erhebung und Bewertung der biologische Bodenaktivität mit Hilfe ausgewählter Dauerbeobachtungsflächen dar. Die frühzeitige Erfassung von kurz- und mittelfristigen Bodenveränderungen durch den Einfluß von Luftschadstoffen und Bewirtschaftungsform auf die mikrobiellen Stoffwechselleistungen ermöglicht somit, diesen Veränderungen durch geeignete Bodenschutzmaßnahmen entgegenzuwirken.

Literatur

- Anderson JPE, Domsch KH (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol Biochem* 10: 215-221
- Beck T (1990): Der Einfluß langjähriger Bewirtschaftungsweisen auf bodenmikrobiologische Eigenschaften. *Kali-Briefe* 20: 17-29
- Hoffmann G (1968): Eine photometrische Methode zur Bestimmung der Phosphatase-Aktivität in Böden. *Z Pflanzenernähr Düng Bodenkd* 118: 161-172
- Juritsch G (1994): Konzept zur Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen - BDF - Entwurf 06/1994. Herausgeber: Amt der Salzburger Landesregierung, Abteilung für Land- und Forstwirtschaft, Referat 4/23
- Juritsch G (1995): Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen im Bundesland Salzburg - BDF - Konzept 07/1995. Herausgeber: Amt der Salzburger Landesregierung, Abteilung für Land- und Forstwirtschaft, Referat 4/23
- Kandeler E, Gerber H (1988): Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol Fertil Soils* 6: 68-72
- Kandeler E, Eder G (1990): Bodenmikrobiologische Prozesse und Aggregatstabilität einer 25-jährigen Dauerbrachefläche mit unterschiedlicher mineralischer und organischer Düngung. *Mitt. Deut. Bodenkundl. Ges.* 62: 63-66
- Keeney DR (1982): Nitrogen-availability indices. In: Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds) *Methods of soil analysis, Part 2.* Am Soc Agron Inc, Soil Sci Soc Am Inc, Madison Wisconsin USA, p 711
- Schinner F, Mersi von M (1990): Xylanase-, CM-cellulase- and invertase activity in soil, an improved method. *Soil Biol Biochem* 22: 511-515
- Tabatabai A, Bremner JM (1970): Arylsulfatase activity of soils. *Soil Sci Soc Am Proc* 34: 225-229
- Zechmeister-Boltenstern S (1996): Denitrification Enzyme Activity (DEA). In: Schinner F, Öhlinger R, Kandeler E, Margesin R. (eds.): *Methods in Soil Biology.* Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, p. 175-184

Untersuchungen zur Populationsdynamik der Gattung *Fusarium* in Grünlandböden

von

Adler, A., C. Berggr, M. Gschwandtner und G. Koller*

Einleitung

Auf die Häufigkeitsverteilung der verschiedenen Fusarienarten in Grünland ist ein unterschiedlicher Einfluß von Klima- und Umweltfaktoren festzustellen (SANGALANG et al. 1995, ADLER 1996): Während das Vorkommen einzelner Arten auf ganz bestimmte Standorte beschränkt erscheint, kommen andere *Fusarium*-Arten unter den vielfältigsten Bedingungen vor. Einzelproben können dabei zwar viel über den aktuellen Pilzbesatz eines Bodens oder Standortes aussagen, eine Untersuchung von Vorkommen und Häufigkeit der *Fusarium*-Arten in Wurzeln und Böden muß aber ohne Berücksichtigung ihrer Dynamik unvollständig bleiben. In Versuch 1 und 2 wurde im Rahmen der vorliegenden Untersuchung auf diese Aspekte eingegangen.

Wiesen, Weiden und Almen nehmen mit rund 2,1 Mio. ha etwa 60% der landw. Nutzfläche Österreichs ein und bedingen eine reichhaltige und ökologisch wertvolle Kulturlandschaft, in der neben sehr intensiv auch wenig intensiv bis extensiv bewirtschaftetes Dauergrünland vorkommt. Inwieweit verschiedene Leitpflanzen des Grünlandbestandes sowie unterschiedliche Düngungsvarianten die bodenbefindlichen *Fusarium*-Populationen beeinflussen, wurde in zwei weiteren Versuchen geprüft.

Material und Methoden

1. Versuch: Am Beispiel einer Untersuchungsfläche im oberöstr. Zentralraum (Seehöhe 280 m, jährl. Niederschlagsmenge 770 mm, mittlere Jahrestemperatur 8,7°C) wurden Veränderungen der *Fusarium*-Populationen im Jahresverlauf (von September 1995 bis September 1996) bestimmt. Probenahme mittels Grünlandprobenstecher in der obersten Bodenschicht bis ca. 5 cm Tiefe.

2. Versuch: Weitere Untersuchungen am gleichen Standort betrafen die Verteilung der Fusarienkeime entlang eines Tiefengradienten. Probenahme in den Monaten Jänner, April, Juli und Oktober 1996 mit Bodenprobenbohrer (50 cm).

3. Versuch: In reinortig auf demselben Standort im Steirischen Ennstal (Seehöhe 700 m, jährl. Niederschlagsmenge 1.006 mm, mittlere Jahrestemperatur 6,8°C) angebauten Beständen von Goldhafer (*Trisetum flavescens*), Englischem Raygras (*Lolium perenne*), Weißklee (*Trifolium repens*) und Rotklee (*Trifolium pratense*) wurden oberirdische Pflanzenteile (Mai bis September 1995) und Wurzelstückchen (September 1995 und April 1996) auf ihren *Fusarium*-Besatz untersucht. Probenahme im Pflanzenmaterial mit Schere, wie bei ADLER & LEW (1995a) beschrieben; Bodenprobenahme wie im Versuch 1.

4. Versuch: Am Standort Scharfling, Landschaftsraum der Jungmoränen (Seehöhe 490 m, jährl. Niederschlagsmenge 1.630 mm, mittlere Jahrestemperatur 7,8°C) wurde auf einer Dauerwiesentfläche mit kombinierter Anwendung von Wirtschafts- und Mineraldünger der Einfluß verschiedener Düngungsvarianten auf die *Fusarium*-Flora im Wurzelbereich beobachtet. Bodenprobenahme (September 1995; Mai, Juli und September 1996) wie im Versuch 1.

Die Fusarien wurden mittels 'debris isolation technique' (BURGESS et al. 1988), d.h. durch das Auslegen von Pflanzen- und Wurzelstückchen, die mittels Spülverfahren aus dem Boden gewonnen wurden, auf Pepton-PCNB-Agar (PAPAVIZAS 1967, modif. nach ADLER & LEW 1995b) isoliert. Nach einer Subkultivierung der Isolate auf PDA (Oxoid CM 139) bzw. SNA (NIRENBERG 1990) erfolgte die Identifizierung der *Fusarium*-Stämme nach NIRENBERG (1989).

Die Bestimmung der *Fusarium*-Keimzahl im Boden sowie die Untersuchung der oberirdischen Pflanzenteile erfolgte nach dem Verdünnungsverfahren wie bei ADLER & LEW (1995a,b) beschrieben, ebenfalls auf modif. Pepton-PCNB-Agar.

Ergebnisse

Der saisonale Verlauf des *Fusarium*-Befalls im Wurzelbereich der Untersuchungsfläche (Versuch 1) ist in Abb. 1 wiedergegeben.

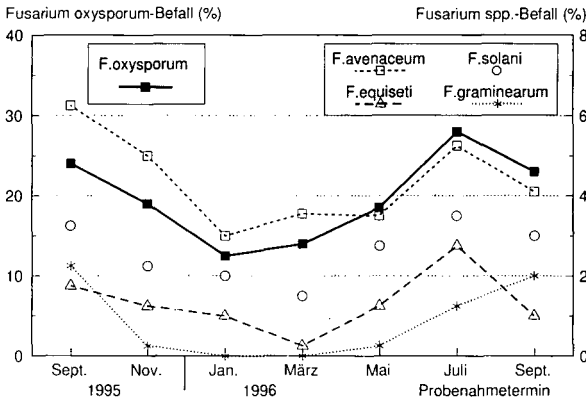


Abb. 1: *Fusarium*-Populationen in einem Grünlandboden im Jahresverlauf, Anteil *Fusarium*-infizierter Wurzelstückchen

Von insgesamt 12 in den Wurzelstückchen nachgewiesenen Fusarienarten wurden 4 Arten - *F. oxysporum* SCHLECHT., *F. solani* (MART.) SACC., *F. avenaceum* (FR.) SACC. und *F. equiseti* (CORDA) SACC. - zu jedem Probenahmetermin isoliert, eine Art, *F. graminearum* SCHWABE, wurde nur im Verlauf der wärmeren Jahreszeit isoliert. Die weiteren Arten kamen mit geringerer Häufigkeit und ohne jahreszeitliche Tendenz vor.

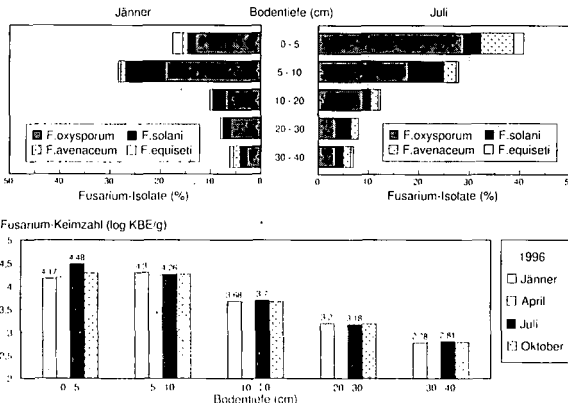


Abb. 2: Verteilung einzelner *Fusarium*-Arten entlang eines Tiefengradienten

In der obersten Bodenschicht bis 10 cm Tiefe wurden in Einzelproben zu den Untersuchungsterminen bis zu 40.000 Fusarienkeime je Gramm nachgewiesen, ihre Zahl nahm mit der Tiefe stark ab (vgl. Abb. 2).

Während unter 10 cm Bodentiefe in Populationsdichte und Artenzusammensetzung der *Fusarium*-Flora nahezu keine Schwankungen festzustellen waren, variierten sowohl die Keimzahlen als auch der Anteil *Fusarium*-infizierter Wurzeln in der obersten Bodenschicht zwischen Sommer- und Wintermonaten sehr stark.

Die quantitative Entwicklung des Fusarienbesatzes an den untersuchten reinsortigen Gras- und Kleebeständen (Versuch 3) verlief nahezu parallel, allerdings waren, zumindest in einer sehr späten Vegetationsphase, wesentliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung der *Fusarium*-Flora festzustellen (Abb. 3): An den Kleearten dominierte *F.avenaceum* die Flora, der Fusarienbesatz der Gräser wurde dagegen zusätzlich durch weitere Arten, wie *F.poa* (PECK) WOLLENW., *F.sporotrichioides* SHERB., *F.graminearum* und *F.quiseti* geprägt.

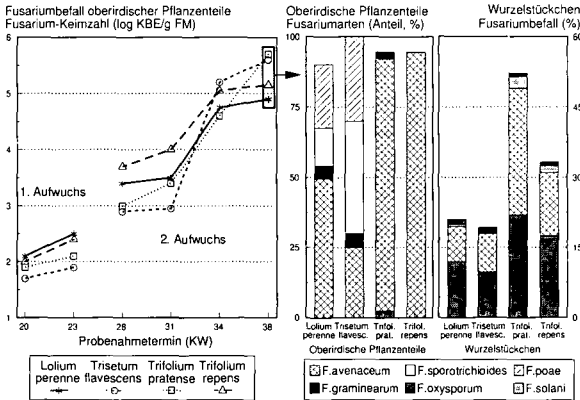


Abb. 3: *Fusarium*-Befall und Artenverteilung an verschiedenen Grünlandpflanzen

Nicht nur an den oberirdischen Pflanzenteilen, sondern auch im Wurzelbereich der untersuchten Gras- und Kleebestände konnten Unterschiede in den *Fusarium*-Populationen festgestellt werden (vergl. Abb. 3). Etwa doppelt so viele Klee- wie Gräserwurzelstückchen wiesen Infektionen mit *F.oxysporum* und *F.avenaceum* auf, auch der Befall mit *F.solani* erreichte bei den Kleearten ein wesentlich höheres Ausmaß.

Auch in Versuch 4 waren saisonale Schwankungen im Fusarienbesatz festzustellen, sie wurden allerdings vom Düngereinfluß signifikant überdeckt. *F.oxysporum* dominierte die *Fusarium*-Flora in den Böden aller Varianten (vergl. Tab. 1), bevorzugte aber die ungedüngte Variante und wurde durch Düngung gehemmt. Interessanterweise erreichte aber in der P- bzw. in der einseitig N-gedüngten Variante der Befallsgrad der Wurzeln mit *F.oxysporum* etwa das gleiche Ausmaß wie in der ungedüngten Variante bzw. übertraf diese sogar bei weitem.

Düngung förderte den Befall der Wurzeln mit *F.graminearum* und *F.culmorum* (W.G.SMITH) SACC., dabei lag der Effekt der einseitigen N-Düngung hinter dem einer ausgeglichenen NPK-Düngung auffällig zurück.

Diskussion

Schwankungen von Pflanzenaktivität und -wachstum im saisonalen Wechsel nehmen auch den Bereich der Wurzeln. Da Grünlandpflanzen jährlich etwa ein Viertel bis ein Drittel ihres Wurzelsystems erneuern, ist auch in gesunden, aktiv wachsenden Beständen ein beständig ablaufender Prozeß der Wurzelverrotung erkennbar. Pilze - und gerade auch Fusarien - sind die wichtigsten Kolonisatoren der absterbenden und toten Zellen (DOMSCH & GAMS 1972, WAID 1974, CAMPBELL 1985, LENGAUER 1993).

Die festgestellten dynamischen Änderungen des *Fusarium*-Befalls im Jahresverlauf entsprechen somit in Intensität und Ausmaß den unterirdischen Rotte- und Umsetzungsvorgänge. Mit dem Rückgang der organischen Masse verringert sich schließlich auch die Pilzaktivität in den tieferen Bodenzonen.

In den dynamisch verlaufenden Änderungen der *Fusarium*-Populationen (Versuch 3) spiegelt sich die Schwächung der Pflanzen mit dem Alter, aber vor allem der erhöhte Infektionsdruck seitens der Biosphäre mit fortschreitender Vegetationszeit wider. (CAMPBELL 1985, LEW 1993).

Neben dem Vegetationsstadium der Pflanzen hat auch die Zusammensetzung des Pflanzenbestandes weitgehenden Einfluß auf den Mikroorganismenbesatz des Grünfutters. So bewirkt ein einseitiger Bestand an Obergräsern eine dichte Vegetationsdecke, mit der die Konvektionsströmungen abgedämmt, Beschattung und relative Luftfeuchtigkeit unterhalb der Vegetationsdecke erhöht sowie die Abwascheffekte verringert werden (CAMPBELL 1985, LENGAUER 1993).

Dazu sind nicht nur von den zum Teil streng spezialisierten pathogenen Fusarienstämmen, sondern auch von einigen primär saprophytisch lebenden bzw. Boden-befindlichen Pilzen spezifische Assoziationen mit höheren Pflanzen bekannt, wie etwa von *F.avenaceum*, *F.oxysporum* oder *F.solani* mit Leguminosen (DOMSCH & GAMS 1972, WAID 1974, MARASAS et al. 1988, ADLER 1993, LENGAUER 1993); *F.graminearum* und *F.poaë* sind dagegen eher bei Gräsern, Getreide und Mais von Bedeutung (DOMSCH & GAMS 1972, WAID 1974, ADLER 1993, LEW 1993).

Tab. 1: Zusammenhang von verschiedenen Düngungsvarianten und dem *Fusarium*-Befall der Wurzeln bei Dauergrünland, Scharfling 1995 - 1996

prozentualer Anteil <i>Fusarium</i> -infizierter Wurzelstückchen						
Düngung:	ungedüngt	kombiniert ^{a)}	Wirtsch.dünger	Mineral-NPK	Mineral-N ^{b)}	Mineral-P ^{b)}
(entsprechend etwa kg/ha):	N	220	120	100	100	-
	P	190	90	100	-	100
	K	360	210	150	-	-
<i>Fusarium</i> -Arten						
<i>F.oxysporum</i>	30,0	19,9	25,6	25,0	41,3	28,2
<i>F.solani</i>	8,6	8,0	8,6	7,1	6,3	8,8
<i>F.avenaceum</i>	3,1	4,7	5,3	5,7	2,1	3,5
<i>F.graminearum</i>	0,6	5,1	1,9	3,8	2,5	0,5
<i>F.culmorum</i>	-	0,7	-	0,5	0,4	-
sonstige <i>F. spp.</i> ^{c)}	0,4	0,9	0,9	0,6	0,3	0,8
Summe <i>F. spp.</i>	42,7	39,3	42,3	42,6	53,0	41,8

a) Variante mit einer Kombination aus Wirtschafts- und Mineraldünger

b) Probenahmen nur im Jahr 1996

c) einschließlich folgende Spezies: *F.acuminatum* ELL. & KELL., *F.equiseti* (CORDA) SACC., *F.merismoides* CORDA, *F.sambuctinum* FÜCKEL und *F.sporotrichioides* SHERB. (-: Anteil unter 0,1%)

Die gesamte Versuchsfläche in Scharfling (Versuch 4) ist der Gruppe der Goldhaferwiesen (PILS 1994) zuzuordnen, düngungsbedingt sind jedoch erhebliche Massenunterschiede und je nach Düngungsart eine unterschiedliche Dominanz einzelner Pflanzenarten zu finden. So ist festzustellen, daß Wiesenkerbel und Bärenklau die extrem gedüngten Bereiche kennzeichnen bzw. Löwenzahn, Wegerich oder Kleearten die mageren Quadranten dominieren. Auswirkungen der Düngungsvarianten bzw. der düngungsbedingt unterschiedlichen Pflanzenbestände auf die entsprechenden *Fusarium*-Populationen im Wurzelbereich sind wahrscheinlich, aber nicht einfach abzuschätzen: So könnte z.B. der höhere Kleeanteil der ungedüngten bzw. der P-Varianten (Mit-)Ursache für den stärkeren Befallsgrad der Wurzeln mit *F.oxysporum* sein - aufgrund der Erfahrungen aus Versuch 3 hätte dann aber ein deutlich höherer Anteil an *F.avenaceum*-Infektionen nachzuweisen sein müssen.

Der Pflanzenbestand von (zusätzlich mineralisch) gedüngten Parzellen reagierte auf die intensive Stickstoffversorgung nicht nur mit einem deutlichen Wachstumsschub, diese Varianten wiesen auch zu allen Probenahmetermeninen einen stärkeren Befall der Wurzeln mit *F.graminearum* und *F.culmorum* auf, *F.oxysporum* erschien dagegen (mit einer Ausnahme) gehemmt (vergl. Tab. 1).

Mykogeographie der Gattung *Fusarium*: Zur *Fusarium*-Flora in Grünlandböden

von

Adler, A.*

Schimmelpilze der Gattung *Fusarium* sind weltweit in praktisch allen Natur- und Kulturböden verbreitet. In einer Reihe mykogeographischer Studien (BURGESS et al. 1988b, MARASAS et al. 1988, ADLER & LEW 1995, SANGALANG et al. 1995) wurde dabei ein unterschiedlicher Einfluß von Klima- und Umweltfaktoren auf die Häufigkeitsverteilung der verschiedenen Fusarienarten festgestellt: Während das Vorkommen einzelner Arten auf ganz bestimmte Standorte beschränkt erscheint, kommen andere *Fusarium*-Arten unter den vielfältigsten Bedingungen vor.

Grünland ist in Österreich ein flächenmäßig überaus bestimmendes Landschaftselement und anteilmäßig der bedeutendste Lieferant von Grundfutter. Verglichen mit dem Ackerbau, bei dem in der Regel eine einzige Kulturart während einer Vegetationsperiode vorherrscht, bietet Dauergrünland bei aller Vielfalt der Ausprägungs- und Nutzungsformen langfristig äußerst konstante Bedingungen und erscheint für mykogeographische Untersuchungen besonders prädestiniert. In der vorliegenden Arbeit wird am Beispiel ausgewählter Untersuchungsflächen die *Fusarium*-Flora österreichischer Grünlandstandorte - von inneralpinen Almflächen im Salzburger Pongau bis zu extensiven Weideflächen des pannonischen Raumes - beschrieben und mit den *Fusarium*-Populationen von Grünlandböden anderer Regionen, insbesondere mit der *Fusarium*-Flora neuseeländischer Grünlandbestände, verglichen.

Material und Methoden

Als Probenahmestandorte wurden für die jeweiligen Klima- und Höhenstufen charakteristische Grünlandflächen festgelegt. Die Probenahme erfolgte, wie bei ADLER & LEW (1995) beschrieben, auf den Kanarischen Inseln im Jahr 1993 (Tenerife) bzw. 1994 (La Palma) und im Jahr 1996 in Neuseeland. An den österr. Untersuchungsstandorten wurden sowohl 1995 als auch 1996 Proben (jeweils getrennte Teilproben von 4 unterschiedlichen Parzellen) mittels Grünlandprobenstecher gezogen. Die Probenahme umfaßte die oberste Bodenschicht bis ca. 5 cm Tiefe. Alle Teilproben wurden in Papiersäcke abgefüllt, luftgetrocknet und nach dem Transport ins Labor bei 5°C bis zur Untersuchung gelagert.

Die Fusarien wurden mittels 'debris isolation technique' (BURGESS et al. 1988a), d.h. durch das Auslegen von Pflanzen- und Wurzelstückchen, die mittels Spülverfahren aus dem Boden gewonnen wurden, auf Pepton-PCNB-Agar (PAPAVIZAS 1967, modif. nach ADLER & LEW 1995) isoliert. Nach einer Subkultivierung der Isolate auf PDA (Oxoid CM 139) bzw. SNA (NIRENBERG 1990) erfolgte die Identifizierung der *Fusarium*-Stämme nach NIRENBERG (1989, 1996).

Ergebnisse

Häufigkeitsverteilung der *Fusarium*-Arten: Insgesamt wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit mehr als 5.000 *Fusarium*-Stämme aus 21 Arten identifiziert. Die für die österr. und neuseeländischen Standorte ermittelten Ergebnisse sind in Tab. 1 zusammengefaßt, die entsprechenden Einzeldaten für die Standorte auf den Kanar. Inseln sind bei ADLER & LEW (1995) angegeben.

* Bundesamt für Agrarbiologie, Wieningerstr. 8, A-4020 Linz

F.oxysporum und *F.solani* wurden an sämtlichen (27) Standorten nachgewiesen. Dazu kam an allen 5 neuseeländischen und allen 13 österr. Standorten *F.avenaceum* vor, auch *F.graminearum* wurde an allen österr. Standorten festgestellt. Für das Vorkommen von *F.equiseti* in österr. Grünlandböden erwies sich dagegen in zwei unabhängigen Ketten von Untersuchungsstandorten eine Seehöhe von etwa 900 m über NN (Jahrestemperatur von etwa 6-7 °C), als markante obere Verbreitungsgrenze (ADLER, unpubliziert).

Tab. 1: Qualitative und quantitative Zusammensetzung der *Fusarium*-Flora von Grünlandböden

<i>Fusarium</i> -Arten	Anzahl <i>Fusarium</i> -infizierter Wurzelstückchen je Standort ^{a)}													Standorte Neuseeland				
	1 ^{b)}	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	1	2	3	4	5
<i>F.oxysporum</i> SCHLECHT.	24	38	72	202	212	184	221	186	143	183	148	139	152	68	117	102	93	136
<i>F.solani</i> (MART.) SACC.	6	12	27	80	38	27	61	8	19	16	25	31	54	13	14	20	4	12
<i>F.avenaceum</i> (FR.) SACC.	42	29	49	37	36	48	36	31	33	17	34	9	7	16	9	8	10	4
<i>F.graminearum</i> SCHWABE	3	3	7	12	49	14	6	4	23	16	29	6	6	-	1	-	3	3
<i>F.acuminatum</i> ELL. & KELL.	4	2	6	-	2	1	-	4	3	-	8	4	3	14	29	13	7	-
<i>F.equiseti</i> (CDA.) SACC.	-	-	-	3	24	25	7	2	7	51	55	37	54	-	4	5	10	18
<i>F.tricininctum</i> (CDA.) SACC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	15	14	19	2	1	-	2	-
<i>F.flocciferum</i> CORDA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	8	10	1	19	6	-	-	-
<i>F.cerealis</i> (COOKE) SACC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	4	12	25
Sonstige <i>F. spp.</i> ^{c)}	-	2	4	5	-	4	1	2	8	7	6	8	1	10	12	2	5	4

^{a)} Ergebnisse aufgrund zweijähriger (Österreich) bzw. einjähriger Untersuchung (Neuseeland) von jeweils 400 Wurzelstückchen pro Standort und Jahr, 4 Teilproben je Standort. (-: nicht nachgewiesen).

^{b)} Standorte Österreich: 1 Obertaern, 2 Dienten, 3 Pötschen, 4 Scharfling, 5 SW' Vöcklabruck, 6 Linz, 7 Pregarten, 8 Liebenau, 9 Götzes, 10 Maissau, 11 Gedersdorf, 12 Neusiedel a. S. und 13 Apetlon. Standorte Neuseeland: 1 Queenstown, 2 Fairlie und 3 Nelson (Südinse), 4 Rotorua und 5 Kerikeri (Nordinsel)

^{c)} Standorte Österreich und Neuseeland inkl. *F.culmorum* (W.G.SMITH) SACC., *F.merismoides* CORDA, *F.sambucinum* FÜCKEL, *F.sporotrichioides* SHERB., *F.subglutinans* (WOLLENW. & REINK.) NELS., TOUSS. & MARASAS und *F.torulolum* (BERK. & CURT.) NIRENB.; Standorte Neuseeland zusätzl. *F.anthophilum* (A.BRAUN) WOLLENW., *F.heterosporum* NEES, *F.semitectum* BERK. & RAV.

Insgesamt wurden aus dem Wurzelmaterial der österr. Standorte 15 verschiedene *Fusarium*-Arten isoliert, ausnahmslos konnten diese Arten auch in Neuseeland nachgewiesen werden. An sämtlichen (9) Standorten der Kanar.Inseln waren außer *F.oxysporum* und *F.solani* auch *F.equiseti*, *F.acuminatum* und *F.flocciferum* nachzuweisen, die für diese Region ermittelte Artenverteilung unterschied sich jedoch deutlich von der Populationszusammensetzung der anderen Untersuchungsbereiche.

Klimatische Einflußfaktoren auf das Vorkommen der *Fusarium*-Arten: Warme, trockene Standorte wiesen den höchsten Befallsgrad der Wurzelstückchen mit Fusarien auf (vergl. Tab. 2). Das Artenspektrum der aus den unterschiedlichen Bodenproben isolierten Fusarienpilze variierte zwischen 4 und 11 Arten je Standort, dabei wurden mehr als 9 verschiedene *Fusarium*-Arten je Standort nur in den Bodenproben von den ausgeglichen temperierten und regenversorgten Gebieten Neuseelands sowie in Österreich von den milden Lagen des Weinviertels und am Neusiedlersee festgestellt.

In Summe wurden *F.oxysporum*, *F.solani*, *F.equiseti*, *F.acuminatum* und *F.avenaceum* am häufigsten isoliert. Die nachgewiesenen Arten zeigten sehr unterschiedliche, teils charakteristische Verbreitungsmuster (vergl. Tab. 2): Während *F.oxysporum* und *F.solani* an die vielfältigsten Bedingungen angepaßt schienen, kamen andere Arten in den Grünlandböden unterschiedlicher Klimazonen verschieden häufig vor: *F.equiseti* bevorzugte warme, niederschlagsarme Lagen, *F.brachygibbosum* kam überhaupt nur an trocken-heißen Standorten der mediterranen und subtropischen Zonen vor (vergl. Abb. 1).

F.flocciferum und *F.acuminatum* wurden vor allem in mehr oder weniger feuchten milden Lagen nachgewiesen. *F.graminearum* und *F.avenaceum* wurden vorwiegend von Grünlandstandorten mit eher feucht-kühler Witterung isoliert (vergl. Abb. 1).

Tab. 2: *Fusarium*-Befall von Wurzelstückchen in Grünlandböden verschiedener Klimazonen

<i>Fusarium</i> -Arten	prozentualer Anteil <i>Fusarium</i> -infizierter Wurzelstückchen ^{a)}												
	Temperatur (Jahresmittel, °C)								Niederschlagshöhe (mm)				
	4-6 (n=3)	6-8 (n=4)	8-10 (n=5)	10-12 (n=3)	12-14 (n=3)	14-16 (n=3)	16-18 (n=3)	18-20 (n=3) ^{b)}	300-500 (n=3)	500-750 (n=9)	750-1.000 (n=7)	1.000-1.250 (n=3)	1.250-1.750 (n=5)
<i>F.oxysporum</i>	10,3	19,9	22,0	20,2	21,3	28,6	23,5	20,5	22,0	20,1	22,1	25,1	15,3
<i>F.solani</i>	1,1	5,8	3,3	4,9	4,6	1,9	1,8	5,2	3,8	3,4	2,6	3,6	3,7
<i>F.avenaceum</i>	4,3	4,8	4,2	1,3	1,8	0,5	-	-	-	1,8	2,4	3,0	4,1
<i>F.graminearum</i>	0,4	1,5	2,8	0,8	0,3	-	-	-	-	1,1	0,5	2,3	0,8
<i>F.equiseti</i>	0,1	0,6	4,3	4,8	6,1	11,0	23,1	21,3	24,2	8,5	8,3	2,3	1,4
<i>F.acuminatum</i>	0,2	0,3	0,7	1,8	3,7	1,8	1,5	1,2	1,1	1,8	2,1	2,3	0,3
<i>F.flocciferum</i>	-	-	0,1	1,5	1,8	4,8	2,8	1,2	2,3	1,4	2,7	0,5	-
sonstige <i>F. spp.</i> ^{c)}	0,4	0,6	1,3	4,6	1,9	7,4	6,0	8,9	5,3	8,5	4,6	1,9	1,6
Summe <i>F. spp.</i>	16,8	33,5	38,7	39,9	40,7	55,2	58,7	58,3	58,7	46,6	45,3	41,0	27,2
Anzahl der Arten	5,3	6,5	8,8	9,7	9,7	9,6	7,3	5,7	5,7	8,9	8,3	8,7	6,6

^{a)}jeweils gewogenes Mittel der einbezogenen Einzelergebnisse von insgesamt 13 in Österreich und 5 in Neuseeland (Tab. 1) sowie 9 auf den Kanar. Inseln situierten Untersuchungsstandorten (Tenerife: Arona, Agumansa, Los Rodeos, Tejina, Puerto de la Cruz; La Palma: El Paso, W Botazo, Velhoco, Breña Baja. Einzeldaten bei ADLER & LEW, 1995). (- : Anteil unter 0,1 %).

^{b)}Anzahl einbezogener Untersuchungsstandorte.

^{c)}Standorte Österreich und Neuseeland siehe Tab. 1. Standorte auf Kanar. Inseln zusätzlich *F.cerealis*, *F.culmorum*, *F.merismoides*, *F.tricinnum*, *F.toruloseum*, sowie *F.arthrosporioides* SHERB., *F.brachygybosum* PADWICK und *F.dimerum* PENZIG.

Diskussion

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit isolierten *Fusarium*-Arten sind durchwegs weit verbreitete Bodenpilze sowohl saprophytischer als auch z. T. parasitischer Lebensweise (BURGESS 1988a,b, NELSON et al. 1983, NIRENBERG 1996). *F.brachygybosum*, aus den Böden der Kanaren mehrfach isoliert, weist hinsichtlich der morphologischen Merkmale sowie der ökologischen Ansprüche außerordentliche Ähnlichkeit mit *F.compactum* (WOLLENW.) GORDON auf und ist, vorwiegend saprophytisch lebend, in Böden der wärmeren Zonen, weit verbreitet (NIRENBERG 1996).

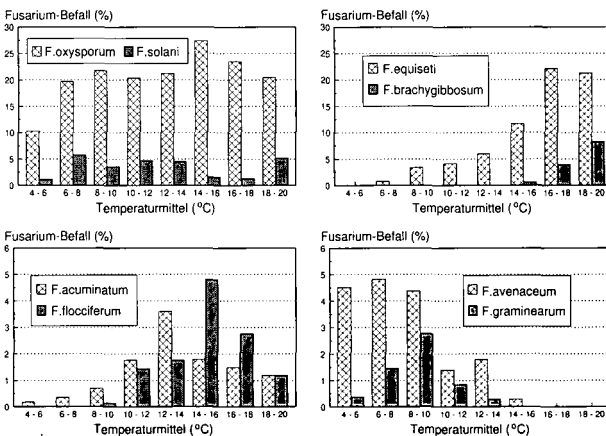


Abb. 1: Prozentualer Anteil *Fusarium*-infizierter Wurzelstückchen in Grünlandböden verschiedener Temperaturzonen

Die in den Grünlandböden Neuseelands festgestellte Arten- und Häufigkeitsverteilung der *Fusarium*-Isolate steht in Einklang mit den Ergebnissen einer anderen Studie (DI MENNA, persönl.) und weist trotz ihrer

größeren Artenvielfalt weitgehende Ähnlichkeit mit der *Fusarium*-Flora österr. Standorte auf. Abgesehen von anderen Klima- und Umweltfaktoren könnte ein Grund dafür auch in einer ähnlichen Zusammensetzung der in den Grünlandbeständen anzutreffenden Pflanzengesellschaften liegen: PILS (1994) stellte fest, daß in Neuseeland vielerorts keine eigenständige Entwicklung einer Grünlandvegetation stattgefunden hat und sich daher viele der bei uns heimischen Wiesenpflanzen in den Grünlandbeständen dieses Landes etablieren konnten.

BURGESS et al. (1988b) halten die an einem Standort herrschenden Temperaturverhältnisse für den wahrscheinlich wichtigsten einzelnen klimatischen Einflußfaktor auf die geographische Verbreitung Wurzeln besiedelnder Pilze. Die Temperaturverhältnisse können laut PIROZYNSKI (1968) einerseits unmittelbar das Pilzwachstum selbst betreffen, andererseits aber auch die Verbreitung des Pilzes indirekt dadurch beeinflussen, daß das Vorkommen seiner Wirtspflanzen auf bestimmte Klimazonen beschränkt wird.

An den im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Probenahmestandorten ließ sich ein klimabedingter Einfluß auf das Vorkommen einiger *Fusarium*-Arten feststellen: Wie bereits für andere Regionen beschrieben (NELSON et al. 1983, BURGESS et al. 1988b, SANGALANG et al. 1995, NIRENBERG 1996), kamen *F. equiseti* und vor allem *F. brachygibbosum* eher in den trockeneren Regionen der warm-gemäßigten und der subtropischen Zonen verbreitet vor, während *F. flocciferum* und *F. acuminatum* vorwiegend in den Böden der gemäßigten bzw. *F. avenaceum* in den feuchteren und kühleren Regionen nachzuweisen waren, was ebenfalls den Angaben anderer Autoren (BURGESS et al. 1988b, NIRENBERG 1996) entspricht.

F. oxysporum schien an die vielfältigsten Umwelt- und Klimabedingungen angepaßt zu sein, wie auch Ergebnisse von Untersuchungen in anderen Regionen bestätigen (BURGESS 1988a,b, MARASAS et al. 1988, SANGALANG et al. 1995). Die relative Häufigkeit dieses Pilzes kann damit zusammenhängen, daß in den meisten Böden verschiedene parasitische und saprophytische Stämme von *F. oxysporum* in einer Mischung nebeneinander vorkommen. Dazu kommt die Fähigkeit dieser Pilzart, sowohl echte Wirtspflanzen als auch andere Pflanzen zu infizieren und zu parasitieren sowie absterbende Pflanzenteile sehr frühzeitig zu kolonisieren (CAMPBELL 1985, BURGESS et al. 1988a).

Literatur

- ADLER A. & H. LEW (1995): Mykogeographie der Gattung *Fusarium*: Untersuchung der *Fusarium*-Flora in Böden der Kanarischen Inseln. — Linzer biol. Beitr. 27: 1129-1159.
- BURGESS L.W., LIDDELL C.M. & B.A. SUMMERELL (1988a): Laboratory manual for *Fusarium* research. — Department of Plant Pathology and Agricultural Entomology, University of Sidney, 156 pp.
- BURGESS L.W., NELSON P.E., TOUSSOUN T.A. & G.A. FORBES (1988b): Distribution of *Fusarium* species in sections Roseum, Arthrosporiella, Gibbosum and Discolor recovered from grassland, pasture and pine nursery soils of Eastern Australia. — Mycologia 80: 815-824.
- CAMPBELL R. (1985): Plant Microbiology. — Edward Arnold, London, 191 pp.
- MARASAS W.F.O., BURGESS L.W., ANELICH R.Y., LAMPRECHT S.C. & D.J. VAN SCHALKWYK (1988): Survey of *Fusarium* species associated with plant debris in South African soils. — South African J. of Botany 54: 63-71.
- NELSON P.E., TOUSSOUN T.A. & W.F.O. MARASAS (1983): *Fusarium* species. An illustrated manual for identification. — The Pennsylvania State University Press, University Park and London, 193 pp.
- NIRENBERG H.I. (1989): Identification of fusaria occurring in Europe on cereals and potatoes. — In CHELKOWSKI J. (ed.): *Fusarium*: Mycotoxins, Taxonomy and Pathogenicity, pp. 179-193. Elsevier Science Publ., Amsterdam.
- NIRENBERG H.I. (1990): Recent advances in the taxonomy of *Fusarium*. — Stud. Mycol. 32: 91-101.
- NIRENBERG H.I. (1996): Persönliche Mitteilung.
- PAPAVIZAS G.C. (1967): Evaluation of various media and antimicrobial agents for isolation of *Fusarium* from soil. — Phytopathology 57: 848-852.
- PILS G. (1994): Die Wiesen Oberösterreichs. — Forschungsinst. f. Umweltinformatik, Linz, 355 pp.
- PIROZYNSKI K.A. (1968): Geographic distribution of fungi. — In AINSWORTH G.C. & A.S. SUSSMAN (eds.): The fungi, an advanced treatise, pp. 487-504. Academic Press, New York.
- SANGALANG A.E., BURGESS L.W., BACKHOUSE D., DUFF J. & M. WURST (1995): Mycogeography of *Fusarium* species in soils from tropical, arid and mediterranean regions of Australia. — Mycol. Res. 99: 523-528.

Charakterisierung mikrobieller Populationen in Böden anhand von Methoden zur Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse

von

Dilly, O.*

Zusammenfassung - Die herausragende Rolle der Bodenmikroflora für Element- und Stoffumsetzungen wird unterstrichen durch ihre Quantität, entscheidend sind jedoch ihre Vielfalt sowie ihre hohen und spezifischen Umsetzungsleistungen. In zahlreichen Untersuchungen wurde die mikrobielle Biomasse als funktional integrierendes Signal der Mikroorganismen in Böden ermittelt. Zum Quantifizieren dieser Kenngröße existieren mehrere Methoden, die auf verschiedenen Prinzipien beruhen. Es ist daher anzunehmen, daß diese Methoden nicht ausschließlich zum Quantifizieren eingesetzt werden können, sondern sich auch ökologisch-orientierte Schlußfolgerungen zur Struktur der mikrobiellen Populationen und zu mikrobiellen Prozessen am Standort ableiten lassen. Dieses Konzept wurde auf Böden aus dem Bereich der Bornhöveder Seenkette in Norddeutschland und auf Böden aus einem schwermetallbelasteten Gebiet in Südwestfinnland übertragen. Bereits die Ergebnisse von Fumigation-Extraktion, Substrat-induzierter Respiration und ATP-Bestimmung zeigten, daß die mikrobiellen Populationen auf Eigenschaften der Bodenhorizonte, Bewirtschaftungsmaßnahmen und Schwermetallbelastung reagieren. Aus den kombinierten Daten der verschiedenen 'Biomassemethoden' ließen sich ökologische Strategien der mikrobiellen Populationen für die untersuchten Böden ableiten. ["Cartesius schrieb sein Buch de Methodo einige Male um, und wie es jetzt liegt, kann es uns doch nichts helfen. Jeder, der eine Zeit lang auf dem redlichen Forschen verharret, muß seine Methode irgend einmal umändern." GOETHE]

1 Einleitung und Zielstellung

Zahlreiche Umsetzungen von Elementen und Verbindungen in Ökosystemen sind abhängig von der Biomasse der mikrobiellen Gemeinschaft. In Böden (inkl. der Streuauflage) variiert der durch Mikroorganismen gebundene organische Kohlenstoff zwischen 0,5 und 10 %. Nach POWLSON (1994) ist die mikrobielle Biomasse in Böden eine der wenigen Fraktionen der organischen Bodensubstanz, die biologisch sinnvoll und zugleich meßbar ist.

Zur Bestimmung des Gehalts an mikrobieller Biomasse in Böden wurden in zahlreichen Untersuchungen eine oder mehrere der folgenden indirekten Methoden eingesetzt: Die Fumigation-Inkubation (FI), die Fumigation-Extraktion (FE), die Substrat-induzierte Respiration (SIR) und die Ermittlung des ATP-Gehalts (vgl. ALEF, 1991; SCHINNER *et al.*, 1993). Die Grenzen und Möglichkeiten dieser Techniken werden intensiv diskutiert, wobei bei einzelnen Methoden die Umrechnung auf mikrobiellen Kohlenstoff (C_{mic}) kritisiert wird (ALEF, 1993; SCHINNER *et al.*, 1993; POWLSON, 1994; MARTENS, 1995). Die Umrechnung der Daten einzelner Methoden auf Gehalte an mikrobieller Biomasse wurde durch Kalibration mittels Zugabe von Mikroorganismen oder durch Korrelation mit einer zweiten Methode (auch direkten Zählmethoden) ermöglicht. Da die Biomassemethoden jedoch auf unterschiedlichen Prinzipien beruhen, erscheint es sinnvoll, ihre Ergebnisse in Relation zu setzen und mit den gebildeten Quotienten Aussagen zur Zusammensetzung und Physiologie mikrobieller Gemeinschaften in Böden abzuleiten.

2 Material und Methoden

Als 'Biomassemethoden' wurden die FE, die SIR und die ATP-Bestimmung verwendet. Die Daten stammen aus Untersuchungsgebieten in (1) Norddeutschland (59°97' N, 35°81' O) und (2) Südwestfinland (61°19' N, 22°09' O). Ausgewählte Bodeneigenschaften zeigt Tab. 1.

Zu (1): Das Untersuchungsgebiet lag im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Das Klima ist ozeanisch-gemäßigt bei einer langjährigen Durchschnittstemperatur von 8.3 °C und Niederschlägen von 757 mm. Die Standorte liegen im Randbereich der Weichselvereisung. Auf den Kuppen der Moränenlandschaft entwickelten sich basenarme bis mittelbasische Braunerden und Parabraunerden, untersucht bei Äcker mit Fruchtfolge und Mais-Monokultur sowie einem Buchenwald. An den Hängen waren Kolluvien typisch, wie im Falle des untersuchten Hanggrünlands. Nicht verwendet sind hier Ergebnisse der Gleye bzw. Niedermoore, die typischerweise in den Senken anzutreffen sind. Die Bodenhorizonte wurden im Frühling 1995 beprobt. Die FE wurde nach VANCE *et al.* (1987), die SIR nach ANDERSON & DOMSCH (1978; mit der Apparatur nach HEINEMEYER *et al.*, 1989) und die ATP-Bestimmung nach JENKINSON & OADES (1979; Proben wurden bei 4 und 8 °C konditioniert, mit Trichloressigsäure-Phosphat-Lösung extrahiert und die ATP-Ausbeute durch 2.5fache Aufstockung ermittelt) durchgeführt. Die Wassergehalte der analysierten Proben betragen zwischen 40 und 70 % der maximalen Wasserkapazität.

Zu (2): Die untersuchten sandigen Podsole lagen unter *Calluna*-Kiefernwald. Entlang eines Transekts von abnehmender Schwermetallbelastung (in erster Linie Kupfer) wurden jeweils Proben aus der Humusaufgabe entnommen. Die Daten sind aus Untersuchungen von FRITZE *et al.* (1996).

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Bodenhorizonte aus dem Gebiet der Bornhöveder Seenkette und aus Finnland.

Standort	Horizont	Bodentiefe [cm]	pH ^{*)}	C _{org} [mg g ⁻¹ TS]	C/N	Textur	Bodentyp
Bornhöveder Seenkette							
Acker-Fruchtfolge	Ap	0-20	5.2	15	9	uS	basenreiche Braunerde
Acker-Maismonokultur	Ap	0-20	4.6	12	10	uS	erodier. Rostbraunerde
Hanggrünland	MAh	0-10	5.1	18	10	uS	Braunerde-Kolluvium
Buchenwald							
	L	4-3	4.5	412	20	-	basenarme Braunerde
	Of	3-0	3.6	308	19	-	
	Ah	0-5	3.5	29	15	IS	
Gradient von Schwermetallbelastung in Finnland, Kiefernwald (Werte von Kontrollflächen)							
0.5 km (7634 mg Cu kg ⁻¹ TS)	Of (F/H)	3-0	3.9	322	30	-	Podsol
4 km (ca. 1000 mg Cu kg ⁻¹ TS)	Of (F/H)	3-0	3.7	499	37	-	Podsol
8 km (294 mg Cu kg ⁻¹ TS)	Of (F/H)	3-0	3.7	452	38	-	Podsol

*) Bodenreaktion der norddeutschen Landschaft wurde in 0.01 M CaCl₂ gemessen, Reaktion der Humusaufgabe der finnischen Kiefernwälder in 0.1 M BaCl₂

3 Ergebnisse und Diskussion

In Abhängigkeit von den verwendeten Methoden und Umrechnungsfaktoren kam es zu Abweichungen der Quotienten zwischen den Untersuchungsgebieten. Prinzipiell sollten die Quotienten < 1 sein, da die Fraktion der mikrobiellen Biomasse im *Nenner* die Fraktion im *Zähler* umfaßt. Die Werte liegen teilweise darüber, da FE- und SIR-Daten mit den ursprünglichen Faktoren und ATP-Daten nicht auf mikrobielle Biomasse umgerechnet wurden. Der Vergleich der Daten aus dem Bornhöveder Gebiet (Tab. 2) zeigte, daß der SIR-FE-Quotient abnahm in der Reihe: L-Horizont des Buchenwalds > Of-Horizont des Buchenwalds > Ah des Grünlands > Ap der Äcker > Ah des Buchenwalds. Das ATP-FE-Verhältnis lag hoch im L- und Of-Horizont des Buchenwalds und deutlich niedriger in den mineralischen Horizonten (Tab. 1). Der Quotient von SIR zu ATP nahm vom L-Horizont des Buchenwalds über die Oberböden der landwirtschaftlich genutzten Böden zum Of und Ah des Buchenwalds ab. Durch die FE dürfte prinzipiell die aktive und ruhende

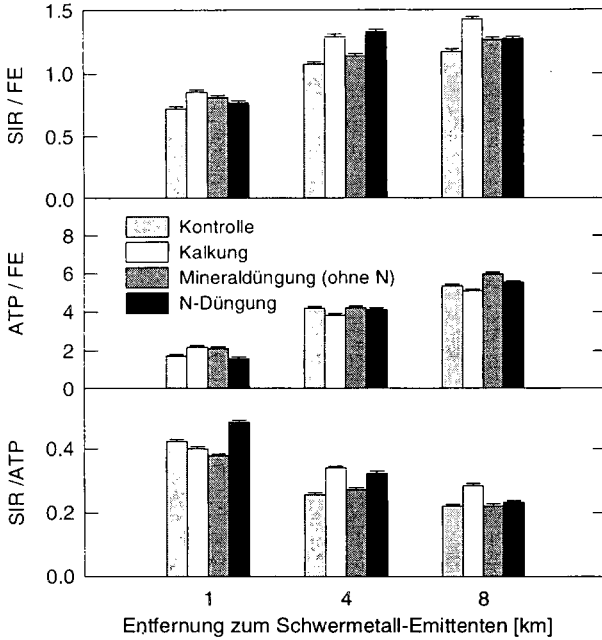


Abb. 1: Quotient der mikrobiellen Biomasse ermittelt durch FE [mg C_{mic} kg⁻¹ TS], SIR [mg C_{mic} kg⁻¹ TS] und ATP [ng ATP g⁻¹ TS] in Auflagehorizonten entlang eines Gradienten von Schwermetallbelastung in Finnland bei unterschiedlicher Behandlung (Belastung verringert sich mit zunehmenden Entfernung vom Emitenten)

Tab. 2: Quotient der mikrobiellen Biomasse ermittelt durch FE [mg C_{mic} kg⁻¹ TS], SIR [mg C_{mic} kg⁻¹ TS] und ATP-Gehalt [ng ATP g⁻¹ TS] in Bodenhorizonten der Bornhöveder Seenkette.

Standort	Horizont	SIR/FE	ATP/FE	SIR/ATP
Acker-Fruchtfolge	Ap	1.3	1.7	0.74
Acker-MaisMonokultur	Ap	1.3	2.3	0.54
Hanggrünland	MAh	1.9	2.2	0.84
Buchenwald	L	10.6	10.2	1.05
Buchenwald	Of	2.1	12.1	0.43
Buchenwald	Ah	0.9	2.2	0.34

(lebende) mikrobielle Biomasse erfaßt werden. Diese Technik quantifiziert die Organismen, die sensitiv gegenüber Bioziden wie hier Chloroform sind (WARDLE & GHANI, 1995). Im Gegensatz dazu bestimmt die SIR die mikrobielle Biomasse, die nach Zugabe einer leicht verfügbaren Energiequelle, wie Glucose, zur Atmung angeregt wird (r-Strategen oder zymogene Organismen). ATP als ein Bestandteil jeder lebenden Zellen wird dagegen als universelles Maß für alle aktiven Mikroorganismen (r-Strategen + K-Strategen oder autochthone + zymogene Organismen) herangezogen, wobei der Gehalt vom physiologischen Zustand der Populationen und dem Extraktionsmittel abhängt (MARTENS, 1995). ATP-Gehalt und SIR erfassen prinzipiell die bei Versuchsdurchführung aktive Biomasse (FRITZE *et al.*, 1996). Unter diesem Aspekt zeigen SIR-FE- und ATP-FE-Verhältnis, daß in der frischen und zersetzten Streu (L und Of-Horizont) im Vergleich zu den mineralischen Oberböden die mikrobielle Biomasse am aktivsten ist. Dies war zu erwarten,

da dort hohe Konzentration und gute Qualität an Substrat vorhanden ist und viele mikrobielle Prozesse intensiv ablaufen. Für den Buchenwald deutet das SIR-ATP-Verhältnis an, daß die aktiven Mikroorganismen durch die Zugabe von Glucose im L-Horizont am stärksten und im Ah-Horizont am geringsten zur Atmung angeregt werden. Dies ist mit der Dominanz von r-Strategen in der frischen Auflage erklärbar. Demgegenüber überwiegen im Oberboden von Waldökosystemen die K-Strategen (ZVYAGINTSEV, 1994). Aus beiden Horizonten wurden zum Teil identische Bakterien isoliert (BACH, 1996). Daher ist nicht auszuschließen, daß die Organismen in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen ihre Strategie anpassen (KJOLLER & STRUWE, 1992). Im stark durchwurzelten Oberboden des Hanggrünlands untermauert das SIR-ATP-Verhältnis hohe Anteile an r-Strategen. Zum gleichen Ergebnis kommt BACH (1996) für die bakteriellen Populationen. Die Mikroflora passen sich vermutlich an die leicht mineralisierbaren Exsudate an.

Unter Schwermetallbelastung ist nach ODUM (1985) damit zu rechnen, daß r-Strategen in der Biozönose dominieren. Für den Auflagehorizont entlang eines Gradienten von Schwermetallbelastung in Finnland veränderten sich die Quotienten der 'Biomassmethoden' deutlich: Zum einen induziert die Belastung eine verstärkte Dormanz (Abb. 1; SIR/FE und ATP/FE; FRITZE *et al.*, 1996), zum anderen bestätigt das SIR-ATP-Verhältnis die Anpassung der mikrobiellen Populationen mit überwiegend r-Strategen. Der Effekt wurde durch Kalkung und Düngung beeinflusst (Abb. 1).

Diese Studie wurde finanziell unterstützt vom BMBF (0339077E) und durch die freundliche Bereitstellung der Daten aus Finnland durch Dr Hannu Fritze erst ermöglicht.

Literatur

- Alef K. (1991) Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. Ecomed, Landshut
- Alef K. (1993) Bestimmung mikrobieller Biomasse im Boden: Eine kritische Betrachtungsweise. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 156,109-114
- Anderson J.P.E. & Domsch K.H. (1978) A physiological method for measurement of microbial biomass in soils. Soil Biology and Biochemistry 10,215-221
- Bach H.-J. (1996) Bakterielle Populationen und Stoffumsatzpotentiale in Acker-, Grünland- und Waldböden einer Jungmoränenlandschaft in Schleswig-Holstein. EcoSyst Supplement 15,1-128
- Fritze H., Vanhala P., Pietikäinen J. & Mäliköinen E. (1996) Vitality fertilization of Scots pine stands growing along a gradient of heavy metal pollution: Short-term effects on microbial biomass and respiration rate of the humus layer. Fresenius Journal of Analytical Chemistry 354,750-755.
- Heinemeyer O., Insam H., Kaiser E.-A. & G. Walenzik (1989) Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. Plant and Soil 116,191-195
- Jenkinson D.S. & Oades J.M. (1979) A method for measuring adenosine triphosphate in soil. Soil Biology and Biochemistry 11,193-199
- Kjoller A. & Struwe S. (1992) Functional groups of microfungi and growth strategies during decomposition. In: Teller A., Marthy P. & Jeffers J.N.R. (Hrsg.) Responses of forest ecosystems to environmental changes. S. 755-756. Elsevier Applied Science, London
- Martens R. (1995) Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations. Biology and Fertility of Soils 19,87-99
- Odum E.P. (1985) Trends expected in stressed ecosystems. BioScience 35,419-422
- Powelson 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
- Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E. & Margesin R. (Hrsg., 1993) Bodenbiologische Methoden. Springer, Berlin
- Vance E.D., Brookes P.C. & Jenkinson D.S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry 19,703-707
- Wardle D.A. & Ghani A. (1995) Why is the strength of relationships between pairs of methods for estimating soil microbial biomass often so variable? Soil Biology and Biochemistry 27,821-828
- Zvyagintsev D.G. (1994) Vertical distribution of microbial communities in soils. In: Beyond the Biomass. (K. Ritz, Dighton J. & Giller K.E., Hrsg.), S. 29-37. Wiley, Chichester

Zur Selektion von Ektomykorrhizapilzen

von

Keller, G.*

Die besondere ökologische und forstliche Bedeutung der Mykorrhiza ist heute unumstritten und viele der prinzipiellen Funktionen dieser wichtigen Symbiose sind erkannt. Um die Vorteile der Mykorrhiza im forstlichen Management abschätzen bzw. nützen zu können, bedarf es grundlegender und spezieller ökologischer Untersuchungen, sowohl der ökophysiologischen Funktionen dieser Symbiose, als auch der vielfältigen Beziehungen zwischen Pilz, Baum und Standort. Wie bei vielen anderen Maßnahmen des forstlichen Managements, die die Mykorrhiza betreffen, sind auch bei der künstlichen Mykorrhizainokulation, vor allem bei der Beurteilung und Selektion der dafür notwendigen Mykorrhizapilze, zahlreiche Faktoren und Zusammenhänge zu evaluieren. Im folgenden sollen sich aus der wissenschaftlichen Bearbeitung der Mykorrhiza ergebende Fragestellungen untersucht und mögliche Konsequenzen für die praktische Anwendung der künstlichen Mykorrhizainpflanzung aufgezeigt werden.

Beurteilung der Notwendigkeit einer Mykorrhizainokulation

Bei der praktischen Nutzenanwendung der künstlichen Mykorrhizainpflanzung ist in einem grundlegenden Schritt zu klären, ob in einem entsprechenden, forstlich zu bearbeitenden Bereich (Forstgärten, Aufforstungsflächen, Sanierungsflächen) eine durch die Mykorrhiza bedingte Problematik besteht (Dodd & Thomson, 1994). Es muß klargestellt werden, ob ein eventueller Mißerfolg in einer forstlichen Maßnahme (Pflanzenanzucht, Aufforstungsmaßnahme, etc.) oder ein zu erwartendes reduziertes Pflanzenwachstum durch eine Mykorrhizainokulation verhindert werden kann. Somit geht es darum, ein Mykorrhizaproblem, möglichst schon im vorhinein, erkennen zu können. Dafür müssen die entsprechenden forstlichen Bereiche nicht nur hinsichtlich ihres Mykorrhizierungspotentials, sondern auch hinsichtlich der vorhandenen effektiven symbiontischen Leistung beurteilt werden. Als Mykorrhizierungspotential ist die Fähigkeit bzw. das Ausmaß zur Mykorrhizierung der Baumwurzeln durch alle im Boden gegebenen Mykorrhizapilze aufzufassen. Unter dem Begriff der effektiven symbiontischen Leistung oder Effektivität der Mykorrhizierung ist die Gesamtheit aller fördernden Leistungen gegenüber der Forstpflanze zu verstehen.

Bei natürlichen Böden, die in ständiger forstlicher Nutzung stehen, kann man davon ausgehen, daß sie ein gewisses Potential an verschiedenen Mykorrhizapilzen enthalten. Von bestimmten Bereichen wissen wir aber auch, daß das Spektrum an notwendigen mykorrhizierenden Pilzen unzureichend ist oder daß die symbiontische Effektivität für die Forstpflanzen zu gering ist (Moser, 1956). Hier handelt es sich beispielsweise um waldlose Aufforstungsflächen, Extremstandorte (Rohböden), Schlagflächen, Erosionszonen, neu angelegte Forstgärten oder um Flächen, die stark durch andere Mykorrhizasysteme (z. B. ericoide Mykorrhiza) geprägt werden. Außerdem kann das im Boden

*Abteilung Bodenbiologie, Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Langgasse 88, A-6460 Imst, Österreich

gegebene Mykorrhizaspektrum zwar groß, aber dann unzulänglich sein, wenn zum Beispiel Baumarten gepflanzt werden, die im betreffenden Gebiet nicht verbreitet sind. Insofern kann für eine forstlich genutzte Holzart ein geringes Mykorrhizierungspotential vorliegen, obwohl eine hohe Diversität an Ektomykorrhizapilzen im Boden gegeben ist. Unter all den hier angeführten Bedingungen ist eine künstliche Mykorrhizaimpfung anzuraten. Abgesehen von der Impfung, können in vielen Fällen auch andere Maßnahmen des forstlichen Managements zu einer Sicherung (Steigerung) des Mykorrhizierungspotentials bzw. zu einer höheren symbiontischen Effektivität führen.

Beurteilung der forstlichen Bereiche

Die Aufforstungs- bzw. forstlichen Sanierungsflächen stellen die hauptsächlichen Angelpunkte für eine Evaluierung der Mykorrhizaverhältnisse dar. Die Forstgärten müssen als temporäre forstliche Standorte ebenfalls einer entsprechenden Beurteilung unterzogen werden. Ist der Bedarf bzw. Nutzen einer Mykorrhizaimpfung in einem spezifischen Bereich erkannt, so bedarf es einer Erhebung der dort gegebenen grundlegenden, ökologischen und klimatischen Bedingungen. Viele der dabei ermittelten Standortmerkmale stellen wichtige Kriterien dar, die im eigentlichen Selektionsverfahren als Grundlage zu berücksichtigen sind. In diesem Zusammenhang ist wichtig, daß viele Wesenszüge des Lebensraumes, aus dem der zur Inokulation verwendete Mykorrhizapilz stammt, dem forstlichen Problembereich entsprechen (Trappe, 1977) bzw. als Standortmerkmale nach einer gewissen Zeit der Bestandesentwicklung dort erwartet werden dürfen.

Selektion von Mykorrhizapilzen

Die Untersuchung der symbiontischen Mykoflora für eine bestimmte forstlich genutzte Holzart und eine entsprechende ökologisch-mykosoziologische Bewertung stellen das Herzstück eines jeden Selektionprozesses dar. Ohne Kenntnis der in einem bestimmten Lebensraum mit einer bestimmten Holzart symbiontisch vorkommenden Pilzarten wird jede Anwendung der künstlichen Mykorrhizainokulation fragwürdig. In entsprechenden mykosoziologischen Untersuchungen muß nun nicht nur die Frage nach der symbiontischen Fähigkeit zur Mykorrhizabildung abgeklärt werden, sondern es müssen darüber hinaus auch die zentralen Fragen nach der Wirtsspezifität, der Dominanz und dem Sukzessionsverhalten der bei einer Baumart vorkommenden Pilzarten analysiert werden. Bei Anwendung dieser mykosoziologischen Kriterien zeigt sich, daß das für viele Holzarten oft weite und vielfältige Spektrum an Symbionten meist auf wenige, weiter zu selektionierende Pilzarten eingeschränkt wird. Bundenkundliche (z. B. Bodentyp), vegetationskundliche (z. B. Bodenvegetation) und arealbezogene Kriterien (Provenienz, Höhenlage, etc.) bilden ein im weitesten Sinne "ökologisches" Anforderungsprofil, welches die Palette der möglichen Symbionten weiter einengen kann. Entsprechend der spezifischen Gegebenheiten in einem forstlichen Projektziel müssen gegebenenfalls noch zusätzliche Kriterien berücksichtigt werden.

Weitere entscheidende Schritte bei der Auswahl von Ektomykorrhizapilzen sind die erfolgreiche Isolierung und die dauerhafte Kultivierbarkeit mit kräftiger Mycelbildung unter *in vitro* Bedingungen. Für alle Pilzarten, die diese Kriterien nicht erfüllen, erübrigen sich alle weiteren Schritte des Selektionsverfahrens.

Kann ein Mykorrhizapilz kultiviert werden, liegt es nahe, in Syntheseversuchen Spezifität und Potential gegenüber verschiedenen Wirtspflanzen abzuklären (Molina & Trappe, 1982). Mit der Kultivierbarkeit eröffnet sich außerdem die Möglichkeit, bestimmte Merkmale *in vitro* zu untersuchen und aufgrund der natürlichen, vor allem intraspezifischen Variabilität entsprechende Isolate auszuwählen. Einerseits können physiologische Kriterien wie z. B. Phosphataseaktivität, Nitratreduktaseaktivität, Auxinbildung und Temperaturtoleranz geprüft werden, andererseits auch

morphologische Eigenschaften wie Rhizomorphenbildung, Mycelstruktur und nicht zuletzt das Merkmal der Hydrophobie bzw. Hydrophilie.

Sinnvoller Weise wird man die nach der *in vitro* Testung ausgewählten Pilze erneut einer Mykorrhizasynthese unterziehen und versuchen, die festgestellten *in vitro* Eigenschaften mit entsprechenden Freilanduntersuchungen zu bestätigen. Außerdem wird man versuchen, die symbiontische Effektivität unter Labor- und Freilandbedingungen zu bestimmen. Weiters muß auch geprüft werden, ob die ausgesuchten Isolate unter den Bedingungen der Inokulationproduktion vermehrt werden können. Während die ökologisch-mykosoziologische Selektionphase und die Kriterien der Kultivierbarkeit und Mycelmorphologie zu einer Auswahl bestimmter Arten führt, wirken die Kriterien der physiologischen Analyse meist auf isolatspezifischer Ebene.

Aufgrund ihrer ökologischen Differenzierung ist es nur selten möglich, universelle Mykorrhizapilze für die künstliche Inokulation zu finden, die sich unter vielfältigen ökologischen Bedingungen durchsetzen können. Es gibt zahlreiche Studien, die belegen, daß es sich bei den Mykorrhizapilzen meist um Spezialisten handelt, die auf eine ganz spezifische, ökologische Situation hin angepaßt sind. Nur wenige Arten kommen als Ubiquisten in verschiedensten ökologischen Lebensräumen vor und sind gegenüber vielen Umweltfaktoren tolerant. Vielfach wird diesen Pilzen eine geringere symbiontische Effektivität zuerkannt, als solchen, die stärker ökologisch differenziert sind und meist auch eine strengere Bindung an bestimmte Baumarten aufweisen. Folglich liegt es auf der Hand, die benötigten Mykorrhizapilze möglichst aus jenem Bereich zu entnehmen, in den sie dann über die künstlich inokulierte Pflanze eingebracht werden sollen (Trappe, 1977). Denn damit ist am ehesten gewährleistet, daß sich die geimpften Pilze im betreffenden Zielgebiet an den Forstpflanzen halten und entwickeln können. Dies schließt jedoch nicht aus, daß auch Pilzarten aus ökologisch äquivalenten Gebieten berücksichtigt werden können.

Inokulationspraxis und Selektion

Eine dauerhafte Anwendung bestimmter Pilzarten bzw. -isolate wird sich danach richten, wie sich diese Pilze unter den Bedingungen der forstlichen Praxis im Forstgarten und in den Aufforstungsflächen bewähren (Mikola, 1973; Perry *et al.*, 1987). Die Vitalität des künstlich hergestellten Inokulums sollte sich durch technische Maßnahmen bei der Inokulation (Lagerung, Transport und Einbringen des Impfgutes) nicht mindern und die im Forstgarten erzielten Mykorrhizierungen sollten bei der praktischen Handhabung der Forstpflanzen nicht verloren gehen (Persistenz beim Verschulen, Vertopfen bzw. Setzen der Pflanzen).

Aus der praxisnahen Anwendung der künstlichen Mykorrhizainokulation ergeben sich auch noch weitere Konsequenzen für die Selektion geeigneter Pilzarten. Man wird bestrebt sein, möglichst wenig zusätzliche Verfahrensschritte in der forstlichen Pflanzenanzucht notwendig zu machen (Kropp & Langlois, 1990). So ist es bei der Impfung im Forstgarten kaum möglich, durch unterschiedliche Inokulationen differenziertes Pflanzenmaterial herzustellen, weil der entsprechende Arbeits- und Organisationsaufwand zu groß wäre. Vielmehr ist die Anwendung eines einzigen allgemein geeigneten Pilzisolates bzw. einer Mischung aus mehreren, entsprechend ausgewählter Pilzstämmen vorzuziehen (Moser, 1959). Wegen der hohen Wirtsspezifität sind jedoch verschiedene Impfbereitungen für die jeweiligen Holzarten oft unumgänglich. Ein weiterer kritischer Punkt in der Selektion besteht darin, daß während der Pflanzenanzucht im Forstgarten vielfach noch nicht klar ist, wo die zukünftigen Aufforstungsstandorte für die Forstpflanzen liegen werden. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, bei der Selektion solche Pilzarten zu berücksichtigen, die der gesamten ökologischen Bandbreite jenes Gebietes genügen, in welchem künstlich inokulierte Pflanzen erwartet werden dürfen.

Literatur

- Dodd, J. C. & Thomson, B. D. (1994). - The screening and selection of inoculant arbuscular-mycorrhizal and ectomycorrhizal fungi. - *Plant and Soil* **159**: 149-158.
- Kropp, B. R. & Langlois, C.-G. (1990). - Ectomycorrhizae in reforestation. - *Can. J. For. Res.* **20**: 438-451.
- Molina, R. & Trappe, J. M. (1982). - Patterns of ectomycorrhizal host specificity and potential among Pacific Northwest conifers. - *Forest Sci.* **28**: 423-458.
- Moser, M. (1956). - Die Bedeutung der Mykorrhiza für Aufforstungen in Hochlagen. - *Forstw. Cbl.* **75**: 8-18.
- Moser, M. (1959). - Die künstliche Mykorrhizaimpfung an Forstpflanzen. III. Die Impfmethode im Forstgarten. - *Forstw. Cbl.* **78**: 193-202.
- Mikola, P. (1973). - Application of mycorrhizal symbiosis in forestry practice. - *In*: Marks, G. C. & Kozlowski, T. T. (eds.). - *Ectomycorrhizae - their ecology and physiology*. - New York: Academic Press, pp. 383-411.
- Perry, D. A., Molina, R. & Amaranthus, M. P. (1987). - Mycorrhizae, mycorrhizospheres, and reforestation: current knowledge and research needs. - *Can. J. For. Res.* **17**: 929-940.
- Trappe, J. M. (1977). - Selection of fungi for ectomycorrhizal inoculation in nurseries. - *Ann. Rev. Phytopathol.* **15**: 203-222.

Ursachen für das kleinräumige Auftreten von Wachstumsdepressionen in einem Haferfeld

von

Ehrmann, O.¹, J. K. Friedel¹ und G. Lung²

Einleitung und Zielsetzung

Auf einer Ackerfläche wurden - bei gleichem Boden - streifenförmige Wachstumsdepressionen von Hafer beobachtet. Aufgrund ihrer Anordnung und Breite war es eindeutig, daß es sich um die Folgen von Verdichtungen durch Befahren handelte. Unklar war, welche Veränderungen im Boden die Wachstumsdepressionen hervorgerufen hatten. Daher wurden Bodenuntersuchungen mit dem Ziel durchgeführt, Beziehungen zwischen der räumlichen Variabilität des Haferwuchses und bodenphysikalischen, -chemischen und -biologischen Eigenschaften herzustellen.

Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden auf dem Schlag 'Gartenacker' des Versuchsgutes Kleinhohenheim statt. Das Versuchsgut befindet sich in der Umstellungsphase auf Ökologischen Landbau.

Die Untersuchungsfläche liegt auf 436 m ü. NN. Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 8,8 °C. Im langjährigen Mittel fallen 697 mm Niederschläge.

Die Bodenform ist eine pseudovergleyte Parabraunerde aus Lößlehm. Im Oberboden wurde als Bodenart lehmiger Schluff bestimmt. Das Bodengefüge an diesem Standort ist ungünstig. Zwar wurden im oberen Bereich der Krume (0-8 cm) Krümel gefunden, deren Stabilität war aber gering. Im unteren Krumenbereich (8-30 cm) zeigte sich ein Bröckel- bis Kohärentgefüge.

Auf dem Schlag wurde am 21.2.1995 Rindermist ausgebracht und anschließend eingepflügt. Die Saatbettbereitung erfolgt am 13.3. 1995 mit Kreiselgrubber und Saatbettkombination. Der Hafer wurde noch am gleichen Tag gesät. Es erfolgte keine mineralische Düngung.

Am 22. bzw. 23.6.1995 wurden folgende Untersuchungen durchgeführt:

Das **Redoxpotential** wurde mit einer Redoxelektrode in 2 Tiefen (3-8 cm und 15-20 cm) gemessen. Die **Regenwürmer** wurden mit Handauslese erfaßt. Es wurden Erdkerne von 20 x 20 cm Seitenlänge und 30 cm Tiefe ausgehoben. Die **Regenwurmrohren** wurden an der Profilwand erfaßt. Es wurden jeweils Flächen von 30 cm Breite und 30 cm Tiefe ausgezählt.

Bei den **Nematoden** erfolgten je Probestelle 6 Einstiche. Der Boden wurde gemischt, daraus 250 ml in eine Oostenbrinkschale gebracht und 48 h extrahiert. Anschließend erfolgte in Nematodensuspension eine Konzentration auf 500 µl. Davon wurden je 2 Aliquote von 50 µl ausgezählt und bestimmt. Die Nematoden wurden in 2 Tiefen ermittelt (0-8 cm und 8-30 cm). Die Ergebnisse beider Tiefen waren ähnlich, so daß sie nicht getrennt dargestellt werden.

Die **mikrobielle Biomasse** (C-mik) wurde mittels Chloroformbegasung-Extraktion ermittelt (Vance et al. 1987). Die **CO₂-Freisetzung** wurde nach Lundegardh (1927) über 2 x 24 h gemessen. Die **Wurzeln** wurden an der Profilwand erfaßt. An jedem Profil wurden 3 Flächen von 100 cm² ausgezählt. Alle Aufnahmen und Messungen wurden an den schlechtwüchsigen und gutwüchsigen Streifen jeweils 6-mal wiederholt.

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, ² Institut für Phytomedizin
Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

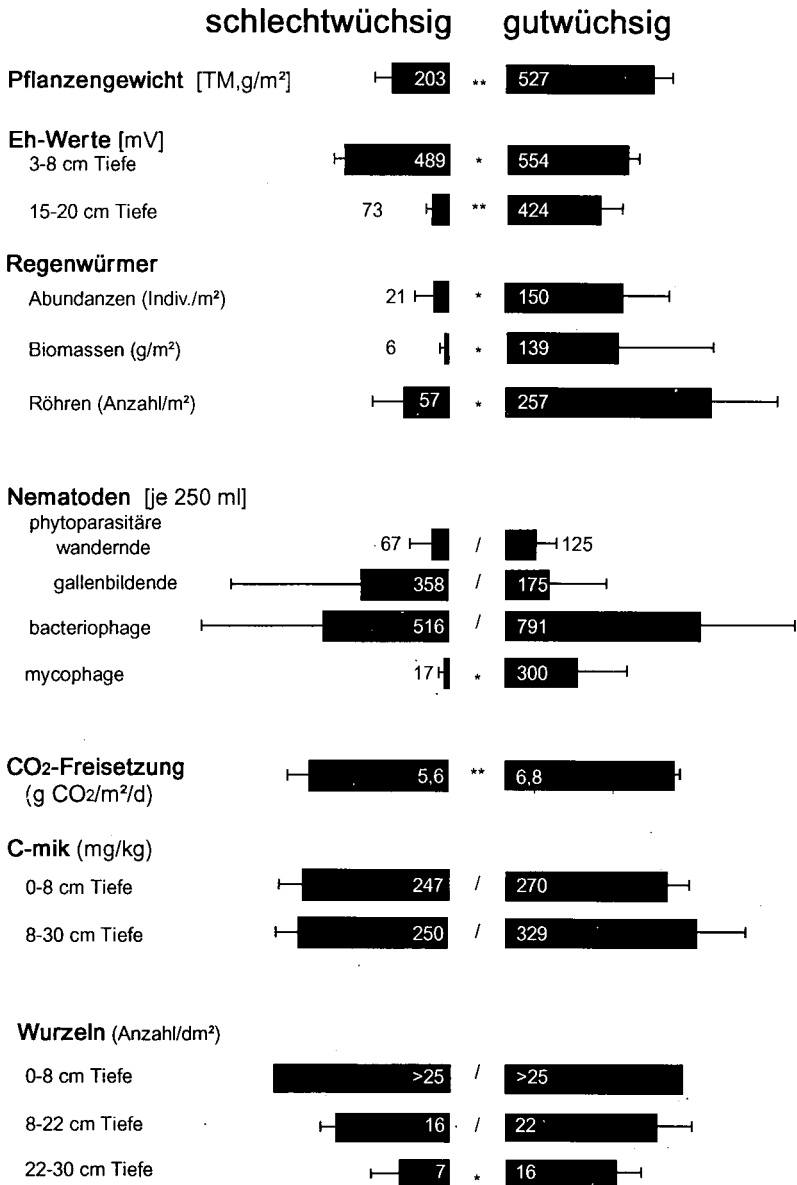


Abb. 1: Schlechtwüchsige und gutwüchsige Streifen im Vergleich.

Dargestellt sind Mittelwerte (Balken und Zahlen) und Standardabweichung (Linie). Die Symbole zwischen den Balken weisen auf die statistische Sicherung der Unterschiede hin. [/ : Unterschied nicht gesichert; * : gesichert, Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,05$; ** : $\alpha = 0,01$]

Diskussion

Als Folge von Befahren in zu feuchtem Zustand wurde bei der Stallmistausbringung und Saatbettbereitung der Boden streifenweise verdichtet. Dadurch wurde der Gasaustausch verringert, es kommt insbesondere in den Streifen, wo leicht verfügbare organische Substanz in Form von Rindermist vorliegt, zu Sauerstoffmangel. Das niedrige Redoxpotential in den schlechtwüchsigen Streifen zeigt dies deutlich. Für Regenwürmer ist Sauerstoffmangel ungünstig (Satchell 1967), sie wandern ab. Die deutlich niedrigeren Regenwurmpopulationen bei den schlechtwüchsigen Streifen lassen sich so erklären.

Eine Folge der verschiedenen Regenwurmpopulationen ist eine unterschiedliche Zahl von neu angelegten Röhren. In den gutwüchsigen Streifen wurden wesentlich mehr Röhren als in den schlechtwüchsigen gezählt. Der Gasaustausch in den gutwüchsigen Streifen wird daher noch höher, in den reduzierten Streifen ändert sich wenig.

In den schlechtwüchsigen Streifen liegt der Rindermist noch praktisch unverändert im Boden (Bild 1), dagegen ist er bei den gutwüchsigen weitgehend verschwunden (Bild 2). Dort sind zahlreiche Regenwurmlösungen zu sehen, die kleine Reste des Mistes enthalten. Die Regenwürmer haben also den Rindermistabbau beschleunigt (siehe auch Hendriksen 1991 und Hameed et al. 1993). Auch für den mikrobiellen Abbau sind die Bedingungen in den gutwüchsigen Streifen günstiger. Dies kommt durch höhere mikrobielle Biomassen in der Unterkrume und durch eine höhere Bodenatmung zum Ausdruck.

Als Folge des intensiveren Abbaues des Rindermistes ist in den gutwüchsigen Streifen das Nährstoffangebot vermutlich wesentlich höher als in den schlechtwüchsigen.

Die Anzahl der bacteriophagen und mycophagen Nematoden ist in den gutwüchsigen Streifen höher. Die deutlich höhere Zahl der mycophagen Nematoden dürfte eine Folge des besseren Nahrungsangebotes sein, da die meisten Pilze unter anaeroben Bedingungen nicht gedeihen (Killham 1994).

Die Anzahl phytoparasitärer Nematoden ist in den schlechtwüchsigen Streifen (allerdings nicht gesichert) höher. Aufgrund der geringeren Wurzelzahl ist der Befallsdruck je Wurzel deutlich höher, dies kann dort zu einer Schwächung der Wurzel führen.

Die Anzahl der Wurzeln ist bei den schlechtwüchsigen Streifen insbesondere in der Unterkrume viel geringer. Das für die Nährstoffaufnahme erschlossene Bodenvolumen ist damit viel geringer.

Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen zeigen, welch große Bedeutung Bodenstruktur und Bodenleben haben, wenn auf den Einsatz von leichtlöslichen Düngern verzichtet wird. Geringere Nährstoffmineralisierung und geringere Wurzelzahl führen bei den schlechtwüchsigen Streifen insgesamt zu einer schlechteren Nährstoffversorgung der Pflanzen. Hinzu kommt eine relativ höhere Zahl phytoparasitärer Nematoden. Die Summe dieser Effekte kann zu den festgestellten Wachstumsdepression der Haferpflanzen führen.



Bild 1: Anschnitt aus einem schlechtwüchsigen Streifen, 26-33 cm Tiefe. Durch Bildbearbeitung sind die Hohlräume weiß. Der eingepflügte Rindermist liegt noch \pm unverändert im Boden. Die Grenze zwischen Mineralboden und Rindermist ist scharf, dies ist ein Hinweis auf eine geringe oder nicht vorhandene Bioturbation. Hohlräume fehlen weitgehend.

Bild 2: Anschnitt aus einem gutwüchsigen Streifen, 24-31 cm Tiefe. Durch Bildbearbeitung sind die Hohlräume weiß. Vom Rindermist sind nur noch einige größere Pflanzenreste übrig geblieben, alle anderen Teile sind verschwunden. Dadurch sind große Hohlräume entstanden. Die \pm abgerundeten Hohlräume sind Regenwurmröhren.

Literatur

- Hameed, R., Cortez, J. and Bouche, M.B. 1993: The effect of *Lumbricus terrestris* on litter quality, nitrogen cycling and plant growth. *Pedobiologia* 37:178-192.
- Hendriksen, N.B. 1991: The effects of earthworms on the disappearance of particles from cattle dung pats during decay. *Pedobiologia* 35:139-146.
- Lundegardh, H. 1927: Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. *Soil Sci.* 23 (6): 417-453.
- Killham, K. 1994: *Soil ecology*, Cambridge University Press.
- Satchell, J.E. 1967: Lumbricidae. In: Burges, A. und Raw, F. (eds.): *Soil biology*. Academic Press London, 259-322.
- Vance, E. D., Brookes, P.C. and Jenkinson, D.S. 1987: An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707.

Stichprobenvarianz von bodenmikrobiologischen Kennwerten - eine Fallstudie im Hinblick auf die Entwicklung von Probenahmestrategien

von

Nowack, K. und P. Mäder*

1. Einleitung

Das Interesse für die Anwendung bodenmikrobiologischer Messungen besteht aufgrund ihrer Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit in verschiedenen Bereichen des Bodenschutzes (z.B. Bioindikation und Dauerbeobachtung) und der Landwirtschaft (z.B. Erfolgskontrolle ökologischer Massnahmen und Beratung im Biolandbau).

Eine wichtige Voraussetzung für die Messung und Vergleichbarkeit bodenmikrobiologischer Kenngrössen ist eine reproduzierbare, repräsentative Beprobung der zu untersuchenden Fläche. Dieser Frage sind bereits viele Forschungsarbeiten nachgegangen und aus den Erkenntnissen wurden verschiedene Probenahmestrategien entwickelt. Die schweizerische «Arbeitsgruppe Vollzug Bodenbiologie», in der Vertreter von landwirtschaftlichen Forschungsanstalten, Kantonen und Bund beteiligt sind, verfolgt das Ziel, eine für möglichst viele Fragestellungen einheitliche Probenahmestrategie zu erarbeiten, welche die Vergleichbarkeit verschiedener Messungen gewährleisten soll. Aus der Anwendung dieses Messkonzeptes soll mit der Zeit eine Datenbank entstehen, welche die Festlegung von Vergleichsbereichen für verschiedenen Böden und Nutzungen erlaubt.

Zunächst werden von verschiedenen Institutionen Teilprojekte zur räumlichen und zeitlichen Variabilität bodenmikrobiologischer Kenngrössen bearbeitet. In der im folgenden vorgestellten Untersuchung vom Forschungsinstitut für biologischen Landbau wurde die kleinräumige Reproduzierbarkeit der erarbeiteten Probenahmestrategie geprüft: Auf dem zu untersuchenden Standort werden vier quadratische Flächen von je 10x10 m verteilt, darin werden Mischproben von je 20-30 Einstichen genommen. Die folgenden Detailfragen zur Stichprobenvarianz dieser Strategie wurden abgeklärt (unter Stichprobenvarianz wird die Standardabweichung der Mischprobenwerte verstanden, angegeben in Prozent vom Mittelwert = Variationskoeffizient, CV):

- Unterscheidet sich das Messergebnis, wenn die Mischprobe aus zufälligen Einstichen gewonnen wurde oder wenn die Einstiche entlang der beiden Diagonalen des Quadrates gezogen wurden?
- Unterscheiden sich die Werte von Mischproben, die zwei mal hintereinander auf dieselbe Art (zufällig oder diagonal) genommen wurden?
- Unterscheiden sich Mischproben, die in angrenzenden Probenahmequadraten gezogen wurden?

2. Material und Methoden

Zur Abklärung der Fragen wurden zwei Naturwiesen in Oberwil/ BL ausgewählt: eine Parabraunerde (Standort «O») mit pH(H₂O) 7.1 und eine Kalkbraunerde (Standort «T») mit pH(H₂O) 7.7. Beide Standorte sind tiefgründig und gekennzeichnet durch lehmig-tonigen Schluff. Die Wiesen erhalten Festmistdüngung und waren zum Probenahmezeitpunkt gemäht.

Die Probenahme erfolgte am 27. Juni 1995 bei sonnigem, warmem Wetter. In beiden Wiesen wurde eine bodenkundlich und topographisch einheitliche Fläche mit derselben Neigung ausgewählt. Darin wurden vier Quadrate à 10x10 m nebeneinander gelegt.

In jedem Quadrat wurden mit einem Hohlmeisselbohrer mit 3 cm Durchmesser vier Mischproben à 25 Einstiche gezogen: zwei Mischproben entlang der Diagonalen des Quadrates und zwei Mischproben aus zufällig angeordneten Einstichen. Die Anordnung der Probenahmeflächen und Einstiche ist in Abbildung 1 illustriert.

* Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Bernhardsberg, CH-4104 Oberwil/BL

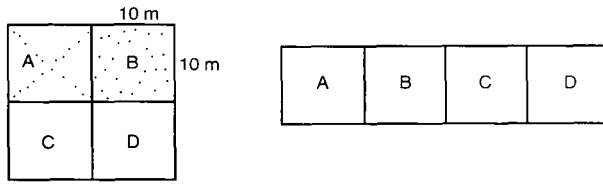


Abb. 1: Anordnung von Probenahmeflächen in zwei Naturwiesen. Links: Standort «O» mit Beispiel für eine Mischprobe entlang der Diagonalen und einer Mischprobe mit zufällig angeordneten Einstichen (schematisch); rechts Standort «T»

Die Einstichtiefe betrug 10 cm (ohne Grashorste, nicht in Kahlstellen, Maulwurfshügeln und Fahrspuren). Die Proben wurden bei 4 °C gelagert, in feuchtem Zustand gesiebt und dann bis zur Messung tiefgefroren gelagert. Vor der Analyse der Biomasse (SIR) und der Basalatmung wurden die Proben 7 Tage bei 20 °C und 50 % MWK präinkubiert. Die mikrobielle Biomasse wurde mit der Substrat-induzierten Respiration (SIR) nach ANDERSON und DOMSCH (1978) und mit der Fumigations-Extraktionsmethode (FEM) nach VANCE et. al (1987) bestimmt. Die Basalatmung wurde im Isermeyeransatz nach JÄGGI (1976) und die Dehydrogenaseaktivität mittels TTC-Reduktion nach THALMANN (1968) gemessen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse der bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Untersuchungen der untersuchten Standorte «O» und «T». Die Fläche T wies generell tiefere mikrobielle Aktivitäten auf.

Tab. 1: Chemische und mikrobiologische Kennwerte von zwei Naturwiesen-Standorten «O» und «T». (Die Ergebnisse basieren auf Werten von 16 Mischproben)

	P	K	C _{tot}	N _{tot}	Biomasse FEM	Biomasse SIR	Basal-atmung	Dehydro-genase
Standort «O»								
Mittelwert	128.1	128.7	2.7	0.26	857	1131	3.8	482
Standardabweichung	15.0	23.0	0.2	0.02	73	116	0.5	45
Maximum	160.2	165.5	3.0	0.29	977	1325	4.6	538
Minimum	103.4	97.4	2.4	0.22	649	925	2.8	387
Standort «T»								
Mittelwert	67.7	241.8	6.0	0.16	616	773	4.8	395
Standardabweichung	4.6	21.2	1.1	0.01	30	51	0.3	33
Maximum	74.6	268.0	7.1	0.18	684	840	5.5	470
Minimum	58.6	201.2	4.2	0.14	567	692	4.2	356
P = Phosphor [mg/kg TS]; NH ₄ -Acetat-EDTA-Extrakt					Mikrobielle Biomasse (FEM) [µg BM-C/ g TS]			
K = Kalium [mg/kg TS], NH ₄ -Acetat-EDTA-Extrakt					Mikrobielle Biomasse (SIR) [µg BM-C/ g TS], t=30			
C _{tot} = Totalgehalt C [% TS]					Basalatumung [µg CO ₂ /g TS * h]			
N _{tot} = Totalgehalt N [% TS]					Dehydrogenaseaktivität [µg TTC/24 h * g TS]			

Das Messergebnis von Mischproben, die aus zufälligen Einstichen gezogen wurden, unterschied sich von denjenigen, die entlang der Diagonalen des Quadrates genommen wurden, im Mittel um 5-12 % für Standort «O» (5 % für Standort «T») (siehe Tabelle 2); Proben, welche auf die gleiche Art genommen wurden, unterschieden sich um 6-10 (5-8) %. Daraus kann geschlossen werden, dass es nicht darauf ankam, ob Proben in einem Probenahmequadrat diagonal oder zufällig gestochen wurden.

Tab. 2: Stichprobenvarianz von Mischproben von zwei Naturwiesen-Standorten «O» und «T». (Die Ergebnisse basieren auf Werten von 16 Mischproben. Angaben in Prozent)

	Biomasse FEM	Biomasse SIR	Basal- atmung	Dehydro- genase
Standort «O»				
CV von 16 Proben	9	10	13	9
CV von 4 Mittelwerten der 4 Quadrate	7	8	13	9
Unterschied von gleich gezogenen Proben ¹	8	10	10	6
Unterschied von unterschiedlich gezogenen Proben ²	6	12	10	5
Analytische Variabilität (CV) ³	5	4	5	3
Standort «T»				
CV von 16 Proben	5	7	6	7
CV von 4 Mittelwerten der 4 Quadrate	3	5	2	6
Unterschied von gleich gezogenen Proben ¹	6	7	8	5
Unterschied von unterschiedlich gezogenen Proben ²	5	5	5	5
Analytische Variabilität (CV) ³	6	3	3	3

CV=Variationskoeffizient
¹ Prozentualer Unterschied, Mittelwert von jeweils 8 Wertepaaren
² Prozentualer Unterschied, Mittelwert von jeweils 16 Wertepaaren
³ Mittelwert von 16 Proben mit je 3 Messwiederholungen

Die Stichprobenvarianz der 16 Mischproben aus vier Quadraten lag, je nach Parameter, zwischen 9 und 13 % für Standort «O» (zwischen 5 und 7 % für Standort «T»), der Variationskoeffizient der Mittelwerte von vier Quadraten zwischen 7 und 13 (2 und 6) %. Die analytische Variabilität betrug im Mittel 3-6 % (CV von 3 Messwiederholungen).

In Abbildung 2 sind als Beispiel die Mittelwerte und Standardabweichungen der Biomasse (SIR) aufgezeigt. Der CV der 16 Mischproben betrug bei «O» 10 % und bei «T» 7 %. Der CV der Messwiederholungen betrug im Mittel 3 bis 4 %.

Die Mischproben der Naturwiese «T» waren generell weniger variabel als diejenigen der Wiese «O». Die Ergebnisse dieser zwei Wiesen zeigten bereits, dass die räumliche Inhomogenität des Bodenlebens von Fläche zu Fläche unterschiedlich ist.

In den untersuchten Naturwiesen muss man bei Mischproben somit mit einer kleinräumigen Stichprobenvarianz von bis zu 13 % rechnen. BECK und BECK (1994) fanden in 132 Acker- und Grünlandflächen in Bayern ähnliche Resultate bei der Beprobung der Parzellen mit 4 Teilflächen à 250 m². Sie erhielten bei 57 % der Flächen Variationskoeffizienten bis 10 %, bei 89 % der Flächen bis 20 %. Eine grössere Variabilität ist auf grössere Inhomogenität der untersuchten Flächen zurückzuführen. Auch OBERHOLZER und JÄGGI (1994) fanden an 14 Ackerstandorten ähnliche Resultate bei der Untersuchung von jeweils 3 Mischproben im Umkreis von 10 m. Der CV der mikrobiellen Biomasse und der Proteaseaktivität lag bei 80 % der Standorte unter 10 %. Bezüglich N-Mineralisierung, Zelluloseabbau und Basalatmung waren die Probeflächen etwas weniger homogen: Bei 75 bis 90 % der Flächen lag der CV unter 15 %.

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit der gewählten Probenahmestrategie ist bei bodenmikrobiologischen Messungen in bodenkundlich homogenen Naturwiesen eine kleinräumige Stichprobenvarianz von 10 bis 15 % zu erwarten, unabhängig davon, wie die Einstiche angeordnet sind. In Äckern ist die Variabilität aufgrund der stärkeren Durchmischung durch die Bodenbearbeitung vermutlich generell niedriger. Die Strategie scheint uns daher geeignet, bodenkundlich homogene Standorte reproduzierbar zu beproben. Die Anzahl der Mischproben muss je nach erwünschter Genauigkeit festgelegt werden. Mehrere Mischproben verbessern die Genauigkeit des Mittelwertes und geben ein Streuungsmass für die Robustheit des Mittelwertes.

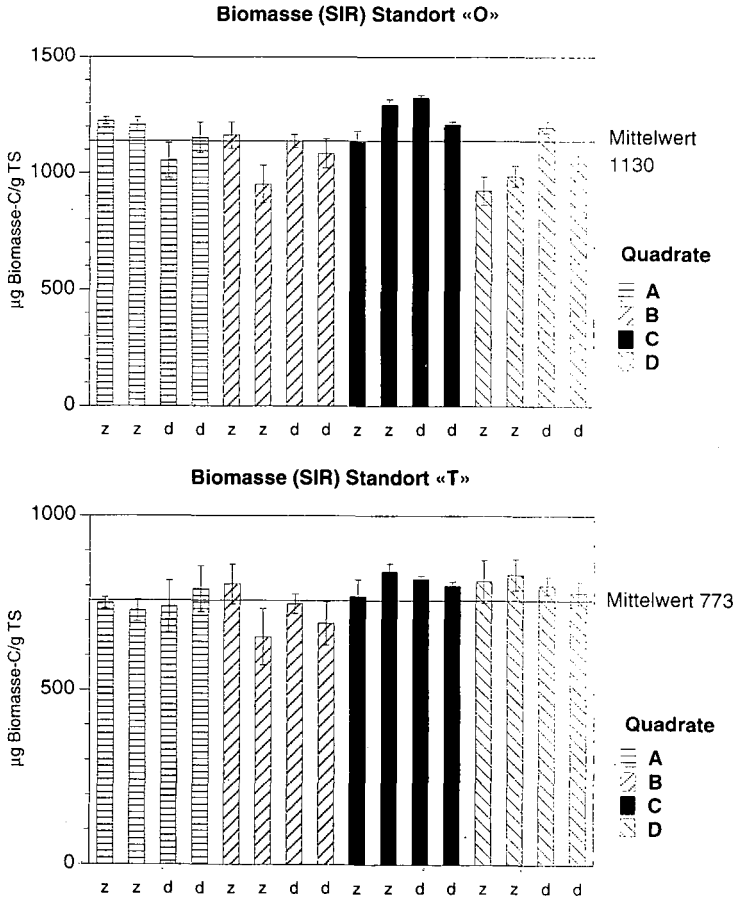


Abb. 2: Mikrobielle Biomasse (SIR) von 16 Mischproben der Quadrate A bis D auf Standort «O» und Standort «T»; z: zufällig angeordnete Einstiche, d: Einstiche entlang der Diagonalen; Fehlerbalken: Standardabweichung (3 Messwiederholungen)

5. Literatur

ANDERSON, J. P. E. und K. H. DOMSCH, 1978: A physiological method-for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* **10**, 215-221.

BECK, T. und R. BECK, 1994: Die mikrobielle Biomasse in landwirtschaftlich genutzten Böden. I. Mitteilung: Die räumliche Verteilung der Biomasse in Böden. *Agribiol. Res.* **47**, 284-294.

JÄGGI, W., 1976: Die Bestimmung der CO₂-Bildung als Mass der bodenbiologischen Aktivität. *Schweiz. landw. Forschung* **15**, 371-380.

OBERHOLZER, H. R. und W. JÄGGI, 1994: Bodenmikrobiologische Kennwerte verschiedener Ackerstandorte des Kantons Zürich - Horizontale Streuung und vertikale Verteilung. *BGS-Bulletin* **18**, 41-44.

THALMANN, A., 1968: Zur Methodik der Bestimmung der Hydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid. *Landwirtsch. Forschung* **21**, 249-258.

VANCE, E. D., P. C. BROOKES und D. S. JENKINSON, 1987: An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* **19**, 703-707.