

MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 89
1999

ISSN - 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN

GESELLSCHAFT

Band 89

1999

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Zur Erinnerung an Fritz Scheffer

Vom Wissen über die Böden zur wissenschaftlichen Bodenkunde

REFERATE

Tagung AK Böden in Schule und Weiterbildung zum Thema:
„Stand und Möglichkeiten der Einbeziehung bodenkundlicher
Inhalte in den Unterricht“
05. November 1988 in Osnabrück

REFERATE

Tagung Kommission III zum Thema:
„Bodenorganismen und ihr Lebensraum“
16. Und 17. November 1998 in Tharandt

INHALT

Band 89

		Seite
B. Scheffer:	Zur Erinnerung an Fritz SCHEFFER	3
HARTGE,K.-H.	Vom Wissen über die Böden zur wissenschaftlichen Bodenkunde	39
<u>BÖDEN IN SCHULE UND WEITERBILDUNG</u>		
STICHER,H.	Der Boden im naturwissenschaftlichen Unterricht an Schweizer Gymnasien	63
SCHÖN,H., MUELLER,K.	Untersuchungen zu bodenkundlichen Vorkenntnissen von Studienanfängern des Jahres 1998 in den Studiengängen Landwirtschaft, Gartenbau, Landschaftsentwicklung und Bodenkunde an der Fachhochschule Osnabrück	67
BENNE,L.	Naturschutz und Landschaftspflege in der Einjährigen Fachschule Agrarwirtschaft - Chancen für den Bodenschutz in einem neuen Fach -	69
LETHMATE,J., BRAUCKMANN,H.-J.	Böden als Kompartiment von Ökosystemen - Ansätze und Erfahrungen in der geoökologischen Ausbildung von Lehramtsstudierenden	73
SAUER,S.	Lehrerfortbildung als Instrument der Einführung bodenkundlicher Inhalte in den Unterricht	77
TOLKSDORF- LIENEMANN,E.	Die Präsentation bodenkundlicher Inhalte im archäologisch-musealen Kontext	81
SCHNEIDER,J. ; MURSCHEL,B.	Konzeption des Projekts „Medienpaket Boden im Unterricht - eine Handreichung für Schulen mit auf die Lehrpläne abgestimmten bodenkundlichen Inhalten“	85
SAUERBORN,P.	Der Boden als Unterrichtsobjekt in der Sekundarstufe I - der Erdkundeunterricht der Hauptschule in Nordrhein-Westfalen	87

LANG,F., KAUPENJOHANN,M., STAHR,K.	Studium der Bodenwissenschaften an der Uni- versität Hohenheim	91
MERSINGER,P., MUELLER,K.	Soils - a topic for the world exhibition „EXPO 2000“ in the year 2000 in Hanover (Germany)?	95

BODENORGANISMEN UND IHR LEBENSRAUM

Eröffnung

ANDERSON,J.M.	Functional importance of biodiversity and complexity in Soils	99
BARDGETT,R.D.	The influence of herbivory on soil organisms and their functions in grassland ecosystems	105

Biotische Interaktion in Böden

ALPHEI,J.	Kotkrümelhaufen von <i>Lumbricus terrestris</i> be- einflussen die funktionelle Struktur freileben- der Nematoden im Boden eines Mull- Buchenwaldes	111
FILIP,Z., CLAUS,H., BYZOV,B.A., TRETJAKOVA,E.B., ZVYAGINTSEV,D.G.	Einfluß von Bodeninvertebraten auf das Über- leben und den Plasmidtransfer bei einigen gentechnisch modifizierten Bakterien - eine Kurzfassung	115
PFLUG,A., HUELSMANN,A., SCHROETER,D., WOLTERS,V.	Mikroarthropoden als Steuergrößen im Le- bensraum Boden	119

Bewirtschaftung und Struktur der Bodenorganismen

SCHLOTTER,M., ZELLES,L., BERGMÜLLER,C., FRIEDEL,J., HARTMANN,A., MUNCH,J.C.	Einfluß der Bodenbewirtschaftung auf die mit molekularen Biomarkermethoden erfaßte mi- krobielle Diversität	123
KÄMPFER,P., NEEF,A., SCHACHT,B.	Mikrobiologische Charakterisierung von un- terschiedlich landwirtschaftlich genutzten Bö- den	127

Lebensraum und Habitateigenschaften

MARTIN,K., SOMMER,M.	Böden als Lebensraum für Gehäuselandschnecken	131
KEPLIN,B., KOLK,A., DÜKER,Chr.	Untersuchungen zum Abbau und zur Mikroarthropoden-Besiedlung von <i>Pinus nigra</i> und <i>Pinus sylvestris</i> Nadelstreu im Minicontainer-Test	135
HÖSER,N.	Zur Verteilung der Regenwurmartens im Auenquerschnitt	139

Mikrobielle Stoffumsetzungen in Böden

WACHINGER,G., ZEPP,K., GATTINGER,A., ROTH,K.	Räumliche Variabilität der Methanproduktion und der Methanogenen-Verteilung auf der Mikroskala	143
--	--	-----

Wechselwirkungen abiotischer und biotischer Faktoren

AMELUNG,W., MARTIUS,Chr., GARCIA,M., ZECH,W.	Organische Bodensubstanz in Dichtefractionen von Termitennestern unterschiedlicher Provenienz	147
STORK,R., DILLY,O.	Einflußfaktoren auf die räumliche Heterogenität bodenmikrobiologischer Kenngrößen in einem Buchenwald	149
GEISSEN,V., BRÜMMER,G.W.	Reaktionen von Bodenfauna und Mikroflora auf Nähr- und Schadstoffgehalte von Waldböden	153
ILLMER,P.	Beeinflussung bodenmikrobiologischer Kennwerte und weinbaulicher Parameter durch unterschiedliche Bodenbedeckungen im Weinbau	157
KRATZ,W., PIEPER,S.	Beispiele für ein Einfluß von Bodenfaktoren auf die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen bei Bodentieren und praxisrelevante Lösungsstrategien zur Setzung von Vorsorgewerten im Zusammenhang mit dem Bundesbodenschutzgesetz	161
JÖRGENSEN,R.G.	Die Verlagerung von Fäkalkeimen in Regenwurmängen in Lößböden unter Acker- und Grasland	165

Bewertung

DUNGER,W.	Was sind biologische Bodenkennwerte?	169
DREHER,P., KÖRDEL,W., KNOCHE,H.	Grundlagen zur Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für die Bodenfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“. Teil I: Definition und räumliche Zuordnung von bodenbiologischen/bodenkundlichen Standorttypen	173
RUF,A., BECK,L., HAMMEL,W., HUND,K., KRATZ,W., RÖMBKE,J., SPELDA,J.	Grundlagen zur Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für die Bodenfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“. Teil II: Erste Ergebnisse zur Anwendung von bodenkundlich/bodenbiologisch definierten Standorttypen	177
GRAEFE,U., BELOTTI,E.	Strukturmerkmale der Bodenbiozönose als Grundlage für ein natürliches System der Humusformen	181
KLIMANEK,E.-M.	Untersuchungen zur funktionellen Diversität der Bodenorganismen bei der Rekultivierung der Hochhalde auf dem Industriegelände Leuna	185
MEISSNER-SMEJKAL,G.	Substratinduzierte Respiration, Bodenatmung und Enzymaktivitäten in Böden eines Langzeitversuches zum biologischen Gemüsebau	189
SIEWERT,Chr.	Theoretische und experimentelle Ansätze zur Kennzeichnung der organischen Bodensubstanz als Produkt komplexer Organismengesellschaften	193
<u>Poster</u>		
BARTELS,H., STETTER,U., MAKESCHIN,F.	Einfluß der Bestockung auf mikrobielle und chemische Oberbodeneigenschaften eines Pseudogleystandortes	197
BAUM,C., MAKESCHIN,F.	Einfluß von Stickstoffdüngung auf die Ektomykorrhizierung von <i>Salix viminalis</i> auf Schnellwuchsplantagen	201
BEDNORZ,F., REICHSTEIN,M., BROLL,G.	Die mikrobielle Biomasse der Böden im Waldgrenzökoton am Stillberg (Dischmatal bei Davos/Schweiz)	205

BEYLICH,A., ACHAZI,R.K.	Einfluß von pH-Wert und Bodenfeuchte auf die Reproduktion von <i>Enchytraeus buchholzi</i> (Oligochaeta, Enchytraeidae) unter Laborbedingungen	209
BONKOWSKI,M., GRIFFITHS,B.S.	Wirkung der Mikrofauna (Protozoen, Nematoden) auf die Mikroflora bei der Zersetzung von organischen „Hotspots“ im Boden und ihr Einfluß auf das Wachstum von Graspflanzen (<i>Lolium perenne</i> L.)	213
DILLY,O., SOLLMANN,J., BÖLTER,M., HÜTTMANN,S., KUTSCH,W.L.	Ökophysiologie der mikrobiellen Gemeinschaft in Böden unter Acker, Grünland, Wald und Mineralölkontamination	217
EMMERLING,Chr.	Experimente zur Individualentwicklung von Regenwürmern in rekultivierten tertiären Kippsubstraten der Niederlausitz und Möglichkeiten der Förderung durch organische Reststoffe	225
FÖRSTER,B., JONES,S.E., KNACKER,T., UFER,A., SOUSA,J.P., VAN GESTEL,C.A.M.	Standardization of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) for the Assessment of the Fate and of the Effects of Chemicals on the Soil Biocenosis	229
FRIEDEL,J.K., SOMMER,M., EHRMANN,O.	Bewertung von Böden nach ihrer Eignung als Lebensraum für Organismen am Beispiel von Mikroorganismen und Regenwürmern	233
GATTINGER,A., ZELLES,L., MUNCH,J.C.	Phospholipide als Biomarker zur gleichzeitigen Bestimmung von methanogenen und methanotrophen Mikroorganismengemeinschaften in Horizonten landwirtschaftlicher Böden	237
HACKL,E., ZECHMEISTER- BOLTENSTERN,S., BACHMANN,G.	Mikrobielle Umsatzraten im Boden von Naturwäldern	241
HAHN,M., ZECHMEISTER- BOLTENSTERN,S.	Spurengas-Emissionen von drei Buchenwaldstandorten und Einfluß von Temperatur, Bodenfeuchte und N_{min} -Gehalt	245

HERMANN,A., FRIEDEL,J.K., KLEBER,M., STAHR,K.	Haben Ionenaustauscherharze einen Einfluß auf die Stickstoffmineralisationsrate?	249
HÖPER,H.	Die Bedeutung abiotischer Bodeneigenschaften für bodenmikrobiologische Kennwerte. - Ergebnisse aus der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen	253
KAMP,T., WILD,U., MUNCH,J.C.	Spurengasflüsse eines degradierten Nieder- moorstandortes nach Wiedervernässung	257
KLOSE,S., TABATABAI,M.A.	Effect of Chloroform Fumigation on Enzyme Activities in Soils	261
LANDGRAF,D., MAKESCHIN,F.	Dynamik der mikrobiellen Biomasse unter ver- schiedenen Brachevarianten auf einem Sand- braunerdestandort in Sachsen	265
MARAUN,M., SALAMON,J., ALPHEI,J., SCHEU,St.	Der Einfluß zunehmender funktioneller Diversi- tät von Bodentieren auf die Dichte von Col- lembolen, Oribatiden, Gamasinen und Nema- toden im Boden eines Mull-Buchenwaldes: Laborexperimente in Mikrokosmen	269
MENZEL,A., DILLY,O.	Mikrobielle Kenngrößen in Aggregaten von Ackerböden unter verschiedenen Fruchtfolgen	273
MÜLLER,T., HÖPER,H.	The Microbial Activity as a Function of the Soil Clay Content - Preliminary Results -	277
PLATNER,Chr., SCHEU,St., SCHAEFER,M.	Kurzfristige Auswirkungen kleinräumiger Kli- maveränderungen auf Ameisen (Formicidae) und andere Bodentiere einer Grünlandbrache	281
RAUSCH,C., KELLER,G., ZECHMEISTER- BOLTENSTERN,S.	Ethylenproduktion durch Ektomykorrhizapilze	285
VOLLMER,T., SOMMER,M., EHRMANN,O.	Die Regenwürmer südwestdeutscher Wälder - Vorkommen und Abhängigkeit von Standorts- faktoren	289
SCHÄFGEN,S., VORHOFF,B.	Vergleich dreier Methoden zur Charakterisie- rung der mikrobiellen Aktivität von Waldhu- musauflagen	293
WAGNER,C., BRAUCKMANN,H.-J., BROLL,G.	Humusformen und Lumbriciden-Taxozönosen in Abhängigkeit vom Relief in einem Buchen- altbestand einer Naturwaldzelle	297

**WERMBTER,N.,
SEHY,U., WEBER,G.**

**Bodenbiologische Eigenschaften von Kippbö-
den in Abhängigkeit von Nutzung, Bodenbear-
beitung und Substrat** 301

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

ZUR ERINNERUNG AN FRITZ SCHEFFER

Band 89

1999



Veröffentlichungen von Prof. Dr. Dr. hc Fritz Scheffer

zusammengestellt von Bernhard Scheffer, Oyten/Bremen



Fritz Scheffer

* 20.3.1899 in Haldorf

+ 1.7. 1979 in Göttingen

Einführung

Am 20. März 1999 jährt sich zum 100. Mal der Geburtstag von Prof. Dr. Dr. h.c. Fritz Scheffer. Dies ist Anlass, fast 20 Jahre nach seinem Tod seine wissenschaftlichen Veröffentlichungen zusammen zu stellen. Fritz Scheffers Leistungen für die Bodenkunde und die Deutsche Bodenkundlichen Gesellschaft sind zahlreich gewürdigt worden. Hervorzuheben ist, dass die Bodenkundliche Gesellschaft alljährlich junge Nachwuchswissenschaftler der Bodenkunde mit dem Fritz-Scheffer-Preis auszeichnet.

Anschrift: Dr. Bernhard Scheffer, Schaphuser Dorfstr. 25, D-28876 Oyten

Das Nachlesen und Sammeln der zahlreichen Veröffentlichungen war äußerst interessant. Ich bin immer wieder erstaunt, mit welchen Fragen sich Fritz Scheffer und seine Mitarbeiter bereits vor 40 und 60 Jahren beschäftigt haben. Sie haben bereits Themen bearbeitet, die auch heute noch aktuell sind oder auch zum Bodenschutz wieder aktuell werden.

Schwerpunkte der Arbeiten von Fritz Scheffer sind Themen zum Humus, dessen Erhaltung und Vermehrung im Sinne einer nachhaltigen Erhaltung und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit. Es gilt den Boden so zu nutzen, dass spätere Generationen noch von und auf dem Boden leben können. Das sind Themen, die heute im Bundesbodenschutzgesetz festgeschrieben worden sind.

Eine solche Fülle an Veröffentlichungen, Büchern, und langen Beiträgen in Handbüchern war nur möglich mit begeisterten und hoch motivierbaren Mitarbeitern. Daher ist es mir eine Pflicht, alle Doktoranden und Habilitanden, die von Fritz Scheffer in seiner langen Zeit als Hochschullehrer betreut wurden, namentlich zu nennen. Ich will damit zum Ausdruck bringen, wie viel gerade die jungen Wissenschaftler zum Kenntniserwerb in den Disziplinen Bodenkunde, Pflanzenernährung, Humusforschung beigetragen haben. Darüberhinaus sind unter Anleitung von Fritz Scheffer und seiner Mitarbeiter zahlreiche Diplomarbeiten angefertigt worden.

Die anliegende Auflistung der Veröffentlichungen habe ich in die vier Themenbereiche aufgeteilt:

- Bodenkunde
- Pflanzenernährung
- Humus
- Chemie (Agrikulturchemie).

Diese Gliederung entspricht den beruflichen Tätigkeiten und Schwerpunkten von Fritz Scheffer an seinen Wirkungsstätten in Göttingen, Halle, Kassel-Harleshausen und Göttingen.

Die meisten der Veröffentlichungen (bis 1966) von Fritz Scheffer aus seiner Zeit in Göttingen sind als Sonderdrucke gebunden in der Bibliothek des Instituts für Bodenwissenschaften hinterlegt. Aus den Institutsveröffentlichungen des Instituts für Acker- und Pflanzenbau (Leiter: Prof. Dr. W. Diepenbrock) der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg habe ich die Veröffentlichungen von Fritz Scheffer während seiner Tätigkeit ab 1926 als Assistent und ab 1931 als Privatdozent bei Prof. Dr. Th. Roemer entnehmen können. Unterlagen aus der Zeit von Fritz Scheffer als Hochschulprofessor in Jena stellte mir die Biologisch-Pharmazeutischen Fakultät der Friedrich-Schiller-Universität in Jena über Prof. Dr. G. Jahreis (Inst. f. Ernährung und Umwelt) zur Verfügung. Die zahlreichen Beiträge von Fritz Scheffer in regionalen Landwirtschaftsblättern waren nur noch vereinzelt auffindbar. Daher muß die nachfolgende Auflistung lückenhaft bleiben.

Viele ehemaligen Schüler von Fritz Scheffer haben sehr zum Gelingen der Zusammenstellung beigetragen. So danke ich besonders den Herren Professoren Welte, Kloke, Kickuth, Gebhardt, Ziechmann, Przemack, Ulrich und Meyer und Dr. K.-W. Becker.

Tabellarischer Lebenslauf von Fritz Scheffer

- * 20.3.1899 in Haldorf, Krs. Fritzlar (heute: Edermünde, Krs. Schwalm-Eder-Kreis)
- + 1.7.1979 in Göttingen

- Juni 1917: Abitur in Kassel
1917 - 1919: Wehrdienst im 1. Weltkrieg in Bulgarien
ab SS 1919 bis 1921: Studium der Mathematik, Chemie, Physik in Marburg
SS 1921: Studium der Mathematik und Naturwissenschaften in Breslau
Ab WS 1921/22: Studium der Landwirtschaft, Schwerpunkte Agrikulturchemie u. Bodenkunde in Göttingen
2.3. 1922: Landwirtschaftliches Vorexamen
12.11.1924: Promotion zum Dr. phil. in Agrikulturchemie (Doktorvater: Prof. Dr. E. Blanck)
18.5. 1925: Diplomexamen zum Diplomlandwirt
1.6. 1923 - 28.2.1925: Voluntär-Assistent im Agrikulturchemischen und Bodenkundlichen Institut in Göttingen, Leiter Prof. Dr. E. Blanck
1.3. 1925 - 30.9. 1926: Außerplanmäßiger Assistent im Agrikulturchemischen und Bodenkundlichen Institut in Göttingen, Leiter Prof. Dr. E. Blanck
ab 1.10.1926: Assistent im Institut für Pflanzenbau u. Pflanzenzüchtung in Halle, Leiter: Prof. Dr. Th. Roemer, Arbeiten auf Gebiet der Agrikulturchemie
24.3. 1931: Habilitation in Fächern Agrikulturchemie und Bodenbiologie
ab 1.4.1935: Leiter der LUFA Kassel-Harleshausen
ab 1.11.1936: o. Prof. für Landwirtschaftliche Chemie (Agrikulturchemie, Pflanzenernährung u. Bodenkunde) in Jena mit Lehrverpflichtung in Tierernährung und Direktor der staatlichen landwirtschaftlichen Versuchsanstalt in Jena
ab SS 1938 bis 1945: Dekan der Mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät in Jena
ab 1.10.1945: o. Prof. für Agrikulturchemie u. Bodenkunde in Göttingen (Nachfolge Prof. Dr. E. Blanck)
1952- 1953: erster Dekan der neugegründeten Landwirtschaftlichen Fakultät in Göttingen
ab 1964: Teilung des Lehrstuhls in Göttingen: Übernahme des Lehrstuhls für Bodenkunde
31.3. 1967: Emeritierung
SS 1967: Vertretung der Aufgaben des Institutsleiters mit Vorlesungen

Studienaufenthalte im Ausland:

- 1.4. - 1.10.1931: Gast an Universität New Brunswick N. J. (USA) bei Prof. Lipman und Prof. Dr. Waksman (Bakteriologie)
1.8.- 31.10.1932: Gast im Agrikulturchemischen Institut der Eidgen. Technischen Hochschule Zürich bei Prof. Wiegner und Prof. Pallmann)

Mitarbeit in wissenschaftlichen Gremien:

- 1951 - 1955: Geschäftsführer der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft
1955 - 1969: Präsident der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft
1948 - 1956: Vizepräsident des VDLUFA

Mitherausgeber:

Z. f. Pflanzenernährung, Düngung u. Bodenkunde (1950 - 1979)
Landwirtschaftliche Forschung (1950 - 1979)
Geoderma (1967 - 1979)

Mitglied in wissenschaftlichen Akademien:

1957: Korrespondierendes Mitglied der Deutschen Akademie der
Landwirtschaftswissenschaften, Berlin (ehemalige DDR)
1958: NORSKE Videnskaps-Akademie, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse,
Oslo
1958: Korrespondierendes Mitglied der Kungl. Skogsoch Landbruks-Akademie,
Stockholm
1961: Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina, Halle
1961: Korrespondierendes Mitglied der Agrikulturwissenschaftlichen Gesellschaft
Finnlands, Helsinki
1973: Ehrenmitglied der Ungarische Akademie der Wissenschaften, Budapest

Ehrenmitgliedschaften:

1971: Ehrenmitglied der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft
1974: Ehrenmitglied der Deutschen landwirtschaftlichen Untersuchungs- und
Forschungsanstalten

Auszeichnungen:

1958: Dr. h.c. der Landwirtschaftliche Fakultät der Friedrich Schiller Universität Jena
1959: Hugo-Neubauer-Medaille in Silber des Verbandes der Deutschen
Landwirtschaft-lichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA)
1961: Cherubino-Ordens in Gold der Universität Pisa (Italien)
1964: Silberne Max-Eyth-Denk Münze der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft
1968: Hugo-Neubauer-Auszeichnung des Verbandes der Deutschen Landwirtschaft-
lichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA)
1975: Bundesverdienstkreuz

Wissenschaftliche Veröffentlichungen

1. Dissertation und Habilitation

Dissertation 1924 bei Prof. Dr. Edwin Blanck, Institut für Agrikulturchemie und Bodenkunde der Universität Göttingen: „Über die Art der Umwandlung des Ätzkalkeß im Boden und ihre Ursachen.“

Habilitation 1930 bei Prof. Dr. Theodor Roemer, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Halle (Saale): „Über das Problem der Bodenfruchtbarkeit“.

2. Lehrbücher und Handbücher

2.1 Lehrbücher

Scheffer, F., 1937: Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde Teil a: Lehrbuch der Bodenkunde. 1. Auflage. 2. Auflage 1944. F.-Enke-Verlag, Stuttgart.

Scheffer, F. und P. Schachtschabel, 1952: Lehrbuch der Bodenkunde. 3. Auflage; 8. Auflage 1970. F. Enke Verlag, Stuttgart.

Scheffer, F., 1938: Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde, Teil b: Pflanzenernährung. 2. Auflage 1946. F. Enke Verlag, Stuttgart.

Scheffer, F. und E. Welte, 1955: Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde II. Teil Pflanzenernährung. - 3. Auflage. F. Enke Verlag, Stuttgart.

Scheffer, F., 1941: Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde Teil c: Humus und Humusdüngung. 1. Auflage. F. Enke Verlag, Stuttgart

Scheffer, F. und B. Ulrich, 1959: Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde III. Teil: Humus und Humusdüngung. Bd. 1. Morphologie, Biologie, Chemie und Dynamik des Humus. 2. Auflage. F. Enke Verlag, Stuttgart.

Roemer, Th. und F. Scheffer, 1933: Ackerbaulehre. Paul-Parey-Verlag, Berlin. 451 S. 2. Auflage 1944.

Roemer, Th. und F. Scheffer, 1953: Lehrbuch des Ackerbaus.- 4. Auflage.bearbeitet von F. Scheffer und O. Tornau. Paul-Parey-Verlag, Berlin; 5. Auflage 1959.

Roemer, Th. und F. Scheffer, 1948: Grundriß der Ackerbaulehre.- Paul-Parey-Verlag, Berlin. 2. Auflage 1949. 3. Auflage 1950 mit neuem Titel: „Grundriß des Ackerbaus“.

2.2 Handbücher

E. Blanck (Hrsg.), 1939: Handbuch der Bodenlehre. 1. Erg. Band.- J. Springer Verlag, Berlin.

Scheffer, F. und P. Schachtschabel, 1939: Chemische Beschaffenheit des Bodens.- S. 275 - 376.

Roemer, Th., A. Scheibe, J. Schmidt u. E. Woermann (Hrsg): Handbuch der Landwirtschaft. Bd. 1. Roemer, Th. u. A. Scheibe (Hrsg.): Ackerbaulehre, Paul-Parey-Verlag, Berlin. 2. Auflage 1959;

Scheffer, F., 1952: Boden als Standort der Pflanzen.- S. 1 - 51.

Scheffer, F., 1952: Ernährung und Düngung der Pflanzen.- S. 353 – 462.

Ruhland, W. (Hrsg.): Handbuch der Pflanzenphysiologie.- Springer-Verlag, Berlin, Göttingen, Heidelberg.

Scheffer, F., 1958: Der organisch gebundene Stickstoff des Bodens, seine Verwertbarkeit (auch Harnstoff).- Bd. VIII, S. 179 – 200.

Scheffer, F. und B. Ulrich, 1959: Der Humus. Aufbau, Eigenschaften und pflanzen-physiologische Wirkungen.- Bd. XI, S. 782 - 824.

3. Wissenschaftliche Publikationen in Fachzeitschriften

3.1 Bodenkunde

1924:

Scheffer, F., 1924: Über die Art der Umwandlung des Ätzkalkes im Boden und ihre Ursachen.- Z. f. Acker- und Pflanzenbau, **72**, 201 - 235; Berlin.

1925:

Blanck, E. und F. Scheffer, 1925: Ein weiterer Beitrag zur Umwandlung des Ätzkalkes in kohlen-sauren Kalk im Boden und die Ursachen der Bindung des Kalkes.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **B 4**, 66 - 69; Berlin.

Blanck, E. und F. Scheffer, 1925: Über rotgefärbte Verwitterungsböden der miocänen Nagelfluh von Bregenz am Bodensee.- Chemie der Erde, **2**, 141 - 148; Jena.

Blanck, E. und F. Scheffer, 1925: Rote Erden im Gebiet des Gardasees.- Chemie der Erde, **2**, 149 - 156; Jena.

1927:

Blanck, E., F. Giesecke, A. Rieser und F. Scheffer, 1927: Über die Entstehung der Roterde im nördlichsten Verbreitungsgebiet ihres Vorkommens.- Chemie der Erde, **3**, 44 – 90; Jena.

1934:

Scheffer, F., 1934: Bodenkundliche Voraussetzungen für die Düngerwirkung.- Ernährung der Pflanzen, **30**, 333 - 335; Berlin.

1935:

Scheffer, F., 1935: Wege und Ziele der deutschen landwirtschaftlichen Bodenkunde.- Kühn-Archiv, **39**, 147 ff; Halle.

Scheffer, F. und W. Nagel, 1935: Physikalische und chemische Zustandsänderungen des Sorptionskomplexes der Nordseemarschböden durch Blausandmelioration.- Kühn-Archiv, **39**, 246 - 276; Halle.

1936:

Roemer, Th. und F. Scheffer, 1936: Verbesserung der Wasserführung auf Marschböden.- Mitteilgn. f. d. Landwirtschaft, **51**, 1125 - 1126; Berlin.

1937:

Scheffer, F., 1937: Die Bedeutung der Blausandmelioration in den Nordseemarschen.- Landw. Jb., **85**, 891 - 900; Berlin.

Scheffer, F., 1934: Die Fruchtbarkeit der Nordseemarschen wird verbessert.- Zeitungsdienst des Reichsnährstandes, H. 27.

1935:

Scheffer, F. und W. Nagel, 1935: Die Phosphorsäure als Pflanzen- und Bodendünger.- Die Phosphorsäure, 5, 312 – 324; Berlin.

1937:

Scheffer, F., 1937: Über Bewertung des Nettolindüngers.

1938:

Scheffer, F., 1938: Über die Anwendung der Fehlerrechnung bei der Auswertung von Versuchsreihen.- Bodenkd. u. Pflanzenernähr., 8 (53), 373 – 383; Berlin.

1939:

Scheffer, F., 1939: Exakte Untersuchungen auf dem Gebiet der Bodendüngung.- Vortragstagung Landw. Betriebsgesell., 1/2, 33 - 38; Berlin.

1941:

Scheffer, F., 1941: Über bewährte und besonders begehrte Stickstoffdüngemittel.- Z. Zuckerrübenanbau, 24, H. 2, 1 – 4; Hannover.

1942:

Scheffer, F., 1942: Der Minimumfaktor und die Kornertragsbildung.- Bodenkd. u. Pflanzenernähr., 27 (72), 162 - 180; Berlin.

1944:

Scheffer, F., 1944: Ackerbauliche und pflanzenbauliche Maßnahmen zur Mobilisierung der Bodennährstoffe.- Z. Zuckerrübenanbau, 27; Hannover

1946:

Scheffer, F., 1946: Erhaltung und Mehrung der Bodenfruchtbarkeit.- Agrarwissenschaftliche Vortragsreihe, Verlag der Landwirtschaftskammer Hannover, S. 1 – 15; Hannover.

1947:

Scheffer, F., 1947: Handelsdüngereinsatz bei der Frühjahrsbestellung.- Neue Mitteilgn. f. d. Landwirtschaft, 2, H. 5, 68 - 69; Hannover.

1948:

Scheffer, F., 1948: Wechselwirkung von Bodenbearbeitung und Nährstoffhaushalt.- Berichte über Landtechnik, 4, Hrsg. von Kuratorium für Technik in der Landwirtschaft: „Bodenbearbeitung als Kernproblem der Bodenfruchtbarkeit“, S. 40 – 59; München.

Scheffer, F., 1948: Hackfruchtbau und Bodenfruchtbarkeit.- Z. Zucker, 1, Nr. 4, S. 3; Hannover.

1951:

Scheffer, F., 1951: Über die Auswertung der Bodenuntersuchungsergebnisse.- Die Phosphorsäure, 12, 29 - 33; Essen.

1928:

- Dirks, B. und F. Scheffer, 1928: Vergleichende Untersuchungen über das Nährstoffbedürfnis der Kulturböden.- Landw. Jb., **67**, 779 – 821; Berlin.
- Dirks, B. und F. Scheffer, 1928: Vergleichende Untersuchungen über das Nährstoffbedürfnis der Kulturböden.- Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkunde, **B 7**, 584 – 587; Berlin.

1929:

- Scheffer, F., 1929: Feldversuch und Neubauerversuch.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **B 8**, 501 – 515; Berlin.
- Roemer, Th. und F. Scheffer, 1929: Untersuchungen nach der Keimpflanzen-Methode Neubauer unter Anwendung von Reis als Versuchsfrucht.- Ernährung der Pflanze, **25**, 532 - 535; Berlin.
- Scheffer, F., 1929: Schnellmethoden zur Bestimmung des Phosphorsäurebedürfnisses.- Fortschritte der Landw., **4**, 37 – 44; Berlin.
- Scheffer, F., 1929: Über den Wert der Bodenuntersuchung für den praktischen Landwirt.- Illustrierte landwirtschaftliche Z., **49**, 132 – 133; Berlin.
- Scheffer, F., 1929: Einiges zur Frage der Ausgleichsrechnung.- Landw. Jb., **69**, 555 – 563; Berlin.

1930:

- Dirks, B. und F. Scheffer, 1930: Der Kohlensäure-Bicarbonatauszug und der Wasserauszug zur Ermittlung der Phosphorsäurebedürftigkeit der Böden.- Landw. Jb., **71**, 73 – 90; Berlin.

1931:

- Römer, Th. und F. Scheffer, 1931: Dreijährige Feldversuche mit drei Salpeterarten zu Zuckerrüben.- Z. Zuckerrübenbau, **13**, 97 – 99 und 101 - 111; Hannover.
- Scheffer, F., 1931: Chemische und biologische Untersuchungen über den Nährstoffgehalt der Böden des „Ewigen Roggenbaues“, in Halle a.d.S.- Wissenschaftliches Archiv für Landwirtschaft Abt. A: Pflanzenbau, **7**, 169 – 238; Berlin.

1932:

- Scheffer, F., 1932: Über das Problem der Bodenfruchtbarkeit. Ein Beitrag zu Justus von Liebig's Ausspruch: „Nicht die Fruchtbarkeit der Erde, wohl aber die Dauer der Fruchtbarkeit liegt in dem Willen der Menschen.“- Wissenschaftliches Archiv für Landwirtschaft Abt. A: Pflanzenbau, Bd. **8**, 127 – 186; Halle.

1933:

- Scheffer, F., 1933: Bestimmung des Nährstoffvorrats im Feldversuch und im Gefäßversuch nach Mitscherlich.- Kühn-Archiv, **38**, 141- 163; Halle.
- Scheffer, F. 1933: Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung der Bodenfruchtbarkeit.- Kühn-Archiv, **38**, 96- 100; Halle.

1934:

- Scheffer, F., 1934: Die Bestimmung des Kalivorrats nach Mitscherlich und Wissmann.- Ernährung Pflanze, **30**, 101 - 106; Berlin.
- Scheffer, F. und L.E. Kiessling, 1934: Eignet sich Azotobacter zur Ermittlung des Phosphorsäure- und Kalidüngebedürfnisses von Böden?- Ernährung Pflanze, **30**, 161 - 165; Berlin.
- Dirks, B. und F. Scheffer, 1934: Die Bestimmung des Nährstoffbedürfnisses der Böden für Phosphorsäure und Kali.- in: Methoden für die Untersuchung des Bodens. Verlag Chemie, Berlin, S. 83.

Gebhardt, H., B. Meyer und F. Scheffer, 1967: Mineralogische Schnelluntersuchung der Grobton-, Schluff- und Feinsandfraktionen von Böden mit dem Phasenkontrastmikroskop.- Zeiss-Mitteilgn., **4**, 309 - 322.

Scheffer, F., U. Schoen und C. Hess, 1967: Über die Tirse Marokkos – Schwarzerdeartige Böden unter subtropischem Klima.- *Anales de Edafologia y agrobiologia*, **26**, 653 – 672; Madrid.

1969:

Scheffer, F., E. Przemek und P. Wetzold, 1969: Zur Kenntnis der Wirkung von Zementofenstaub-Immission auf den Boden.- *Landw. Forschung*, **22**, 326 - 345; Frankfurt/Main.

1975:

Scheffer, F., 1975: A talaj, mint dinamikus rendszer.- *Agrártudományi Közleményik*, **34**, 645 – 665; Ungarn.

1976:

Scheffer, F., 1976: 50 Jahre Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. Eigenverlag Deutsche Bodenkundl. Gesell. Göttingen.

1977:

Scheffer, F., 1977: Boden in Mitteleuropa.- *Reallexikon der Germanischen Altertumskunde*, Bd. **3**, Lieferung 1/2, 108 - 117; W. de Greuter Verlag, Berlin, New-York.

Scheffer, F. und H. Gebhardt, 1977: Chemisch-mineralogische und mikromorphologische Untersuchung einer eutrophen (Ramann-)Braunerde des Budapester Hügellandes.- *Geoderma*, **17**, 145 - 163; Amsterdam (NL).

1980:

Scheffer, F., 1980: Der Boden - ein dynamisches System.- *Abhandl. d. Akademie d. Wissenschaften Göttingen, Philologisch-Historische Klasse*, **3**, Nr. **116**, 7 - 21; Göttingen.

3.2 Pflanzenernährung

1925:

Blanck, E. und F. Scheffer, 1925: Die Neubauer-Methode und die Bestimmung des Stickstoffdüngungsbedürfnisses der Böden.- *Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd.*, **B 4**, 553 - 556; Berlin.

1926:

Blanck, E. und F. Scheffer, 1926: Weitere Versuche mit „Asahi-Promoloid.“,- *Z. Pflanzenernähr., Düngung u. Bodenkd.*, **B 5**, 214 - 217; Berlin.

1927:

Blanck, E., F. Giesecke und F. Scheffer, 1927: Vegetationsversuche und Untersuchungen mit neuen und alten Düngemitteln wie Leunaphos, Biophosphat, Schlick-Kalkstickstoff, Kalkstickstoff und Asahi-Promoloid.- *Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd.*, **B 6**, 49 - 68; Berlin.

Blanck, E. und F. Scheffer, 1926/27: Weitere Untersuchungen über die physiologische Bedeutung der Nährstoffauszüge als Beitrag zur Bestimmung des Düngungsbedürfnisses des Bodens auf chemischem Wege.- *Z. Pflanzenernähr., Düngung u. Bodenkd.*, **A 8**, 298 - 302; Berlin.

Scheffer, F., 1962: Holocene weathering intensities and weathering sequences of mineral species and clay formation in soils developing from loose sedimentary parent material in the temperature humid zone of middle europe.- Transaction of the International Soil Conference, 1962 New Zealand. Komm. IV and V, S. 1 - 7.

1963:

Scheffer, F., H. Kuntze u. H. Neuhaus, 1963: Quellen und Schrumpfen - Faktoren der Bodenstruktur und ihre Beeinflussung bei Marschböden.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **103**, 210 - 219; Weinheim.

Scheffer, F., 1963: Das Transformationsvermögen der Böden als Grundlage ihrer Bewertung.- Landw. Forschung, 17. Sonderheft, 39 - 49; Frankfurt/Main.

Scheffer, F. und B. Meyer, 1963: Berührungspunkte der archäologischen und bodenkundlichen Forschung.- Neue Ausgrabungen und Forschungen in Niedersachsen, Bd. 1, 1 - 18; Hildesheim.

Scheffer, B. Meyer und E. Kalk, 1963: Biologische Ursachen der Wüstenlackbildung. Zur Frage der chemischen Verwitterung in ariden Gebieten.- Z. Geomorphologie, 7, 112 - 119; Berlin.

Scheffer, F., 1963: Zur Themastellung „Schwere Böden“.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesell., 1, 1 - 7; Göttingen.

1965:

Scheffer, F. und B. Meyer, 1965: Urgeschichtliche Siedlungsreste in Rosdorf, Krs. Göttingen, IV. Ergebnisse pedologischer Untersuchungen an der Grabungsfläche: Pedogenetische und stratigraphische Phasengliederung und weitere Beiträge zur Herkunft dunkler Grubenfüllungen in Lößgebieten.- Neue Ausgrabungen und Forschungen in Niedersachsen, Bd. 2, 72 - 88; Hildesheim.

Gebhardt, H., B. Meyer und F. Scheffer, 1965: Ionenverhältnisse und Sedimentstruktur in den gegenwärtigen Schlickabsätzen des Sedimentationsraumes der heutigen Emsmündung.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **111**, 168 - 181; Weinheim.

Scheffer, F., 1965: Zur Themastellung „Böden mit Tonverlagerung“.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesell., 4, 1 - 8; Göttingen.

1966:

Scheffer, F., B. Meyer und H. Gebhardt, 1966: Pechochemische und kryoklastische Verlehmung (Tonbildung) in Böden aus kalkreichen Lockersedimenten (Beispiel Löß).- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **114**, 77 - 89; Weinheim.

Gebhardt, H., B. Meyer u. F. Scheffer, 1966: Zwischenschichtbelegung und Expansionsverhalten von Dreischicht-Tonmineralen im CaCO₃-gepufferten Hydrogencarbonatmilieu kalkreicher Lockersedimentböden (Beispiel Löß).- Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd., **114**, 90 - 100; Weinheim.

Scheffer, F., 1966: Charakterisierung des Bodens als Standortfaktor landwirtschaftlicher Produktion.- Schriftenreihe d. Forschungsrates f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten, H. 1 „Standortforschung“, 41 - 58; Bonn.

1967:

Ehlers, W., B. Meyer und F. Scheffer, 1967: K-Selektivität und Fraktionierung des Austauschkaliums.- Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd., **117**, 1 - 29; Weinheim.

Ehlers, W., B. Meyer u. F. Scheffer, 1967: Beitrag zur Bestimmung der Kalium-Fixierung im Boden.- Landw. Forschung, **20**, 251 - 261; Frankfurt/Main.

Scheffer, F., 1967: Bodenreaktion, Bodeneigenschaften und Pflanzenertrag.- Kali-Briefe, Fachgeb. 1, 8. Folge, 1 - 7; Hannover.

Siedlungsprofilen des Göttinger Leintetalgrabens.- Göttinger Jb., 6, 3 – 19; Göttingen.

Scheffer, F., B. Meyer und E. Kalk, 1958: Mineraluntersuchungen am Würm-Löß südniedersächsischer Lößfluren als Voraussetzung für die Mineralanalyse verschiedener Lößbodentypen.- Chemie der Erde, 19, 338 – 360; Jena.

Scheffer, F. und F. Ludwig, 1958: Das Verhalten von Strontium-90 in Boden und Pflanze und landwirtschaftliche Maßnahmen zur Verminderung der Sr-90-Verseuchung der Nahrungsmittel. (Literaturüberblick).- Atompraxis, 4, 415 – 418; Karlsruhe.

1959:

Scheffer, F. und B. Meyer, 1959: Ein bodenkundlicher Beitrag zu den Grabungen am Hünstollen.- Göttinger Jahrbuch 1959; Göttingen.

Scheffer, F., 1959: Die Weiterentwicklung des natürlichen Bodenprofils unter dem Einfluß der Bodennutzung.- in: „Neue Forschungsergebnisse über Entstehung und Bearbeitung unserer Böden“, DLG-Verlag, Frankfurt/Main. 54 ff.

Scheffer, F., 1959: Eröffnungsansprache anlässlich der ISSS-Tagung 1958 in Hamburg.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenk., 84, 1 - 9; Weinheim.

1960:

Scheffer, F., E. Welte u. H. Graf v. Reichenbach, 1960: Über den Kaliumhaushalt und Mineralbestand des Göttinger E-Feldes.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk., 88, 115 – 128; Weinheim.

Scheffer, F., E. Welte u. B. Meyer, 1960: Die Rendsinen der mitteleutschen Berg- und Hügellandschaften (Leine-Weser-Bergland). 1. Mitteilung: Genese und Verbreitungsbedingungen der Rendsinen.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk., 90, 18 - 36; Weinheim.

Scheffer, F., A. Kloke und K. Hempler, 1960: Die Phosphatformen im Boden und ihre Verteilung auf die Korngrößenfraktionen.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde, 91, 240 - 252; Weinheim.

Scheffer, F., H. Fölster u. B. Meyer, 1960: Zur Entstehung von Schwarzerden und schwarzerdeartigen Böden. 1. Mitteltg.: der indische Regur als Beispiel für tropische Schwarzerdebildung.- Chemie d. Erde, 20, 302 – 330; Jena.

1961:

Scheffer, F., H. Fölster u. B. Meyer, 1961: Zur Diagnostik und Systematik von Dreischicht-Tonmineralen in Böden und pedogenen Sedimenten.- Chemie d. Erde, 21, 210 – 238; Jena.

Scheffer, F., B. Meyer u. H. Fölster, 1961: Dreischicht-Tonminerale mit Aluminium-Zwischenschichtbelegung in mitteleutschen sauren Braunen Waldböden.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk., 92, 201 – 207; Weinheim.

1962:

Scheffer, F., E. Welte und B. Meyer, 1962: Die Rendsinen der mitteleutschen Berg- und Hügellandschaften (Leine-Weser-Bergland). 2. Mitteilgn.: Fraktur, Nichtcarbonat-gehalt und spezifische Auflösungsgeschwindigkeit des Kalksteins als bestimmende Größen der Bodenentwicklungsgeschwindigkeit.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde, 98, 1 - 18; Weinheim.

Klinge, H., D. Puffe, F. Scheffer und E. Welte, 1962: Die Rendsinen der mitteleutschen Berg- und Hügellandschaften (Leine-Weser-Bergland). 3. Mitteilung: Humus und Stickstoff in den Rendsinen unter verschiedenen Standortbedingungen.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk., 96, 46 - 62; Weinheim.

Scheffer, F., 1962: Die bodenkundliche Forschung und ihre Aufgaben im Rahmen der Schwesterdisziplinen.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk., 98 (143), 18 - 29; Weinheim.

1939:

Scheffer, F., 1939: Untersuchungsmethoden über Boden.- in: Chem. Techn. Untersuchungsmethoden. Springer Verlag, Berlin, S. 265 - 294.

1942:

Scheffer, F., 1942: Planmäßiger Bodenaufbau.- Z. Zuckerrübenbau, 24, 58 ff, Hannover.

1948:

Scheffer, F. und P. Schachtschabel, 1948: Feinbau und Sorption der Bodenkolloide.- Beiträge z. Agrarwissenschaft, IV, 11 - 18; Hannover.

1950:

Scheffer, F., 1950: Acker- und Grünlandschätzrahmen.- DLG-Kalender 1950; Landbuchverlag Hannover.

1954:

Scheffer, F. und A. Kloke, 1954: Bodenverbesserungsmittel.- Dtsch. Landw. Presse, 77, 325 - 326; Hamburg.

1955:

Scheffer, F. und B. Meyer, 1955: Die Hilsmulde, kurzer landschaftlicher Abriß unter bodenkundlichen Gesichtspunkten.-Tagung Dtsch. Bodenkundl. Gesell, Tagungsband II. Eigenverlag; Göttingen.

Scheffer, F. und B. Meyer, 1955: Der Leinetalgraben, kurzer landschaftlicher Abriß unter bodenkundlichen Gesichtspunkten.- Tagung Dtsch. Bodenkundl. Gesell, Tagungsband II. Eigenverlag; Göttingen.

Scheffer, F. und B. Meyer, 1955: Das Hilsgebiet.- Tagung Dtsch. Bodenkundl. Gesell, Tagungsband III. Eigenverlag; Göttingen.

Scheffer, F. und W. Schriel, 1955: Geologisch-bodenkundliche Exkursion durch den Harz.- Tagung Dtsch. Bodenkundl. Gesell, Tagungsband IV, Exkursionsführer. Eigenverlag; Göttingen.

Scheffer, F., und E. Welte, 1955: Das dynamische Verhalten des Kaliums in den Böden des gemäßigten Klimas.- Kalium Symposium 1955, 335 - 363; Intern. Kali-Inst. Bern.

Scheffer, F. und H.-G. Schulz, 1955: Darstellungsbedingungen und Eigenschaften einiger Eisenphosphate. Ein Beitrag zur Phosphatfestlegung im Boden.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., 70, 141 - 164; Weinheim.

1957:

Scheffer, F., E. Welte und F. Ludwig, 1957: Zur Frage der Eisenoxidhydrate im Boden.- Chemie der Erde, 19, 51 - 64; Jena.

Scheffer, F., B. Ulrich und P. Hiestermann, 1957: Die Bedeutung der Chelatisierung in der Agrikulturchemie und Bodenkunde. Eine kurze Literaturübersicht.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., 76, 146 - 155; Weinheim.

1958:

Scheffer, F., 1958: Die Weiterentwicklung des natürlichen Bodenprofils unter dem Einfluß der Bodennutzung.- 4. Ackerbautagung der DLG, S. 22 - 34; Stuttgart-Hohenheim.

Scheffer, F. und B. Meyer, 1958: Bodenkundliche Untersuchungen an neolithischen

1952:

- Scheffer, F. und H.K. Hardt, 1952: Untersuchungen über die Wirkung verschiedener Kalkstickstoffformen und des Dicyandiamids auf den Pflanzenenertrag.- Z. Pflanzen-ernähr., Düng. u. Bodenkd., **55 (101)**, 9 – 21; Weinheim.
- Scheffer, F., W. Rathje und H. Schafmayer, 1952: Zum Mechanismus der Stoffaufnahme pflanzlicher Zellen. (Ein Beitrag zur Kalium- und Natriumaufnahme lebender Zellen).- Z. f. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **56 (101)**, 139 – 151; Weinheim.
- Scheffer, F., E. Welte und A. Kloke, 1952: Untersuchungen über den Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf Boden und Pflanze.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **56 (101)**, 151 – 171; Weinheim.
- Scheffer, F. und W. Rathje, 1952: Zur Säure neutralisierenden Wirkung des Kaliums in lebenden Zellen. II. Parallelität von Kaliumgehalt und Photosynthese-Intensität grüner Pflanzen.- Landw. Forschung, **4**, 37 - 38; Frankfurt/Main.

1954:

- Scheffer, F. und A. Kloke, 1954: Der Einfluß von Antibiotica auf die Entwicklung und den Nährstoffgehalt von Kulturpflanzen.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **66 (111)**, 29 – 38; Weinheim.
- Scheffer, F., 1954: Über die Düngewirkung von Rhenania-Phosphat auf Muschelkalkböden.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **67(112)**, 142 – 149; Weinheim.

1955:

- Scheffer, F., 1955: Kalkdüngung im Zuckerrübenanbau.- Z. Zucker, **8**, 88 – 90; Hannover.
- Scheffer, F., F. Schütz, H. Brüne und H. Woratz, 1955: Über die Lebensfähigkeit pathogener Darmbakterien in Faulschlamm und Jauche.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **70**, 253 – 259; Weinheim.
- Scheffer, F., A. Kloke und H. Gerken, 1955: Die Vernichtung der Keimfähigkeit von Unkrautsamen bei der biologischen Gaserzeugung.- Landw. Forschung, **7**, 200 - 203; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F., 1955: Welche Bedeutung besitzt das Tiefstallmistverfahren?- Mitteilgn. d. DLG, **70**, 581 – 582; Frankfurt/Main.

1956:

- Scheffer, F., A. Kloke und H. v. Sperling, 1956: Ursachen und Zusammenhänge hoher Phosphatlöslichkeit im Boden.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **72 (117)**, 200 - 214; Weinheim.
- Scheffer, F., H. Pajenkamp und H. v. Uexküll, 1956: Kondensationsprodukte aus Harnstoff und Acetaldehyd als Dünger mit langsam fließender Stickstoffquelle.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **75 (120)**, 1 – 16; Weinheim.
- Scheffer, F. und A. Kloke, 1956: Nährstoffwirkung und chemische Zusammensetzung der Nahrungspflanzen.- Landw. Forschung, **8**, Sonderheft, 49 - 61; Frankfurt/Main.
- Lüdecke, H., F. Scheffer und H.-G. v. Tiedemann, 1956: Der Einfluß der Reihendüngung auf Ertrag und Qualität der Zuckerrübe.- Z. Zucker, **7**, H. 2, 30 – 36; Hannover.
- Scheffer, F., 1956: Die „wirksame„ Phosphorsäure bestimmt den Pflanzenenertrag.- Die Phosphorsäure, **16**, 105 – 120; Essen.
- Scheffer, F., 1956: Zur Kalksalpeteranwendung.- Mitteilgn. d. DLG, **71**, H. 14, 337 – 338; Frankfurt/ Main.
- Scheffer, F. und A. Kloke, 1956: Untersuchungen mit Bodenverbesserungsmitteln.- Plant and Soil, **7**, 269 – 280; Den Haag (NL).

1957:

- Scheffer, F. und I. Lieberoth, 1957: Bodenfruchtbarkeit und Bodenertragsfähigkeit.- Landw. forschung, 10. Sonderheft, II, 1 - 7; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F. und I. Lieberoth, 1957: Was versteht man unter Bodenfruchtbarkeit, -ertragsfähigkeit und -ertragsleistung?- Dtsch Landwirtschaft, 8, 272 - 275; Berlin.
- Scheffer, F., A. Kloke und H.J. Grummer, 1957: Gefäß- und Feldversuche mit gekörnten Stickstoffdüngern.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., 78 (123), 97 - 107; Weinheim.
- Scheffer, F., A. Kloke und I. Lieberoth, 1957: Die Phosphorsäureaufnahme junger Roggenpflanzen auf ³²P-haltigem organischen Material.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., 77, 223 - 229; Weinheim.
- Scheffer, F. A. Kloke und H. Fölster, 1957: Untersuchungen über den Einfluß des Lichtes auf die P₂O₅-Aufnahme bei Keimpflanzen.- Plant and Soil, 8, 194 - 198; Den Haag.
- Scheffer, F., W. Jessen und K. Schwerdt, 1957: Über die Wirkung von Hyperphos.- Landw. Forschung, 10, 17 - 22; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F., H. Lüdecke und V. Gutjahr, 1957: Über Phosphatdüngungsversuche mit Zuckerrüben, durchgeführt mit Hilfe der Radioisotopenmethode.- Z. Zucker, 12, 269 - 273; Hannover.
- Scheffer, F. und A. Kloke, 1957: Isotop ⁹⁰Sr eine Gefahr?- Agros, H. 8, 449 - 455.
- Scheffer, F., 1957: Bodenbearbeitung für Frühjahrsfrüchte schon im Herbst.- Feld und Wald, 76, H. 32, 17 - 19; Essen.
- Scheffer, F., 1957: Die Schälfrüchse und der Mährescher.- Landw. Wochenblatt f. Westfalen und Lippe, 114 A, H. 29; 1 - 2; Münster-Hiltrup.
- Scheffer, F. und A. Kloke, 1957: Die Schälfrüchse und der Mährescher.- Das Ostpreußenblatt (Georgine), 8, Folge 33, S. 11.

1958:

- Scheffer, F. und B. Ulrich, 1958: Die Anwendung von Leitisotopen im System Boden-Bodenlösung-Pflanze.- Naturwissenschaften, 45, 49 - 53; Heidelberg.
- Scheffer, F. und B. Ulrich, 1958: Use of ³²P for investigations in the system soil - soil solution - plant.- Proc. 2. UN Intern. Conf. peaceful uses of Atomic Energy, Genf, 27, 149 - 158.
- Scheffer, F., A. Kloke und H. Gerken, 1958: Zur Anwendung von markierten Phosphatdüngern in Gefäßversuchen.- Die Phosphorsäure, 18, 276 - 288; Essen.
- Scheffer, F. und K. Müller, 1958: Zur Frage der Zuckerbildung in Pflanzen unter dem Einfluß variiertes Kali- und Stickstoffdüngung.- Kali-Briefe, FB. 2, 1. Folge, 1 - 4; Hannover.

1959:

- Scheffer, F. und H.-G. Schulz, 1959: Der Einfluß von Oxidationsprodukten der Glucose auf das Wachstum von Haferkeimlingen.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., 85 (130), 123 - 135; Weinheim.
- Scheffer, F. und H.-G. Schulz, 1959: Der Einfluß von Glucose-Huminsäuren und ihren Oxidationsprodukten auf das Wachstum von Haferkeimlingen.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., 85 (130), 136 - 140; Weinheim.
- Scheffer, F. und F. Ludwig, 1959: Gefäßversuche über die Aufnahme von Radiostrontium aus dem Boden.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., 85 (130), 244 - 249; Weinheim.
- Scheffer, F., 1959: Gedanken zur Schrift von Prof. Dr. Schmitt: „Die frühere und heutige Erzeugungskraft der Mineraldünger,“- Landw. Forschung, 12, 295 - 297; Frankfurt/Main.

1960:

- Scheffer, F. und B. Ulrich, 1960: Physikochemische Grundvorstellungen von der Nährstoffdynamik in Böden.- In: „Probleme attuale de Biologie si Stiinte Agricole,„ S. 663 – 670; Academia Republicii Populare Romine.
- Scheffer, F. und B. Ulrich, 1960: Über Phosphatformen des Bodens und ihre Aufnehmbarkeit.- 7th Int. Congr. Soil Sci, Transact III, 612 – 617; Madison (USA).
- Ulrich, B. und F. Scheffer, 1960: Kinetik der Phosphationen im Wurzelbereich der Pflanze.- 7th Int. Congr. Soil Sci, Transact III, 230 – 235; Madison (USA).
- Scheffer, F., A. Kloke und Ch.S. Ofori, 1960: Einfluß von Kalium- und Phosphatdüngung auf den Gehalt von einigen Aminosäuren in Erbsen.- *Qualitas Plantarum et Materiae Vegetabilis*, 7, 329 – 340; Den Haag.
- Scheffer, F., 1960: Mineraldünger – Wegbereiter des Aufstiegs.- *Mitteilgn. d. DLG*, 75, 1512 – 1518; Frankfurt/Main.

1961:

- Scheffer, F., E. Przemek und W. Wilms, 1961: Untersuchungen über den Einfluß von Zementofen-Flugstaub auf Boden und Pflanze.- *Staub*, 21, 251 - 254.
- Scheffer, F., A. Kloke und K. Hempler, 1961: Die Aufnahme der Phosphatformen aus dem Boden und aus den Korngrößenfraktionen durch die Pflanze bei intensiver Durchwurzelung.- *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd.*, 92, 193 - 201; Weinheim.
- Scheffer, F. und H. Kaufmann, 1961: Zur Phosphationenaufnahme durch Pflanzen.- *Die Phosphorsäure*, 21, 1 – 13; Essen.
- Scheffer, F., B. Ulrich und H.J. Kaufmann, 1961: Über die Phosphationenaufnahme durch Pflanzen. I. Phosphationenaufnahme durch Hafer als Funktion der Phosphatkonzentrationen in Nährlösung und Pflanze.- *Plant and Soil*, 14, 264 – 276; Den Haag (NL).
- Scheffer, F. und F. Ludwig, 1961: Untersuchungen über die Aufnahme von Strontium-90 und Caesium-137 aus dem Boden.- *Naturwissenschaften*, 48, 395 – 397; Heidelberg.
- Scheffer, F. und A. Ottermann, 1961: Über Zucker in grünen Erbsen bei unterschiedlicher Kali- und Phosphorsäureversorgung der Pflanzen.- *Qualitas Plantarum et Materiae Vegetabilis*, 8, 284 – 305; Den Haag (NL).
- Scheffer, F., 1961: Die Bedeutung des organisch gebundenen Stickstoffs für Boden und Pflanze.- *Agrochimica*, 5, 126 – 149; Pisa (Italien).
- Scheffer, F., 1961: Stickstoff und Pflanzen.- in *Fachverband Stickstoffindustrie (Hrsg.): „Der Stickstoff. Seine Bedeutung für die Landwirtschaft und die Ernährung der Welt,„* S. 123 – 169; Oldenburg.
- Scheffer, F. und H. Rotzoll, 1961: Einfluß der Lagerungsbedingungen auf die löslichen Zucker in der Kartoffelknolle.- *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd.*, 94, 125 - 133; Weinheim.

1962:

- Scheffer, F. und B. Ulrich, 1962: Nährstoffpotentiale zur Charakterisierung des Nährmediums von Pflanzen. I. Die Problematik der Nährstoff-Untersuchung des Bodens.- *Estretto dagli Atti del IV Simposio Internazionale del Agrochimica, Pisa-Firenze (Italien)*, S. 444 – 446; Pisa (Italien).
- Scheffer, F. und B. Ulrich, 1962: Betrachtungen zur Pflanzenverfügbarkeit des Kaliums im Boden.- *Int. Kali-Briefe, Fachgebiet 15, 23. Folge, 7 S.*; Genf.
- Scheffer, F., R. Kickuth und J.H. Visser, 1962: Wurzelausscheidungen höherer Pflanzen. I. Mitteilung: Isolierung und Identifizierung der Wurzelausscheidungen von *Trifolium pratense* L., *Medicago sativa* L. und *Eragrostis curvula* (Schrad) Nees.- *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd.*, 97, 26 - 40; Weinheim.
- Scheffer, F., R. Kickuth und J.H. Visser, 1962: Die Wurzelausscheidungen von *Eragrostis curvula*

- (Schräd.) nees und ihr Einfluß auf Wurzelknoten-Nematoden. II. Mitteilung.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **98**, 114 - 120; Weinheim.
- Scheffer, F. und R. Henze, 1962: Die Bedeutung des Siliciums in Thomasschlacken für die Ernährung von Pflanzen.- Die Phosphorsäure, **22**, 242 - 248; Essen.
- Scheffer, F. und E. Welte: 1962: Grundsätzliches zur Kartoffeldüngung.- Der Kartoffelbau, **13**, 1 - 4.

1964:

- Scheffer, F., R. Kickuth und G. Stricker, 1964: Organische Verbindungen aus dem Wurzelraum von Triticum-Arten und -Sorten.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **105**, 13 - 22; Weinheim.
- Scheffer, F. und R. Kickuth, 1964: Sprühtank für die Pflanzenaufzucht.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **105**, 97 - 101; Weinheim.
- Scheffer, F., K. Henze und K. Metzler, 1964: Über die Wirkung von Harnstoff-Acetaldehyd-Kondensaten (Urea-Z) als schwerlösliche Stickstoffdünger.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **106**, 27 - 31; Weinheim.
- Scheffer, F., R. Henze und L. Sipos, 1964: Über die Wirkung langjähriger Anwendung kalkfreier Mehrnährstoffdünger auf die Ertragsleistung und den Nährstoffzustand des Bodens.- Landw. Forschung, **17**, 75 - 82; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F. und B. Ulrich, 1964: Zur Verfügbarkeit der Bodenphosphate in Abhängigkeit vom Kalkzustand des Bodens.- Die Phosphorsäure, **24**, 60 - 62; Essen.
- Kickuth, R., R. Aldag und F. Scheffer, 1964: Mobilisierung von Mikronährstoffen durch chelatogene Substanzen aus dem Wurzelraum landwirtschaftlicher Nutzpflanzen.- Transaction of 8th. Inter. Congr. of Soil Sci, Bd IV, 1117 - 1123; Bukarest (Rumänien).
- Vollert, C.A. R. Kickuth und F. Scheffer, 1964: Phosphorsäurefreisetzung aus Ca-, Fe- und Al-Phosphaten durch Chelatisierung aus dem Wurzelraum.- Transaction of 8th. Inter. Congr. of Soil Sci, Bd IV, 1125 - 1132; Bukarest (Rumänien).
- Scheffer, F. und E. Przemek, 1964: Enzym-histochemische Untersuchungen über physiologische Wirkung von Huminstoffen auf das Wurzelwachstum von Lepidium Sativum.- Transaction of 8th. Inter. Congr. of Soil Sci, Bd IV, 1163 - 1170; Bukarest (Rumänien).
- Scheffer, F., R. Henze und L. Sipos, 1964: Abhängigkeit der Streuqualität des Schleuderdüngerstreuers vom Düngemittel.- Landw. Forschung, **17**, 10 - 16; Frankfurt/Main.

1965:

- Scheffer, F., R. Kickuth und H. Lorenz, 1965: Die Bedeutung von Inositolphosphat bei der Aufnahme von Kalium durch Maispflanzen.- Naturwissenschaften, **52**, 518 - 519; Heidelberg.
- Scheffer, F., R. Kickuth und H. Lorenz, 1965: Über saure organische Verbindungen in Sproß, Wurzel und im steril gehaltenen Wurzelraum von Mais. Ein Beitrag zur Frage der Wurzelausscheidungen.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **110**, 201 - 210; Weinheim.
- Scheffer, F., 1965: Muß die Menschheit hungern?- Mitteilgn. d. DLG, **80**, 589 - 590; Frankfurt/Main.

1966:

- Scheffer, F., B. Ulrich und H.W. Fassbender, 1966: Löslichkeit der Super- und Ammonphosphate sowie der Phosphatkomponente der NPK-Dünger.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **113**, 11 - 19; Weinheim.
- Scheffer, F., 1966: Möglichkeiten zur Ertragssteigerung im Zuckerrübenbau durch Verbesserung des Standortes.- Z. Zucker, **19**, H 13/14; Hannover.

Scheffer, F., 1966: Höhere Bodenleistung durch verstärkte Bodendüngung.- Mitteilgn. d. DLG, **81**, 567 – 574; Frankfurt/Main.

1967:

Scheffer, F., R. Kickuth und R. Aldag, 1967: Die Aufnahme nichtproteinogener Aminosäuren.- *Agrochimica*, **11**, 485 – 497; Pisa (Italien).

Scheffer, F., R. Kickuth und R. Aldag, 1967: Einwirkung nichtproteinogener Aminosäuren auf Trockensubstanzbildung und Salzaufnahme bei *Helianthus annuus* L in Sterilkulturen.- *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd.*, **116**, 25 - 33; Weinheim.

Scheffer, F., R. Kickuth und E. Schlimme, 1967: Die Wirkung von Rhizosphärenprodukten des Weißen Senfes auf Eisen(II)Phosphat (Vivianit).- *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd.*, **116**, 53 - 62; Weinheim.

Scheffer, F., R. Kickuth und E. Schlimme, 1967: Die Wirkung von Rhizosphärenprodukten des Weißen Senfes auf Eisen(II)Phosphat (Vivianit) in Modellversuchen mit Hydroxysäuren.- *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd.*, **116**, 62 - 70; Weinheim.

Scheffer, F., R. Kickuth und R. Aldag, 1967: Einwirkung von D-Leucin auf *Helianthus annuus* L.- *Naturwissenschaften*, **54**, 144; Heidelberg.

Seidel, K., F. Scheffer, R. Kickuth und E. Schlimme, 1967: Aufnahme und Umwandlung organischer Stoffe durch die Flechtbinse.- *gwf (Wasser-Abwasser)*, **108**, 138 - 139; München.

Seidel, K., F. Scheffer, R. Kickuth und E. Schlimme, 1967: Mixotrophie bei *Scirpus lacustris* L.- *Naturwissenschaften*, **54**, 176 - 177; Heidelberg.

Scheffer, F., 1967: Rhizo- und Phyllosphärenprodukte der Pflanzen und ihr Anteil an bodengenetischen Prozessen.- *Naturwissenschaften*, **54**, 144; Heidelberg.

Scheffer, F., R. Kickuth und R. Aldag, 1967: Rhizosphärenprodukte von *Helianthus annuus* und *Spinacia oleracea*.- *Naturwissenschaften*, **54**, 143 - 144; Heidelberg.

Scheffer, F., R. Kickuth und V.K. Saolapurkar, 1967: Mineral nutrition and metabolic processes in young plants. I. Effects of manganese nutrition on the levels of α -keto-acids in oats (*Avena sativa*) and wheat (*Triticum sativum*).- *J. Ind. Soc. Soil Sci.*, **15**, 209 ff; New Dehli.

Scheffer, F., R. Kickuth und V.K. Saolapurkar, 1967: Mineral nutrition and metabolic processes in young plants.II. Effects of manganese nutrition on the levels of free aminoacids in oats (*Avena sativa*) and wheat (*Triticum sativum*).- *J. Ind. Soc. Soil Sci.*, **15**, 414 ff; New Dehli.

1968:

Scheffer, F., R. Kickuth und R. Aldag, 1968: Aufnahme und Metabolisierung von ^{14}C -Methylamin und DL-N- ^{14}C -Methyl-Valin durch *helianthus annuus* L.- *Plant and Soil*, **28**, 442 – 452; Den Haag (NL).

Scheffer, R. Kickuth und E. Schlimme, 1968: Aufnahme und Metabolisierung radiculär angebotenen Indols durch *Sinapis alba*.- *Plant and Soil*, **28**, 453 – 459; Den Haag (NL).

Scheffer, F., R. Kickuth und M. Karbachsch, 1968: Einfluß phenolischer Komplexbildner auf schwerlösliche Phosphate.- II. Eisen- und Phosphataufnahme aus schwerlöslichen Phosphaten in Gegenwart von Brenzkatechin durch *Cucumis sativus* und *Helianthus annuus*.- *Landw. Forschung*, **21**, 318 - 325; Frankfurt/Main.

Scheffer, F. und H. Lorenz, 1968: Pool-Aminosäuren während des Wachstums und der Entwicklung einiger Weizensorten. II. Der Einfluß unterschiedlicher Spätdüngung auf die „Poolbildung“, im jungen Korn und auf die Samenproteinsynthese.- *Landw. Forschung*, **21**, 326 - 338; Frankfurt/Main.

Scheffer, F., R. Kickuth und M. Karbachsch, 1968: Einfluß phenolischer Komplexbildner auf schwerlösliche Phosphate. I. Modellversuche.- *Landw. Forschung*, **21**, 19 - 32; Frankfurt/Main.

- Scheffer, F., E. Przemeczek und V.K. Saolapurkar, 1968: Mineral nutrition and metabolic processes in young plants.II. Effects of manganese nutrition on the level of free amino acids in oats (*Avena sativa*) and wheat (*Triticum sativum*).- J. Ind. Soc. Soil Sci., **16**, 135 - 141; New Dehli.
- Scheffer, F., R. Kickuth und V.K. Saolapurkar, 1968: Mineral nutrition and metabolic processes in young plants.III. Effects of manganese nutrition on the levels of proteinbound amino acids.- J. Ind. Soc. Soil Sci., **16**, 132 ff; New Dehli.
- Scheffer, F., R. Kickuth und V.K. Saolapurkar, 1968: Mineral nutrition and metabolic processes in young plants.IV. Effects of manganese nutrition on the mineral contents and relationship between α -keto, α -amino acids, protein bound amino acids.- J. Ind. Soc. Soil Sci., **16**, 512 ff; New Dehli.

1970:

- Deb, D.L. and F. Scheffer, 1970: Studies on the availability of applied manganese to oat in some soils of West Germany.- *Agrochimica*, **14**, 496 - 504; Pisa (Italien).

1971:

- Scheffer, F., 1971: Bodendynamische Betrachtungen zum Nährstoffhaushalt insbesondere zur Kaliumwirkung.- *Spomenica uz 70 god. prof. Gracanina*, Zagreb, 161 - 168.
- Deb, D.L. and F. Scheffer, 1971: Effect of the amino acid fraction of root-exudate on the adsorption of manganese by eight varieties of oat (*Avena sativa*) in sterile and non sterile media.- *Agrochimica*, **15**, 74 - 84; Pisa (Italien).

1973:

- Deb, D.L. and F. Scheffer, 1973: Effect of amino acids on the absorption of manganese by oat plants.- J. of Ind. Soc. of Soil Sci., **21**, 231 - 234; New Dehli.
- Scheffer, F., 1973: Zur richtigen Wahl der Phosphatdüngemittel.- *Landwirtschaftliches Wochenblatt Kurhessen u. Waldeck*, **182**, H. 39; Kassel.

1975:

- Scheffer, F., 1975: Transformationsvermögen des Bodens und Düngewirkung in weltweiter Sicht.- *Landw. Forschung, Sonderheft 32/II*, 219 - 232; Frankfurt/Main.

3.3 Humus

1932:

- Scheffer, F., 1932: Humusprobleme.- *Landw. Wochenschrift f. d. Prov. Sachsen*, **90**, S. 127; Halle.

1933:

- Scheffer, F., 1933: Die neuesten Forschungsergebnisse über Stalldüngung als Grundlage rentabler Bodenbewirtschaftung.- Z. d. Landw. Kammer Oberschlesien, S. 98.; Breslau.
- Scheffer, F., 1933: Humus und Bodenfruchtbarkeit.- Vortrag auf der DLG-Tagung 1933; Berlin.
- Scheffer, F. und Y.M. Karapurkar, 1933: Die Abhängigkeit der Nitrifikation von der Zusammensetzung und der Abbaugeschwindigkeit der organischen Substanz.- *Kühn-Archiv*, **37**, 142 - 172; Halle.
- Scheffer, F. und H. Sandhoff, 1933: Chemisch-physikalische Untersuchungen an Ligninen und deren Bedeutung als Boden- und Pflanzendünger.- *Kühn-Archiv*, **38**, 101 - 140; Halle.
- Scheffer, F., 1933: Die Aufgabe des Lignins im Boden.- Vortrag auf der Tagung der

Internationalen Bodenkundlichen Gesell. in Kopenhagen.

1935:

Scheffer, F., 1935: Untersuchungen über den Lignin- und Lignin-Protein-Komplex.-
Forschungsdienst, Fortschritte der landwirtschaftlich-chemischen Forschung, Sonderheft 2,
145 - 152; Berlin.

1936:

Scheffer, F., 1936: Über den chemischen Aufbau des Humuskörpers.- Forschungsdienst, 1, 422 ff.,
Berlin.

1937:

Scheffer, F. und H. Zöberlein, 1937: Untersuchungen über die zweckmäßigste Gewinnung und
Behandlung des Stallmistes auf der Dungstätte. - Bodenk. u. Pflanzenernähr., 5 (50), 47 - ;
Berlin.

Scheffer, F. 1937: Neuzeitliche Stallmistpflege.- Mitteilg. f. Landwirtschaft, 52, H. 21, 429 - 431;
Berlin.

1938:

Scheffer, F., 1938: Methodik der Humusforschung.- Forschungsdienst, Fortschritte der
landwirtschaftlich-chemischen Forschung, Sonderheft, 8, 108 - 111; Berlin.

Scheffer, F., 1938: Wirkung wirtschaftseigener Humusdünger.- Forschungsdienst, Fortschritte der
landwirtschaftlich-chemischen Forschung, Sonderheft, 8, 123 - 124; Berlin.

Scheffer, F., 1938: Über wirtschaftsfremde Humusdüngemittel.- Forschungsdienst, Fortschritte der
landwirtschaftlich-chemischen Forschung, Sonderheft, 8, 125 - 128; Berlin.

Scheffer, F. und G. Halfter, 1938: Untersuchungen über Hygroskopizität, Sorption und
Kolorimetrie an Humusstoffen.- Forschungsdienst, Fortschritte der landwirtschaftlich-
chemischen Forschung, Sonderheft, 11, 64 - 69; Berlin.

Scheffer, F., 1938: Die Untersuchung organischer Düngemittel.- Forschungsdienst, Fortschritte
der landwirtschaftlich-chemischen Forschung, 11, 168 - 176; Berlin.

Scheffer, F., 1938: Wirtschaftsfremde organische Stoffe in ihrer Bedeutung für die deutsche
Landwirtschaft.- Forschungsdienst, Fortschritte der landwirtschaftlich-chemischen
Forschung, 11, 146 - 152; Berlin.

1939:

Scheffer, F., 1939: Die wirtschaftseigenen Humusdünger.- Bd. 62 der Arbeiten des
Reichsnährstandes, 64 S.; Berlin.

Scheffer, F. und G. Halfter, 1939: Einfluß der Kationenbelegung auf die Farbtiefe der
Humusstoffe. II.- Bodenk. u. Pflanzenernähr., 15 (60), 277 - 284; Berlin.

Scheffer, F. und W. Hausmann, 1939: Über den Einfluß der Humusstoffe auf die Löslichkeit der
Phosphorsäure verschiedener Phosphorsäureverbindungen.- Die Phosphorsäure, 8, 30 - 39;
Berlin.

1940:

Scheffer, F. und G. Halfter, 1940: Untersuchung über die Humusform einiger Tropenböden
(Angola).- Bodenk. u. Pflanzenernähr., 18 (63), 257 - 267; Berlin.

Scheffer, F., 1940: Humusdüngung und Humusanreicherung der Böden.- Forschungsdienst,
Sonderheft 14; Berlin.

Scheffer, F. und P. Schachtschabel, 1940: Die Bestimmung der Sorptionskapazität der organischen
Substanz im Boden.- Bodenk. und Pflanzenernähr., 21/22 (66/67), 643 - 655; Berlin.

Scheffer, F., 1940: Neuere Erkenntnisse der Humusforschung.- Mitteilgn. f. d. Landwirtschaft, 55, H. 29, 517 - 518; Berlin.

Scheffer, F., 1940: Sachgemäße Humuswirtschaft erhöht die Bodenfruchtbarkeit.- Mitteilgn. f. die Landwirtschaft, 55, S. 806 ff; Berlin.

1941:

Scheffer, F. und B. Speidel, 1941: Über den Einfluß der Kationenbelegung der Humuskörper auf Hygroskopizität und Stabilitätszahl nach A. Hock.- Forschungsdienst Berlin, Sonderheft 15, 124 - 133 ; Berlin.

Scheffer, F., 1941: Humusforschung.- Forschungsdienst. „Ernährung für Volk und Vaterland,„ 16. Sonderheft, 106 - 115; Berlin.

Scheffer, F., 1941: Aufgaben der Humusforschung.- Forschungsdienst, Sonderheft 17, 7 - 13; Berlin.

Scheffer, F., 1941: Abgrenzung und Bestimmung der Stoffgruppen.- Forschungsdienst, Sonderheft 17, 14 - 15; Berlin.

Scheffer, F., 1941: Die Bedeutung des C:N-Verhältnisses bzw. des C_p/N_p -Verhältnisses zur Bewertung organischer Substanzen.- Forschungsdienst, Sonderheft 17, 48 - 49; Berlin.

Scheffer, F., 1941: Über die Humusanreicherung in statischen Düngungsversuchen.- Forschungsdienst, Sonderheft 17, S. 83 - 85; Berlin.

1942:

Scheffer, F., 1942: Untersuchungen über Eigenschaften der Lignine und ligninähnlichen Stoffe, insbesondere der technischen Lignine, und ihre Bedeutung als humusbildende Stoffe.- Bodenkd. u. Pflanzenernähr., 27 (72), 23 - 61; Berlin.

1944:

Scheffer, F., 1944: Entstehung und Eigenschaften der Humusformen verschiedener Bodentypen.- Z. Anales, Madrid.

Scheffer, F., 1944: Humus und Bodenfruchtbarkeit.- Z. Anales, Madrid.

1947:

Scheffer, F., 1947: Über die Wirtschaftsdünger.- Taschenkalender f.d. Landwirtschaft, S. 48 - 49; Landbuchverlag, Hannover.

1949:

Scheffer, F., 1949: Humus und Bodenfruchtbarkeit.- Neue Erde, 149, H. 27 - 16; Freiburg im Breisgau.

Scheffer, F., 1949: Humusfragen auf dem Acker.- Arb. der DLG, 3, 51 ff.; Frankfurt/Main.

Scheffer, F., 1949: Biologische Bodenbearbeitung ist not.- Neue Mitteilgn. f. d. Landwirtschaft, H. 18, 336 - 337; Hannover.

Scheffer, F., 1949: Hackfruchtbau und Humuswirtschaft.- Landwirtschaftliches Wochenblatt f. Kurhessen, 164, H. 14, 1 - 2; Kassel.

1950:

Scheffer, F. und E. Küster, 1950: Untersuchungen über die N-Bindung durch hautbildende Hefen.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., 51 (96), 224 - 228; Weinheim.

Scheffer, F., O. v. Plotho und E. Welte, 1950: Untersuchungen über die Bildung von Humusstoffen durch Actinomyceten.- Landw. Forschung, 1, 81 - 92; Frankfurt/Main.

Scheffer, F. und E. Welte, 1950: Die Anwendung der Absorptionsspektroskopie in der

- Humusforschung.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **48 (93)**, 250 – 263; Weinheim.
- Scheffer, F. und E. Welte, 1950: Probleme der Humusforschung.- Die Naturwissenschaften, **37**, 321 – 329; Berlin.
- Scheffer, F. und E. Welte, 1950: Über absorptionspektrographische Untersuchungen an natürlichen Huminsäuren.- Landw. Forschung, **1**, 190 – 220; Frankfurt/ Main.

1951:

- Scheffer, F., 1951: Neuere Erkenntnisse in der Humusforschung.- Mitteilgn. der DLG, **66**, H. 1, 4 – 5; Frankfurt/ Main.
- Scheffer, F. und E. Welte, 1951: Humus- und Mineraldüngung.- 2. Weltkongreß für Handelsdüngemittel. Rom.
- Scheffer, F., 1951: Neue Erkenntnisse in der Humusforschung.- Kali-Briefe, FG 18, 1. Folge, 2 S.; Hannover.

1952:

- Scheffer, F., E. Welte und G. Hempler, 1952: Über oxydimetrische Eigenschaften von Huminsäuren. 4. Mitteilung über Huminsäuren.- Z. Pflanzernähr., Düng. Bodenkd., **58**, 68 – 88; Weinheim.
- Scheffer, F. und E. Welte, 1952: Über Ziele und Wege der modernen Huminstoffforschung.- 4. Internat. Congr. Soil Sci., Transaction **2**, 29 – 36; Dublin.

1953:

- Scheffer, F., 1953: Humus und dessen Bildung durch die Mikroorganismen.- Atti del VI Congr. Internaz. Di Microbiologia, Vol. 6, Sez. XVIII, 265 – 278; Roma.
- Scheffer, F., 1953: Das Humusproblem in den westeuropäischen Ländern.- Vortragstagung der Landwirtschaftlichen Fakultät der GA Universität Göttingen, S. 51 – 68; Landbuch-Verlag Hannover.
- Scheffer, F., 1953: Gedanken zur Strohdüngung.- Mitteilgn. d. DLG, **68**, H 31; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F., 1953: Mineral- und Humusdüngung.- Kali-Briefe, FG **6**, 12. Folge 1 - 4; Hannover.
- Scheffer, F. und E. Welte, 1953: Über Ziele und Wege der modernen Huminstoffforschung.- Session 1.
- Scheffer, F., 1953: Mineraldüngung erzeugt Humus und hebt die Bodenfruchtbarkeit.- Mitteilgn. der DLG, **68**, 181 – 183; Frankfurt/Main.

1954:

- Scheffer, F., 1954: Neuere Erkenntnisse in der Humusforschung.- Transact. V. Internat. Congr. Soil Sci. I, 208 – 228; Leopoldville.
- Scheffer, F. W. Jessen und K. Strack, 1954: Über die Anwendung des Häckselmistes.- Landw. Forschung, **7**, 4 - 11; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F. und A. Kloke, 1954: Fertilising value of organic matter.- In: „Manures and Fertilisers“, Published by OEEC, Paris, 57 – 77.

1955:

- Scheffer, F., E. Welte und W. Ziechmann, 1955: Über Untersuchungen an künstlichen Huminstoffen.- Z. Pflanzernähr., Düng. Bodenkd., **69**, 58 – 65; Weinheim.
- Flaig, W., F. Scheffer und B. Klamroth, 1955: Zur Kenntnis der Huminsäuren. VIII. Mitteilung: Zur Charakterisierung der Huminsäuren des Bodens.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **71 (116)**, 33 – 57; Weinheim.
- Scheffer, F. und B. Ulrich, 1955: Vorschläge zur Nomenklatur des Humus.- Vortrag vor der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1955 in Freiburg (Breisgau).

1956:

- Scheffer, F. und A. Kloke, 1956: Probleme der Humusforschung.- Landw. Forschung, 7. Sonderheft, 47 - 54; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F., 1956: Stallmist - Kunstmist - Stallmistkompost.- Mitteilgn. d. DLG, **71**, 97 - 98; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F., 1956: Humus und Mineraldüngung.- Landw. Wochenblatt f. Westfalen u. Lippe, **113 A**, H. 11; Münster-Hiltrup.
- Scheffer, F., H.-G. Schulz und H. Woratz, 1956: Untersuchungen über den Gehalt an bakteriostatisch und bakterizid wirkenden Stoffen in der Jauche.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **74**, 232 - 239; Weinheim.

1957:

- Scheffer, F., 1957: Geordnete Humuswirtschaft und ausgeglichene Fruchtfolge als Voraussetzung für hohe Dauerleistungen landwirtschaftlicher Betriebe.- Bayer. Landw. Jb., **34**, 323 - 347; München.
- Scheffer, F. und A. Kloke, 1957: Die Humusfrage in der viehlosen Wirtschaft.- Kurzberichte für Landwirtschaft und Ernährung, H. 12, 921 - 923; München.

1958:

- Scheffer, F., 1958: Über Bildung und Eigenschaften von Huminsäuren.- Wiss. Z. Uni. Jena, Math.-nat. Reihe, 7, 503 - 509; Jena.
- Scheffer, F., R. Sunkel und E. Welte, 1958: Über Humuseigenschaften in Böden der wechselfeuchten Tropen.- Naturwissenschaften, **45**, 274 - 275; Heidelberg.
- Scheffer, F. und B. Ulrich, 1958: Rohphosphatwirkung in Abhängigkeit von der Humusdynamik.- III. Int. Kongr., Bericht der Inter. Studiengesell. f. Phosphatfragen, S. 81 - 90; J. von Liebig Verlag, Darmstadt.
- Scheffer, F. und A. Kloke, 1958: Humusfragen in vieharmen Betrieben.- Mitteilgn. der DLG, **73**, 859 - 862; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F. und A. Kloke, 1958: Viehwirtschaft und Fruchtfolge, Grundlagen der Humusversorgung des Bodens.- Landw. Wochenblatt f. Westfalen u. Lippe, **115 A**, 611 - 612; Münster-Hiltrup.
- Scheffer, F., 1958: Physikalisch, chemische und biologische Wirkungen des Wurzelhumus.- Landw. Wochenblatt f. Westfalen u. Lippe, **115 A**, H. 14, 14 - 15; Münster-Hiltrup.

1960:

- Scheffer, F. und W. Kroll, 1960: Die Bedeutung nichtmetallischer Oxide im organischen Stoffkreislauf unter besonderer Berücksichtigung des katalytischen Einflusses der Kieselsäure auf Huminsäureauf- und-Abbaureaktionen.- Agrochimica, **4**, 97 - 109; Pisa.

1962:

- Scheffer, F., W. Ziechmann u. W. Rochus, 1962: Die Wirkung synthetischer Huminsäuren auf Phosphatasen.- Naturwissenschaften., **49**, 131 - 132; Heidelberg.
- Scheffer, F., W. Ziechmann u. W. Rochus, 1962: Die Beeinflussung von Phosphatase-Aktivitäten durch Huminstoffe.- Naturwissenschaften., **49**, 157; Heidelberg.

1967:

- Scheffer, F. und W. Ziechmann, 1967: Huminstoffe als Radikale.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **116**, 106 - 114; Weinheim.

1969:

Scheffer, F., 1969: Zur Bedeutung der Mikronährstoffe im Stallmist.- *Mitteilgn. der DLG*, **83**, H. 8, 198 - 202; Frankfurt/Main.

1976:

Kickuth, R. und F. Scheffer, 1976: Konstitutive und nutritive Eigenschaften des sogenannten Pseudo-Amidstickstoffs aus Huminsäuren.- *Agrochimica*, **20**, 373 - 386; Pisa (Italien).

3.4 Chemie (Agrikulturchemie)

1927:

Scheffer, F., 1927: Zur Titration des nach N. von Lorenz gefällten Ammoniumphosphormolybdatniederschlag mit Natronlauge unter Zusatz von Formaldehyd.- *Die landw. Versuchs-Stationen*, , 335 - 343; Berlin.

1930:

Dirks, B. und F. Scheffer, 1930: Über die Bestimmung der leichtlöslichen Boden-phosphorsäure.- *Wissenschaftliches Archiv für Landwirtschaft Abt. A: Pflanzenbau*, **4**, 641 - 652; Berlin.

1933:

Scheffer, F., 1933: Gärfutterbereitung mit Säurezusatz.- *DLP*, **60**, S. 449 - 450; Berlin.

Scheffer, F., 1933: Siloberatung tut not.- *Rundfunkvortrag Leipzig*, August 1933.

1935:

Scheffer, F., 1935: Die Bedeutung der Säure und der Säuremenge für die Silofutterbereitung.- *Kühn-Archiv*, **40**, Halle.

1936:

Scheffer, F., 1936: Die Aufgaben der Chemie bei der Silofutterbereitung.- *Ernährung der Pflanze*, **32**, 101 - 104; Berlin.

1945:

Scheffer, F., 1945: Die Aufgabe der Chemie bei der Gärfutterbereitung.- *Z. f. Angew. Chemie*, Berlin.

1950:

Scheffer, F., 1950: Ziele und Wege agrikulturchemischer Forschung.- *Tagung der Gesell. der Landbauwissenschaften*. Bad Schwalbach.

1951:

Scheffer, F., 1951: Bedeutung und Aufgaben der Agrikulturchemie.- *Landw. Forschung* 1. Sonderheft, 3 - 24, Frankfurt/Main.

1952:

Scheffer, F., E. Welte und A. Kloke, 1952: Vorläufiger Bericht über den Verlauf der Harnvergärung unter Zusatz antibiotischer Mittel.- *Z. Pflanzernähr., Düng. Bodenkd.*, **56**, 1 - 2; Weinheim.

Scheffer, F. und H. Pajenkamp, 1952: Phosphorbestimmung in Pflanzenaschen nach der Molybdän-Vanadin-Methode.- *Z. Pflanzernähr., Düng. Bodenkd.*, **56**, 2 - 8; Weinheim.

- Scheffer, F. und E. Welte, 1952: Die Ultraviolett-Absorption von Huminsäuren aus Hochmoortorf, Braun- und Steinkohlen.- Landw. Forschung, **3**, 1 – 6; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F., E. Welte und C. Heinemann, 1952: Über die „Lactatlöslichkeit“, von bodenbürtiger und Mineraldünger-Phosphorsäure in karbonathaltigen Böden.- Z. Pflanzenernähr., Düng. Bodenkd., **58**, 40 – 59; Weinheim.

1953:

- Scheffer, F., E. Welte und G. Kemmler, 1953: Über Veränderungen in der stofflichen Zusammensetzung des Stallmistes bei der biologischen Gaserzeugung.- Landw. Forschung, 3. Sonderheft, 61 – 68; Frankfurt/ Main.
- Scheffer, F. und R. Twachtmann, 1953: Erfahrungen mit der Enzymmethode nach HOFMANN.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **62**, 158 – 171; Weinheim.
- Scheffer, F. und H. Pajenkamp, 1953: Über die colorimetrische Bestimmung der Phosphorsäure mit Vanadat-Molybdat.- Z. f. analytische Chemie, **138**, 266 – 269; Berlin.
- Scheffer, F. und G. Kemmler, 1953: Biologische Gasgewinnung.- Mitteilgn. d. DLG, **68**, 27 – 29; Frankfurt/Main.

1954:

- Scheffer, F. und A. Kloke, 1954: Die Harnvergärung in Gegenwart von Streptomycin.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **64 (109)**, 120 – 129; Weinheim.

1955:

- Scheffer, F. und D. Schroeder, 1955: Der Einfluß des Erhitzens auf die Löslichkeit des Bodenphosphors. Kurzmitteilung.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **70**, 165; Weinheim.
- Scheffer, F., W. Ziechmann und H. Schlüter, 1955: Die Papierelektrophorese als Möglichkeit der Auftrennung von Huminsäuren. Methodische Untersuchungen.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **70**, 260 – 274; Weinheim.
- Scheffer, F. W. Ziechmann, H.D. Becker und H. Schlüter, 1955: Über den Dochteffekt bei der Papierelektrophorese künstlicher Huminsäuren.- Naturwissenschaften, **42**, 71; Heidelberg.
- Scheffer, F. und H. Brüne, 1955: Über die Bedeutung des Stickstoffs beim Abbau verschiedener Stoffe im Bihugasverfahren.- Landw. Forschung, **8**, 126 – 132; Frankfurt/Main.

1956:

- Scheffer, F., B. Ulrich, B. Meyer und J. Oehmichen, 1956: Natronlauge-Extraktion von Modellsubstanzen und Waldhumusformen. Ein Beitrag zur Frage der Huminsäureextraktion.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **74**, 157 – 161; Weinheim.
- Scheffer, F., B. Meyer, B. Ulrich und P.Ch. Oloffs, 1956: Zur Frage der quantitativen röntgenographischen Untersuchung von Tonmineralgemischen.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **74**, 243 – 247; Weinheim.
- Scheffer, F. und W. Ziechmann, 1956: Über die Bestimmung des Stickstoffs einiger heterocyclischer Verbindungen nach der Methode von Kjeldahl.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **74**, 247 – 249; Weinheim.
- Scheffer, F., B. Ulrich und P. Hiestermann, 1956: Hydrothermalsynthese von Strengit.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **75**, 135 – 143; Weinheim.

1957:

- Sauerlandt, W., F. Scheffer und H.J. Banse, 1957: Untersuchungen über organisch gebundenen Phosphor in verschiedenen Böden.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **76**, 244 – 261; Weinheim.

- Scheffer, F., F. Ludwig und B. Ulrich, 1957: Zur Frage der Herstellung markierter Phosphatdünger durch Bestrahlung im Kernreaktor.- Z. Pflanzernähr., Düng. Bodenkd., **78**, 27 - 38; Weinheim.
- Scheffer, F., A. Kloke und H.-J. Alpers, 1957: Chromatographische Untersuchungen über den Einfluß verschiedener organischer N-Dünger auf den Gehalt einiger Aminosäuren im Haferkorn.- Z. Pflanzernähr., Düng. Bodenkd., **78**, 135 - 146; Weinheim.
- Scheffer, F., B. Ulrich und P. Hiestermann, 1957: Ein methodischer Weg zur Ermittlung der Komplex- und Chelatbindungskapazität von organischen Stoffen und Böden.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **78**, 168 - 177; Weinheim.
- Scheffer, F., W. Ziechmann und H. Kuntze, 1957: Untersuchungen über Aufbau und Eigenschaften von Harnstoff-Acetaldehyd-Kondensaten.- Naturwissenschaften, **44**, 52; Heidelberg.
- Scheffer, F., A. Kloke und G. Wittkopf, 1957: Untersuchungen zur Bestimmung wirksamer Phosphorsäure in Rohphosphaten unter Verwendung von Ionenaustauschern.- Z. Pflanzernähr., Düng. Bodenkd., **79**, 232 - 246; Weinheim.
- Scheffer, F., W. Ziechmann und H. Schlüter, 1957: Über Sedimentations-Untersuchungen an Huminsäuren.- Naturwissenschaften, **44**, 63; Heidelberg.
- Scheffer, F., A. Kloke und F. Hünnerhoff, 1957: Untersuchungen des Bodens auf Manganbedürftigkeit nach der mikrobiologischen Testmethode mittels *Aspergillus niger*. I. Teil: Mikrobiologischer Nachweis von Mangan in Modellböden.- Landw. Forschung, **10**, 176 - 185; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F., A. Kloke und F. Hünnerhoff, 1957: Untersuchungen des Bodens auf Manganbedürftigkeit nach der mikrobiologischen Testmethode mittels *Aspergillus niger*. II. Teil: Mikrobiologischer Nachweis von Mangan in natürlichen Böden.- Landw. Forschung, **10**, 207 - 214; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F. und F. Ludwig, 1957: Szilard-Chalmers-Effekt in Neutronen bestrahlten Phosphatdüngern.- Naturwissenschaften, **44**, 396; Heidelberg.

1958:

- Scheffer, F., W. Ziechmann und J. Schmidt, 1958: Über Synthesehuminsäuren aus Polyoxyphenolen. 1. Mitteilung: Die einleitende Phase der Oxidation von Hydrochinon zu Huminsäuren im homogenen System mit alkalischer Reaktion.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **80**, 127 - 133; Weinheim.
- Scheffer, F., W. Ziechmann und H. Scholz, 1958: Über Synthesehuminsäuren aus Polyoxyphenolen. 2. Mitteilung: Quantitative Untersuchungen zur Oxidation von Hydrochinon im homogenen System mit alkalischer Reaktion.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **80**, 134 - 149; Weinheim.
- Scheffer, F., W. Ziechmann und G. Pawelke, 1958: Über Synthesehuminsäuren aus Polyoxyphenolen. 3. Mitteilung: Die Oxydation von Hydrochinon im heterogenen System mit schwach alkalischer und schwach saurer Reaktion.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **82**, 193 - 205; Weinheim.
- Scheffer, F., W. Ziechmann und H. Schlüter, 1958: Über die Sedimentation von Huminsäuren in der Ultrazentrifuge.- Kolloid-Zeitschrift, **160**, 1 - 7; Darmstadt.
- Scheffer, F. und F. Ludwig, 1958: Kunstharz-imprägnierte Filterscheiben und Membranfilter zur Aktivitätsmessung von Niederschlägen und Suspensionen.- Atompraxis, **4**, 331 - 332; Karlsruhe.
- Scheffer, F., W. Ziechmann und H. Schlüter, 1958: Über die Sedimentation von Huminsäuren in der Ultrazentrifuge.- Kolloid-Zeitschrift, **160**, 1 - 7; Darmstadt.

1959:

- Scheffer, F., E. Welte und H. Müller, 1959: Zur Methodik der papierchromatographischen Bestimmung von Mono- und Oligosacchariden in grünen Pflanzen und Früchten.- Z. analyt. Chemie, **165**, 321 - 337; Berlin.
- Scheffer, F. und H. Schlüter, 1959: Über Aufbau und Eigenschaften der Braun- und Grauhuminsäuren.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **84**, 184 - 193; Weinheim.
- Scheffer, F., W. Ziechmann und H. Schlüter, 1959: Über Huminsäuren aus Polyoxybenzolen. 4. Mitteilung: Über die Anwendung der Papierelektrophorese zur Trennung von Huminsäuren und die Chelatisierung der gewonnenen Fraktionen.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **85**, 32 - 43; Weinheim.
- Scheffer, F., W. Ziechmann und H. Schlüter, 1959: Über Sedimentationsuntersuchungen an Huminsäuren im Schwerfeld der Ultrazentrifuge.- Naturwissenschaften, **46**, 143 - 144; Heidelberg.
- Scheffer, F., W. Ziechmann und H. Scholz, 1959: Die Anwendung der Säulenadsorptionschromatographie zur Trennung von Huminsäuren.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **85**, 50 - 58; Weinheim.
- Scheffer, F., B. Meyer und E.A. Niederbudde, 1959: Huminstoffbildung unter katalytischer Einwirkung natürlich vorkommender Eisenverbindungen im Modellversuch.- Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., **87**, 26 - 43; Weinheim.
- Scheffer, F. und F. Ludwieg, 1959: Bestimmung künstlich radioaktiver Isotope der Seltenen Erden in pflanzlichen Futter- und Nahrungsmitteln.- Landw. Forschung, **12**, 280 - 289; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F., B. Meyer und U. Babel, 1959: Magnetische Messungen als Hilfsmittel der Eisenoxydbestimmung im Boden.- Beitr. Mineralogie und Petrographie, **6**, 371 - 387; Würzburg.

1960:

- Scheffer, F., W. Ziechmann u. G. Pawelke, 1960: Über die schonende Extraktion natürlicher Huminstoffe mit Hilfe milder organischer Lösungsmittel.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde, **90**, 58 - 69; Weinheim.
- Scheffer, F., B. Ulrich, P. Benecke und W. Sandler, 1960: Kinetik des Isotopenaustausches bei Phosphaten. I. Untersuchungsmethode sowie graphische und rechnerische Auswertung.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde, **91**, 224 - 232; Weinheim.
- Scheffer, F., B. Ulrich, P. Benecke und W. Sandler, 1960: Kinetik des Isotopenaustausches in heterogenen Systemen mit multiplen Gleichgewichten.- Naturwissenschaften, **47**, 321; Heidelberg.
- Scheffer, F., B. Ulrich und J.-H. Benzler, 1960: Die Bestimmung von Phosphorsäure und Kieselsäure als Molybdänblau.- Landw. Forschung, **13**, 191 - 201; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F. und F. Ludwieg, 1960: Bestimmung radioaktiver Spaltprodukte von Atombomben in Pflanzen: Zirkon-95 und Niob-95.- Landw. Forschung, **13**, 52 - 58; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F. und W. Kroll, 1960: Untersuchungen über den oxidativen Abbau einer synthetischen Huminsäure in Gegenwart von amorpher Kieselsäure und Quarz.- Kolloid-Z., **172**, 55 - 63; Darmstadt.

1961:

- Scheffer, F., B. Meyer, H. Fölster und H. Gebhardt, 1961. Maßanalyse des austauschbaren Ca in Gegenwart von Ba bei der KUK-Bestimmung nach Mehlich.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **93**, 245 - 246; Weinheim.
- Scheffer, F. und R. Kickuth, 1961: Chemische Abbauprobe an einer natürlichen Huminsäure. I. Mitteilung.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **94**, 180 - 188; Weinheim.

- Scheffer, F. und R. Kickuth, 1961: Chemische Abbaueversuche an einer natürlichen Huminsäure. II. Mitteilung.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **94**, 189 - 198; Weinheim.
- Scheffer, F., B. Meyer und U. Babel, 1961: Zur qualitativen Erfassung der freien Eisenoxide im Boden mittels Extraktionsverfahren.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **95**, 142 - 160; Weinheim.
- Scheffer, F., B. Ulrich und P. Benecke, 1961: Kinetik des Isotopenaustausches bei Phosphaten. II. Untersuchungen an Hydroxylapatit, Dicalciumphosphat und Boden.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **93**, 1 - 9; Weinheim.

1962:

- Scheffer, F. und R. Kickuth, 1962: Neue Systeme für die papierchromatographische Trennung von Kohlenhydraten.- Z. analyt. Chemie, **191**, 116 - 121; Berlin.

1963:

- Scheffer, F., R. Kickuth und G. Stricker, 1963: Aufsteigende Papierchromatographie auf Kreissegmenten.- Z. analyt. Chemie, **193**, 161 - 165; Berlin.
- Scheffer, F. und F. Ludwig, 1963: Nachweis von Mangan-54 und Kobalt-57 in Pflanzen als Folge russischer Kernwaffenversuche.- Atompraxis, **9**, 75 - 77; Karlsruhe.

1965:

- Scheffer, F., G. Stricker und R. Kickuth, 1965: Organische Verbindungen in der Guttationsflüssigkeit einiger Wild- und Kulturweizen.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd., **109**, 240 - 248; Weinheim.
- Scheffer, F., E. Schlimme und R. Kickuth, 1965: Polyalkohole als Agarbestandteile.- Naturwissenschaften, **52**, 518; Heidelberg.
- Scheffer, F., R. Kickuth und H. Lorenz, 1965: Methodische Untersuchungen zur Trennung und quantitativen Bestimmung von organischen Säuren in Pflanzenmaterial.- Qualitas Plant. et Materiae Vegetabiles, **12**, 342 - 348; Den Haag (NL).
- Scheffer, F. R. Kickuth und H. Lorenz, 1965: Eine neue Methode zur Trennung organischer Säuren an Sephadex A-25.- Naturwissenschaften, **52**, 517 - 518; Heidelberg
- Wilms, W., R. Kickuth und F. Scheffer, 1965: K-Methylxanthogenat - ein Reagenz zur Mikrobestimmung von Kobalt.- Landw. Forschung, 19. Sonderheft, 180 - 184; Frankfurt/Main.
- Scheffer, F., W. Ziechmann, W. Rochus u. E. Przemek, 1965: Eine mikrospektrophotometrische Methode zur Messung der Phosphatase-Aktivität in situ im Pflanzengewebe mit Hilfe der quantitativen Histochemie.- Acta histochem., **21**, 36 - 55; Jena.

1967:

- Scheffer, F., R. Kickuth und E. Schlimme, 1967: Reaktionen mit 1,1,1-Trifluoracetone. 1. Darstellung substituerter Zimtsäuren.- Tetrahedron Letters, **17**, 1653 - 1655; Oxford.
- Scheffer, F., R. Kickuth und E. Schlimme, 1967: Biosphärenprodukte von Sinapis alba. 2. Phyllospärenprodukte.- Naturwissenschaften, **54**, 119; Heidelberg.
- Scheffer, F., R. Kickuth und E. Schlimme, 1967: Biosphärenprodukte von Sinapis alba. 1. Rhizospärenprodukte.- Naturwissenschaften, **54**, 118 - 119; Heidelberg.
- Scheffer, F. und R. Kickuth, 1967: Neue biphasische Systeme für die Verteilungs-Chromatographie stark polarer Verbindungen.- Z. analyt. Chemie, **230**, 254 - 259; Berlin.
- Scheffer, F., R. Kickuth und R. Aldag, 1967: Synthese von DL-N-¹⁴C-Methyl-Valin. Eine neue Mikromethode.- Naturwissenschaften, **54**, 19 - 20; Heidelberg.

3.5 Sonstige (unvollständig)

1952:

Scheffer, F., 1952: Einleitung zum Festband E. Blanck - Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde, **56**, 1; Weinheim.

1953:

Scheffer, F., 1953: Georg Wiegner zum 70. Geburtstag (geb. 20.4.1883, gest. 14.4.1936) - Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde, **61**, 1-2; Weinheim.

Scheffer, F., 1953: Zum Tode von Prof. Dr. Edwin Blanck (21.10.1953) - Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde, **63**, 1-2; Weinheim.

1954:

Scheffer, F., 1954: Hermann Stremme zur Vollendung seines 75. Lebensjahres (17.5.1954) - Z. f. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenk., **65 (112)**, 1 - 2; Weinheim.

1958:

Scheffer, F., 1958: Festvortrag anlässlich des 100jährigen Bestehens der Landwirtschaftlichen Versuchsanstalt Kassel-Harleshausen.

1960:

Scheffer, F., 1960: Zum Gedenken an Julius Kühn - Landw. Forschung, **13**, 1 - 4; Frankfurt/Main.

Scheffer, F., 1960: Ludwig Schmitt zum 60. Geburtstag - Landw. Forschung, **13**, 151 - 152; Frankfurt/Main.

1962:

Scheffer, F. und E. Przemek, 1962: Zum 100. Geburtstag von Prof. Dr. Emil Haselhoff - Landw. Forschung, **15**, 1 - 6; Frankfurt/Main.

Scheffer, F., 1962: Zum Tod von Prof. Dr. Hans Deuel, Zürich (+ 17.1.1962) - Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde, **97**, 1-2; Weinheim.

1963:

Scheffer, F., 1963: Nachruf für Prof. Dr. H. Kuron - Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk., **103**, 97 - 98; Weinheim.

1968:

Scheffer, F., Prof. Dr. J. Hüdig † - Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk., **119**, 90; Weinheim.

4. Betreute Dissertationen

4.1 Halle (1931 - 1935)

1. Quintzau, G., 1932: Nährstoffaufnahme bei Wintergetreide. (Referent: Roemer, Korreferent: Scheffer).
2. Edel, P., 1933: Morphologische und physiologische Untersuchungen an thüringischen Triasböden.
3. Karapurkar, Y. M., 1933: Die Abhängigkeit der Nitrifikation von der Zusammensetzung und Abbaugeschwindigkeit der organischen Substanz.
4. Armero, L. de., 1933: Untersuchung an Böden statischer Düngerversuche nach der Methode Vogeler-Alten.
5. Wong, Po chun, 1933: Über die Bestimmung des Kationenumtausches des Bodenkomplexes nach Vogeler-Alten.
6. Sandhoff, H., 1933: Chemisch-physikalische Untersuchungen an Ligninen und deren Bedeutung als Boden- und Pflanzendünger.
7. Nagel, W., 1934: Physikalische und chemische Zustandsänderungen des Sorptionskomplexes der Nordseemarschböden durch Blausandmelioration.
8. Plate, H., 1936: Über die Abhängigkeit der Höhe des pflanzenaufnehmbaren Nährstoffkapitals von der Dynamik des Bodens.
9. Rathjens, H.-H., 1936: Dreijährige Versuche über die Blausandmelioration in der Nordseemarsch.

4.2 Jena (1936 - 1945)

10. Zöberlein, H., 1937: Das Sorptions- und Pufferungsvermögen organischer Düngemittel.
11. Bach, F., 1938: Ein Beitrag zur Charakterisierung der Humusstoffe.
12. Halfter, G., 1939: Über den Einfluß der Kationenbelegung auf die Farbtiefe der Humusstoffe.
13. Heß, O., 1939: Untersuchungen über den Humuszustand der Rhönböden.
14. Hausmann, W., 1939: Die Löslichkeit und Ausnutzung der Phosphorsäure in Rohphosphaten bei An- und Abwesenheit von Humusstoffen.
15. Gehrlicher, E., 1940: Untersuchungen über die natürliche Futtergrundlage in der Rhön.
16. Schwerdt, K., 1941: Über die Beziehungen zwischen wurzellöslichem Kali nach Neubauer und pflanzenverfügbarem Kali in Ackerböden.

4.3 Göttingen (1945 - 1967)

17. Schmalz, W., 1949: Über die Sorption von Phosphorsäure an Bentonit.
18. Kloke, A., 1951: Untersuchungen über den Einfluß von Pflanzenschutzmitteln aus Boden und Pflanze.
19. Hardt, H.-K., 1951: Untersuchungen über die Wirkung verschiedener Kalkstickstoff-Formen und deren Umsetzungsprodukte.
20. Heinemann, C., 1951: Beitrag zur Kenntnis der Laktatlöslichkeit von bodenbürtiger und Mineraldünger-Phosphorsäure unter dem Einfluß von Branntkalk und Tonmineralen.
21. Hempler, G., 1951: Über oxydimetrische Eigenschaften von Huminsäuren.
22. Schafmeyer, H., 1951: Über das Vorhandensein von Trägermechanismen beim pflanzlichen

Stoffaustausch.

23. Kemmler, G., 1952: Über Veränderungen in der stofflichen Zusammensetzung des Stallmistes bei der biologischen Gaserzeugung.
24. Twachtmann, R., 1952: Besteht eine Beziehung zwischen dem Enzymgehalt des Bodens und seiner Fruchtbarkeit?
25. Budde, H., 1953: Über den Einfluß der Mineraldüngung auf den Cholingehalt der Bohne.
26. Schoen, U., 1953: Kennzeichnung des Tonanteils in Böden durch Phosphatbindung und Kationenumtausch.
27. Strack, K., 1953: Beitrag zum Häckselmistproblem.
28. Kohlmeyer, M., 1953: Vergleich bodenkundlicher und vegetationskundlicher Methoden zur landwirtschaftlichen Standortsbewertung.
29. Götze, H., 1954: Sorptionsuntersuchungen an Rendzinen im Göttinger Raum.
30. Klinge, H., 1954: Über die organische Substanz in Rendzinen des Göttinger Raums.
31. Puffe, D., 1954: Über die Elemente Mangan, Bor, Kupfer und Kobalt und den Stickstoffhaushalt in den Rendzinen des Göttinger Raumes.
32. Uexküll, H., 1954: Über die Verwendung von Kondensationsprodukten aus Harnstoff und Azetaldehyd als langsam wirkende Stickstoffdünger.
33. Ziechmann, W., 1954: Untersuchungen über das Teilchengewicht, die Einheitlichkeit und den Bildungsmechanismus synthetischer Huminsäuren.
34. Klamroth, B., 1954: Beitrag zur Charakterisierung der Huminsäuren des Bodens.
35. Brüne, H., 1955: Über die Bedeutung des Stickstoffes beim Abbau verschiedener Stoffe im Bihugasverfahren.
36. Soerling, U., 1955: Ursachen und Zusammenhänge hoher Phosphatlöslichkeit im Boden.
37. Lambracht, H.-H., 1955: Untersuchungen über die Veränderung des Humus- und Huminsäuregehaltes unter dem Einfluß landwirtschaftlicher Kulturpflanzen.
38. Meyer, B., 1955: Grundlagen und Ergebnisse einer Untersuchung der bodenkundlichen Verhältnisse in Süd-Niedersachsen.
39. Plüschke, W., 1955: Vergleichende Untersuchungen über die Kombinationswirkung mineralischer und organischer Stickstoffdünger.
40. Tiedemann, H.-G., 1955: Der Einfluß der Reihendüngung auf Ertrag und Qualität der Zuckerrübe. (Experimentelle Arbeit im Inst. f. Zuckerrübenforschung, Göttingen).
41. Gutjahr, V., 1955: Die Anwendung der Radioisotopen-Methode in Phosphatdüngungsversuchen mit Zuckerrübe. (Experimentelle Arbeit im Inst. f. Zuckerrübenforschung, Göttingen).
42. Grummer, H.-J., 1956: Untersuchungen über die Wirkung granulierter Stickstoffdünger in Gefäß- und Feldversuchen.
43. Hünerhoff, F., 1956: Untersuchungen des Bodens auf Manganbedürftigkeit nach der mikrobiologischen Testmethode mittels *Aspergillus niger*.
44. Hiestermann, P., 1956: Ein Beitrag zur Ermittlung der Komplex- und Chelatbindungskapazität von organischen Stoffen und Böden.
45. Kuntze, H., 1956: Untersuchungen über Aufbau und Eigenschaften von Urea-Z-Kondensaten.
46. Ludwieg, F., 1956: Über die Eisenoxyhydrat im Boden unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses auf den T-Wert der Tonminerale.
47. Gerken, H., 1956: Zur Anwendung von markierten Phosphatdüngern in Gefäßversuchen.

48. Kalk, E., 1956: Polarisations-, Phasenkontrast- und Grenzdunkelfeldmikroskopische Untersuchungen an Löß und Lößböden.
49. Banse, H.-J., 1956: Über Veränderungen des organisch gebundenen Phosphors in Abhängigkeit von Bodentyp, Phosphorsäuredüngung und Jahreszeit.
50. Niemann, A., 1956: Untersuchungen über die proteolytische Fermentwirkung des Saftes der Kartoffelknolle. (Experimentelle Arbeit in Biologischer Bundesanstalt, Inst. F. Biochemie, Hann.-Münden).
51. Kirchberg, G., 1956: Untersuchungen über den Einfluß äußerer Faktoren auf die Carotinbildung im Zuckerrübenblatt. (Experimentelle Arbeit im Inst. f. Zuckerrübenforschung, Göttingen).
52. Schneider, K., 1956: Über den Einfluß äußerer Faktoren, insbesondere der Mineraldüngung, auf die Zusammensetzung der stickstoffhaltigen Bestandteile des Zuckerrübenblattes. (Experimentelle Arbeit im Inst. f. Zuckerrübenforschung, Göttingen).
53. Müller, K., 1957: Quantitative papierchromatographische Untersuchungen: Über die Abhängigkeit der Zuckerbildung in Weidelgras, Spinat, Roggen, Gerste, Mais und Futterrüben von der Kalium- und Stickstoffdüngung unter besonderer Berücksichtigung des Kaliums.
54. Schulz, H.-G., 1957: Der Einfluß von Oxydationsprodukten der Glucose auf das Wachstum von Haferkeimlingen.
55. Wittkopf, G., 1957: Chemische und physiologische Untersuchungen an verschiedenen Rohphosphaten zur Beurteilung ihrer Düngewirkung.
56. Sunkel, R., 1957: Bodenkundliche Studien an Böden aus portugiesisch Angola. Zugleich ein Beitrag über den organischen und mineralischen Aufbau von Böden der wechselfeuchten Tropen.
57. Alpers, H., 1957: Chromatographische Untersuchungen über den Einfluß verschiedener Stickstoff-Formen und Stickstoffgaben auf die Anteile einiger Aminosäuren im Haferkorn.
58. Benzler, J.-H., 1957: Die Bestimmung der Phosphorsäure als Molybdänblau. Untersuchungen über die Ferrari-Methode und ihre Anwendung auf den organisch gebundenen Bodenphosphor.
59. Schlüter, H., 1957: Über Sedimentations- und Absorptionsmessungen an elektrophoretisch getrennten Huminsäuren-Fractionen.
60. Scholz, H., 1957: Zur Huminsäurebildung aus Hydrochinon im alkalischen Medium.
61. Schneeberg, H.-A., 1957: Über die Auenlehme des Mittelwesertales unter besonderer Berücksichtigung grundwasserbeeinflusster Profile.
62. Graf v. Reichenbach, H., 1957: Untersuchungen über Verteilung und Dynamik des Kaliums im Boden des Göttinger E-Feldes.
63. Schmidt-Lorenz, R., 1957: Ein Beitrag zur Kenntnis der Terra Fusca im Südniedersächsischen Bergland.
64. Kroll, W., 1958: Der oxydative Abbau von Huminsäuren in Gegenwart von Kieselsäure.
65. Babel, U., 1958: Zur Bestimmung der Eisenoxydhydrate im Boden unter besonderer Berücksichtigung von Extraktionsuntersuchungen und magnetischen Messungen.
66. Niederbudde, E.-A., 1958: Über den Einfluß des Eisens und seiner Oxydverbindungen auf die Bildung und Stabilisierung von Huminsäuren.
67. Oehmichen, J., 1958: Untersuchungen zum Podsolierungsprozeß insbesondere des Polymerisations-, Reduktions- und Komplexbildungsvermögens wässriger Extrakte der Humusaufgabe.
68. Pawelke, G., 1959: Zur schonenden Gewinnung von Huminstoffen und Möglichkeiten zu

- ihrer Charakterisierung. (Ein Beitrag zur Humifizierung in der Natur).
69. Hempler, K., 1959: Die Phosphatformen im Boden, ihre Verteilung auf die Korngrößenfraktionen und ihre Ausnutzung durch die Pflanze bei intensiver Durchwurzelung.
 70. Benecke, P., 1959: Kinetik des Isotopenaustausches bei Phosphaten.
 71. Kickuth, R., 1959: Chemische Abbauversuche an einer natürlichen Huminsäure. (Ein Beitrag zum Strukturproblem der Huminsäuren.)
 72. Ofori, Ch., 1959: Über den Einfluß der Kali-Phosphat-Düngung auf die Eiweißzusammensetzung an einigen Aminosäuren in Erbsen.
 73. Rochus, W., 1959: Graphitsäuren als Modellsubstanz für Huminsäuren.
 74. Kelm, W., 1959: Über die Abpressung extrahierter Schnitzel der Zuckerrübe. (Experimentelle Arbeit im Inst. f. Zuckerrübenforschung, Göttingen.)
 75. Fölster, H., 1960: Über die Entstehung und Dynamik indischer Regurböden, in Verbindung mit kritischen Untersuchungen zur Ordnung und Diagnostik der Tonminerale.
 76. Kaufmann, H., 1960: Untersuchungen über das Verhalten der Phosphat-Ionen in dem System Nährlösung-Pflanze.
 77. Ottermann, A., 1960: Zucker in grünen Erbsen bei unterschiedlicher Kali- und Phosphorsäureversorgung der Pflanze.
 78. Rotzoll, H., 1960: Die Kohlenhydratfraktionen der Kartoffelknolle, insbesondere die löslichen Zucker, in Abhängigkeit von Düngung, Lagerung und Sorte.
 79. Henze, R., 1960: Über den Einfluß einer Strohdüngung auf Ertragsfähigkeit und Bodenfruchtbarkeit.
 80. Metzler, K., 1960: Strukturchemische Untersuchungen und biologische Wirkungen der Harnstoff-Azetaldedyd-Kondensate.
 81. Visser, J.H., 1961: Untersuchungen über die chemische Natur der Wurzelabscheidungen und ihre Auswirkungen auf Boden und Pflanze.
 82. Przemek, E., 1962: Physiologische und histochemische Untersuchungen über Einflüsse von synthetischen und natürlichen Huminstoffen auf das Wurzelwachstum.
 83. Paschai-Awwal, A., 1962: Gewinnung, Auftrennung und Charakterisierung der Huminstoffe eines Podsol-Bodens.
 84. López Marinez de Alva, L., 1962: Zur Frage der Phosphatfestlegung im Boden.
 85. Wilms, W., 1962: Eine neue Mikromethode zur quantitativen Simultanbestimmung der Spurenelemente Kobalt und Nickel am K-Methyl-Xantogenat.
 86. Zimmermann, H., 1962: Die Ursachen der Tonverlagerung und Gefügeveränderungen in Parabraunerden und mitteleuropäischen Kalkstein-Braunlehmen.
 87. Neuhaus, H., 1962: Strukturschwankungen bei Marschböden in Abhängigkeit von Klima und Meliorationsmaßnahmen. (Experimentelle Arbeit in Grünlandlehr- und Marschversuchstation Infeld/Nordenham).
 88. Lin, H.-C., 1963: Physikalische-chemische Untersuchungen zur Charakterisierung der Düngeeigenschaften von Hyperphos.
 89. Sipos, L., 1963: Abhängigkeit der Wirkung der Mehrnährstoffdünger von ihrer Verteilung, Körnung und Zusammensetzung.
 90. Karapurkar, H., 1963: Kinetische Untersuchungen des Isotopenaustausches zwischen Nährlösung und Pflanze.
 91. Papp, M., 1963: Wasserhaushalts-Untersuchungen an holozänen Parabraunerden aus würmeiszeitlichem Löß in Niedersachsen zur Klärung des Vegetations-Einflusses (Wald,

- Grasland) unter bodengenethischen, landschaftshydrologischen und landwirtschaftlich-ökologischen Gesichtspunkten.
92. Stricker, G., 1963: Untersuchungen an Blatt- und Wurzelexkreten verschiedener Arten und Sorten der Gattung *Triticum*.
 93. Fassbender, H.-W., 1963: Die Anwendung physikalisch-chemischer Kenngrößen zur Beurteilung der Düngewirkung von Rohphosphaten.
 94. Lauenstein, H.-J., 1963: Untersuchungen zur Boden- und Nährstoffdynamik der neuartigen „Deutschen Sandmischkulturen“ (Experimentelle Arbeit in Staatlicher Moorversuchsanstalt Bremen).
 95. Bosse, I., 1964: Verwitterungsbilanzen von charakteristischen Bodentypen aus Flugsanden der nordwestdeutschen Geest (Mittelwesergebiet).
 96. Vollert, C.W.A., 1964: Mobilisierungsvorgänge an Calcium-, Eisen- und Aluminiumphosphaten durch Chelatoren aus dem Wurzelraum von Luzerne und Steinklee.
 97. Crnogorac, St., 1964: Über die Anwendbarkeit der Barbitursäurepolymethin-Methode zur Bestimmung des Magnesiums in Böden und Pflanzen und insbesondere zur Ermittlung des Mg-Nährstoffpotentials.
 98. Gebhardt, H., 1964: Bilanzanalytische Untersuchungen zu Silikatverwitterung und zum Stofftransport in feuchten und nassen Holozänböden aus Löß mit besonderer Berücksichtigung der Feldspatverwitterung. -
 99. Todoric, B., 1964: Über den Kalium-Haushalt und das Verhalten des Kaliums in tonhaltigen Böden Ost-Slawoniens und Baranjas.
 100. Hess, C., 1965: Über die Natur der Bindung des Humus in Schwarzerden und schwarzerartigen Böden, insbesondere in den Tirsen Marokkos.
 101. Kramer, W., 1965: Die Aktivitätsbeeinflussung der Urease durch o-funktionelle Modellsubstanzen und Huminsäuren.
 102. Lorenz, H., 1965: Über das Vorkommen und die Bedeutung organischer Säuren in der Pflanze und im steril gehaltenen Wurzelraum von Mais.
 103. Wolpers, K.H., 1965: Über die Nährstoffaufnahme im Sprühtank unter besonderer Berücksichtigung des Kalium-Calcium-Potentials.
 104. Aldag, R., 1966: Vernachlässigte Aminosäuren des Bodens und ihre Wirkung auf höhere Pflanzen.
 105. Ehlers, W., 1966: Beiträge zum Kaliumaustausch des Bodens (Kaliumaustauschkurve; Kalium-Selektivität und Fraktionierung der Vorräte; Kaliumaustausch und kristallographisches Verhalten der Dreischicht-Tonminerale).
 106. Karbachsch, M., 1966: Phenolische Komplexbildner und ihr Einfluß auf die Löslichkeit von Calcium-, Eisen- und Aluminiumphosphaten.
 107. Schlimme, E., 1966: Organische Verbindungen in Rhizosphäre und Phyllospäre von *Sinapis alba* (Ein Beitrag zur chemischen Ökologie des Weißen Senfes).
 108. Wetzold, P., 1966: Untersuchungen über die Wirkung von Zementofen-Flugstaub und Zementstaub auf die CO₂-Assimilation von Bohnen und Sonnenblumen.
 109. Saolapurkar, V.K., 1966: Die Bildung von α -Ketosäuren, Aminosäuren und Proteinen im jungen Hafer und jungem Weizen in Abhängigkeit von der Manganernährung.
 110. Moschrefi-Nmearzadez, N., 1967: Modelluntersuchungen über die Ursache, Größe und Wirkungen der Wasserbewegung im Boden bei ungesättigtem Feuchtezustand.
 111. Richter, M., 1967: Quantitative Aspekte der Stoffproduktion in der sterilen Rhizospäre von MEDICADO. Bedeutung für die Eisenaufnahme.

5. Betreute Habilitationen

5.1 Jena (1936 - 1945)

1. Schachtschabel, P., 1939: Untersuchungen über die Sorption an Tonmineralen.

5.2 Göttingen (1945 - 1967)

2. Welte, E., 1950: Über die Entstehung von Huminsäuren und Wege ihrer Reindarstellung.
3. Ziechmann, W., 1959: Bildung, Struktur und Eigenschaften von Huminstoffen.
4. Ulrich, B., 1960: Die Wechselbeziehungen von Boden und Pflanze in physikalisch-chemischer Betrachtung.
5. Kloke, A., 1960: Die Humusstoffe des Bodens als Wachstumsfaktoren. (erschienen 1991)
6. Kuntze, H., 1964: Die Marschen - schwere Böden in der landwirtschaftlichen Evolution. (erschienen 1965).
7. Schoen, U., 1966: Beitrag zur Kenntnis der Tonminerale in marokkanischen Böden.
8. Meyer, B., 1967: Lößforschungen in Südniedersachsen und Nordhessen. Zur Feinstratigraphie und Paläopedologie des Jungpleistozäns nach Untersuchungen an südniedersächsischen und nordhessischen Lößprofilen.
9. Kickuth, R., 1968: Mobile organische Bodenkomponenten.

Seit 1987 verleiht die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft in Erinnerung an Fritz Scheffer den nach ihm benannten

FRITZ-SCHEFFER-PREIS

an NachwuchswissenschaftlerInnen aufgrund hervorragender wissenschaftlicher Leistungen für Arbeiten aus dem Gebiet der Bodenkunde.

Folgenden Personen wurde der Preis bisher verliehen:

- 1987 Gerhard WELP, Bonn**
- 1989 Jörg BACHMANN, Hannover**
- 1990 Reinhold JAHN, Hohenheim**
- 1991 Kurt ROTH, Zürich**
- 1994 Thilo STRECK, Braunschweig**
- 1995 Andreas PAPRITZ, Zürich**
- 1996 Petra DOLT, Berlin**
- 1997 Ludger HERMANN, Hohenheim**

Auf der Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft im September in Hannover werden die Preisträger für die Jahre 1998 und 1999 bekanntgegeben.

Darüber hinaus wird aus Anlaß des 100. Geburtstages von Fritz Scheffer einmalig ein Sonderpreis in Höhe von DM 7.500,- verliehen.

Der Preis konnte durch freundliche Unterstützung der KALI & SALZ GmbH, Kassel, ausgeschrieben werden.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

VOM WISSEN ÜBER DIE BÖDEN ZUR
WISSENSCHAFTLICHEN BODENKUNDE

Band 89

1999

Vom Wissen über die Böden zur wissenschaftlichen Bodenkunde

von

HARTGE, K.-H.

1. EINFÜHRUNG

Darstellungen geschichtlicher Abläufe haben stets modellhaften Charakter gegenüber der Wirklichkeit. Sie bieten, wie jedes Modell im naturwissenschaftlichen Bereich, ein Abbild des Objektes bzw. Prozesses verkürzt in Raum, Zeit und Komplexität. Die Verkürzung gerade der letzten dieser drei Dimensionen erzwingt die Auswahl einer beschränkten Zahl von Parametern und führt daher hier leicht zu personenbedingten Verzerrungen. Der Historiker würde dann sagen, es gäbe keine Darstellung von Geschichte, sondern nur Darstellungen von Meinungen über Geschichte.

Die Erkenntnis der Modellhaftigkeit der Darstellung und der Unvermeidlichkeit von Willkür bei der Wahl der Parameter möge es erleichtern, Unvollständigkeiten dieser Darstellung gegenüber dem Original, also der wahren Geschichte zu akzeptieren.

2. DER WEG

Wenn man nach frühen Spuren der Bodenkunde in der Literatur sucht, dann muss man sich zuvor die Frage stellen, wie denn diese Spuren aussehen können und danach sogleich wo man nach ihnen suchen muss. Diese beiden Fragen als Ausgangspunkte der Aktion, sind nicht spezifisch für die Bodenkunde. Sie gelten für die Untersuchung von Entstehungsgeschichten ganz allgemein.

Im Bereiche der Naturwissenschaften wären die frühesten Spuren im Bereich früher Anwendungen zu erwarten, d.h. in erster Linie bei Abhandlungen über die wichtigsten Lebensbereiche und das wären Ernährung - hier also Landwirtschaft - und Medizin. Gleichzeitig mit praxisorientierten Erwähnungen jedoch treten hier wie in den meisten Fachrichtungen schon früh Spuren im philosophischen Schrifttum auf. Der Grund dafür liegt in der gleichzeitigen Entwicklung der Technologien und der Philosophie als Mutterdisziplin der Naturwissenschaften

Bei der Spurensuche wird man feststellen, dass in der Bodenkunde - wie wohl in allen naturwissenschaftlichen Arbeitsgebieten, für die Geologie z.B. durch v.Zittel (1899) - sogleich nach frühen Zeugnissen Ausschau gehalten wurde als sie sich formal zu etablieren begann. Wenn man daher frühe Spuren pedologischer Gedankengänge sucht, dann muss

K.H.Hartge, Habichthorst 9, 30823 GARBSEN

Erweiterte Fassung des Vortrages anlässlich der 150-Jahre Feier der Dtsch.Geol.Ges. in Berlin, Oktober 1998

man nicht mehr unbedingt selbst in der alten Literatur recherchieren. Man kann vielmehr heute die in unregelmässigen Abständen erscheinenden Rückblicke als "Trittsteine" für den Gang in die Geschichte benutzen. Neu aufgefundene Quellen würden das Gesamtbild kaum ändern, auch wenn sie im Detail Verschiebungen zur Folge haben mögen.

Im Bereich der Bodenkunde führt eine derartiger Weg in die Vergangenheit zunächst über die 1997 von Yaalon und Berkowicz herausgegebene "History of Soil Science". Für engbegrenzte Fragestellungen gibt es ausserdem Abhandlungen von Böhm(1996) und Ziehen (1996). Den nächsten Trittstein bildet das "Handbuch der Bodenkunde" von E. Blanck (Hrsgb., Springer , 1929, Band1, 6 - 18 : Geschichtlicher Überblick über die Entwicklung der Bodenkunde von F.Giesecke). Zeitlich davor liegt das Bulletin/Mitteilungen Nr.45 der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft (1974), den frühesten hier verwendeten bilden Beiträge in der ersten wissenschaftlichen Zeitschrift in der Bodenkunde, den dreisprachlichen " Internationalen Mitteilungen für Bodenkunde/Revue Internationale de Pedologie/International Reports on Pedology ". Diese Schrift erschien von 1911 bis 1924 in insgesamt 14 Bänden im Verlag f. Fachliteratur (Berlin/Wien). Herausgeber war F.Schucht. Hier findet sich schon in Band 3 (1913) ein umfangreicher Aufsatz über "Die Keime der Pedologie in der antiken Welt" (A. Jarilow, pp.240-256) und im Band 4 (1914) eine Abhandlung über " Die Entwicklung der Bodenkunde von ihren ersten Anfängen bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts (O. Neuss, pp. 453-495).

Wenn man unter Verwendung dieser "Trittsteine" die literarisch belegte Geschichte der Bodenkunde von den ersten undeutlichen Spuren her aufrollt, dann ergibt sich in grossen Zügen etwa folgendes Bild :

3. DIE SPUREN AUF DER ZEITACHSE

Seit Beginn des Auftretens schriftlicher Zeugnisse unserer Kultur wird der Boden erwähnt. Dabei ist es belanglos, ob man vom Alten Testament ausgeht, wo bereits im 1. Buch Moses der Boden im Acker- und Feldbau erwähnt werden (Kap. 3, Verse 17 u. 23 "... mit Kummer sollst Du Dich darauf ernähren...") oder von der klassischen Antike. Hier finden sich bei den Schriften des Hippokrates (460 - 370 a.Chr.) (Übersetzung von R.Fuchs: Hippokrates sämtliche Werke. München, 1895) eingehende Angaben über den Pflanzenwuchs in Abhängigkeit von Feuchtigkeit und Wärme des Bodens und daher auch von dessen Inklination und Exposition. Der Zusammenhang zwischen Feuchte und Beschaffenheit des Bodens wird dort ebenfalls erwähnt. Gedankliche Analogien der Betrachtungsweise des Bodens und der Humanmedizin werden hergestellt.(Ausführliche Abhandlung bei Jarilow, l.c.) Angaben zu Bodeneigenschaften, ebenfalls meistens im physikalischen Bereich finden sich bei Empedokles von Agrigent (ca 440 a.Chr.) und Aristoteles (384 - 322 a.Chr.). Lucius Junius Moderatus Columella (1 - 100 p.Chr.) erwähnt in seinem Werk " De re rustica " *species et varietates* als *genera* des Bodens. P. Vergilius Maro (Vergil, 70 a.Chr.-19 p.Chr.) beschreibt in seinem Werk "Vom Landbau" (Georgica 1,2. Übers. Herzog -Hauser, Artemis-Verlag Zürich, 1961) das Ausmass der Verfüllbarkeit einer Grube mit dem eigenen Aushub sowie die Schwärze als Gütekriterien eines Bodens. Auch hier sind es physikalische Bodeneigenschaften, die offenbar die wichtigsten Engpässe für die Lebensmittelproduktion - also die ackerbauliche Nutzung

darstellen. Die genannten Eigenschaften waren für den Kulturerfolg so ausschlaggebend, dass Gebiete in denen sie grossflächig vorlagen besonders oft ihre Besitzer wechselten also hart umkämpft waren (Thukydides, 461 - 404 a.Chr.: Geschichte des Peloponnesischen Krieges. Übers. G.P.Landmann, 1993).

Neben diesen ausschlaggebenden Bodeneigenschaften war zwar auch die Düngung als Massnahme der Bodenverbesserung sowohl im mediterranen Kulturkreis (Griechen, Israeliten, Römer) als auch dem fernöstlichen (China) bereits bekannt (Neuss. l.c.). Sie spielte aber gegenüber der primär physikalisch orientierten Standortwahl eine sekundäre Rolle.

Allen diesen Quellen ist gemeinsam, dass sie den Boden nicht in das Zentrum ihrer Abhandlungen stellen, sondern in seiner Rolle im Zusammenhng mit anderen Dingen erwähnen. Sie beschreiben daher auch nur seine Beschaffenheit. Entstehung, Umbildung, geographische Verteilung hingegen sind nicht behandelt. Man sieht aber an den Namen der Autoren, dass in jener Zeit die Bedeutung des Bodens als primärer Faktor der Lebensmittelproduktion sich des Interesses breiter Kreise der "gebildeten Stände" erfreute.

Danach jedoch entsteht eine Pause von mehreren hundert Jahren in der bestenfalls auf alte Schriften, vor allem Empedokles, Aristoteles und Vergil zurückgegriffen wird (Jarilow l.c.). Sie umfasst die Zeitspanne in der religiöse Jenseitsvorstellungen die Gedanken der christlichen Welt beherrschten. Hungersnot hatte den Charakter einer göttlichen Strafe oder Prüfung und wurde infolgedessen als weithin unabänderlich angesehen.

Erst mit dem Aufkommen der Renaissance wendet man sich dem Boden wieder mit säkularen Gedanken zu. Hier sei die "Bayrische Vorstordnung von 1568" genannt (W.Ziehen 1996). Für die Einteilung der Böden für ihre landwirtschaftliche Nutzbarkeit kann die "Stratagema oekonomika" des Salomon Gumbert ("Neu... und mit nützlichen Registern verbessert" gedruckt bei Matthias Nöllern, Riga 1688) als frühes Beispiel genannt werden.

Neben land- und gegebenenfalls forstwirtschaftlicher Nutzung wird der Boden oder Teile davon im Zusammenhang mit medizinischer Verwendung erwähnt, z.B. in der in Basel 1572 herausgegebenen Schrift " Epistola de natura, materia, ortu atque usu lapidis sabulosi qui in palatinatu ad rhenum reperitur" von Thomas Erastus (Herausgegeben von W.Ziehen (1984), Scientia-Verlag, Aalen).

In den folgenden Jahren steigt die Zahl der Abhandlungen langsam an. Gleichzeitig nimmt dann die Genauigkeit zu, mit der Bodeneigenschaften beschrieben werden. So ist im "Obersächsischen Hauswirtschaftsbuch" des Julius Bernh.v.Rohr (Leipzig 1722, zweite Aufl. 1751) eine Einteilung nach Farben und Körnung angeführt (Neuss l.c.).

Um die Wende des 18. zum 19. Jahrhundert häufen sich dann bodenkundliche Argumentationen und konzentrieren sich gleichzeitig auf landwirtschaftlich orientierte Fragen. Namen wie A.Thäer, J.S.Wallerius, F.Home, N.T.de Saussure werden in diesem Zusammenhang genannt (Neuss l.c.). Sie lassen auch erkennen, dass diese Entwicklung in Europa auf breiter Front ablief. Es stellt sich daher die Frage nach einer gemeinsamen Ursache. Sie liegt in einer offenbar weitverbreiteten langsamen Abnahme der Getreiderträge in Mitteleuropa etwa seit dem Dreissigjährigen Krieg, die von Schultz-Klinken(1981) für Mecklenburg aufgezeigt wurde. Als Erklärung bietet sich der Umstand an, dass es hier zum ersten Male unmöglich wurde, mit herkömmlichen Mitteln die Kulturflächen zu vergrössern. Bis dahin war es offenbar noch möglich gewesen, ackerbaulich nutzbare Flächen, d.h. solche mit hinreichender Ebenheit, Steinfreiheit und ausgeglichener Wasserhaushalt (überflutungssicher, mit hinreichend grosser nutzbarer Feldkapazität) durch Rodung zu gewinnen. Daher griff nun die Sorge nach der Ernährbarkeit der

Menschheit in den "gebildeten Ständen" um sich. Sie fand in der Lehre des T.R.Malthus einen Ausdruck. Die eigentliche Ursache war die mangels der Möglichkeit zu Flächenwechsel mit langfristigem Zyklus allmählich bemerkbar werdende Verarmung der Böden an Pflanzennährstoffen. Sie ist in einem semihumiden bis humiden Klima bei ersatzloser Entnahme mit dem Erntegut letztlich unausweichlich. Hier aber trat sie wohl erstmalig in grösserem Masstabe auf. Es mussten daher neue Ressourcen erschlossen werden. Dies geschah durch Bemühungen zwei Richtungen:

Urbarmachung bisher nicht nutzbarer Flächen durch neue Technologien. Dies geschah in erster Linie durch Dränung, die ab etwa 1700 in Schottland, England und bald danach in Deutschland (Eggelsmann 1981) Eingang fand (Sprengel 1838). sie erforderte gegenüber der einfachen Rodung erheblichen Mehraufwand.

Ersatz der entzogenen Pflanzennährstoffe durch Düngung auf langjährig genutzten Flächen

In beiden Fällen stand der Boden als Basis für die ackerbauliche Erzeugung von Lebensmitteln im Vordergrund der Gedanken. Im Kontext mit den vorhin erwähnten Sorgen wurden sie auch von nichtlandwirtschaftlichen Kreisen aufgegriffen.

Dränungen und Urbarmachungen (Sprengel 1838) konnten dabei zunächst an Erfahrungen älterer Verfahren anschliessen und wurden daher von der praktisch/technischen Seite her initiiert. Ein Theoriegebäude des Wasserhaushaltes in Böden entstand infolgedessen erst später.

Der Nährstoffersatz hingegen war etwas ganz neues. Hier konnte nicht auf Erfahrungen zurückgegriffen werden. Hier kamen daher schon gleich die gerade entstehenden Grundsätze der Chemie zum Tragen. Deutlich steht jedoch auch hier die Erhöhung der landwirtschaftlichen Erzeugung im Vordergrund. Die grosse Bedeutung dieser neuen Arbeitsrichtung kann man unter anderem an der Entwicklung der Düngungslehre und -technik ablesen.

Parallel mit dieser Entwicklung treten in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts im Zusammenhang mit Böden Denkrichtungen auf, bei denen die landwirtschaftliche Nutzung nicht allein im Vordergrund des Interesses steht. So hat beispielsweise der schwedische Systematiker C.v.Linne´ (1717 - 1778) eine 18-gliedrige Nomenklatur von Erdarten hinterlassen, die aus binären lateinischen Termini besteht, wie seine botanische und zoologische Nomenklatur. Dazu sind jeweils einfachen deutschen Bezeichnungen gegeben (Neuss, l.c. S.460).

Im Zuge der Aufklärung entwickelten sich theoretische Gedankengebäude im Bereiche aller Naturwissenschaften. Es war ein offenbar wieder einmal notwendiger Schritt zur Entmythologisierung geo- und biologischer Vorgänge, nachdem die Renaissance in eine vorübergehende Rückorientierung auf jenseitsgerichtete Gedankengänge eingemündet war. Für die Bodenkunde erfolgte dieser Schritt um die Wende vom 18ten zum 19ten Jahrhundert, etwa gleichzeitig mit dem Eindringen der Chemie in die Landwirtschaft. Anregungen kamen allerdings zunächst aus einer anderen Richtung.

Die damals ebenfalls entstehende Geologie wandte sich nämlich bodenkundlichen Phänomenen zu, allerdings zunächst im Bereiche von Gesteinspaketen, mithin also bei Palaeoböden. Bereits 1795 wurde der Begriff eines "toten Rotbodens" (dead red soil, sol mort rouge) geprägt (J.Hutton: Theory of the Earth, with Proofs and Illustrations. Verlag W.Creech,Edinburgh. Facsimile 1959 bei Codicote: Wheldon & Wesley). Nach der darauf folgenden Jahrhundertwende wurden Erdböden (dirt beds) wiederholt als Zeugen früherer Landoberflächen in Gesteinspaketen erkannt und angesprochen | T.Webster (1826):

Observations on the Purbeck and Portland Beds und W. Buckland (1837): Geology and Mineralogy Considered with Reference to Natural Theology, beide zitiert bei G.J.Retallak (1990) Soils of the Past. Harper Collins Academic]. Eine nähere Untersuchung der pedologischen Seite dieser Beobachtungen erfolgte indessen zunächst nicht. Die palaeobotanischen Arbeiten gingen in andere Richtungen, so dass Schlotheim (1805) Zusammensetzung Struktur des Bodens zwar im Sinne von Hutton(1795) zitiert, sonst aber bei morphologischen Untersuchungen bleibt (v.Zittel 1899).

Der Ausdruck "Wurzelboden" wird zwar in palaeobotanischen Arbeiten schon im 19.Jahrhundert verwendet. Pedologische Aussagen dazu, z.B. dass ".....Das Liegende von Kohleflözen des Wealden (bei Bückeberg) wird, wie im Karbon stark von Wurzeln durchzogen und ist infolgedessen sehr klüftig." tauchen jedoch erst später auf.(Mägdefrau 1968)

Die hier zutage tretende Bindung an die Geologie lief parallel mit der starken Hinwendung zur Agrikulturchemie. Sie führte zu grundsätzlichen Richtungsdiskussionen. Immerhin wurde noch in 20er Jahren unseres Jahrhunderts die Bezeichnung AGROGEOLOGIE oft anstelle des Terminus BODENKUNDE verwendet. Die ersten internationalen bodenkundlichen Veranstaltungen, die Vorläufer dere heutigen Internationalen Kongresse liefen unter der Bezeichnung Agrogeologie (IBG - Mitt/Bull. 1974) . Lang (1920) bezeichnete die Bodenkunde als die Geologie der Gegenwart. Ramann (1909) befürwortete in der Zeitschrift f. praktische Geologie die Einführung der Bodenkunde als eigenes Lehrfach im Rahmen der Geologie. Baumgart(1876) hielt den Boden " ..für nichts anderes als zerstörtes altes Gestein auf der Wanderung begriffen zur Bildung neuen Gesteines.

Die neueste Entwicklung auf der Zeitachse ist wohl die Diskussion um den Begriff PEDOSPHERE als einem eigenständigen Objekt der Forschung. Sie zeigt das wachsende Bedürfnis nach deutlicher Abgrenzung gegen Nachbardisziplinen.

4. DIE THEORETISCHEN DURCHDRINGUNG UND SYSTEMATISIERUNG

Für den Zustand einer Wissenschaft in ihrer Selbsteinschätzung ist die Entwicklung eines zusammenhängenden Gedankengebäudes ein wichtiger Gradmesser. Äussern tut sich dieser Zustand zum Beispiel in der Art der Systematik, und zwar unabgänglich davon, wie allgemein anerkannt sie ist. Heftige Diskussionen um eine Systematik sind einerseits Zeichen eines fortgeschrittenen Entwicklungszustandes, andererseits aber auch Zeichen noch unvollständiger Übereinstimmung über grundlegende Zusammenhänge. Voraussetzung für die allgemeine Durchdringung des Objektes und die Zusammenfassung grundsätzlicher Eigenschaften ist aber zunächst die Entwicklung einer Terminologie auf verschiedenen Ordnungsebenen.

Das Wort BODENKUNDE scheint im "Lehrbuch d. forst- und landwirtschaftlichen Bodenkunde" von Hundshagen1813(Neuss l.c.) erstmalig auzutauchen. Mit den Werken "Die Bodenkunde oder die Lehre vom Boden" von C.Sprengel (Immanuel Möller, Leipzig, 1837) "Lehrbuch der Bodenkunde " von F.Senft(Jena 1847), "Forstliche Gebirgskunde, Bodenkunde und Klimalehre " von W.Grebe (Wien 1852) und "Pedologie oder allgemeine und spezielle Bodenkunde" von F.A.Failou (Dresden 1862) wird der Begriff Bodenkunde endgültig als Name für einen selbständiger Zweig der Geowissenschaften eingeführt. Der Begriff PEDOLOGIE hat im englischen Sprachbereich inzwischen eine Einengung erfahren indem darunter nur noch die Gebiete der Morphologie, Systematik und Klassifizierung verstanden werden.

Es dauert indessen noch einige Jahrzehnte, bis diese Eigenständigkeit sich durch die Bildung einer eigenen Systematik und Terminologie auf der nächsten Ebene äussert. Dies beginnt eigentlich erst durch die Einführung des Begriffes "Horizont" als eines Teiles eines Bodenprofils durch W.W. Dokutschajew (1883) in seinem bahnbrechenden Werk "Die russische Schwarzerde" (Bridges 1997). Die heute allgemein verbreitete, wenn auch in Details unterschiedliche Bezeichnung der Horizonte mit lateinischen Grossbuchstaben ist dort erstmalig angewandt. Dokutschajews ursprünglich lapidare Einteilung des Schwarzerdeprofils in

A-Horizont = homogene Schwarzerde

B-Horizont = Übergangszone

C-Horizont = Unterboden, gelb-brauner Loess

wurde bald auf andere Böden angewandt. Die dabei auftretenden Schwierigkeiten führten zu einer Erweiterung Zahl der Haupthorizonte von ursprünglich 3 auf bis zu 10 (Bridges, l.c.). Die Notwendigkeit weiterer Untergliederung führte dann zur Anfügung von Kleinbuchstaben, manchmal auch von Indices. Änderung des geologischen Ausgangsmaterials wurden mit römischen Ziffern gekennzeichnet. Weltweit sind seit 1951 in 8 Ländern mindesten 18 Systeme der Horizontnomenklatur entwickelt worden (Bridges, l.c.)

Wie in allen Geowissenschaften ist die flächenhafte Verbreitung und Ausbildung von Böden von Anfang an ein wichtiger Gesichtspunkt. Dass dennoch erst gegen Ende des 19ten Jahrhunderts kartographische Darstellungen von Böden häufiger werden zeigt, dass die bodenkundlichen Gedankengänge in der ersten Hälfte jenes Jahrhunderts mehr auf die neuen Möglichkeiten der Verbesserung vorhandener als auf Ausweisung neuer nutzbarer oder urbarmachbarer Flächen ausgerichtet waren. Dies ist sicher im Zusammenhang mit der im vorigen Abschnitt erwähnten ackerbaulichen Situation in Mitteleuropa zu sehen, mithin eine indirekte Folge des wachsenden Gewichtes der Agriculturnchemie.

Bei Karten entstanden zunächst regionale Systeme, die für örtlichen Gebrauch gedacht waren (Orth 1875). In Europa erfolgte dies in mehreren Ländern mit verschiedenen Boden-Klima Relationen gleichzeitig. Systeme die überregionale Einordnung von Böden ermöglichten, entstanden erst viel später (Hilgard 1911). Nach dem zweiten Weltkrieg wurde von der FAO-Unesco für eine Weltbodenkarte eine weltweit übergreifende Systematik erarbeitet, die vor allem den Bedürfnissen der internationalen Kooperation dienen soll. Sie basiert auf lokalen Termini verschiedener Länder verbunden durch das Gedankenkonzept der Soil Taxonomy des USDA mit elf Hauptgruppen (U.S. Dept. of Agric. 1996). Die Arbeit auf diesem Gebiet ist aber noch voll im Fluss, wie der Entwurf einer gemeinsamen Systematik durch die Internationale Bodenkundliche Gesellschaft, die FAO-Unesco und das Internationale Referenzzentrum für Bodeninformation (IBG/FAO 1994) zeigt, die 30 Hauptgruppen enthält. Hier zeigt sich unter anderem, dass die Akzeptanz systematisierender Beschreibungen von Böden stets von ihrer internationalen Vergleichbarkeit abhängt (Yaalon 1997).

Der Begriff " Bodenprofil "(Orth, 1873) scheint auf älteren Formulierungen zu basieren, die aus der Terminologie der Geologie stammen (Orth, 1875, Beide Zitate aus Blume 1981)

Der Ausdruck "Bodentyp" für eine Abfolge von bestimmten Horizonten scheint sich aus dem Sprachgebrauch bei der Kartierung herausgebildet zu haben. In den USA taucht er

gegen Ende des vorigen Jahrhunderts im Zusammenhang mit Geländearbeit erstmalig auf (Simonson 1997). Der Russe Glinka benutzte diese Bezeichnung auf der ersten agrogeologischen Konferenz in Budapest (1909). Offenbar erzwang erst die räumliche Erfassung von Verschiedenheiten die Schaffung dieser Einteilungseinheit, die zunächst nur örtlich morphologische Unterschiede festhielt. Noch in seinem Buch "Die Typen der Bodenbildung: Ihr Klassifikation und Geographische Verbreitung" ist offenbar die Einordnung als Bezeichnung einer bestimmten Ebene in der Gesamtsystematik noch nicht vollständig festgeschrieben. Die Diskussion um seine Definition hielt an und führte dazu, dass er 1960 in dem neuen Ansatz der zur "Soil Taxonomy" der USA nicht mehr verwendet wurde. Dieser Neuansatz eines streng nur auf Merkmalen aufgebauten Systemes lässt die Schwierigkeiten erkennen, die auftreten, wenn eine Systematik erarbeitet werden soll, die Böden mit allen denkbaren Kombinationen von Standorteigenschaften von extrem kalt oder nass bis zu extrem heiss oder trockenen gleich gut einordnen muss. Die genetische Systematik, die Aussagen über die Intensität von Prozessen, mithin über das Alter des Objektes fordert, ist über einen ähnlich weitgespannten Bereich der pedologischen Erscheinungen wie er auf bescheidenerer Ebene durch die Soil Taxonomy" abgedeckt wird, bisher nicht erstellt worden (Blume 1998) .

Die Bezeichnung "Pedon" für die kleinste räumliche Einheit der Bodendecke ist relativ neu. Sie ist hinsichtlich ihrer Abgrenzung zu benachbarten Peda unklar. Mit ihrem Anklang zur biologischen Definition eines Individuums ist sie im Geo-Bereich ein Novum.

Die Beschreibung des spezifischen pedologischen Vorganges der vertikalen Durchmischung von Material verschiedener Horizonte bietet ein Beispiel für die Entwicklung einer Terminologie. Zuerst wird das auffälligste Phänomen der Durchmischung im Zusammenhang mit Frost-Tau-Wechseln bei Wasserüberschuss benannt: Cryoturbation. Dann wird dieser Mischungsursache das Ergebnis tierischer Tätigkeit gegenübergestellt: Bioturbation (Blum und Ganssen 1972). Als nächstes wurde die Bezeichnung Arboturbation als Folge von Windwurf von Bäumen geprägt (Beke und McKeague 1984). Kurz danach trat für den Oberbegriff das Wort Pedoturbation auf (Atkinson 1986). Gemeinsam mit dem Ausdruck Argillopedoturbation erscheint dieser Begriff bereits in einem Glossar (Wright (Hrsgb.) 1986).

Den letzten Schritt auf dem Wege zu einer unabhängigen eigenständigen Etablierung der Bodenkunde kann man die bereits erwähnte Prägung des Begriffes PEDOSPHERE sehen. Wenn sie als Schnittmenge der Hydro-, Litho-, Atmo- und Biosphäre definiert wird (Zhao 1996), zielt sie auf Einordnung auf höchstem Niveau. In ökologischem Zusammenhang wird der Begriff jedoch auch schlicht als Synonym für das Wort Boden verwendet (Gisi et al. 1990).

5 DIE ENTWICKLUNG DER TEILBEREICHE

Um das modellhaft bleibende Bild der Etablierung einer eigenständigen Bodenkunde im Kanon der Wissenschaften weiter abzurunden kann man die historische Entwicklung der Kenntnis der Stoffgruppen oder der Vorganggruppen verwenden. Sie umfassen in der Bodenkunde besondere spezifische Eigenschaften, machen mithin Unterschiede zu anderen Branchen der Geo- und Biowissenschaften deutlich.

Hier sei -dem Vorbild der "History of Soil Science von Yaalon u. Berkovicz 1997 folgend- mit dem Konzept des Humus begonnen (Feller, 1997). Im alten Rom bedeutete HUMUS Erde. HUMATIO war die Beerdigung - das Leichenbegängnis, HUMANUS hiess

menschlich. Erst ab Mitte des 18. Jhd. begann sich die Bedeutung zu verschieben und einzuengen. Es entstand die "Humustheorie" (Thaer, 1809) die grossen Einfluss auf die mitteleuropäische Landwirtschaft nahm, weil sie den ersten Anstoss zu Ertragsanhebungen durch Nährstoffzufuhr gab (Hassenfratz 1792), wenn es sich auch bald herausstellte, dass das chemisch-biologische Gedankengebäude unzutreffend war (Sprengel 1837). Zunächst im Bereiche der forstlichen Bodenansprache wurden schon früh morphologische, mithin sachliche Einteilungen der organischen Substanz vorgestellt (Müller, 1879, 1887). Dennoch blieb der Begriff Humus bis in die heutigen Tage behaftet mit unklaren Vorstellungen über "Fruchtbarkeit" und den "Mutterboden" als etwas "lebendigem". Trotz zum Teil jahrzehntelanger detaillierter Bearbeitung verschiedener Bereiche wie der der Chemie (Hermann 1841, Flaig et al. 1975) und der Morphologie (Kubiens 1953) hielten sich derartige Vorstellungen bis in die jüngste Zeit. Sie finden heute im Zeitalter der Umweltsorgen neue Nahrung aus z.T. mystischen Urvorstellungen.

Von der Seite der Bodenchemie her ist neben den durch ihre pflanzenbauliche Bedeutung als Haupt- oder Spurennährstoffe hervorgehobenen Elementen und der bereits erwähnten Diskussion um die organische Komponente die Bodenreaktion, ausgedrückt durch den pH-Wert, eines der wichtigsten Kriterien für Entwicklungszustände. Der pH-Wert wurde zwar schon um 1910 in bodenkundlichen Lehrbüchern behandelt (Ramann, 1905 u. 1911). Die damals verfügbaren Methoden (Lackmusverfahren) erlaubten aber keine differenzierenden Aussagen. Der Zusammenhang mit der Zusammensetzung der adsorbierten austauschbaren Ionengarnitur war jedoch schon ansatzweise bekannt. Seit mit der elektrometrischen Methode (Glaselektrode, ca 1950) (Bolt, 1997) die Möglichkeit zu differenzierter Messung zur Verfügung steht, ist die pH-Bestimmung eine der wichtigsten Angaben zur Charakterisierung von Böden. In der Diskussion um die Bodenversauerung durch anthropogene Einträge hat die Diskussion um diesen Themenkreis einen breiten Umfang angenommen (Bolt l.c.).

Die mineralische Zusammensetzung der anorganischen Komponente des Bodens wurde seit Beginn der Anwendung naturwissenschaftlicher Erkenntnisse auf Böden als wichtige Eigenschaft erkannt. Schon in dem Lehrbuch von Sprengel (1837) nimmt die Gesteinslehre fast ein Drittel des Gesamtumfanges ein. Die Mineralverwitterung als Faktor im Ackerbau wird auch als eigens Thema behandelt (Suckow 1848). Diese starke Erwähnung hielt aber nicht immer an. Erst die Entwicklung der Tonmineralogie seit ca 1920 gab der Bodenmineralogie einen neuen Impuls (Niederbudde, 1996)

Die Bedeutung der unter dem Sammelbegriff Bodenphysik zusammengefassten Phänomene für die pflanzenbauliche Nutzung ist seit den frühesten Erwähnungen dokumentiert. Der Begriff selbst ist bei v. Liebenberg (1878) in dieser Form verwendet. Die frühe Erwähnung resultiert aus der Tatsache, dass seit Beginn der gezielten Lebensmittelproduktion die Auswahlkriterien für "gutes Ackerland" in ihren Bereich fallen. Dies sind unter Verwendung der heutigen Terminologie, hohe nutzbare Wasserkapazität darüber hinaus möglichst ebene, steinfreie Lage und eine topographische Position die verhindert, dass die Kultur der Stauden im Wurzelraum ausgesetzt ist.

Diese Kriterien bestimmten seit der Frühzeit die Reihenfolge der Auswahl von Flächen für die Rodung zwecks Ackernutzung. Sie gelten auch heute noch, wo durch Rodung Ackerfläche gewonnen werden kann (Canada, Sibirien, Zonen tropischer Urwälder). Vertrocknen und Ertrinken als Kulturrisiko ist auch heute noch schneller wirksam als Nährstoffmangel und zudem ohne im Vergleich zu Düngungsmassnahmen hohen zusätzlichen Aufwand (Bewässerung, Drainage) nicht zu beheben. Sie traten daher im

Zeitalter der aufkommenden Agrikulturchemie im Vergleich zu dieser zunächst in den Hintergrund (Hartge, 1992).

Nichtsdestoweniger war man sich der primären Bedeutung von Wasser- und Lufthaushalt des Bodens für den Pflanzenwuchs stets bewusst, wie die Ausführungen in "Physik des Bodens" von Schunacher (1864) aber auch schon in "Grundsätze der Agricultur-Chemie" von Schübler (1831) zeigen (Beide citiert bei Böhm 1996). Einflussmöglichkeiten zum Beispiel über die Bodenbearbeitung waren gering, bevor Maschinen die Pferde als Zugkräfte verdrängten. Sie bildeten indessen einen Schwerpunkt der Themen in der von E. Wollny von 1878 bis 1898 herausgegebenen Reihe "Forschungen auf dem Gebiet der Bodenphysik" (Böhm 1996).

Grössere Eingriffsmöglichkeiten gab es zunächst im Bereiche der Dränung. Hier war die Einführung der Rohrdränung ein wichtiger Schritt. Nur durch sie konnte zu jener Zeit in den dicht bevölkerten Teilen Europas noch eine Vergrösserung der landwirtschaftlich nutzbaren Fläche erzielt werden. Sinngemäss folgte daraus die Untersuchung von direkt mit der Wasserversorgung der Pflanzen zusammenhängenden Bodeneigenschaften wie der Körnung (Kopetzki 1901) und der Wasswerleitfähigkeit (v. Weltschkowski 1884). In den USA entwickelte E. Buckingham (1907) das Potentialkonzept des Wassers im ungesättigten Boden. Dies führte zum Ausbau einer Gerätetechnik, die vom Kapillarpotentiometer (Alten und Kurmies 1939) zur Tensiometrie, und schliesslich zur Schaffung des Begriffes "Äquivalentdurchmesser" für Porengrössen (Sekera, 1938) führte, der hier früher erwähnt zu sein scheint als in der Texturanalyse. In Russland schrieb Kostiakow (1932) die erste Formel für die Infiltration von Oberflächenwasser bei Überstaubewässerung. Erst in der zweiten Hälfte unseres Jahrhunderts kamen Probleme der Verlagerung von Wasserinhaltsstoffen hinzu (Kutilek und Novak 1997).

Alle bisher erwähnten Untersuchungen setzten unter dem Axiom an, dass die Bodenmatrix als solche kaum veränderbar ist und dass der Wasser- und Lufthaushalt nur durch Veränderung der Potentialverteilungen des Wassers beeinflusst werden kann.

Erst ab etwa 1950 wurde die Lagerung, also die Veränderung der festen Bodenmatrix Objekt näherer Untersuchungen. Das hängt einerseits mit dem zunehmenden Gewicht der landwirtschaftlichen Maschinen zusammen. Hierzu kommen die heute durch Bergbau und Bautechnik ermöglichten bzw. erzwungenen Verlagerungen grosser Mengen von mineralischem Lockermaterial an und in dem pedologische Vorgänge ablaufen, die mit der Neueinstellung von Wasserhaushalten einhergehen. Sie bilden ein neues Forschungsgebiet auf der Basis der klassischen Bodenmechanik des Bauingenieurswesens (Terzaghi und Jellinek 1954). Im Unterschied zu dieser liegt im Boden stets ein Dreiphasensystem vor, in dem Wasser in der Bodenmatrix gebunden ist, so dass ein Kräftesystem entsteht, das in dem bisher gewohnten Gedankenbild nicht enthalten war.

6 ZUORDNUNG ZU DEN GEISTIGEN STRÖMUNGEN DER ZEIT

Die Erweiterung des Wissens wird ganz allgemein durch den Wunsch nach Erkenntnis ebenso vorangetrieben, wie durch die Notwendigkeit Wege für bestimmte Ziele zu finden - zunächst also zur Sicherung von Ernährung und Gesundheit (Prigogine u. Stengers 1986). Die letztere, vordergründigere Notwendigkeit war natürlich bei der Lebensmittelproduktion besonders dringend. Denn im Vergleich zu medizinischen Fällen ist die Zeitdauer eines Einzelereignisses wie einer Ackerkultur recht lang. Deshalb konnte dort nicht auf grundsätzliche Erkenntnisse gewartet werden, vielmehr musste in der Frühzeit des Ackerbaues jeder einzelne seine eigenen Erfahrungen machen. Als eine der ältesten und

wichtigsten Tätigkeiten ist daher der Ackerbau überall in der Welt besonders stark empirisch abgestützt, d.h. er wurde schon früh nach inzwischen sehr tief eingeschliffenen und daher schwer änderbaren Erfahrungsgrundsätzen betrieben. Die dabei erworbenen Einzelerfahrungen waren notwendigerweise stark ortsgelunden.

Ein reicher Erfahrungsschatz auf einem bestimmten Gebiet, gepaart mit einem gewissen Erfolgsniveau, verstellt aber seinerseits leicht für längere Zeit die Möglichkeit einer grundsätzlichen, theoretischen Durchdringung eben dieses Gebietes. Das gilt für die Erfahrungen und Kenntnisse mit dem Boden als primärem Produktionsmittel der Nahrungserzeugung in besonders hohem Masse.

Die Folge davon ist, dass das andere Antriebsmoment - der Erkenntnisdrang - dort besonders stark in den Hintergrund gerät, wo praktische Erfahrung hinreichend regelmässig ausreichenden Erfolg sichert. Im Falle der landwirtschaftlichen Lebensmittelproduktion ergab sich solch eine Situation, als die Ackerbautechnik aus ihren semiariden Ursprungsgebieten (Goldener Halbmond im Nahen Osten) in den Bereich der semihumiden bis humiden Waldgebiete Europas vorrückte. In den Ursprungsgebieten war das Klima für ackerbauliche Lebensmittelproduktion zwar günstiger, der Enderfolg der Kultur aber in vielen Fällen von Zeitpunkt und Ausmass von Überschwemmungen abhängig. Hier waren Zeitberechnungen und damit verbunden Erkenntnis der naturwissenschaftlichen Zusammenhänge das einzige Mittel um die Ernährung durch den Kulturerfolg sicher zu stellen. Unter solchen Bedingungen war in besonders hohem Masse "Wissen gleich Macht". Daher entstanden hier besonders leicht Priesterkasten und göttliche Erhöhungen der Herrscher, zu deren wichtigsten Pflichten rituelle Fruchtbarkeitszeremonien gehörten. Beispiele finden wir in Ägypten, Mesopotamien, Indien, China, und in Azteken/Maya-Kulturen. Diese Entwicklung wurde durch den Umstand gefördert, dass im Einflussfeld von Mythen zwischen Dingen und Personen nicht klar unterschieden werden kann (Habermas 1981). Wo die mythische Verankerung fehlte, bedurfte es primär vorhandener säkularer Macht, wie z.B. im Zeitalter des Absolutismus im Preussen des 18ten Jahrhunderts, um grössere Projekte der landwirtschaftlich orientierten Wasserwirtschaft durchzuziehen.

Es ist interessant festzuhalten, dass in den Gegenden in denen die kontinuierliche Wasserversorgung der Kulturen aus dem Boden nicht ganz so kritisch war, schon ätherische Figuren wie Götter, Dämonen oder Nymphen ausreichten um anstelle handfester irdischer Despoten die ackerbauliche Lebensmittelproduktion zu sichern. Allerdings hatten diese unsterblichen Personifizierungen der Naturgewalten oft hohen Stellenwert. Demeter/Ceres zum Beispiel war eine Schwester von Zeus.

Für uns ist bedeutsam, dass aus dieser mythologisch orientierten Basis unter griechischem Einfluss philosophische Denkrichtungen entstanden, aus denen sich schliesslich unsere heutigen Naturwissenschaften entwickelten. Ihren ursprünglichen Zweck - nämlich den Menschen die Angst vor dem Übermächtigen, verkörpert durch die Naturgewalten/die Götter - zu nehmen, wollen wir aber nicht vergessen (Prigogine und Stengers 1986). Die Notwendigkeit Dinge dem "Nichtfachmann" zu erklären ist nämlich nach wie vor eine Aufgabe der Wissenschaft, die hinter der Erzeugung technischen Fortschrittes in keiner Weise zurücksteht. Sie hat vielmehr im Zusammenhang mit Umweltängsten gerade heute für die Geowissenschaften wieder besonderes Gewicht erhalten.

Die philosophischen Ansätze in der Antike laufen zeitlich parallel mit der Abnahme der Hinwendung zu der damaligen Götterwelt. Die Inhalte der philosophischen Schulen waren aber wohl für die Allgemeinheit zu abstrakt und zu kalt, so dass sie emotionalen Freiraum

liessen. Dieser wurde durch die jenseitsorientierte christliche Lehre so vollständig ausgefüllt, dass säkulare Gedankengänge über mehrere Jahrhunderte praktisch unterbunden wurden. Wo Produktionserweiterungen nötig waren konnten zunächst auch noch neue Flächen bereit gestellt werden indem wie in der Frühzeit Wald gerodet wurde. Dieses Verfahren wurde durch die Geistlichkeit gefördert, in Mitteleuropa vor allem durch den Zisterzienser-Orden. Es stand im Einklang mit der biblischen Forderung "die Erde zu füllen und sie sich Untertan zu machen" (1.Mose Kap.1,28)

Erst die Aufklärung brachte ganz allmählich neue Hinwendung zu säkularen Gedankengängen in die Bodennutzung, bei der das Gewicht der Erfahrung, wie anfangs erwähnt besonders gross war. Dies geschah dann allerdings auf breiter Front unter Teilnahme weiter Kreise der "gebildeten Stände". So könnte Goethe die Terminologie von Linne gemeint haben, wenn er in seinen häufigen Notizen über Bodenbeschaffenheiten während der ersten italienischen Reise 1786-88 von seinem Unvermögen spricht, Ruhe zum Analysieren zu finden (Sticher, 1982). Diese Aufmerksamkeit ist ein Beispiel für das allgemeine Interesse der "gebildeten Stände" jener Zeit an den neuen Gedankengängen zu den Grundlagen des Lebensmittel produzierenden Pflanzenbaues, der sich damals mit einem Problem konfrontiert sah, das erstmalig war. Mit den bisherigen Erfahrungen war es daher nicht zu lösen. Es handelt sich hierbei um die bereits erwähnte Veränderung der Böden im Bereiche klimabedingter Auswaschung bei gleichzeitigem langjährigem ersatzlosem Entzug von Pflanzennährstoffen. Eine derartige Situation konnte in den semiariden Ursprungsgebieten des Ackerbaues nicht auftreten, weil Wassermangel die häufigste und auffälligste Ursache für Minderwuchs war. Eine Durchwaschung der Böden kam dort nicht vor und langjährige ertragreiche Kulturen war wieso nur möglich wenn bei Überflutungsbewässerung die Hochfluten sedimentreiches Wasser führten und gleichzeitig für Entsalzung sorgten. Dieser Gedankengang führt zu einer interessante Spekulation über die Gründe für die Entstehung vom tropischen Regenwald überwachsener verlassener Städte in Südostasien und Mittelamerika.

Die nun einsetzende Erforschung der Bedürfnisse der Pflanzen und der Ersetzbarkeit der im Boden zur Neige gehenden Vorräte führte zu einem noch nie dagewesenen Produktionsanstieg. Es entwickelte sich eine Düngerlehre und in Kombination mit dem Studium der pflanzenphysiologischen Seite der Nährstoffaufnahme das eigenständige Lehrgebiet der Pflanzenernährung (Liebig 1862)

Diese Arbeitsrichtung beherrschte jahrzehntelang mit ihren Ansätzen weitgehend die Bodenchemie. Die gesellschaftliche Bedeutung der neuen Möglichkeit erstmalig Böden praktisch ohne Zeitbeschränkung mit Hoherträgen zu nutzen war so gross, dass z.B ein Bodenkundler wie A.Blanck geradezu von "....einer Unterjochung der Bodenkunde durch die Agrikulturchemie..." sprach (Blanck l.c.)

In der zweiten Hälfte unseres Jahrhunderts begannen die Grenzen der weiteren Verbesserung der Kulturerfolge auf diesem Wege sich abzuzeichnen. Probleme wie Einträge von Kulturhilfsstoffen in das Grundwasser und stellenweise zunehmende Einschränkung der Kulturmöglichkeiten durch Bodenverdichtung infolge grösserer Maschinengewichte und Zugkräfte häuften sich. Erst langsam setzen sich die Gedanken durch, das die bislang im Bereich der humidem Waldklimate Mitteleuropas nur am Rande betrachteten Einflüsse auf die Wasserversorgung der Kulturen nun wieder beginnen Engpass für weitere Produktionssicherungen zu werden. Hier bieten sich infolge der Entwicklung auf dem Gebiete des Maschinenbaues bisher unerreichbare Möglichkeiten des Um- und Neubaues von Kulturf lächen, der Reparatur von Erosionsschäden der Rekultivierung

vormals anderweitig genutzter Flächen oder Nutzung von Deponieabdeckungen (Bullock 1994).

7 AUSBLICK

Die Entwicklung der Bodenkunde verläuft, wie anfangs aufgezeigt, in allen Zweigen der Naturwissenschaft auf zwei Gleisen, nämlich der Suche nach Erkenntnis und der nach technologischen Lösungen. Beide laufen in der Bodenkunde auf ganz spezifische Art nicht parallel. Das hat zur Folge, dass viele Bodenkundler im Zweifel darüber sind, welches dieser beiden Gleise das Vorrangige sei. Dies äussert sich in Fragen zu Paradigmen und deren Wechsel (z.B. Tinker 1985, Greenland 1991, Sposito und Reginato 1992, Gardner 1994) Diese Diskussion dreht sich um die letztlich in allen Naturwissenschaften heute immer wieder aufkommende Frage nach dem Gewicht theoretischer Forschung und der Berechtigung dafür Geld von der Allgemeinheit zu erbitten. Diese Frage ist aber im Prinzip ganz am Anfang dieser Abhandlung beantwortet: Nur "theoretische" Forschung nach den Ursachen hilft gegen Sorgen und Ängste gegenüber dem Unbekannten, Unheimlichen, Übermächtigen in Raum und Zeit (Dorman 1881, Prigogine und Stengers 1986). Auch heute noch wird bei Sorgen der Ausweg zum Mythischen hin gesucht, z.B. indem dem Boden ein eigenes Leben zugesprochen und postuliert wird, dass seine Naturnähe ein Kriterium für die Überlebenschancen der Menschheit seien (Ruh et al. 1990). Den hieraus resultierenden Forderungen kann die Bodenkunde aber -wie jeder andere Zweig der Naturwissenschaften auf seinem Gebiet- nur gerecht werden, wenn es Leute gibt, die erkenntnisorientiert arbeiten. Denn für zukünftig auftretende Sorgen und Ängste kann, technologisch gesehen, nicht vorgearbeitet werden (Selye 1965).

Für die Bodenkunde ganz spezifisch bleibt auf der technologischen Seite die Bereithaltung der Flächen für Lebensmittelerzeugung nach wie vor das zentrale Problem. Es erhält im Zeitalter wachsender Ansprüche aller Art und wachsender Weltbevölkerung eine zusätzliche Facette weil dem Publikum die Binsenwahrheit nicht bewusst ist, dass jegliche Erstabbauer, also pflanzenverzehrenden Lebewesen durch Übervölkerung ihre Nahrungsbasis, die Pflanzenbestände, zerstören- es sei denn es tritt von aussen ein Regulativ auf wie ein Fressfeind oder eine Krankheit. Sonst stirbt die betreffende Art infolge Nahrungsmangel aus. Die Menschheit aber kann nicht nur Tier- und Pflanzenbestände zerstören, sondern auch deren Standort, den Boden.

Diese Gefahr ist latent, zumal ja schon im 1. Buch Mose (Kap.1. Vers 28) geboten wird " Seid fruchtbar und mehret Euch, füllt die Erde und macht sie Euch untertan.". Die Gefahr wird auch gefühlt und das führt zu Umweltängsten und daraus zur Hinwendung zu emotionellen teils sogar mystifizierenden Gedankengängen. Hier zu informieren und abzuhelpfen ist eine wichtige Aufgabe der Bodenkunde als Naturwissenschaft in dem oben beschriebenen Sinne. Es ist auch ihre Prärörogative vor allen andereOn Geowissenschaften. Wenn man dies in Anspruch nimmt ist die Frage nach Paradigmenwechseln gegenstandslos.

ABSTRACT

From Knowledge of Soils towards Soil Science A Development Seen in Context with Contemporary Lines of Thought

Soon after a branch of science reaches some degree of establishment, research for its roots starts. Therefore a synopsis of the development of soil science can be tried by using earlier historical publications as step-stones. Applying this procedure traces will be found of relatively general interest of the educated classes in soils as the basis of agriculture and thus of food production for example when in classical Greece and Roman Empire the affiliation faded to ancient mystic and superstitious lines of thought which had personalized the weird forces to be demons, nymphs or gods

These philosophical lines of thought were interrupted and dug down by early Christianity. So in the Middle Ages clearing of forests was the main technique to acquire additional cropping area as had been up to that time. Criteria for selection of sites were reliability of water regime and ease of tillage i.e. physical soil properties This was promoted by clerical organisations like the Cisterciensian monks. Renaissance ideas which gave free way for development of secular science did not reach agricultural practices quickly because these were particularly firmly governed by local practical experiences. When easily clearable areas became scarce, continuous cropping resulted in decreasing yield in the humid areas of Europa. Since this was the time of Enlightenment there was a broad interest again of the educated classes in the possibility to feed mankind. So new techniques were developed. One was to acquire new areas by additional technological effort i.e. clearing and draining wetlands. The other way was using the upcoming sciences and investigate the direct causes of the problem. This gave the starting shot for the development of agricultural chemistry and thus the science of plant nutrition and fertilisation. Their tremendous success overshadowed the other branches of soil science for nearly one century. Soil Science practically became soil chemistry.

This was supported by the fact that in those times there were no ways to influence or change soil physical properties. Only after the mid of the 20th century machinery was developed that provided means of change of physical soil properties. This gave new impetus to extension and application of theories in soil physics. Problems like change of volume and shape of the soil matrix and the influence of these processes on transport through the soil matrix under different saturation conditions were approached developing theoretic background as well as practical applications.

Nowadays many soil scientists look for new paradigmata. This seems to be a problem of selfesteem which is futile in front of the basic responsibility of all branches of science to fight the mighty fears that currently trouble mankind. In our time there is a latent fear to destruct our environment i.e. to make earth inhabitable. It is responsibility as well as prerogative for soil scientists ahead of all branches of geo-sciences to inform and to show ways of use which prevent damage to soils as basis for plant growth.

L I T E R A T U R

- Alten, F. und B. Kurmies (1939): Verhalten des Bodens zum Wasser. In : Blanck, E. Handbuch der Bodenlehre. Erster Ergänzungsband
- Atkinson, C. D. (1986): Tectonic Control on Alluvial Sedimentation as Revealed by an Ancient Catena in the Capella Formation (Eocene) of Northern Spain. In : Wright, V. P. (Hrsgb.) (1986) Palaeosols: Their Recognition and Interpretation. Blackwell, Oxford.
- Baumgart, R. (1876): Die Wissenschaft in der Bodenkunde. Berlin u. Leipzig (cit. bei Blanck l.c.)
- Beke, G. J. und J. A. McKeague (1984): Influence of Tree Windthrow on the Properties and Classification of Selected Forested Soils from Nova Scotia. Can. J. Soil Sci. 64, 195 - 207
- Blanck, E. (Hrsgb.) (1929): Handbuch der Bodenlehre. 11 Bände. Springer Berlin
- Blum, W. E. H. und R. Ganssen (1972): Bodenbildende Prozesse der Erde, ihre Erscheinungsformen und diagnostische Merkmale in tabellarischer Darstellung. Die Erde. Z.d.Ges. f. Erdkunde zu Berlin. 103, 7 - 20
- Blume, H.-P. (1981): Alberth Orth als Bodenkundler, Quartärgeologe und Landwirt. Mitt. DBG. 30, 472-475
- Blume, H.-P. (1998): In: Scheffer/Schachtschabel, Lehrbuch der Bodenkunde 14. Aufl. Enke, Stuttgart, Kap. 8
- Böhm, W. (1996): Ewald Wollny, Bahnbrecher für eine neue Sicht des Pflanzenbaues. Verlag A. Böhm, Göttingen
- Bolt, G. H. (1997): Soil pH, an Early Diagnostic Tool: Its Determination and Interpretation. In: Yaalon, D. H. und S. Berkovicz (Hrsgb.) (1997) : l.c. pp. 176-210
- Bridges, E. M. (1997): Origins, Adoption and Development of Soil Horizon Designations. In: Yaalon, D. H. und S. Berkovicz (Hrsgb.) (1997) : l.c. pp. 47-66
- Buckingham, E. (1907): Studies on the Movement of Soil Moisture. USDA, Bur. Soils. Bull. 38. Washington DC.
- Buckland, W. (1837): Geology and Mineralogy Considered with Reference to Natural Theology, Verlag W. Pickering, London
- Bullock, P. (1994): Need for Paradigm Change in Soil Science in the Next Century. Trans. XV. Congress Intern. Soil Sci. Soc. Acapulco 1994, Vol. 9, 427-436
- Dokutschajew, W. W. (1883): Die russische Schwarzerde. St. Petersburg

- Dorman, R.M. (1881): *The Origin of Primitive Superstitions and Their Development into the Worship of Spirits and the Doctrine of Spiritual Agency among the Aborigines of America*. Lippencott & Co, London
- Eggelsmann, R. (1981): *Dränanleitung*. 2. Aufl. Wasser & Boden, Hamburg.
- Erastus, T. (1572): *Epistola de natura, materia, ortu atque usu lapidis sabulosi qui in palatinatu ad rhenum reperitur*. Peter Perna, Basel (Herausgegeben von W.Ziehen (1984), Scientia-Verlag, Aalen.
- Feller, C., (1997): *The Concept of Humus in the Past Three Centuries*. In: Yaalon, D.H. und S.Berkovicz (Hrsgb.) (1997) : l.c., pp.15-46
- Flaig, W., H.Beutelspacher und E.Pietz (1975): *Chemical Composition and Physical Properties of Humic Substances*. In : J.E.Giesecking, *Soil Components*. Vol. 1. Organic Components. Cap. 1 pp.4-211, Springer, Berlin pp. 534
- Gardner, W.R. (1994): *A Call to Action (A Guest Editorial)*. *Soil Sci.Soc.Amer.J.* 57, 1403 - 1405
- Giesecke, F. (1929): *Geschichtlicher Überblick über die Entwicklung der Bodenkunde*. In : Blanck, E. l.c.
- Gisi, U., R.Schenker, R.Schulin, F.X.Stadelmann und H.Sticher (1990): *Bodenökologie*. Georg thieme ,Stuttgart. pp 304.
- Glinka, K.D. (1909): *Die Bodenzonen und die Bodentypen des europäischen und asiatischen Russlands*. *Compt.Rend.la premiere Conf. Agrogeologique* (Budapest), pp.95-113
- Grebe, W. (1852): *Forstliche Bodenkunde und Klimalehre*. Wien .(cit bei Neuss l.c.)
- Greenland D.J. (1991): *The Contribution of Soil Science to Society - Past, Present and Future Soil Science* 151, 19 - 23
- Gumbert, S. (1688): *Stratagema oeconomica*. Neu... und mit nützlichen Registern verbessert. Matthias Nöllern, Riga
- Habermas, J. (1981): *Theorie des kommunikativen Handelns*. Frankfurt
- Hartge, K.H. (1992): *The Role of Soil Mechanics and Physics in Agricultural Production*. In: Tovar S., J.R. und R.Quintero L.(eds.): *Memoias del XXV Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo* . pp.35 - 40
- Hassenfratz, J.U. (1792): *Sur la nutrition des vegetaux*. *Ann.Chim.* 13, 178-192 u. 318-330 und 14, 33-64

- Hermann, R. (1841) : Untersuchungen über den Moder . J.prakt. Cem. 22, 65-81 und 23, 375-386
- Hilgard, E.W. (1911): Böden humider und arider Länder. Int. Mitt. für Bodenkunde/Revue Int. de Pedologie/Reports on Pedology , 1, 415
- Hippokrates (ca 400 v.Chr.) Übersetzung von R.Fuchs : Sämtliche Werke . München 1895
- Hutton, J. (1795): Theory of the Earth, with Proofs and Illustrations. Verlag W.Creech, Edinburgh, (Facsimile 1959 bei Codicote: Wheldon & Wesley)
- IBG-Internationale Bodenkundliche Gesellschaft(1974). Mitt.Nr 45. Druckerij Systema B.V. Amsterdam
- IBG/FAO (1994): World Reference Base for Soil Resources(Draft). Director Int.Soil Ref.& Inf.Centr.(ISRIC) PO-Box 353, NL 6700AJ Wageningen
- Jarilow, A. (1913): Die Keime der Pedologie in der antiken Welt. Int.Mitt.f.Bodenkunde / Rev.Int. de Pedologie / Int.Rep.on Pedology. Verlag f. Fachliteratur Berlin/Wien 3, 240 - 256
- Kopecky, J.(1901): Die Bodenuntersuchung zum Zwecke der Drainagearbeiten (Mit besonderer Berücksichtigung der Ausführung mechanischer Bodenanalysen mittels eines neu konzipierten Schlammapparates). Herausgegeben mit Unterstützung des Landesculturrathes für das Königreich Böhmen. Prag
- Kostiakow, A.N. (1932): On the Dynamics of the Coefficient of Water Percolation in Soils and on the Necessity of Studying it from a Dynamic Point of View for Purposes of Amelioration. Trans.6th Com. Int. Soc. Soil Sci. A. pp.17 - 21
- Kubiena, W.L.(1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. Enke, Stuttgart, pp.392
- Kutilek, M und V.Novak(1997): Aspects of the Development of Soil Physics in Central and Eastern Europe and the Impact of a Totalitarian Ideology upon it. In: Yaalon, D.H. und S.Berkovicz (Hrsgb.)(1997) : l.c. pp. 241-259
- Lang, R.(1920): Verwitterung und Bodenbildung. Stuttgart (cit. bei Blanck l.c.)
- Liebenberg, A. Ritter v. (1878): Über den gegenwärtigen Stand der Bodenphysik. In: E.Wollny (Hrsgb.)Forschungen auf dem Gebiet der Agrikultur-Physik. 1.Band C.Winter's Universitätsbuchhandlung, Heidelberg pp 3-42
- Liebig, J.v.(1862): Die Chemie in ihrer Anwendung auf Agriculture und Physiologie. Vieweg u.Sohn, Braunschweig 7. Auflage Zweibändig. pp.625 und 514
- Mägdefrau, K.(1968): Baläobiologie der Pflanzen . 4.Aufl. G.Fischer, Stuttgart
- Muller, P.E.(1887): Studien über die natürlichen Humusformen. Springer, Berlin

- Muller, P.L. (1879): Studier over Skovjord, som Bidrag til Skovdyrkningens Teori. Om Bøgemuld og Bøgemør paa Sand og Ler. Tidskr. f. Skovbrug t. III. 1
- Neuss, O. (1914): Die Entwicklung der Bodenkunde von ihren ersten Anfängen bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts. Int. Mitt. für Bodenkunde/Revue Int. de Pedologie/Reports on Pedology 4, 453-495
- Niederbudde, E.-A. (1996): Tonminerale. In: Blume, H.-P., H. Felix-Henningsen, W.R. Fischer, H.G. Frede, R. Horn und K. Stahr (Hrsgb.) Handbuch der Bodenkunde. Ecomed-Verlag, Landsberg
- Orth, A. (1873): Das geologische Bodenprofil nach seiner Bedeutung für den Bodenwert und die Landeskultur. Nach. d. Club d. Landw. Berlin. In: Blume, H.-P. (1981): Albert Orth als Bodenkundler, Quartärgeologe und Landwirt. Mitt. DBG, 30, 472-475
- Orth, A. (1875): Die geognostisch-agronomische Kartierung mit besonderer Berücksichtigung der geologischen Verhältnisse Norddeutschlands und der Mark Brandenburg erläutert an der Aufnahme von Rittergut Friedrichsfelde bei Berlin. Vom landw. Centralverein d. Reg.-Bez. Potsdam gekrönte Preisschrift. Ernst und Korn, Berlin pp. 176 In: Blume H.-P Mitt. DBG 30, 472-475
- Prigogine, I. und I. Stengers (1986): Dialog mit der Natur. Büchergilde Gutenberg 5. Aufl.
- Ramann, E. (1905 und 1911): Bodenkunde,
- Ramann, E. (1909): Bodenkunde und ihre Stellung als Lehrfach. Z. prakt. Geol. 1909, S. 524
- Rohr, J. B. v. (Leipzig 1722,): Obersächsischen Hauswirtschaftsbuch cit. bei Neuss l.c..
- Retallak, C. J. (1990) Soils of the Past. Harper Collins Academic pp. 520
- Ruh, H., F. Brugger und Ch. Schenk (1990): Ethik und Boden. Nationales Forschungsprogramm 22 "Nutzung des Bodens der Schweiz". Schwarzenburg Str. 179. CH Liebefeld-Bern ISBN 3-907086-44-9
- Schlotheim, E. F. v. (1804): Beschreibung merkwürdiger Kräuterabdrücke und Pflanzenversteinerungen. Ein Beitrag zur Flora der Vorwelt. Gotha
- Schübler, G. (1830) : Grundsätze der Agrikultur-Chemie in näherer Beziehung auf land- und forstwirtschaftliche Gewerbe. 2 Theile. Leipzig. cit.: Böhm l.c
- Schultz-Klinken, K.-R. (1981): Haken, Pflug und Ackerbau. Schriftenreihe des Dtsch. Landwirtschaftsmuseums, Univ. Hohenheim. Verlag August Lax Hildesheim
- Schumacher, W. (1864): Die Physik des Bodens in ihren theoretischen und praxertischen Beziehungen zur Landwirtschaft. Berlin. cit. Böhm l.c.

- Sekera F.(1938): Statik und Dynamik des Bodenwasser. Bodenkunde und Pflanzenernährung 6(51)28
- Selye, H.(1964) : From Dream to Discovery. Deutsch: Vom Traum zur Entdeckung. Vademecum eines Wissenschaftlers. Econ-Verlag Wien/Düsseldort.
- Simonson, R.W.(1997): Evolution of Soil Series and Type Concepts in the United States. In: Yaalon,D.H. und S.Berkovicz (Hrsgb.)(1997) : 1.c.pp. 67-78
- Sposito, G. and Reginato, R.J. (1992): Opportunities in Basic Soil Science Research . Soil Sci.Soc.Amer. special Publ. SSSA Inc. Madison,. USA
- Sprengel.C.(1837): Die Bodenkunde, oder die Lehre vom Boden. Immanuel Möller Verlag Leipzig
- Sprengel. C.(1838): Die Lehre von den Urbarmachungen und Grundverbesserungen. Verlag.J.A. Baumgärtner, Leipzig
- Sticher,H.(1982): Goethe und der Boden Z.Pflanzenernähr. und Bodenkunde , 145, 623-630
- Stemme,H.E.(1997): Preparation of the Collaborative Soil Maps of Europe. In: Yaalon,D.H. und S.Berkovicz (Hrsgb.)(1997) :1.c. pp. 145-158
- Suckow, G. (1848): Die Verwitterung im Mineralreiche. Mit Rücksicht auf Ackerbau und Technologie dargestellt. Baumgärtners Buchhandlung, Leipzig
- Terzaghi, K.v. und R.Jellinek (1954): Theoretische Bodenmechanik, Springer Berlin
- Thaer,A.(1809): Grundsätze der rationellen Landwirtschaft. Realschulbuch Ed. Berlin. 4.t (1809- 1812)
- Thukydides (ca 400 v.Chr.): Geschichte des Peloponnesischen Krieges. Übers. G.P.Landmann, Artemis u. Winkler, München 1993. Bd. I [2]).
- Tinker,P.B.(1985): Soil Science in a Changing World. J. Soil Sci. 36, 1 - 8
- U.S.Dept of Agric. (USDA) (1996) : Keys to Soil Taxonomy 7.Edn. pp.643
- Vergilius Maro.P.(ca 20 a.Chr.) : Georgica (Übersetzung Herzog-Hauser Artemis Verlag Zürich 1961)
- Webster, T.(1826): Observations on the Purbeck and Portland Beds.Trans Geol.Soc London,2 37 - 44
- Welitschkowski, D.v. (1884): Experimentelle Untersuchungen über die Permeabilität des Bodens für Wasser. Archiv f. Hygiene, 2.Band pp.499-510
- Wright,V.P.(Hrsgb)(1986): Palaeosols: Their Recognition and Interpretation. Blackwell,Oxford.

- Yaalon, D.H. und S. Berkovicz (Hrsgb.)(1997): History of Soil Science. Advances in Geology 29. CATENA-Verlag, Reiskirchen. pp.438
- Yaalon, D.H., (1997): History of Soil Science in Context: International Perspective. In: Yaalon, D.H. und S. Berkovicz (Hrsgb.)(1997) : l.c., pp. 1-14
- Zhao, Q. G.(1996): Developing Tendency and Research Orientations of Soil Science. AISS/IBG/ISSS - Document Nr. 1 CSS-Moskau-Meeting 10-13 Jan. 1996
- Ziehen, W. (1996): Der Forstboden im Spiegel der Waldordnung. Allg. Forst- u. Jagd Ztg. 167, 103-107
- Ziehen, W. (1984). Thomas Erastus: Epistola de natura, materia ortu atque usu lapidis sabulosi. Scientia-Verlag, Aalen pp.99
- Zittel, K.A.v.(1899): Geschichte der Geologie und Palaeontologie bis Ende des 19.Jahrhunderts. R. Oldenbourg, München & Leipzig pp.867

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

der Sitzung des AK „Böden in Schule und Weiterbildung“
„Stand und Möglichkeiten der Einbeziehung bodenkundlicher
Inhalte in den Unterricht“

5. November 1998

OSNABRÜCK

Band 89

1999



Der Boden im naturwissenschaftlichen Unterricht an Schweizer Gymnasien

von

STICHER, H.

1. Einleitung

Wie ein Blick auf die topographische Karte der Schweiz zeigt, ist das Landesgebiet in südwest-nordöstlicher Richtung in die drei Räume Jura, Mittelland und Alpen aufgeteilt. Lediglich etwa ein Drittel der Landesfläche liegt unterhalb 800 m NN. Dazu gehört vor allem das Mittelland, das sich auf ca. 10'000 km² zwischen Genfersee und Bodensee erstreckt und mehr als 80% der Bevölkerung umfaßt. Mit gegen 600 Einw./km² ist damit das Mittelland eine der am dichtesten besiedelten Regionen Europas. Bei dieser hohen Bevölkerungsdichte, mit der eine sehr hohe Industrialisierung einhergeht, sind Nutzungskonflikte um den raren Boden vorprogrammiert. Unter diesem Druck hat die Schweizer Regierung 1983 den Nationalfonds beauftragt, die Bodenproblematik im Rahmen eines *Nationalen Forschungsprogramms (NFP 22)* zu untersuchen und Lösungen für eine haushälterische Nutzung des Bodens in der Schweiz auszuarbeiten. Als zentral wurden die folgenden Problemfelder identifiziert:

- Es wird immer mehr Boden überbaut
- Der Boden wird durch Übernutzung und Immissionen überfordert und geschädigt
- Turnnahe Flächen werden verdrängt

Während 5 Jahren (1985 - 1990) wurden in 64 Teilprojekten einzelne Aspekte untersucht, wobei der Vernetzung der Projekte untereinander eine große Beachtung geschenkt wurde. Von einer ab Beginn der Forschungsarbeiten tätigen Gruppe wurde aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse interaktiv mit den Forschern ein Syntheseband¹ verfaßt, welcher 1991 herauskam und eine landesweite Beachtung fand. Während der ganzen Projektperiode fanden laufend Presseorientierungen statt, was sich in einer großen Zahl von Artikeln sowie Radio- und Fernsehsendungen niederschlug. Zwei der Projekte des NFP 22 befaßten sich mit der Umsetzung von Teilaspekten des Programms im Unterricht von Schulen verschiedener Stufe. Über diese Projekte wird weiter unten berichtet. Wichtig für die Akzeptanz dieser Schulprojekte durch die Lehrer war aber sicher das Umfeld und der Zeitpunkt, in welchem sie entwickelt und in die Wege geleitet wurden.

1985 wurde das *Umweltschutzgesetz* in Kraft gesetzt, in welchem dem Schutz des Bodens 3 Artikel gewidmet waren. Das Gesetz verlangte die Festlegung von Richtwerten für nicht oder nur schwer abbaubare Stoffe und wies den Kantonen die Aufgabe zu, die Belastung der Böden zu überwachen und gegebenenfalls geeignete Maßnahmen zu treffen. Um diese Aufgabe vollziehen zu können, waren die Kantone gezwungen, kantonale *Bodenschutzfachstellen* einzurichten, welche heute je nach Größe des Kantons eine Teilzeitstelle bis mehrere Vollzeitstellen beschäftigen. Eine wichtige Aufgabe dieser Fachstellen ist neben der Einhaltung der gesetzlichen Bestimmungen die Öffentlichkeitsarbeit, die nicht ohne Grund bei der Schule anfängt. Ein besonders gutes Beispiel liefert der Kanton Basel-Landschaft, dessen Internet-Auftritt² sich auch außerhalb des Kantons anzuschauen lohnt.

2. Das Schweizer Schulsystem

Das Schweizer Schulsystem gleicht dem deutschen: Bis 1998 dauerte die Schulzeit bis zur Matura (Abitur) je nach Kanton 12.5 bis 13 Jahre. Es existierten verschiedene Mittelschultypen, welche zu unterschiedlichen Maturatypen führten. Heute besteht nur noch ein Gymnasialtyp (Gesamtdauer 12 Jahre), wobei jedoch verschiedene Wahlmöglichkeiten angeboten werden müssen. Der Fächerkanton umfaßt obligatorisch die in der Tab. 1 zusammengestellten Fächer, bzw. Fächerkombinationen.

* Institut für Terrestrische Ökologie, ETHZ, Grabenstraße 3, CH-8952 Schlieren

Tabelle 1: Die Maturitätsfächer nach dem MAR

7 Grundlagenfächer	Muttersprache Zweite Landessprache Dritte Sprache Mathematik Naturwissenschaften Geistes- und Sozialwissenschaften Bildnerisches Gestalten/Musik	<i>Englisch oder Latein oder Griechisch</i> <i>Biologie und Chemie und Physik</i> <i>Geschichte und Geographie</i>
1 Schwerpunktsfach	Auswahl aus einer Vielzahl von Fachgruppen, u.a.	z.B. <i>Biologie und Chemie</i>
1 Ergänzungsfach	Auswahl aus einer Vielzahl von Fächern, u.a.	z.B. <i>Chemie</i> oder <i>Biologie</i> oder <i>Geographie</i>

Für den Einbezug der Bodenkunde in den Unterricht ergeben sich damit zahlreiche Möglichkeiten, sowohl im Bereich der Grundlagenfächer als besonders auch im Bereich der Schwerpunkts- und Ergänzungsfächer. Als besonders geeignet angesehen werden die Fächer Biologie, Geographie und Chemie auf der Stufe der Schwerpunkts- und Ergänzungsfächer.

3. Die Lehrerausbildung und -weiterbildung

Für die Ausbildung von Lehramtskandidaten der Sekundarstufe II (Obergymnasium) gibt es in der Schweiz keine besonderen Studiengänge. Zukünftige Lehrer absolvieren ein reguläres Universitätsstudium bis zum Diplom, Lizentiat oder Doktorat. Daneben oder anschließend erfolgt die pädagogische und didaktische Ausbildung, ebenfalls an der Universität. Studierende der Biologie und Geographie kommen mit der Bodenkunde in Kontakt, sofern sie diese als Wahlfach belegen; für Chemiker trifft dies kaum zu. An der ETH Zürich, wo vor allem Studierende der ökologischen Biologie den Lehrerberuf ergreifen, wird Bodenkunde für die Erlangung des didaktischen Ausweises für dieses Fach verlangt.

Eine große Bedeutung für den Einbezug bodenkundlicher Themen in den Mittelschulunterricht kommt den *Weiterbildungskursen* zu. So wurde in den letzten Jahren je ein Kurs "Allgemeine Bodenkunde" und "Bodenbiologie" angeboten, welche beide auf erhebliches Interesse stießen. Daneben fanden Kurse statt, in welchen der Boden zumindest am Rand zur Sprache kam, so "Vegetationskunde", "Alpiner Lebensraum" und "Chemie zwischen Himmel und Erde".

4. Pilotprojekte

Im Rahmen des NFP 22 wurden, wie oben bereits angedeutet, 2 Schulprojekte konzipiert. Beide Projekte wurden in Zusammenarbeit mit entsprechenden Fachstellen, dem WWF-Lehrerservice sowie einer Anzahl von interessierten Schulen und Lehrpersonen ausgearbeitet, getestet und ausgewertet. Das erste Projekt mit dem Titel «Bodenleben begreifen, schätzen und erhalten»³ befaßte sich mit einigen bodenkundlichen Grundlagen, stellte Arbeitsunterlagen für den praktischen Unterricht vor und endete mit Empfehlungen für die Durchführung einer Kampagne "Bodenleben". Das zweite Projekt mit dem Titel «Nutzungskonflikte und Schule»⁴ stellte die Raumplanung ins Zentrum, untersuchte die Möglichkeit des Einbezugs raumplanerischer Aspekte im Unterricht (v.a. im Fach Geographie) und endete ebenfalls mit Empfehlungen zur weiteren Umsetzung. Für dieses Projekt wurde unter der Obhut der Erziehungsdirektion des Kantons Bern eine umfangreiche Arbeitshilfe⁵ ausgearbeitet und von der Schweizerischen Vereinigung für Raumplanung eine Arbeitsmappe mit Einführung, Arbeitsblättern und Prokifolien bereitgestellt⁶. Beide Projekte wurden in zahlreichen Schulen erprobt und in Bezug auf ihre Schultauglichkeit und Erfolgsaussichten evaluiert^{7 8}. Wenn auch einige kritische Stimmen auftraten, so war doch das Ergebnis der Auswertung überwiegend positiv. Stellvertretend sei die Aussage eines Schülers des Gymnasiums Langenthal aufgeführt: "Ich freute mich in jeder Stunde schon auf die nächste Raumplanungsstunde. Vorher hatte ich Geographie nicht sehr gerne, aber jetzt, wo wir Werkstatt haben, find' ich es gut". Zu ergänzen bleibt hier, daß neulich die ganze Problematik auch für die Grundschule in einem ansprechenden Arbeitsheft aufbereitet wurde⁹.

5. Ergebnisse einer Umfrage an Gymnasien der Deutschschweiz

Im Hinblick auf die Tagung der DBG zu «Stand und Möglichkeit der Einbeziehung bodenkundlicher Inhalte in den Unterricht» wurde vom Autor an 42 Gymnasien der Deutschschweiz eine Umfrage bei den Lehrkräften für *Biologie*, *Chemie* und *Geographie* durchgeführt, um zu erfahren

- ob an der Schule der Boden in irgend einer Weise im Unterricht erwähnt wird,
- welche Aspekte behandelt werden, und
- welche Lehrmittel verwendet werden.

Insgesamt gingen aus 30 Schulen 104 ausgefüllte Fragebogen ein, wobei die Anzahl pro Schule zwischen 1 und 17(!) schwankte. Das Resultat der Umfrage war überraschend und erfreulich zugleich. Die wichtigsten Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Nur an einer einzigen Schule ist der Boden kein Thema.
- Von den 104 antwortenden Lehrkräften behandeln nur gerade 9 (vor allem die gar nicht angefragten Physiker) keine bodenbezogene Themen (Abb. 1).
- Bevorzugte Themen sind *Bodenorganismen*, *Humusbildung* und *Düngung*, doch ist das Spektrum des behandelten Themen sehr breit (Abb. 2).
- Während Chemiker vor allem grundlagenbezogene Themen behandeln (Ionentausch, Acidität, u.ä.), neigen Geographen eher dazu, Probleme der Bodennutzung auszuwählen (Nutzungskonflikte, Erosion, usw.). Die Biologen neigen eher den Grundlagen zu, behandeln aber ebenso Nutzungsprobleme (Abb. 3).
- Der Boden kommt in allen *Unterrichtsformen* zum Zuge. Als besonders geeignet für die zusammenhängende und interdisziplinäre Behandlung von Bodenfragen wird die *Projektwoche* betrachtet, an welcher sich Lehrpersonen aus verschiedenen Fächern beteiligen.

Bei soviel erfreulichen Antworten stellt sich unmittelbar die Frage, wie es denn auf der anderen Seite, nämlich bei der Rezeption seitens der Schülerinnen und Schüler aussieht. Leider war es nicht möglich, auch dazu eine umfassende Umfrage zu veranstalten. Deshalb muß ein kurzer und vielleicht etwas summarischer Hinweis genügen. In der ersten Vorlesungsstunde (ETH Zürich, WS 1998/99. Einführung in die Bodenkunde, 3. Studiensemester) stellte der Autor mittels einer Folie die folgende Frage: "Haben Sie während Ihrer Mittelschulzeit jemals etwas zum Thema BODEN gehört, z.B. im Fachunterricht für Biologie, Chemie oder Geographie, während einer Projektwoche oder auf einer Exkursion?" Von den rund 250 Anwesenden Studierenden gaben nur 7 an, nie etwas vom Boden gehört zu haben oder sich nicht mehr daran erinnern zu können.

6. Schlußbemerkungen

Anstelle einer Zusammenfassung sei ein kurzer Hinweis gestattet. Es kann nicht darum gehen, die BODENKUNDE als Fach an den Mittelschulen zu etablieren. Wichtig ist aber, daß die Schülerinnen und Schüler während ihrer Mittelschulzeit für die Bedeutung des Bodens für den Menschen und die gesamte Umwelt auf irgend eine Weise sensibilisiert werden. "Der Boden eignet sich", wie eine Biologielehrerin auf dem Fragebogen anmerkte, "wie kaum etwas, ein Problem interdisziplinär anzugehen". Dabei kann der Bogen weit über die Naturwissenschaften hinaus bis in die Sozial- und Geisteswissenschaften gespannt werden.

Literatur

¹ R. Häberli, C. Lüscher, B. Praplan und C. Wyss: Bodenkultur. Vorschläge für eine haushälterische Nutzung des Bodens in der Schweiz. vdf Zürich, 2. Auflage 1992.

² <http://www.baselland.ch/docs/bud/boden/main-boden.htm>

³ H. Widmer: Bodenleben begreifen, schätzen und erhalten. NFP-Bericht Nr. 47. Liebefeld-Bern 1990.

⁴ H. Widmer, M. Keist, D. Morgenthaler und L. Rathgeb: Nutzungskonflikte und Schule. NFP-Bericht Nr. 65. Liebefeld Bern 1991.

⁵ Erziehungsdirektion Bern (Projektleiter: J. Brunner und M. Rupp): Nutzungskonflikte in der Raumplanung. Eine kommentierte Arbeitshilfe in Werkstattform für die Oberstufe (5.-9. Klasse) sowie für die Mittelschule (9.-11. Klasse). Raumplanungsamt Bern 1991.

⁶ M. Badilatti: Der Boden - unser Lebelement. Schweiz. Vereinigung für Raumplanung, Bern o.J.

⁷ H. Widmer: Der Boden lebt - erhalten wir ihn. Schlußbericht zum gemeinsamen Schulprojekt des WWF, NFP und SVBL. Bern 1992.

⁸ M. Roux: Schulprojekte des NFP Boden. Bericht zur Fachtagung für Umwelterziehungsleute. Lindau 1992.

⁹ C. Lüscher und W. Altorf: Bodenständig. 12 Fragen zum Schicksal des Bodens. SJW-Heft Nr. 2080. Schweizerisches Jugendschriftenwerk, Zürich 1998.

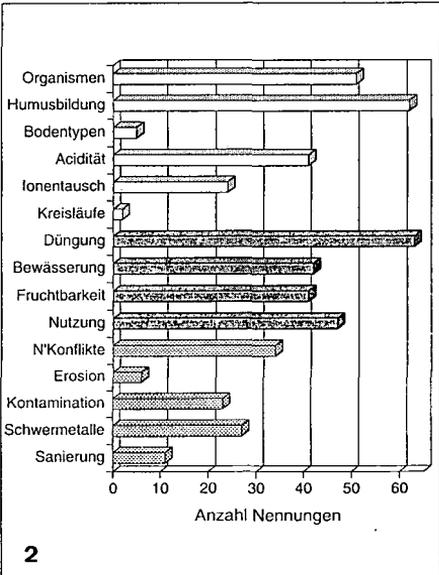
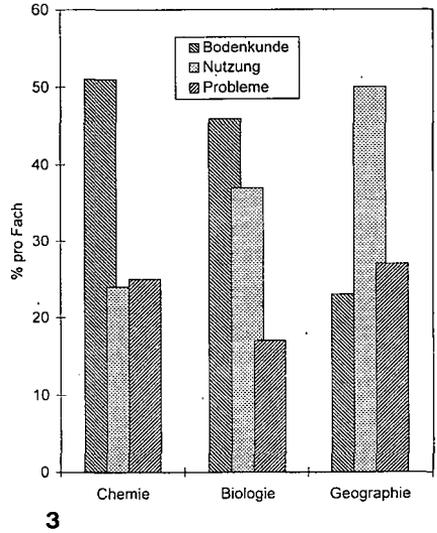
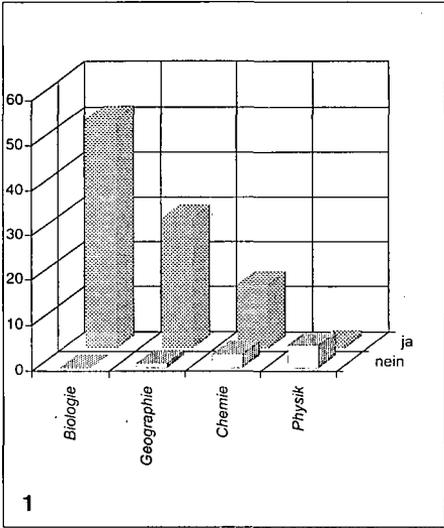


Abb. 1: Bodenkunde im Unterricht: Ja oder Nein? (Total befragte Lehrpersonen: 104)

Abb. 2: Behandelte bodenkundliche Themen im Mittelschulunterricht (Total 98 befragte Lehrpersonen der Fächer Biologie, Chemie und Geographie)

Abb. 3: Behandlung bodenkundlicher Themenbereiche durch die Fachlehrer für Chemie, Biologie und Geographie (in % pro Fach). Für die 3 Bereiche *Bodenkunde*, *Nutzung* und *Probleme* wurden die in Abb. 2 aufgeführten Themen wie folgt zusammengefaßt: *Bodenkunde* (1 bis 6), *Nutzung* (7 bis 10) und *Probleme* (11 bis 15).

**Untersuchungen zu bodenkundlichen Vorkenntnissen von Studienanfängern
des Jahres 1998 in den Studiengängen Landwirtschaft, Gartenbau,
Landschaftsentwicklung und Bodenwissenschaften
an der Fachhochschule Osnabrück**

von

SCHÖN, H. und K. MUELLER

1.

Fragestellung: Studienanfänger des Studiengangs Bodenwissenschaften, des Studiengangs Gartenbau und des Studiengangs Landwirtschaft im Fachbereich Agrarwissenschaften und des Studiengangs Landschaftsentwicklung im Fachbereich Landschaftsarchitektur haben auf unterschiedlichen Wegen die Fachhochschulzugangsberechtigung erlangt. Die vorgestellte Befragung sollte die bodenkundlichen Vorkenntnisse ermitteln und Rückschlüsse auf die Bedeutung bodenkundlicher Fragestellungen im Sekundarschulbereich zulassen.

2.

Material und Methoden: Die Studienanfänger der Studiengänge Landwirtschaft, Gartenbau, Bodenwissenschaften und Landschaftsentwicklung wurden im Rahmen von Lehrveranstaltungen zu Beginn des Sommersemesters 1998 gebeten, den nachfolgend aufgeführten Fragebogen zu beantworten. Die Antworten wurden anschließend in eine ACCESS-Datei übertragen und mit den EDV-Programmen SPSS und EXCEL ausgewertet.

3.

Ergebnisse:

Es lagen insgesamt 123 beantwortete Fragebögen vor (20 Bodenwissenschaften, 14 Landschaftsentwicklung, 11 Gartenbau und 78 Landwirtschaft). 75 % der Studienanfänger hatten eine abgeschlossene Lehre. Aufgegliedert nach Studiengängen ergab sich dabei folgendes Bild (Studierende mit abgeschlossener Lehre): Landwirtschaft 82 %, Bodenwissenschaften 50 %, Gartenbau 73 % und Landschaftsentwicklung 71 %. Bei den Landwirtschaftsstudierenden dominierte der Ausbildungsberuf Landwirt, bei den Gartenbauern der Ausbildungsberuf Gärtner, beiden übrigen Studiengängen lag eine Vielzahl von unterschiedlichen Ausbildungsberufen vor, die nur zum Teil mit den gewählten Studiengängen in Beziehung standen.

72 % der Studienanfänger waren männlich. Aufgegliedert nach Studiengängen ergab sich folgendes Bild (männliche Studierende): Landwirtschaft 74 %, Bodenwissenschaften 75 %, Gartenbau 64 % und Landschaftsentwicklung 64 %.

66 % der Studienanfänger hatten Abitur oder Fachabitur.

Das Durchschnittsalter lag bei 23, 4 Jahren mit einer Standardabweichung von 2,99 (min/max 20/40).

73 % der Befragten hatten während ihrer bisherigen Ausbildung bereits Berührung mit Böden oder bodenkundlichen Themen. Nur 25 % dieser Gruppe gaben an, außerhalb der Berufsschule mit Bodenkunde in Kontakt gekommen zu sein. 30 % der Abiturienten (Gymnasium) erhielten Bodenkundeunterricht. Dies geschah bei den Abiturienten faßt ausschließlich im Fach Erdkunde bzw. Geographie.

Der überwiegende Teil der Berührung mit bodenkundlichen Themen erfolgte in berufsbildenden Schulen.

Auf die Frage, ob Bodenkunde in der schulischen Ausbildung eine größere Rolle spielen sollte, antworteten 77 % der Befragten mit „JA“.

Auf die Frage, in welchem Ausmaß ihrer Meinung nach die Böden bei uns geschädigt seien, antworteten 57 % mit „SEHR STARK“ und „STARK“ und 30,9 % mit „WENIG“ und „GAR NICHT“. Bei den befragten Studierenden des Studiengangs Landwirtschaft waren es allerdings 43 %, die die Böden „WENIG“ bis „GAR NICHT“ gefährdet sehen.

98 % aller Befragten sehen den Schutz des Bodens als ebenso bedeutend an wie den Schutz von Gewässern, der Erdatmosphäre und der Biodiversität.

In bezug auf den speziellen Teil des Fragebogens ergab sich folgendes Bild: Der Komplex F (Bodenbiologie) sowie A (Wesen von Böden), und G (Bodenschutz) wurden fast ausschließlich richtig beantwortet. Die Fragen zu den Komplexen B (Stoffbestand von Böden), C (Bodenchemie) und D (Bodenphysik) wurden in erheblichem Umfang oder mehrheitlich falsch oder mit „WEIß NICHT“ beantwortet. In der Tabelle 1 finden sich die Ergebnisse im Detail.

Bei der Frage, wie die eigenen Bodenkundekenntnisse eingeschätzt werden, ergab sich folgendes Resultat: Landwirtschaft, 49 % ausreichend, 40 % ungenügend; Bodenwissenschaften, 21 % ausreichend, 63 % ungenügend; Gartenbau, 73 % ausreichend, 27 % ungenügend; Landschaftsentwicklung, 43 % ausreichend, 43 % ungenügend.

Tabelle 1: Beantwortung der Fragen zu einzelnen Stoffkomplexen (je 12 Fragen pro Stoffkomplex, Angaben in %, N=123

Frage	Richtig	Falsch	weiß nicht	keine Antwort
A: Wesen von Böden	69 - 97	1 - 24	1 - 5	2
B: Stoffbestand von Böden	30 - 63	34 - 65	3 - 11	2
C: Bodenchemie	45 - 90	6 - 38	1 - 15	2
D: Bodenphysik	7 - 36	41 - 68	8 - 47	2
E: Bodensystematik	36 - 58	24 - 42	7 - 32	2
F: Bodenbiologie	85 - 95	1 - 6	2 - 8	2
G: Bodenschutz	56 - 94	2 - 23	1 - 19	2

4.

Schlußfolgerungen:

Ein Großteil der Befragten hatte im Verlauf der Ausbildung vor Beginn des Fachhochschulstudiums Berührung mit bodenkundlichen Themen. Offensichtlich geschah dies aber überwiegend im berufsbildenden Bereich oder in Vorpraktika. Nur eine Minderheit der Befragten wurde in allgemeinbildenden Schulen mit bodenkundlichen Themen konfrontiert. Dies erfolgte fast ausschließlich im Erdkundeunterricht.

Bei dem speziellen Teil des Fragebogens fiel auf, daß die Fragen des Komplexes F (Bodenbiologie) und so gut wie alle Fragen des Komplexes A (Wesen der Böden) und G (Bodenschutz) fast ausschließlich richtig beantwortet wurden. Offensichtlich wurden diese Bereiche in besonderem Maß in der vorhergehenden Ausbildung angesprochen.

Dagegen fällt auf, daß bei den Fragenkomplexen B (Stoffbestand von Böden), D (Bodenphysik), E (Bodensystematik) und zum Teil C (Bodenchemie) bei vielen Studienanfängern erhebliche bis starke Schwächen festzustellen sind. Anscheinend wurden die gestellten Fragen auch in der Berufsausbildung nur gestreift.

Der überwiegende Teil der Befragten ist der Meinung, daß die Bodenkunde in der schulischen Ausbildung eine größere Rolle spielen sollte. Hierbei ist zu beachten, daß es sich bei den Befragten sicherlich um einen Personenkreis handelt, der dem Thema Boden allein schon durch die Studienwahl besonderes Interesse entgegenbringt. Angesichts der Bedeutung des bisher zu wenig beachteten Umweltmediums Boden, wäre es aber doch wünschenswert, die bestehenden Curricula der allgemeinbildenden und berufsbildenden Schulen daraufhin zu überprüfen, ob die Bodenkunde nicht einen entsprechenden Stellenwert erhalten kann.

Eine ähnliche Befragung wurde bereits im Jahre 1997 an der Fachhochschule Osnabrück durchgeführt. Die Ergebnisse der hier vorgestellten Befragung unterscheiden sich von denen aus dem Vorjahr nur in Nuancen.

**Naturschutz und Landschaftspflege in der
Einjährigen Fachschule Agrarwirtschaft
- Chancen für den Bodenschutz in einem neuen Fach -**

von

BENNE, L.

Vorbemerkung:

Referiert wird die Aufbausituation in einem neuen Unterrichtsfach. Daher können keine Ergebnisse mitgeteilt werden, sondern es wird eine Diskussionsgrundlage vermittelt, die auch für allgemeinbildende Schulen Anstöße geben soll.

1. Bodennutzung und Schutz der Landschaft

Wenn diese Schlagworte nebeneinander stehen, kündigen sich - zunächst einmal - Konflikte an. In der Einjährigen Fachschule Agrarwirtschaft (EFA) müssen Lehrer (L) sowie Schülerinnen und Schüler (S) diese Konflikte erkennen und analysieren.

Vorrangiges Anliegen des L bei der Ausbildung künftiger Leiter landwirtschaftlicher Betriebe muss es sein, nach der Erschließung tatsächlich vorhandener Konflikte Wege zum Ausgleich zu suchen. Dieser Ausgleich setzt sinnvoll am Grundkapital des Bauern an - der den Boden bebaut.

Naturschutz ist Bodenschutz und somit Schutz der Produktionsgrundlage.

Eine Analyse der Funktionen der Landschaftspflege im Vergleich mit den Ansprüchen landwirtschaftlicher Nutzung deckt Zielkonflikte und -harmonien auf (Tab. 1). Diese Zielanalyse findet sich auch in den Bestimmungen des Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) wieder.

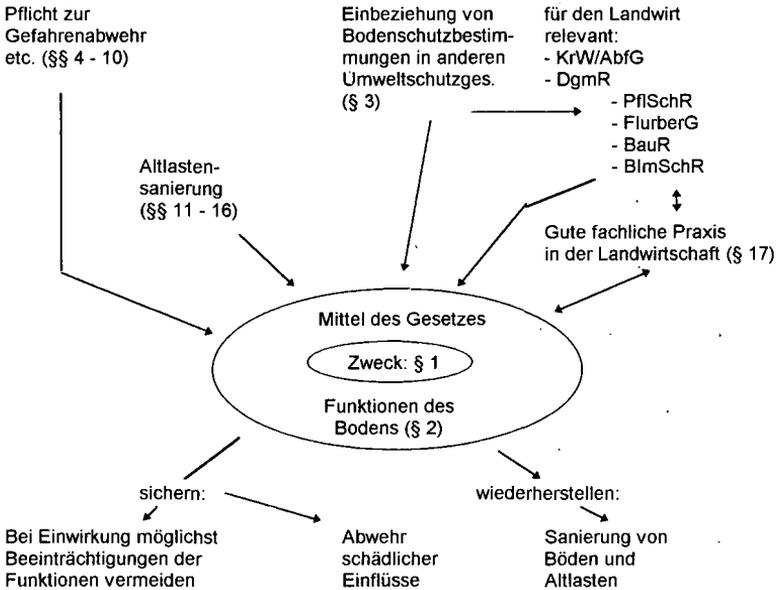
Tab. 1: Beispiele für Zielkonflikte und -harmonien

<i>Natur- und Bodenschutz</i>	<i>Landwirtschaftliche Bodenproduktion</i>
Förderung der von äußeren Einwirkungen unbeeinflussten Vegetation	Förderung der Pflanzen, die auf der Fläche angebaut werden
Artenvielfalt	Stark eingeschränkte Artenzahl
Unbeeinflusste natürliche Bodenentwicklung	Bodenpflege zur Erhaltung des produktiven Optimums
Förderung von Biotop-Elementen, die	
- der natürlichen Vegetation entsprechen	- mit dem Produktionsziel harmonisieren
- auf dem Standort von Natur aus vorkommen	- zur Optimierung der Bodenproduktivität beitragen
Bekämpfung äußerer Einflüsse, die zur Degeneration des Bodens führen	

Mit diesem Gesetz wurden nicht in erster Linie neue Regeln geschaffen. Vielmehr wurden bisher verstreut vorliegende Schutzbestimmungen gebündelt, allerdings gerade im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzung nicht durch in das Gesetz eingebaute Vorschriften, sondern durch eine Generalklausel und eine umfangreiche Liste von Querverweisen (Abb. 1).

¹ Justus-von-Liebig-Schule, Heisterbergallee 8, 30453 Hannover

Abb 1: Struktur des Bundesbodenschutzgesetzes



2. Didaktische Überlegungen

Aus den gesetzlichen Schutzzielen (BBodSchG: Abb. 1) und den Vorgaben der Rahmenrichtlinien (NIEDERSÄCHSISCHES KULTUSMINISTERIUM 1996; Tab. 2)

Tab. 2: Vorgaben der Rahmenrichtlinien (Auszüge mit Ergänzungen des Autors)

Unterrichtliche Einordnung: Das Fach zielt darauf ab, zumindest die Grundsätze der Planung und Durchführung von Naturschutz und Landschaftspflege in der Region zu vermitteln und berufliche Handlungsmöglichkeiten offenzulegen. In allen Handlungsbereichen des Faches sind neben vorfahrenstechnischen auch rechtliche Aspekte zu berücksichtigen. Besonderer Abstimmungsbedarf besteht mit dem Fach Politik.

Handlungsbereiche

Lernsituationen (Beispiele)

Nutzungsvorgaben durch Landschaftspläne

Auswerten v. Landschaftsplänen aus den Heimatregionen der S hinsichtlich der Berücksichtigung verschiedener Nutzungsansprüche
Landschaftsaufnahme im Bereich d. S-Betriebes

Schutz- und Pflege von Lebensräumen

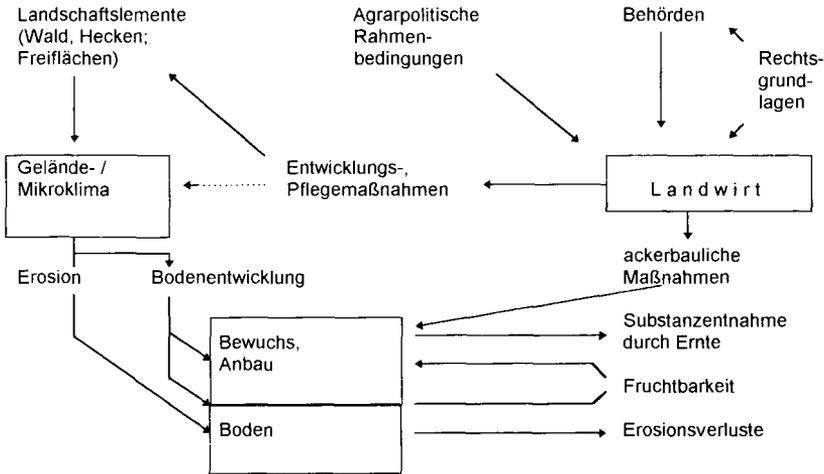
Abschätzen von Möglichkeiten und Grenzen zur Renaturierung von Lebensgemeinschaften
Abschätzen von Möglichkeiten und Grenzen zur Weiterentwicklung der heimatischen Landschaft
Abschätzen von Möglichkeiten und Grenzen zur Renaturierung von Gewässersystemen
Rechtsgrundlagen des Naturschutzes

Systemanalyse

Analyse eines Ökosystems unter landwirtschaftlicher Nutzung

sind mit den Mitteln der didaktischen Analyse Ziele für den Unterricht in der EFA zu entwickeln, die auch die eingangs angedeutete Konfliktsituation thematisieren. Damit wird auch ein Bezug zu den Zielen des Unterrichts in den produktionstechnischen Fächern hergestellt und der Inhalt in die agrarpolitischen Rahmenbedingungen eingeordnet (Abb. 2).

Abb. 2: Systemzusammenhänge in einem anthropogen beeinflussten Ökosystem (nach LESER 1976, verändert)



Mit diesem Mittel kann die Motivation zur Beschäftigung mit Naturschutz und Landschaftspflege verbessert werden. Optimierung der Bodenproduktion unter Berücksichtigung betriebswirtschaftlicher Ziele zwingt zu Maßnahmen zum Schutz des Bodenkapitals. Somit muss das Unterrichtskonzept sowohl Zielkonflikte als auch -harmonien erschließen, wie einleitend skizziert (Tab. 1).

Aus den Vorgaben und den darauf aufgebauten didaktischen Überlegungen werden Lernziele (dieser Begriff umfasst auch Ziele, die das angestrebte Handeln der S beschreiben) entwickelt, die sowohl auf die vorherrschenden Betriebsformen als auch die Landschaften an den Standorten der S-Betriebe bezogen sind (Tab. 3).

Tab. 3: Unterrichtsziele (Auswahl)

Die S sollen ... können:

- (1) ... die Landschaft kartographisch erfassen und Landschaftselemente analysieren ...
- (2) ... Funktionen der Landschaftselemente erkennen und analysieren ...
- (3) ... Zusammenwirken der Bodennutzung mit den natürlichen Grundlagen analysieren ...
- (4) ... Folgerungen für bodenschonende ackerbauliche Maßnahmen ziehen ...
- (5) ... zur Weiterentwicklung der Landschaft auch ohne kurzfristige Nutzungserwartungen bereit sein ...
- (6) ... Rechtsgrundlagen des Boden- und Naturschutzes kennen, interpretieren und anwenden ...

Tab. 4: Unterrichtskonzept

1. Zielbestimmung	- eigene Ziele der S - Vorgaben
2. Landschaftsaufnahme Betriebes	- Gesamtbild - Landschaftselemente - Boden und Vegetation - Aufgabenstellung zur Aufnahme der Landschaft im Bereich des S-
3. Entstehung der Landschaft	- natürliche Grundlagen - prägende Einflüsse
4. Ökosystem	- Rechtsgrundlagen des Naturschutzes - Zusammenwirken der natürlichen Faktoren
5. Handeln des Landwirts	- Optimierung der Agrarproduktion unter ökosystemaren Gesichtspunkten - Weiterentwicklung der Landschaft (Fortsetzung der Aufgabe im Schritt 2)

3. Methodenkonzept

Zur Umsetzung dieser Ziel- und Inhaltsentscheidungen sieht das Methodenkonzept (Tab.4) als wesentliche Schritte vor,

- a) die S die eigene Landschaft unter dem Blickwinkel administrativer oder auch eigener Schutzziele analysieren zu lassen,
- b) Möglichkeiten zur Weiterentwicklung eines harmonischen Landschaftsbildes unter Berücksichtigung der Forderungen der Produktionstechnik abzuleiten.

Da der Boden einen prägenden Einfluss auf das Landschaftsbild ausübt, wird mit diesem Konzept selbständiges Handeln am Ort des S-Betriebes angeregt. Gleichzeitig wird die Idee des Bodenschutzes gefördert, indem der künftige Landwirt

- kurzfristige Ansprüche der Produktionsverfahren langfristiger Erhaltung der Ressourcen unterordnet (dieses Ziel wird selbstverständlich auch in anderen Fächern verfolgt);
- für Maßnahmen gegen Einflüsse sensibilisiert wird, die von außen die Produktivkraft des Bodens beeinträchtigen können (Klima, Immissionen etc);
- beachtet, dass die Produktivkraft des Bodens durch Umnutzung (z.B. Verkehr, Bau) unumkehrbar vernichtet wird.

4. Literatur

BUNDESGESETZBLATT I, Nr. 16 vom 24.3.1998, S. 502: Gesetz zum Schutz des Bodens (BBodSchG)

NIEDERS. GVBL vom 2.7.1990, S. 235: Niedersächsisches Naturschutzgesetz (NNatSchG) (geändert: NGVBl. vom 18.10.1993, S. 444)

BECK-Texte im dtv: Nr. 5533 Umweltrecht, 11. A., 1998

NIEDERS. KULTUSMINISTER (1996): Rahmenrichtlinien für die Einjährige Fachschule Agrarwirtschaft (Entwurf)

LESER, H. (1976): Landschaftsökologie, UTB 521, Stuttgart

Böden als Kompartiment von Ökosystemen - Ansätze und Erfahrungen in der geökologischen Ausbildung von Lehramtsstudierenden

von

LETHMATE, J., BRAUCKMANN, H.-J.

1. Didaktische Grundkonzeption des Unterrichtsfaches Erdkunde und universitäres Ausbildungsdefizit

Im Erdkundeunterricht stehen Mensch-Raum-Bezüge verschiedener Maßstabebenen im Kontext anthropogeographischer und physiogeographischer Betrachtungsweisen, letztere werden zunehmend ökologisch aufgefaßt. So sehr die „Ökologisierung“ der Erdkunde zu begrüßen ist, sie verlangt angesichts von Biologie als der „Heimat“ der Ökologie eine Präzisierung des geographischen Beitrags (s.u.).

Zuvor muß die katastrophale Diskrepanz zwischen einer ökologisch ausgerichteten Unterrichtsfachstruktur und dem Ausbildungsangebot für Lehramtsstudierende der Geographie festgestellt werden. Ökologie-Praktika sind dem Diplomstudiengang vorbehalten, an der Universität Münster z.B. schließen seit jeher alle Lehramtsstudierenden ihr Studium ab ohne jede systematische Erfahrung in ökologischer Geländearbeit! Die Studierenden verlassen die Universität mit statischem Wissen aus der Grundvorlesung „Physiogeographie“, z.B. über Bodenarten, Bodentypen, Bodenzonen; Methodenkenntnisse fehlen völlig. Es kann also nicht verwundern, wenn Umweltbildung in der Schule bis heute als „1%-Disziplin“ ein Schattendasein führt.

2. Stellung des Geofaktors „Boden“

Der massive Ausbildungsbedarf „in Sachen Ökologie“ betrifft natürlich auch den Geofaktor Boden. Ist Physiogeographie in der Schule aber als ökologisch orientiertes Konzentrat der Geowissenschaften zu unterrichten, kann es nicht um Boden allein gehen. Boden steht vielmehr neben Vegetation und Klima im Geofaktorendreieck („Öko-Dreieck“ s. Abb. 1a), aufzuklären ist also über den Zusammenhang Boden-Klima-Vegetation (HARD 1982). Angesichts aktueller Kenntnisse über die ökosystemare Bedeutung des Geofaktors Wasser, z.B. Quellwässer als Geoindikatoren von Waldökosystemzuständen, wäre das traditionelle Öko-Dreieck entsprechend zu erweitern (Abb. 1b).

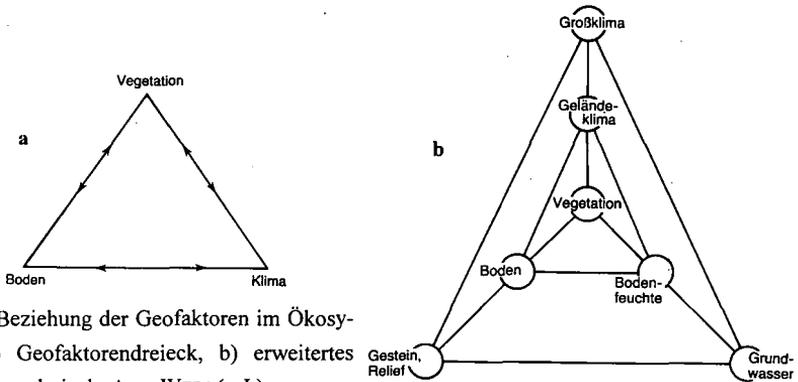


Abb. 1: Beziehung der Geofaktoren im Ökosystem. a) Geofaktorendreieck, b) erweitertes Geofaktorendreieck. Aus: WEIN (o.J.)

3. Geoökologisches Lehrangebot

Seit der Einrichtung des Arbeitsschwerpunktes „Geoökologie und Umweltbildung“ (1997) im Institut für Didaktik der Geographie der Universität Münster werden drei lehramtsspezifische Lehrveranstaltungen angeboten, denen die Modellvorstellung des Öko-Dreiecks zugrundeliegt, im Detail aber mit erheblicher Differenzierung.

3.1 Geländehauptseminar

Im Geländehauptseminar „Ökosystemanalysen“ (mit 5tägiger Geländearbeit, Sommersemester) untersuchen Lehramtsstudierende in Kleingruppen einzelne Geokomplexe bzw. Partialkomplexe mit einem Schwergewicht auf der abiotischen Seite (geoökologischer Ansatz, Abb. 2). Alle Methoden dieser Geländearbeit sind im Schulbereich anwendbar (vgl. LETHMATE 1987). Die Analyse der Geoelemente per se bliebe didaktisch steril. Die Geländearbeit findet in ausgewählten geoökologischen Modellgebieten statt mit bis auf das Klima völlig verschiedenen Geofaktoren und anthropogener Überprägung (Kalkstein- und Sandsteinkamm des Teutoburger Waldes). Der geoökologische Vergleich der Modellgebiete macht die Geländearbeit didaktisch wertvoll, stellt die Studierenden aber vor die doppelt anspruchsvolle Aufgabe, ihre Ergebnisse ökosystemar, also kompartimentübergreifend, und Ökosystem-vergleichend zu diskutieren.

3.2 Laborpraktikum

Das Laborpraktikum „Geoökologisches Experimentieren und Messen im Erdkundeunterricht“ (Wintersemester) folgt ebenfalls dem kompartimentübergreifenden Ansatz. Verschiedene Boden- und Wasserproben, während einer Einführungs-exkursion im Gelände genommen, werden im geoökologischen Labor des Institutes mit schulbezogenen Methoden analysiert und „schulmäßig“ ausgewertet. Daneben werden ausgewählte Experimente aus der fachdidaktischen Literatur nach-

vollzogen und kritisch beurteilt, darunter auch ein Versuch zur Bedeutung des Bodens für das „Waldsterben“ (vgl. BRAUCKMANN & LETHMATE 1997). Die Abbildung 2 gibt einen Überblick über die bodenbezogenen Lernziele, die auch für die anderen Lehrveranstaltungen gelten und gleichrangig neben dem Erwerb von Methodenkompetenz stehen.

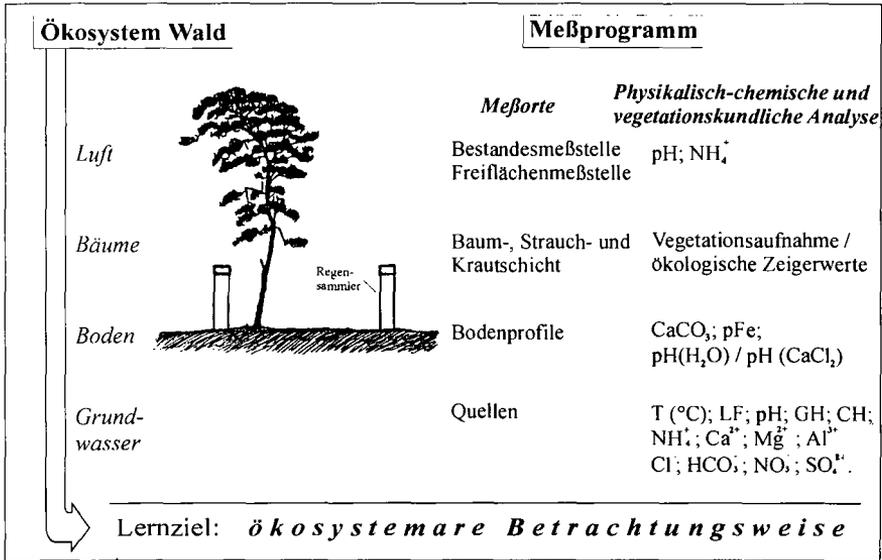


Abb. 2: Bodenbezogene Meßorte und Meßparameter im kompartimentübergreifenden Untersuchungsansatz der geoökologischen Lehrveranstaltungen am Institut für Didaktik der Geographie der Universität Münster

3.3 Didaktikseminar

Im Seminar „Physiogeographische Nahraum-Didaktik“ (Wintersemester) erhalten Lehramtsstudierende während 3tägiger Geländearbeit in der Biologischen Station Heiliges Meer / Kreis Steinfurt eine Einführung in geoökologisches Arbeiten. U.a. werden terrestrische, grundwasserbeeinflusste und anthropogene Böden vorgestellt, Bodenmilieus von Wald- und Ackerböden verglichen (Podsol, Plaggensch) sowie die pH-Werte von Podsolböden eines Nadelwaldes und einer benachbarten Freifläche (Immissionseffekte, Filterwirkung des Waldes, anthropogene Bodenversauerung, vgl. BRAUCKMANN & LETHMATE 1999). Neben den aktuellen anthropogenen Einwirkungen werden die historischen Tätigkeiten des Menschen, die zur Entstehung dieser Landschaft (z.B. Entwaldung, Plaggenwirtschaft) führten, thematisiert.

Die Studierenden planen dann mit ihren Erfahrungen eigene kleine geoökologische Projekte im Nahraum des Hochschulstandortes, z.B. Eutrophierung der Münsterschen Aa (Hydrochemie, Vegetation) oder Bodenmilieu von Buchenfüßen im Schloßpark (Einfluß saurer Immissionen bzw. sauren Stammabflußwassers). - Neben der praktischen Arbeit stehen Theoriekonzepte zur Lernort-Didaktik

und Exkursionsplanung, zum Naturbild und Umweltbewußtsein von Jugendlichen sowie zu Erwartungshorizonten/Leitziele umweltoorientierten Unterrichts.

4. Fazit

Grundsätzlich wird die Möglichkeit zur praktischen Arbeit von allen Studierenden begrüßt. Schwierigkeiten liegen im mangelnden Grundwissen (Geo-)Chemie, in der prozessualen Deutung von Daten, bei Bodenprofilen z.B. das „Ablesen“ sich überlappender Bodenbildungsprozesse sowie in der ökosystemaren Diskussion der Ergebnisse.

Dem Boden kommt in allen Lehrveranstaltungen ein hoher Stellenwert zu, aber nicht im Sinne eines isolierten Geofaktors, sondern als ein Kompartiment neben anderen Ökosystemkompartimenten. Der didaktische und schulpolitische Vorteil einer solchen Betrachtungsweise liegt darin, den Ökologie-Beitrag der beiden Hauptfächer der Umweltbildung, Biologie und Erdkunde, trennschärfer zu machen: Das Paradigma der Biologie ist Evolution, Anpassungsstrategien kennzeichnen Organismen als spezifische Lebensformen, auch ökologisch. Für die Geographie ist die Raumkomponente paradigmatisch, analysiert als Vertikal- und Horizontalstruktur der Landschaft bzw. geökologischer Modellgebiete. Es gilt damit:

- Denken in Lebensformen heißt bioökologisch denken.
- Denken in kompartimentübergreifenden Ökosystembereichen heißt geökologisch denken.

Mit diesen Leitziele erfahren Lehramtsstudierende nicht nur den spezifischen Beitrag ihres Faches zum ökologischen Lernen, sondern auch den Beitrag der Erdkunde zum fächerverbindenden Lernen, z.B. mit der Biologie. Letzteres wird mit der Neufassung der Richtlinien zunehmend schulrelevant.

Wir hoffen, mit unserem differenzierten Lehrangebot aus der „1%-Disziplin Umweltbildung“ zukünftig vielleicht eine „1,5%-Disziplin“ zu machen, das braucht natürlich noch viel Zeit - aber das ist, um wieder „bodenständig“ zu werden, für „Boden-Bildungsprozesse“ ja selbstverständlich.

Literatur:

- BRAUCKMANN, H.-J. & J. LETHMATE (1997): Geoökologisches Experimentieren und Messen im Erdkundeunterricht. Praktikumsscript, Institut für Didaktik der Geographie, Universität Münster.
- HARD, G. (1982): Physisch-geographische Probleme im Unterricht. In: JANDER, L., SCHRAMKE, W. & H.-J. WENTZEL (Hrsg.): Metzler Handbuch für den Geographieunterricht. Stuttgart.
- LETHMATE, J. (1987): Waldschäden und Gewässerversauerung: Geländearbeit über ökosystemare Wirkungszusammenhänge. PdN-Biologie 37 (2): 13-28.
- LETHMATE, J. & H.-J. BRAUCKMANN (1999): Anthropogen veränderter Waldboden-pH: Wenig Aussicht auf Nachhaltigkeit. Zeitschrift für den Erdkundeunterricht, im Druck.
- WEIN, N. (o. J.): Geoökologie und Umweltprobleme. In: ECKART, K. (Hrsg.): Materialien zur Geographie. Sekundarstufe II. Diesterweg, Frankfurt a. M.

Lehrerfortbildung als Instrument der Einführung bodenkundlicher Inhalte in den Unterricht

von

SAUER, S.

1 Einleitung

Der lange Weg bis zur Verabschiedung des Bundesbodenschutzgesetzes im Februar dieses Jahres spiegelt die geringe gesellschaftliche Akzeptanz des Mediums Boden wider. Erst in den neunziger Jahren weckt der Boden verstärkt öffentliches Interesse. Dieses gilt gleichermaßen für die Bedeutung dieses Umweltmediums in Schule und Ausbildung.

Übersichten zum Thema Boden in Schulbüchern und fachdidaktischer Literatur mit daraus abgeleiteten Empfehlungen für den Unterricht liegen vor (STEIN 1987) und zeigen, daß der Boden in den siebziger und achtziger Jahren nur wenig Beachtung in der schulischen Ausbildung fand. Im Rahmen einer eigenen Stichprobe von 42 zufällig ausgewählten, zwischen 1981 und 1998 erschienenen Schulbüchern (Fachgebiet Geographie, Gymnasium), weisen etwa 30 % bodenkundliche Inhalte auf. In qualitativer Hinsicht sind die Lehrmittel sehr unterschiedlich zu bewerten. Viele Bücher weisen zumindest einzelne bodenkundliche Fehler auf, Beispiele sind „Die Bodenart beschreibt das äußere Erscheinungsbild eines Bodens“ (BENDER et al. 1981) oder „Horizontierung der Parabraunerde: Ah/Ae/B-C“ (DICHTL 1995).

Im Bereich der fachdidaktischen Literatur sind besonders in den letzten Jahren viele empfehlenswerte Handreichungen für den Schulunterricht veröffentlicht worden (BOCHTER 1995, AUTOREN-KOLLEKTIV 1998, GÄRTNER et al. 1998).

Neben geeigneter Schulliteratur sowie fehlenden Lehrplänen mit Bezug zum Boden können geringe bodenkundliche Kenntnisse von Lehrerinnen und Lehrern zu einer unzureichenden schulischen Umwelterziehung führen. Das Umweltmedium Boden wird im Vergleich zu den Medien Wasser und Luft stark vernachlässigt bzw. ignoriert. Aus dieser Erkenntnis lassen sich Maßnahmen mit dem Ziel ableiten, zunehmend bodenkundliche Inhalte in den Unterricht zu integrieren. Die Lehrerfortbildung stellt eine kurzfristig zu verwirklichende Maßnahme dar.

2 Lehrerfortbildung als eine Möglichkeit der Einführung bodenkundlicher Inhalte in den Unterricht

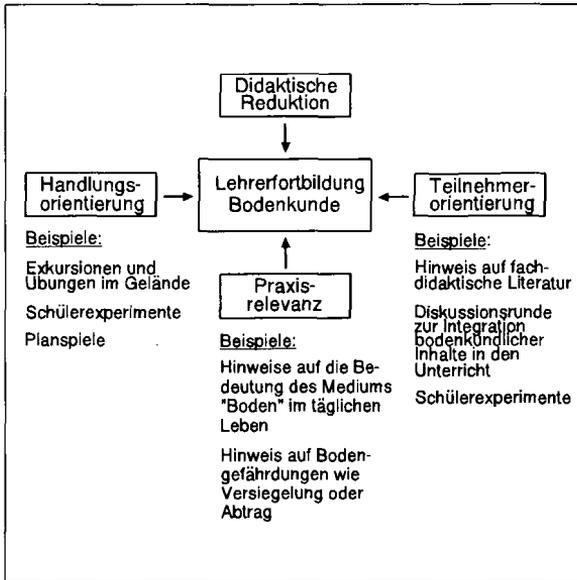
Im folgenden soll kurz der Inhalt einer geplanten zweieinhalbtägigen Lehrerfortbildung zum Thema „Bodenkunde und Bodenschutz“ vorgestellt werden. Die homogene Zielgruppe ermöglicht im Vergleich zu anderen Fortbildungen im Bodenkundebereich (SAUER et al. 1997) eine hohe Teilnehmerorientierung. Die Grobziele der Fortbildungsveranstaltung sind demnach

- Lehrerinnen und Lehrer für bodenkundliche Fragestellungen und Erfordernisse des Bodenschutzes zu sensibilisieren,
- Anregungen für den Unterricht zu geben (z.B. in Form von Schülerexperimenten) sowie
- bodenkundliches Grundwissen zu vermitteln.

Bei der durch das Hessische Landesinstitut für Pädagogik angebotenen Veranstaltung werden praktische Elemente sowie die Unterrichtsverwertbarkeit betont. Besonderer Bedeutung wird einer halbtägigen Exkursion mit Geländeübung beigemessen. Das Erleben von Landschaft, Böden und Bodennutzung soll die Bedeutung und Gefährdung der Bodenfunktionen herausstellen. Die Fortbildung beinhaltet im einzelnen

- eine Einführung in die Bodenkunde: Begriffsdefinition, chemische und physikalische Bodeneigenschaften sowie deren ökologische Bedeutung (inkl. Demonstrationsversuche),
- eine bodenkundliche Exkursion mit Übung,
- Grundlagen des Bodenschutzes (Bodenfunktionen, Bodengefährdungen, gesetzliche Grundlagen),
- Fallbeispiele zum Bodenschutz (aus dem Bereich des landwirtschaftlichen Wasserschutzes und der Altlastensanierung) sowie
- eine abschließende Diskussionsrunde zur Integration und Realisation bodenkundlicher Lerninhalte im Unterricht.

Zusammenfassende Empfehlungen für die Ausgestaltung von Lehrerfortbildungen im Bereich Bodenkunde sind neben didaktischer Reduktion Handlungs- und Teilnehmerorientierung sowie Praxisrelevanz (Übersicht 1).



Übersicht 1: Empfehlungen für die Ausgestaltung von Lehrerfortbildungen im Bereich Bodenkunde

3 Ausblick

Die Lehrerfortbildung stellt nur eine kurzfristige Möglichkeit zur Einbeziehung bodenkundlicher Inhalte in den Unterricht dar. Weitere kurzfristige Möglichkeiten sind:

- Lehrveranstaltungen im Rahmen des fächerübergreifenden und fächerverbindenen Unterrichtes (gesetzliche Grundlage: in Hessen Hessisches Schulgesetz vom 15.05.1997, ebenso Kultusminister-Konferenz-Beschluss vom 01.12.1995).
- Projektwochen, Projekttage und allgemein projektorientierter Unterricht, wie er zum Beispiel in Hessen durch die Erstellung von Schulprogrammen gefordert wird.
- Projekt-Arbeitsgemeinschaften, z.B. im Rahmen des GLOBE-Programmes (vgl. <http://www.globe-germany.de>), aber auch
- Diskussionsforen im Internet.

Mittel- und langfristige Möglichkeiten sind:

- Lehrplanänderungen sowie
- die Über- bzw. Neubearbeitung von Schulbüchern zu bodenkundlichen Themen.

4 Literatur

- AUTORENKOLLEKTIV (1998): Lernkartei III: Boden. Geographie heute H. 161.
- BENDER, H.-U., W. FETTKÖTER, U. KUMMERLE, M. NICKEL, G. OLBERT & N. VONDER RUIREN (1981): Fundamente - Geographisches Grundbuch für die Sekundarstufe II. Ernst Klett Verlag, Stuttgart.
- BOCHTER, R. (1995): Boden und Bödenuntersuchung. Aulis-Verlag, Köln.
- DICHTL, H. (1995): Vorbereitung auf das Geographie-Abitur. Manz-Verlag, München.
- GÄRTNER, H.-J., P. SABEL & K.-J. SABEL (1998): Boden. Handreichungen für das Wahlpflichtfach Mathematik-Naturwissenschaften der Realschule und für den fächerübergreifenden projektorientierten Unterricht. Pädagogisches Zentrum des Landes Rheinland-Pfalz H. 1.
- SAUER, S., M. PETER & B. NEUGIRG (1997): Erwachsenenbildung im Bereich Bodenkunde/Bodenschutz. Erfahrungen aus Fortbildungsveranstaltungen für kommunale Mitarbeiter/innen beim Naturschutzzentrum Hessen. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 85 (III), 1661-1664.
- STEIN, Ch. (1987): Böden im Geographieunterricht heute. Praxis Geographie Jg. 17 (11), 12-16.

Die Präsentation bodenkundlicher Inhalte im archäologisch-musealen Kontext

von

TOLKSDORF-LIENEMANN, E.

Einführung in den Themenzusammenhang: Begriff und Aufgabe des Museums wurden in ihrer Geschichte sehr verschieden definiert. War das Museum in der Antike Stätte wissenschaftlicher Arbeit und Forschung, so stellen Museen heute überwiegend Stätten der Ausstellung von Gegenständen und Sammlungen dar.

Bis in die 70iger Jahre wurde die Auswahl der Exponate archäologischer Ausstellungen und Museen überwiegend durch kultur- und kunsthistorische, auch ästhetische Aspekte bestimmt. Zur Ausstellung kam archäologisches Fundmaterial besonderer kunsthandwerklicher Qualität oder kulturhistorischer Bedeutung und Zeugniskraft.

Seit den 70iger Jahren werden archäologische Ausstellungen zunehmend unter museums-pädagogischen Aspekten konzipiert. Die Exponate sollen nicht nur Wissen über Funktion und Bedeutung, Beziehungen und Strukturen vermitteln, sondern diese auch verständlich machen und dem Betrachter eine Einstellung zum Gegenstand vermitteln. Archäologische Ausstellungen verfolgen also didaktisch formuliert affirmative, kognitive und affektive Lernziele. Dazu werden nicht mehr nur der besondere archäologische Fund und Befund, sondern alle für den Zusammenhang wesentlichen Ergebnisse mit Belegfunktion in die archäologische Ausstellung integriert.

Diese museumspädagogische Konzeption fiel mit bedeutenden Veränderungen in der archäologischen Methodik zusammen. Seit den 70iger Jahren werden archäologische Grabungen stärker interdisziplinär ausgerichtet. Die Bedeutung bodenkundlicher Untersuchungen im archäologischen Zusammenhang wurden durch Arbeiten von GEBHARDT (1976), ders. (1982), BÜHL et al. (1989) nicht nur gefordert sondern eindrücklich unter Beweis gestellt und in der Archäologie etabliert.

Heute gehören bodenkundliche Untersuchungen national und international zu den üblicherweise archäologische Grabungen begleitenden Verfahren. Ein Projekt, in dem bodenkundliche Untersuchungen in besonders großen Umfang durchgeführt werden, stellen die archäologischen Ausgrabungen zur Varusschlacht in Kalkriese bei Bramsche, Landkreis Osnabrück dar.

^{*)} Kummerkamp 107, 26125 Oldenburg

Konzeption der archäologischen Forschungen zur Varusschlacht: Ausschlaggebend für die starke Einbindung bodenkundlicher Untersuchungen in dieses archäologische Forschungsprojekt war die Problematik der Lokalität. Obwohl seit dem 18. Jh. in der Kalkrieser-Niewedder Senke kontinuierlich römisches Fundmaterial nachgewiesen ist, ist ein Bezug zur Varusschlacht nur über die Topographie des Fundplatzes herzustellen, wie schon MOMMSEN (1885) betont.

Dieses Bewußtsein, führte Prof. Dr. Schlüter, den Initiator und Leiter des Projektes Kalkriese dazu, die Ausgrabungen von Beginn an unter einem interdisziplinären Ansatz durchzuführen, um Spekulationen und sachlichen Disput auf eine sachliche Grundlage zu stellen (HOPPENSTEDT 1993).

Die Zweifel daran, daß die Kalkrieser-Niewedder Senke der Schauplatz der Varusschlacht sein könnte, beruhten vor allem darauf, daß das heutige Landschaftsbild nicht der von TACITUS gegebenen Beschreibung des Schauplatzes entspricht. Zum Nachweis der Lokalität waren also Kenntnis und Darstellung der historischen Landschafts- und Bodenverhältnisse unumgänglich. Im Verlaufe der Grabungen erweiterte sich das Aufgabengebiet für bodenkundliche Untersuchungen durch Abgrenzung und Interpretationen von Bodenbefunden, die zusammen mit dem Fundmaterial die Modalitäten der Schlacht darstellen. Hinzu kamen, wegen des alarmierend schlechten Erhaltungszustandes der römischen Metallfunde von Kalkriese, Untersuchungen zur besonderen Hortfunktion des Bodens für das archäologische Fundmaterial und der Beeinflussung dieser Funktionen durch Bodenveränderungen und Bodenbelastungen.

Die 1989 begonnenen Ausgrabungen fanden aufgrund recht überzeugender archäologischer Ergebnisse und der bodenkundlichen Nachweise zur historischen Oberflächenbeschaffenheit und einer reliktsichen Verteidigungsanlage (LIENEMANN & TOLKSDORF-LIENEMANN 1992) sehr schnell große Beachtung. Daher wurde schon 1991 mit der Präsentation von Ergebnissen zunächst in Form einer Wanderausstellung, die von einem Textband begleitet wurde, begonnen. Als ihr Hauptanliegen definiert SCHLÜTER (1993) Funde, Befunde und Erkenntnisse mit didaktischen Hilfsmitteln „zum Sprechen zu bringen“ und ihre archäologische Bedeutung auch dem Nichtfachmann zu erschließen.

Die Forschungsergebnisse werden nicht nur periodisch aktualisiert sondern inzwischen in verschiedener Form präsentiert. Dies resultierte, in Verbindung mit dem explizierten Ziel, Wissen und Verständnis über die Zusammenhänge zu vermitteln, in einer curricularen Struktur der Ergebnisdarstellung unter Beteiligung aller wissenschaftlichen Displinen.

Präsentation bodenkundlicher Ergebnisse :

Die Präsentation bodenkundlicher Ergebnisse erfolgt in der Ausstellung in Kalkriese sowie im Katalog durch Bilddokumentation und Text. Dargestellt werden Bodenentwicklung und Böden in ihrer Archivfunktion für historische Oberflächen-, Boden- und Landschaftswasserhaushaltsverhältnisse.

Auf dem Gelände des Museumsparks ist inzwischen ein Bodenprofil angelegt, daß als Dauerprofil geöffnet bleiben soll. Das bisher einzige Profil dieser Art stellt die typischen Verhältnisse der Forschungsgrabungsflächen dar, wird durch eine Texttafel erläutert und in den Führungen vorgestellt.

Die Gesellschaft zur Förderung der Vor- und Frühgeschichtlichen Ausgrabungen im Osnabrücker Land e.V. gibt mit dem Varuskurier eine in unregelmäßiger Folge erscheinende Zeitung heraus, in der aktuelle Ergebnisse populär dargestellt werden.

Unter dem Titel 'Thema des Monats' werden in jedem Monat Ergebnisse der verschiedenen im Projekt Kalkriese beteiligten Fachdisziplinen thematisiert.

Stark nachgefragt sind bodenkundlich-archäologische Exkursionen, die die bodenkundlich-landschaftsgeschichtliche Situation und ihre Entwicklung für den gesamten potentiellen Aufmarsch-, Schlacht- und Fluchtbereich in der Kalkrieser-Niewedder Senke darstellen.

In zweijährigem Rhythmus finden Tage der offenen Grabung statt, bei denen in bodenkundliche Feldarbeit und die Anwendungsmöglichkeiten bodenkundlicher Arbeit eingeführt werden.

Die nicht unerhebliche Medienwirkung der Varusschlacht führt in unregelmäßigen Abständen zu Berichten mit bodenkundlich-archäologischen Inhalten in Presse, Funk und Fernsehen.

Die bestehenden Darstellungsformen und -möglichkeiten sollen in Zusammenhang mit dem Bau des neuen Museums in Kalkriese in bestimmter Richtung noch erweitert werden. Geplant sind weitere Leitprofile, zur Charakterisierung der historischen Boden- und Landschaftsentwicklung im gesamten Gebiet der Kalkrieser-Niewedder Senke entlang eines archäologisch-kulturgeschichtlich orientierten Weges. Darüber hinaus sollen museumsnah auf dem Gelände des Museumsparks historische Nutzungen und die den kleinräumig wechselnden Bodenverhältnissen entsprechende potentielle natürliche Vegetation rekonstruiert werden. Es bestehen Planungen zu einem Bodenmonitoring unter dem Aspekt der Beeinträchtigung der Hortfunktion des Bodens durch Bodenveränderungen.

Zusammenfassung:

Der jetzige Umfang der Ergebnisdarstellung und ihre curriculare Struktur basieren auf dem im Projekt angestrebten Ziel einem sehr breit gefächerten Besucherspektrum die Forschungsergebnisse und -erkenntnisse zur Lokalität, den Bedingungen und dem Ablauf der Varusschlacht darzustellen.

Bodenkundliche Ergebnisse dienen diesen im Projekt angestrebten affirmativen, kognitiven und affektiven (Lern)zielen, stellen aber darüber hinausgehend bodenspezifische Abhängigkeiten, Beziehungen und Wechselwirkungen zwischen den historisch bedeutsamen Funden und Befunden und der heutigen Umwelt dar.

Mit der geplanten Rekonstruktionen historischer Nutzungs- und Bodenverhältnisse und dem Bodenmonitoring, das im Sinne einer 'präventiven Bodendenkmalpflege' wirksam werden kann, entwickelt sich der archäologische Museumsbereich von einer Ausstellungs- zur Forschungsstätte.

Verzeichnis der Literatur:

- BÜHL, H., STICHER, H. & BARMETTLER, K. (1989): Die Bodenkunde im Dienst der Archäologie. Jahrbuch der Schweizerischen Gesellschaft für Ur- und Frühgeschichte, Bd 72. 215-226.
- GEBHARDT, H. (1976): Bodenkundliche Untersuchung der eisenzeitlichen Ackerfluren von Flögel-Haselhorn, Kr. Wesermünde. Probleme der Küstenforschung im südlichen Nordseegebiet, 11. 91-100.
- GEBHARDT, H. (1982): Phosphatkartierungen und bodenkundliche Geländeuntersuchungen zur Eingrenzung historischer Siedlungs- und Wirtschaftsflächen der Geestinsel Flögel, Kr. Cuxhaven. Probleme der Küstenforschung im südlichen Nordseegebiet, 14. 1-9.
- HOPPENSTEDT, D. (1993): Grußwort. In: SCHLÜTER, W. (Hrsg.): Kalkriese - Römer im Osnabrücker Land. Archäologische Forschungen zur Varusschlacht. Rasch, Bramsche.
- LIENEMANN, J. & TOLKSDORF-LIENEMANN, E. (1992): Bodenkundliche Untersuchungen in Zusammenhang mit den Ausgrabungen auf dem Oberesch in Kalkriese, Stadt Bramsche, Landkreis Osnabrück. GERMANIA 70, 2. Halbband. 335-344.
- MOMMSEN, T. (1885): Die Örtlichkeit der Varusschlacht. In: MOMMSEN, T. (1986): Gesammelte Schriften 4,1. 200ff.
- SCHLÜTER, W. (1993): Die archäologischen Untersuchungen in der Kalkrieser-Niewedder Senke. In: SCHLÜTER, W. (HRSG.): Kalkriese - Römer im Osnabrücker Land. Archäologische Forschungen zur Varusschlacht. Rasch, Bramsche.

**Konzeption des Projekts „Medienpaket Boden im Unterricht
- eine Handreichung für Schulen mit auf die Lehrpläne abgestimmten
bodenkundlichen Inhalten -“**

von

SCHNEIDER, J., MURSCHEL, B.

Materialien für Unterrichtseinheiten mit bodenkundlichen Themenbezügen sind zwar im deutschsprachigen Raum in einer ansehnlichen Zahl vorhanden, meist jedoch in eher bruchstückhafter und wenig strukturierter Form. Für die Lehrenden sind sie darüber hinaus meist schwer zugänglich und oftmals weder inhaltlich noch didaktisch auf dem neuesten Stand.

Die Intention des Projekts geht dahin, Medien anzubieten, die auch tatsächlich im Schulalltag angewandt werden. Die bisherigen Erfahrungen zeigen nämlich, daß die bestehenden Materialien zum Boden keinen Eingang in den Schulunterricht gefunden haben. Dies liegt insbesondere daran, daß die Medien nicht auf die Lehrpläne abgestimmt wurden.

Um eine möglichst hohe Akzeptanz für die Handreichungen zu erhalten, werden die Materialien auf die Unterrichtseinheiten der derzeitigen Lehr- und Bildungspläne angepaßt. Als Arbeitsgrundlage wurden die Lehrpläne von Baden-Württemberg, als Beispiel einer eher engen Lehrplanfassung und von Nordrhein-Westfalen, als Beispiel für einen eher offenen, fächerübergreifenden Ansatz ausgewählt.

Ziel ist es, Medien und Materialien zur Verfügung zu stellen, die das Thema Boden problem- und handlungsorientiert im Kontext der jeweiligen Unterrichtseinheit vermitteln. Sie sollen dem Lehrenden einen schnellen Zugriff auf die gewünschten Materialien und Informationen bieten (Lehrerbegleitheft) und dem Lernenden auch eine spielerische Annäherung an die Thematik ermöglichen. Als Grundmodul bietet sich hier die Nutzung neuer Medien an, d.h. eine strukturierte Sammlung von Hintergrundinformation, Arbeitsblättern, Versuchsanleitungen, Videosequenzen, Adressen usw. auf einer CD-ROM.

Der praktische Teil soll durch ein zweites Modul in Form der Erweiterung und Modernisierung eines in Baden-Württemberg schon existierenden Bodenkoffers abgedeckt werden. Hier sollen Materialien und Anleitungen zu einfachen aber effektvollen Feld- und Laborexperimenten zur Verfügung gestellt werden.

Schwerpunkt der Bearbeitung wird das Sichten, Prüfen, Anpassen und Erweitern vorhandener Materialien sowohl unter fachlichen wie auch didaktischen Gesichtspunkten sein. Nötigenfalls werden Teilaspekte völlig neu erarbeitet werden.

Die Durchführung verlangt eine fachübergreifende Bearbeitung des Themas. Projektbegleitend sind daher drei Workshops geplant, zu denen Vertreter der Schul- und Umweltbehörden, des DBG Arbeitskreises 'Boden in Unterricht und Weiterbildung', der BVB Fachgruppe 5 sowie Lehrer eingeladen werden. Neben der rein fachlichen Bearbeitung durch die Fachbüros ist die Mitarbeit eines Pädagogen vorgesehen. Für die gesamte Projektlaufzeit wird ein intensiver Austausch mit den Schul- und Umweltbehörden angestrebt.

Jörg Schneider, werkbüro für boden und bodenschutz, Linsenhofer Straße 84, 72660 Beuren
Bernd Murschel, ibum - Ingenieurbüro für Umweltmanagement, Wilhelmstraße 46, 71229 Leonberg

In Zusammenarbeit mit einer Modellschule sollen im abschließenden Projektstadium die Materialien erprobt und optimiert werden.

Die interdisziplinäre Ausrichtung und die intensive Anbindung an die derzeit gültigen Lehrpläne schafft die Voraussetzung für die Erstellung eines praxisnahen und attraktiven Medienpakets zum Thema 'Boden im Unterricht' und ermöglicht somit relativ zeitnah bodenkundliche Inhalte im Unterricht zu vertiefen.

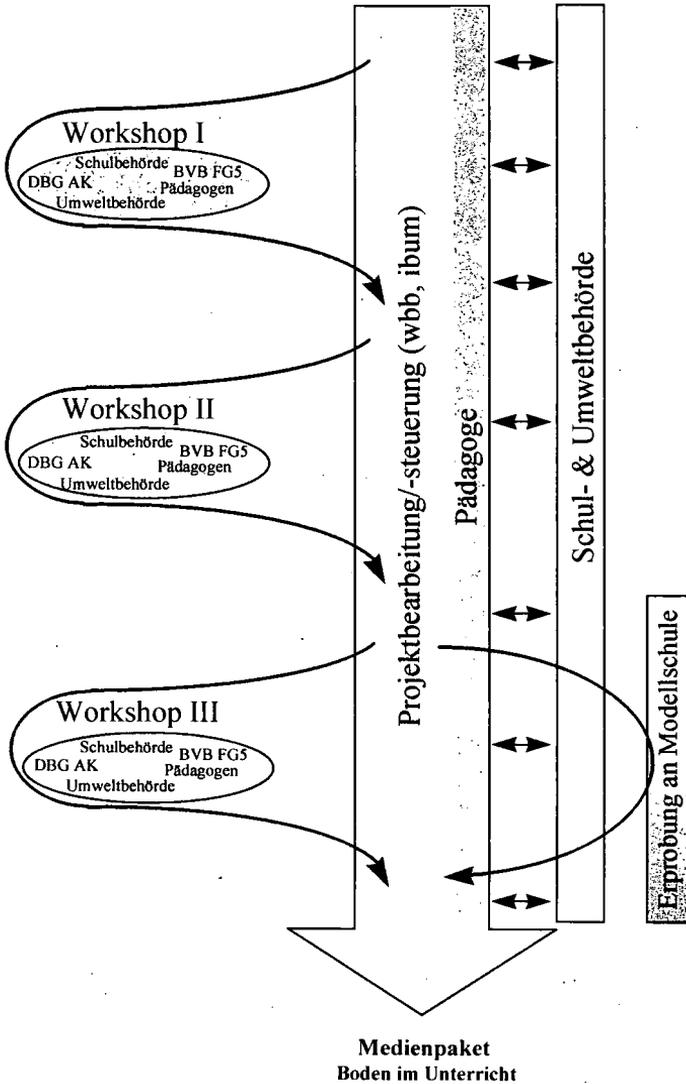


Abb. 1: Vorgesehenes Ablaufschema Projekt 'Medienpaket Boden im Unterricht'

Der Boden als Unterrichtsobjekt in der Sekundarstufe I - der Erdkundeunterricht der Hauptschule in Nordrhein-Westfalen

von

SAUERBORN, P.

1. Einleitung

Die Berücksichtigung einer sinnvollen und praktikablen Umweltbildung in der Schule wird in jüngster Zeit erheblich intensiviert. Bodenkundliche Fragestellungen werden künftig verstärkten Eingang in die schulische Ausbildung finden werden, da z.B. mit dem Bundesbodenschutzgesetz ein Anlaß gegeben sein könnte. Die Integration von bodenkundlichen Sachverhalten erfolgt heute noch zögerlich. Die Grundlagen mit denen die Kinder und Jugendlichen aus ihrer Lebenswirklichkeit in die Schule kommen sind gering, zumal sie heute ihre natürliche Umwelt zumeist nicht mehr direkt erleben. Dem Boden wird auch in der Primarstufe sehr zögerlich Beachtung geschenkt, so daß auch die Grundkenntnisse zum Verständnis meist nicht vorhanden sind (vgl. SAUERBORN/KUROWSKI 1997). In der Lehrerbildung fehlt eine angewandte bodenkundliche Ausbildung häufig, so daß die vorpädagogische Sachanalyse i.d.R. schwer fällt und die Berücksichtigung 'klassischer' Themen bevorzugt wird. Häufig ist auch die Möglichkeit einer Einbeziehung des Bodens innerhalb des Lehrplanes nicht bewußt. Der Beitrag behandelt daher einleitend die Möglichkeiten der Berücksichtigung bodenkundlicher Fragestellungen im Erdkundeunterricht (Lernbereich Gesellschaftslehre) der Sekundarstufe I in der Hauptschule von Nordrhein-Westfalen (RL/LP/NW 1989).

2. Bodenkundliche Fragestellungen im Fach Erdkunde (Lernbereich Gesellschaftslehre) der Hauptschule in Nordrhein-Westfalen

2.1 Richtlinien

Bereits in der Präambel zu den Richtlinien wird Artikel 7 der Verfassung zitiert, aus dem hervorgeht, daß „die Jugend ... zur Verantwortung für die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen“ erzogen werden soll (RL/LP/NW 1989).

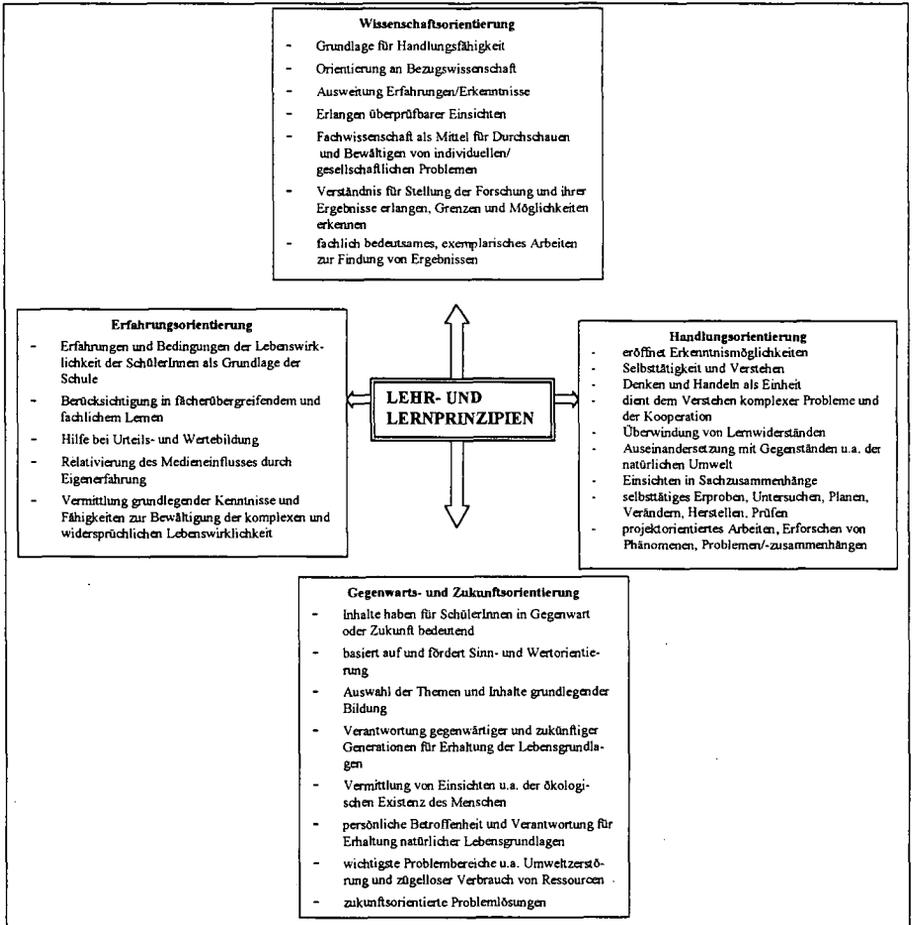
Die Arbeit in der Hauptschule ist durch vier Lehr- und Lernprinzipien gekennzeichnet (vgl. Tab.1), die „von den Erfahrungen und den Bedingungen der Lebenswirklichkeit der Schülerinnen und Schüler“ (RL/LP/NW, S. 14) ausgehen. „Der Erdkundeunterricht orientiert sich an den Methoden der Geographie und ihrer Bezugswissenschaften. Es sind vor allem solche, welche die räumliche Verbreitung, Beziehungen und Verknüpfungen von Erscheinungen und Prozessen sichtbar und anschaulich werden lassen, seien sie physiognomisch-beschreibend, beziehungsweise wissenschaftlich-verknüpfend, genetisch-entwickelnd oder funktional-verbindend.“ (RL/LP/NW, S. 59) Seiner Aktualität, seiner Berücksichtigung von Wirklichkeitserfahrungen und seiner Darstellung von Arbeitsergebnissen kommt dabei eine besondere Rolle zu.“ (LP/LP/NW, S. 60) Die Lehr- und Lernformen, durch die bodenkundliche Inhalte Berücksichtigung finden können sein: Lehrgänge, projektorientierter Unterricht, Projekte, Erkundungen, Schülerbetriebspraktika, Unterrichtsgespräche, Gruppenarbeit sowie Einzelarbeit bzw. Freiarbeit.

2.2 Lehrplan Erdkunde

Erdkunde ist ein eigenständiges Fach aus dem Lernbereich Gesellschaftslehre; der spezifische Anteil und Auftrag der Erdkunde ist durch seine Frage nach den Kategorien individueller und gesell-

schaftlicher Existenz in ihren räumlichen Bezügen gegeben (RL/LP/NW, S. 35, 45). „Gegenstand des Erdkundeunterrichts ist der von Natur- und Sozialfaktoren bestimmte Raum, in dem menschliche Aktivitäten wirksam werden, der begrenzt und nicht beliebig verfügbar ist.... Die Schülerinnen und Schüler sollen befähigt werden, im Raum sachgemäß, verantwortungsvoll und solidarisch zu handeln.“ Ziel ist „die Fähigkeit zu selbstbestimmtem, reflektiertem und verantwortungsbewußtem Handeln“ (RL/LP/NW, S. 45, 46). „Raumhandlungsfähigkeit als Leitziel des Erdkundeunterrichts läßt sich in Qualifikationen ausfalten, die auf bedeutsame Gegenwartsprobleme und Zukunftsaufgaben sowie auf räumliche Kategorien bezogen sind.“ (RL/LP/NW, S. 52) (Tab. 2)

Tab. 1: Lehr- und Lernprinzipien in der Hauptschule und bodenkundlich relevante Schwerpunkte gemäß den geltenden Richtlinien in Nordrhein-Westfalen (RL/LP/NW 1992, S. 15ff., 36ff.)



Tab. 2: Bodenkundlich bedeutsame Qualifikationen und deren Beschreibungen (RL/LP/NW, S. 52-55)

Qualifikation	Beschreibung
Handlungsfähigkeit und Zurechtfinden in komplexer Umwelt	<ul style="list-style-type: none"> - raumbezogene Grunderfahrungen machen - Positionsbestimmung in Umwelt finden - Kenntnis von Lage und -beziehungen geographischer Größen erhalten
Umwelt rational und subjektiv erfassen	<ul style="list-style-type: none"> - Wahrnehmungen, Wertsatzungen usw. deuten - Umweltscheidungen treffen können
verantwortungsbewußter Umgang mit Umwelt vor Hintergrund von Nutzung und Tragfähigkeit	<ul style="list-style-type: none"> - Einsichten in geökologische Wirkungszusammenhänge - Mensch als Verursacher und Opfer von Umweltzerstörung erkennen - Umweltschutz thematisieren - Endlichkeit der Ressourcen einsehen - Verantwortung für künftige Generationen erkennen
Einflußnahme auf raumpolitische Entscheidungen	<ul style="list-style-type: none"> - wert- und normgesteuerte Raumwirksamkeit entfalten - Vermittlung raumpolitischer Handlungsfähigkeit - Sensibilität und Kreativität gegenüber der Umwelt
Probleme spezifischer Raum- und Flächenansprüche erkennen und bewerten	<ul style="list-style-type: none"> - Raumknappheit durch zunehmende Nutzung (u.a. Landwirtschaft) als aktuelles und langfristiges Problem - „Bewohnbarkeit der Erde“ erhalten - konkrete Problemstellungen des Handelns aufgreifen und Gründe bzw. Alternativen prüfen

„Der Erdkundeunterricht thematisiert Hauptfragestellungen und wesentliche Fachinhalte der Geographie in Gegenstandsbereichen.“ (RL/LP/NW, S. 57) Bodenkundlich relevante Gegenstandsbereiche sind: Landwirtschaft/Ernährung, Stadt/ländliche Siedlung, Disparitäten, Verflechtungen/Abgrenzungen, Ökologie/Umwelt, Naturräume und Ressourcen (RL/LP/NW, S. 57). Entscheidungen über den Inhalt des Erdkundeunterrichts sind – trotz Vorgaben - relativ offen. „Andere Inhalte, Akzentuierungen und Formulierungen sind daher möglich. ... Die zentralen Inhaltsbereiche sind im Verfahren der Planung von Lehrplansequenzen der entscheidende Bezugspunkt. Damit sind sie auch Grundlage für die inhaltsbezogenen Entscheidungen.“ (RL/LP/NW, S. 57). Den einzelnen Jahrgangsstufen können bodenkundlich bedeutsame Themenschwerpunkte zugeordnet werden (Tab. 3). Es zeigt sich ein „Fortschreiten der Erkenntnis von den Elementen über komplexe Zusammenhänge zu komplexen Strukturen und Prozessen“ (RL/LP/NW, S. 61). Verbindliche jahrgangsbezogene Zuordnungen der zentralen Inhaltsbereiche werden nicht vorgegeben, es lassen sich jedoch - gemäß den Schwerpunkten – Lerneinheiten bilden, die im Einzelnen ausgelegt werden können (RL/LP/NW, S. 67).

3. Ausblick

Die Hauptschule soll „den Schülerinnen und Schülern grundlegende Befähigungen, die zu einer selbstbestimmten und verantwortungsbewußten Gestaltung des Lebens ... notwendig sind“ vermitteln (RL/LP/NW, S. 11). Sie bereitet diese auf die Berufs- und Arbeitswelt vor und muß auf einen potentiell steigenden Bedarf an Arbeitsstätten im Umweltschutzbereich reagieren können. Die Erfahrung, daß die Schule sich mit dem Leben außerhalb der Schule auseinandersetzt, steigert die Lernfreude der Jugendlichen. Der Boden bietet durch leichte Zugänglichkeit und einfache Versuche die Möglichkeit zum handlungsorientierten Lernen (vgl. HEINZE 1992, KORTMANN-NIEMITZ 1991, SCHNITZLER 1995, SIX 1995). Es existieren heute bereits zahlreiche Schriften, die den Unterricht unterstützen (z.B. NIEMZ/SEIBERT 1991) und über einen Einsatz moderner Medien (vgl. AID 1995) vielgestaltig werden lassen. Die Möglichkeit schulischer pedogogischer Studien sollte unbedingt wahrgenommen werden. Es gibt hier noch einen großen Nachholbedarf. Als Hilfestellung für die Lehrenden in Nordrhein-Westfalen wird in Kürze eine Zusammenstellung zur Berücksichtigung bodenkundlicher Fragestellungen nach Richtlinien und Lehrplänen aller Schulformen erscheinen.

Tab. 3: Bodenkundlich relevante Stufenschwerpunkte (vgl. RL/LP/NW, S. 61 ff.)

Jahrgangsstufe/Schwerpunkte	Ziele und Methoden
<p>5/6 Orientierung in Umwelt und Welt</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Entwicklung Mensch-(Um-)Welt-Bezug - zunehmende Weltzugewandtheit - Raum und in ihm handelnde Menschen als Erkenntnisgegenstand - Nahraum/-bereich hat besondere Bedeutung - Handlungs- und erlebnisbezogene Raumanewignung soll (Um-) Welt kognitiv und affektiv bewußter machen - Anbahnen raumbezogenen Denkens, Erfassen kausaler Beziehungen, Erkennung von Regelmäßig- und Gesetzmäßigkeiten - Lernen an Wirklichkeit, unmittelbar/wirklichkeitsnah - anschauliche, lebensnahe Fallbeispiele mit hohem Erlebnis- und durchschaubarem Probleminhalt sowie Übertragbarkeit - Einführen von Fachsprache - fachbezogene Methoden/Arbeitstechniken: Arbeit mit Atlas/Karte/ Bild, Auswerten/ Erstellen von Diagrammen und Tabellen, Umgang mit geographischen Texten - fächerübergreifendes Arbeiten
<p>7/8 Erklärung/Bewertung naturräumlicher und kultureller Zusammenhänge</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Erweiterung des Mensch-(Um-)Weltbezuges - andere Räume haben zunehmende Bedeutung - Raumschließung u.d.R. anschaulich, konkret, handlungsorientiert - übergreifendes Denken in Zusammenhängen - Analyse von Raumstrukturen sowie Kausalzusammenhänge und Regelmäßigkeiten raumprägender/-verändernder Faktoren - Erklären, erkennen und beurteilen von: Bedeutung naturgeographischer Faktoren und Zusammenwirken ihrer Regelsysteme, Nutzung des Naturraumes durch den Menschen und die resultierende Gestaltung der Räume - Erweiterung/Ergänzung der Fachsprache - fachbezogene Methoden/Arbeitstechniken: Lesen/Deuten/Vergleichen von Plänen/ Karten/Bildern (z.B. thematische Karten), Erstellen/Auswerten graphischer Darstellungen, Umgang mit Informationen über geographische Sachverhalte
<p>9/10 Kritische Auseinandersetzung mit gegenwärtigen und zukünftigen raumwirksamen Problemen und verantwortungsvolle Mitgestaltung von Welt und Umwelt</p>	<ul style="list-style-type: none"> - lösen von Orientierung an konkreten Gegenständen/Objekten - Fähigkeit zur Analyse und Entwicklung von Modellvorstellungen aufbauen (Abstraktionsfähigkeit) - Analyse von: funktionalen Zusammenhängen, räumlichen Prozessen, Entwicklungen und Maßnahmen - komplexe Zusammenhänge des Nahraums/der Umwelt sowie globale Strukturen - Zugriffsweise i.d.R. anschaulich, konkret und lebensweltbezogen - Einsicht u.a. in ökologische Grundlagen menschlicher Existenz - raumrelevante gegenwartsbezogene/zukunftsorientierte Problemlösungen für Individuum und Gesellschaft (Verantwortung) - subjektive Betroffenheit/Identifizierung mit Lebenswirklichkeit - vielfältige globale Verflechtungen - selbständiges Orientieren, Informieren, Analysieren, Bewerten - fachbezogene Methoden/Arbeitsweisen: Entwerfen von Kartierungen inkl. Darstellung von Kausalitäten und Datenumsatzung, Beschaffen/Bewerten von Informationsmaterial

4. Literaturliste

AID (AUSWERTUNGS- UND INFORMATIONSDIENST FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN e.V.) (Hrsg.) (1995): Bodenschutz - ein interaktives Lern- und Informationssystem (Arbeits- und Begleitheft). - In: AID-Informationsmaterial, H. 3322

HEINZE, A. (1992): Boden und Vegetation: Schüler untersuchen eine Waldrandcatena, ein Projekt für die Klasse 9/10. - In: Praxis Geographie 7/8, S. 22 - 25

KORTMANN-NIEMITZ, I. (1991): Einfache Experimente für den Erdkundeunterricht. - TERRA-Reihe, Klett

KULTUSMINISTERIUM NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (1989): Richtlinien und Lehrpläne Erdkunde, Lernbereich Gesellschaftslehre, Hauptschule. - In: Schule in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe des Kultusministeriums, H. 3202/2 (zit. als RL/LP/NW 1989)

NIEMZ, G. & SEIBERT, G. (1991): Bodenerzörung und Bodenerhaltung. - Raumwissenschaftliches Curriculum-Forschungsprojekt des Zentralverbandes Deutscher Geographen, Klett

SAUERBORN, P. & KUROWSKI, E. (1997): Der Boden als Unterrichtsobjekt in der Primarstufe. - In: Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 85, III, S. 1665 - 1668

SCHNITZLER, A. (1995): Laßt den Boden atmen. Bodenverdichtung - Ursachen, Folgen und Gegenmaßnahmen. Sekundarstufen I/II. - In: Praxis Geographie 2, S. 20 - 25

SIX, R. (1995): Bodenerosion durch Wasser - Modellversuche, Sekundarstufe I/II. - In: Praxis Geographie 2, S. 26 - 33

Studium der Bodenwissenschaften an der Universität Hohenheim

von

LANG,F., KAUPENJOHANN,M., STAHR,K.

Motivation

Boden erfüllt als drittes Umweltmedium neben Luft und Wasser zentrale Funktionen, als Lebensraum und Nahrungsquelle für Mikroorganismen und Pflanzen, als zuflußregulierender Faktor für Grund- und Oberflächengewässer und als Filter und Puffer anthropogener Schadstoffeinträge. Die Multifunktionalität der Böden, die Bedeutung auch für angrenzende Kompartimente, sowie die Diskrepanz zwischen der sehr langsamen Bodenreuebildung und der im Vergleich dazu sehr schnell fortschreitenden Bodenzerstörung durch Versiegelung, Erosion und Verschmutzung verdeutlichen die Schützenswürdigkeit der Böden. Bodenwissenschaftliches Interesse darf sich heute nicht mehr nur auf den Boden als Primär-Produktionsfaktor beschränken. Zur Lösung der aus der zunehmenden Belastung der Böden resultierenden ökologischen Probleme wird in Zukunft bodenkundlicher Sachverstand mehr gefragt sein. Das Ziel muß es daher sein, die Ausbildung dem Bedarf vor allem qualitativ anzupassen.

Ziele bodenwissenschaftlicher Ausbildung

Im Rahmen des Studiums der Bodenwissenschaften sollen den Studenten aufbauend auf naturwissenschaftlichen und geologischen Vorkenntnissen die Grundlagen der komplexen Systeme der Böden vermittelt werden. Die Studierenden sollen

auf der Basis eines gut fundierten Grundlagenwissens lernen, ökologisch-bodenkundliche Probleme zu erkennen, zu analysieren und mögliche Maßnahmen zur Lösung abzuleiten. Im Rahmen der Vorlesungen, Praktika, Seminare und Exkursionen sollen Vorstellungen über die räumliche Verschiedenheit und die Dynamik von Böden entwickelt werden. Diese bilden die Voraussetzung, nachhaltige Landnutzungssysteme zu entwickeln.

Die Ausbildung der Bodenwissenschaften versteht sich als Bindeglied zwischen Grundlagenforschung und Anwendung. Da Böden komplexe Systeme darstellen, müssen bodenkundliche Probleme mithilfe interdisziplinärer Ansätze gelöst werden.

Bedarf an und Tätigkeitsfelder von Bodenwissenschaftlern

Einer Schätzung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft zufolge werden in Deutschland pro Jahr 200 Bodenkundler benötigt. Noch nicht berücksichtigt ist dabei das bundesweite in Kraft Tretende des Bodenschutzgesetzes im März nächsten Jahres, das voraussichtlich den Bedarf an Bodenwissenschaftlern erhöhen wird. Da auch Absolventen anderer Studiengänge, wie z.B. Forstwissenschaften, Geoökologie, Landschaftspflege etc. im bodenkundlichen Bereich tätig sein werden, wird eine Studentenzahl von 20 pro Jahr angestrebt. Dies entspricht höchstens 10% des geschätzten Bedarfes.

Die Tätigkeitsfelder von Bodenwissenschaftlern liegen im Bereich Forschung (Forschungsanstalten und Universitäten), Bildung (Schulen, Bildungszentren, Universitäten), Behörden (Umwelt- und Landwirtschaftsämter, Ministerien), Verbände (Naturschutzverbände, ökologischer Landbau, Genossenschaften etc.), selbständiger gutachterlicher Tätigkeiten und privater Umweltberater und Consulting Büros, internationaler Aufgaben der staatlichen Entwicklungshilfe und bei privaten Stiftungen.

Standort Hohenheim

Die Universität Hohenheim bietet gute Voraussetzungen für das Studium der Bodenwissenschaften. Als deutschlandweit einziges bodenkundliches Institut ist Hohenheim

mit vier Professuren ausgestattet, die die Fächer Bodenchemie, -biologie, -ökologie, -physik, Pedologie und Bodenmineralogie vertreten. Die Struktur des Institutes wird damit der Forderung nach interdisziplinären Forschungsansätzen im Bereich Bodenkunde gerecht und ermöglicht eine entsprechende Ausbildung interessierter Studenten.

An der Universität Hohenheim sowie an der benachbarten Universität Stuttgart sind grundlagenorientierte Studiengänge wie Biologie, Chemie, Physik oder Geologie sowie anwendungsbezogene Studiengänge wie Agrarwissenschaften, Agrarbiologie und Geographie etabliert, so daß eine Kombination aus Grundlagen und Anwendung für das Studium der Bodenwissenschaften gewährleistet ist. Ein Quereinstieg für Studenten z.B. aus dem Bereich der Forstwissenschaften, der Geographie oder der Geoökologie ist möglich.

Gliederung der Studiums

Voraussetzungen für das Studium der Bodenwissenschaften sind das agrarwissenschaftliche Vordiplom (auch das Vordiplom Forstwissenschaften, Landespflege, Gartenbau oder Geoökologie kann anerkannt werden) und der Besuch geologischer/geomorphologischer Veranstaltungen im Grundstudium (12 SemesterWochenStunden). Das Hauptstudium der Bodenwissenschaften gliedert sich in drei Pflichtfächer (41 SWS) und drei Wahlpflichtfächer (8 SWS):

Pflichtfächer:

- Boden- und Umweltphysik und physikalische Chemie
- Boden- und Umweltchemie und Bodenbiologie
- Boden und Standortkunde

Wahlpflichtfächer:

agrarische, analytische, geowissenschaftliche, ökologische, und planerische (inklusive Bodenschutz) Vertiefung.

Zukunftsperspektive

Geplant ist, einen Bachelor und einen darauf aufbauenden Master Studiengang Bodenwissenschaften an der Universität Hohenheim einzurichten. Im Rahmen des Bachelor Sc. sollen innerhalb von drei Jahren natur-, geo-, und bodenwissenschaftliche Grundlagen sowie anwendungsorientierte Inhalte (z.B. Bodenschutz oder UVP-Verfahren) vermittelt werden. Für wissenschaftlich Interessierte soll im Anschluß die Möglichkeit einer bodenwissenschaftlichen Spezialausbildung innerhalb der Ausbildung zum Master Sc. in Bodenwissenschaften bestehen. Die angestrebte Struktur des Studienganges ermöglicht so eine bessere Zusammenarbeit zwischen Grundlagenforschern und Anwendern und damit in Zukunft eine schnellere Umsetzung bodenwissenschaftlicher Erkenntnisse in die Praxis.

Weitere Kontaktadresse für Interessierte:

Universität Hohenheim
Zentrale Studienberatung
70593 Stuttgart
Tel. 0711-4592064
e-mail: zsb@uni-hohenheim.de
<http://www.uni-hohenheim.de>

**Soils - a topic for the world exhibition „EXPO 2000“
in the year 2000 in Hanover (Germany)?**

von

MERSINGER,P., MUELLER,K.

Soils are the fundament of higher developed life on earth. Nevertheless the importance of soils is still not enough appreciated. The protection of soils plays only a minor role compared to the atmosphere and water resources. The region of Osnabrück situated in the north-west of Germany intends to place soils in the center of a regional exposition concept in connection with the world exhibition „EXPO 2000“ in Hannover in the year 2000.

Through various forms of presentation the exhibition aims to clearly illustrate the soil as an important medium in the „People - Nature - Technology“ triangle and show how it is significant to quality of life. Using spatially and functionally linked examples the exhibition aims to clearly demonstrate how our influence on the soil affects quality of life. It will also point out problems and potential solutions on this topic. The region Osnabrück is highly suited to adopting this topic. First of all it is one of the most thoroughly analysed soil areas in Lower Saxony (Niedersachsen). Secondly the various demands made on the soil for example by agriculture, industry, traffic, recreation, and on the soil changes and develops. The basic ideas of the project are to portray the feedback effects caused by anthropogenic land utilization and to raise awareness of intended to bring the average EXPO visitor and also specialists closer to the soil, and provide new impetus for man's influence on the soil in the next century. The project is directed towards visitors from Germany and other countries alike.

The project is divided into three parts:

1. On-site examples show problems arising from man's influence on the soil, and demonstrate potential solutions and preventative measures.
2. A „soil adventure park“ aims to bring non-specialist persons closer to the topic in an entertaining way, thus encouraging active thought and further learning. Examples are multidimensional and multifunctional soil extracts, profiles and a time tunnel to show how anthropogenic land utilization has developed over time.
3. Soil forums: Conventions conferences and individual events serve as a global forum for innovative solutions and strategies for the future, which bring economics and ecologies into line.

How can our influence on the soil be used to improve our own quality of life and at the same time fulfill our responsibility towards future generations? It is exactly this issue relating to our future that the exhibition wants to make a substantial contribution to. Instead of idealizing the connection between technical advancement and social responsibility the exhibition aims the question the issue in its current context and convey information with mixture of education and entertainment.

The programm is rounded off with cultural events. On-site examples are connected together using a so-called „Green Route“ to attract tourism.

* OBE 2000 GmbH, Postfach 4460, 49034 Osnabrück

** FH Osnabrück, Fachbereich Agrarwissenschaften, Postfach 1940, 49009 Osnabrück

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

der Tagung Kommission III zum Thema:
„Bodenorganismen und ihr Lebensraum“

16. und 17. November 1998

THARANDT

Band 89

1999

Functional importance of biodiversity and complexity in Soils

von

ANDERSON, J.M.

The functional importance of biodiversity is of general concern given the globally high extinction rates of animal and plant species as a consequence of changes in land use and soil management practices. Soil animal and microbial diversity is very high in natural systems, plantations and meadows but is reduced by intensive cultivation. Consequently, increasing interest in the adoption of sustainable agricultural systems with lower inputs of fossil energy and agrochemicals has focused attention on whether losses of biodiversity (or the rehabilitation of species) affects how these systems function. There is considerable information on the roles of the biota in soil processes (e.g. reviews by Anderson, 1993; Verhoef & Brussaard 1990) but these effects are rarely apparent as flux controls at the field scale. For example, beech (*Fagus sylvatica*) stands on acid and calcareous soils near Göttingen have very different soil fauna communities (Schiffman & Schauermann 1990) with different functional attributes (Scheu & Wolters 1991, Wolters 1991). There is, however, no evidence that these differences in soil functions affect forest production. Similarly, conventional tillage and zero-tillage cropping systems develop different soil fauna and microbial communities, and N flux pathways (Hendrix et al. 1986) and but crop yields are related to management rather than the composition and activity of the soil biota. The reasons for this are three fold. Firstly, there is often a disparity between the scales at which ecosystem processes are measured and those at which most organisms function. Secondly, the dominance and inertia of large biophysical components of the system (soil organic matter, CEC, soil structure) buffering mass fluxes often mask small scale and ephemeral biological events. Thirdly, parameters used as measures of soil organism activities in soils are common products of many community processes (e.g. C and N mineralisation, and the development of soil structure by fauna, roots, microbes and physical processes). Given that soil organisms have specific effects on soil processes at microscales, what are the mechanisms by which these effects can be amplified to act as flux controls at larger scales, and how can these be quantified in the field?

Functional attributes of the soil fauna

Food web budgets show that microorganisms contribute about 90% of soil community respiration and 70% of N mineralisation, while microfauna (feeding on fungi and bacteria) are responsible for most of the animal-mediated N flux. The macrofauna have low weight-specific metabolic rates, compared to the microfauna and micro-organisms, but have large indirect effects on soil properties and microbial processes. These catalytic activities, which initiate much larger energy or mass fluxes than the maintenance cost of the organism, can be referred to as 'modulating' effects (Anderson 1995). An important attribute of modulators is that they create changes in their environment which persist even after the organism has moved on or died and therefore have cumulative effects.

Salawu & Estey (1979) showed in pot experiments that fungivorous nematodes reduced the growth of soya bean plants because damage to the extramatrical hyphae of vesicular arbuscular mycorrhizae progressively disrupted phosphorus translocation to the plant, and hence nodulation and N fixation. Most modulating effects on soil processes are mediated by macrofauna changing the physical controls of microbial and physical processes as a consequence of litter comminution, mixing of organic matter into mineral soil, creation of macropores and soil aggregates, etc. For example, earthworm casts can form 'hot spots' for denitrification because in selectively feeding on high quality SOM fractions they optimised the moisture labile carbon and nitrate concentrations required for N₂O production by micro-organisms (Elliot et al. 1991). Other effects of earthworms on carbon and nutrient dynamics, and soil physical properties are well documented. Where these soil conditions are constraints to plant roots the introduction of earthworms can enhance sward production. But in fertile soils with good structural properties eliminating earthworm populations may have no effect on crop yield over decades (Clements et al. 1991). It is important, therefore, to define the particular conditions and scales at which soil fauna are acting as controls for soil process rates.

Sinks, sources and domains

The domain is the volume of habitat influenced the metabolic or modulating functions of an organism (Anderson 1995); i.e. a few microns for a bacterium, centimetres around an earthworm burrow and square metres underneath a tree. The species domain is determined by the distribution and density of the population. Hence an individual tree or cereal plant will develop certain patch characteristics associated with the canopy and roots which extend to plot scale in plantation or arable monocrops. The same principles apply to animal domains but they are more spatially dynamic. Domains of smaller organisms are often nested within those of larger organisms and consequently their activities may be strongly influenced by events occurring at the larger scale. Litter-fall, a tree fall or dung deposition changes the resource inputs and environment of the associated microbial and fauna communities, earthworm feeding and burrowing activities affect microarthropod, nematode and microbial populations (e.g. denitrification), and so on down to bacterial fungal interactions. Anthropogenic events, such as harvesting, burning, tillage and agrochemical applications produce pulsed perturbations which can cascade down this hierarchical structure of domains altering organism activities and interactions affecting soil processes. Conversely, these microsite processes feed back to plants as a consequence of these higher order controls synchronising their activity states.

The dynamic state of ecosystems is determined by the balance between aggregative (+) processes (plant production, nitrogen immobilization, surface water infiltration and sediment interception) and dissipative (-) processes (decomposition, nitrogen mineralisation, surface runoff and erosion) (Addiscott 1995, Anderson 1995). Thus, if the net balance between sources (+++) and sinks (-) is positive (+) the area including these microsites or patches will accumulate mass; or degrade if sources exceed sinks. Conversely, there can be considerable dynamic interaction between patches but no net losses from the system. Van Hoof (1983) showed that the removal of litter under ash trees, a preferred food litter, increased splash erosion and surface wash by throughfall, but litter patches under beech trees, which were not favoured by earthworms, acted as sinks for surface water and sediment.

The relationships we observe between organisms and soil processes therefore depends on the balance between the magnitude of sources and sinks for carbon, nutrients or water within the domain of the organism. Net N mineralisation may occur where an aggregation of mites feed on fungal hyphae but within the volume of litter exploited by the mycelium there may be net N immobilisation. According to the scale at which a zoologist or a mycologist samples the system, the interpretation of specific organism effects on N transformations might be different. The main problem of linking the activities of species populations and communities, and ecosystem processes is that as we increase the sample size to quantify community structure, species richness increases as a linear function of area (or volume) while flux rates are integrated properties of sources and sinks. Plant nutrient status indicates the integration of these microsites by rooting systems. Nitrogen limitation for crop plants can occur when N immobilisation by micro-organisms is brought into synchrony by a cohort of decomposing crop residues, and exceeds sources of net N mineralisation in the soil. Similar synchronisation of microsites can occur after drought resulting in a flush of CO₂ or nutrients.

In summary, the effects of species and species assemblages on soil processes are detectable at the scale of their domains. However, measurements of processes increase to express fluxes over larger areas and longer periods of time, rates are related to more distal variables, such as soil properties, climate and dominant plant species, and the underlying community functions are rarely explicitly addressed. In order to link the functional attributes of soil biodiversity to ecosystem functioning we need to identify the scales at which patterns of vegetation and soil processes are related in space and time.

Spatial patterns of species assemblages

The effects of food web interactions within species domains are optimised in patches of different sizes which are heterogeneously distributed but these aggregations and activities are often related to higher order patterns and events. Geostatistics can identify these scales of pattern and variability. The principle of the analysis is that as samples are taken with increasing distance from a reference point, variance in a particular measurement will increase as new conditions of the variable are encountered, stabilise (the sill) once patterns of the same variables are encountered, and show a stepwise change when sampling enters a new domain. Jackson & Caldwell (1993) conducted one of the first ecological studies using this approach to map the heterogeneous patterns of nutrient distribution associated with desert plants. Semivariograms for ammonium, nitrate, phosphorus and potassium showed that the patch size established by the plant domain was generally less than a metre. Hence analysis of plant-soil interactions needs to be investigated below this scale, and scaled up by integrating these patches into larger spatial (and temporal scales) rather uniformly across plots (as implicitly occurs when measurements made at fine scales are converted into larger units; e.g. from g m⁻² to kg ha⁻¹). While this may appear intuitively obvious in the case of extremely patchy vegetation patterns, the principles apply at all scales where there are species assemblages affecting plant soil interactions. Robertson & Freckman (1995) used a similar approach to investigating the distribution of nematodes in a maize field. Sampling was carried out before planting and showed that bacteriophagous nematodes had a very patchy, large scale distribution with very high concentrations in localised areas of the plot (possibly related to soil moisture) while plant-feeding nematodes showed no spatial distribution patterns.

Although the system was not re-sampled after planting it is likely that the distribution of the plant-feeders, and associated rhizosphere communities, would be imposed by the spacing interval of the maize plants. The centres of activity for bacterial feeders could also be related to variation in plant growth and used to identify patterns of soil conditions producing these responses.

Table 1 Attributes of biodiversity and biophysical diversity of soil organic matter (SOM) and soil physical structure.

Parameter	Biodiversity	Biophysical diversity
Component	Functional group, species, genotype	SOM, aggregates, porosity
Richness	Number of species, etc.	Number of fractions or void classes
Evenness	Equitability of species	Equitability of mass or voids
Resilience	Size and physiological tolerance	Chemical/physical stability
Disturbance	Dominance by a few species	Dominance of resistant fractions
	Loss of species	Loss of structure
Recovery	Increased diversity	Increased diversity
	Restoration of functional complexity	Restoration of functional complexity

Biophysical diversity

The consequence of severe stress and disturbance to biotic communities is generally a reduction in species richness and an increase in the dominance (lower equitability) of physiologically robust species. These relationships are widely used in ecology as diagnostics of system responses and recovery from natural and anthropogenic perturbations. Analogous components and responses can be identified in the components of biophysical diversity (Table 1) and can similarly be used to relate 'community structure' to system functioning. The resistance and resilience of soils to anthropogenic (pollutants, cultivation) and natural perturbations is mainly determined by the mass of soil organic matter, buffering by exchange pools and soil structure. Operationally, these constituents are often defined as single pools, or functional groups (fast and slow SOM pools; sand, silt and clay fractions; micropores and macropores) but actually contain diverse components with different functional properties and turnover times. Soil structure, for example, may exhibit more or less steady state characteristics in undisturbed systems for pore and aggregate size distributions (e.g. Azooz et al. 1996) but these are highly dynamic entities with life spans determined by soil animal activities, plant root dynamics and the slaking of soil pores. When soils are disturbed or degraded the complexity of these properties is reduced and process rates are determined by the characteristics of the dominant components. Thus compaction eliminates macropores so that infiltration and hydraulic conductivity are limited by the properties of meso and micropores; similarly the loss of SOM fractions under continuous cultivation affects different attributes of soil fertility. The restoration of these properties, and natural functioning of the system, is the total product of the soil biota, including plant roots, and potentially a useful integrated measure linking community function and system processes.

References

- Addiscott T M.(1995). Entropy and sustainability. *European Journal of Soil Science* 46:161-168.
- Anderson, J M (1993) Functional attributes of biodiversity in land use systems. In: *Soil Resilience and Land Use* (eds D.J. Greenland & I. Szabolcs) pp. 262-290. CAB International, Wallingford.
- Anderson J M (1995) Soil organisms as engineers: microsite modulation of macroscale processes. In: *Linking Species and Ecosystems* (eds C G Jones & J H Lawton) pp.94-106. Chapman & Hall, London.
- Azooz R H, Arshad M A & Franzleubbers A J (1996) Pore size distribution and hydraulic conductivity affected by tillage in northwestern Canada. *Soil Science Society of America Journal* (1996) 60:1197-1201.
- Clements R O, Murray P J & Sturdy R G (1991) The impact of 20 years' absence of earthworms and three levels of N fertiliser on a grassland soil environment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 36:75-85.
- Elliott P W, D Knight & J M Anderson (1991) Variables controlling denitrification from earthworm casts and soils in permanent pastures. *Biology & Fertility of Soils* 11:24-29.
- Hendrix P F, Crossley D A, Coleman D C, E P Odum & PM Groffman (1986) Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *Bioscience* 36:374-380.
- Jackson & Caldwell (1993) The scale of nutrient heterogeneity around individual plants and its quantification with geostatistics. *Ecology* 74:612-614.
- Robertson G P & Freckman D W (1995) The spatial distribution of nematode trophic groups across a cultivated ecosystem. *Ecology* 76:1425-1432.
- Salawu E O & Estey R H (1979) Observations on the relationships between a vesicular-arbuscular fungus, a fungivorous nematode and the growth of soybeans. *Phytoprotection* 60:99-102.
- Schaefer M & Schauermann J (1990) The soil fauna of beech forests: comparison between mull and mor soil. *Pedobiologia* 44:299-314.
- Scheu S & Wolters V (1991) Influence of fragmentation and bioturbation on the decomposition of ¹⁴C-labelled beech litter. *Soil Biology & Biochemistry* 23,1029-1034.,
- Van Hoof P (1983) Earthworm activity as a cause of splash erosion in forest. *Geoderma* 31:195-204.
- Verhoef H A & Brussaard L (1990) Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agroecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11:175-211.
- Wolters V (1991) Soil invertebrates- effects on nutrient turnover and soil structure. *Zeitschrift für Pflanzenernahrung und Bodenkunde* 154:389-402.

The influence of herbivory on soil organisms and their functions in grassland ecosystems

von

BARDGETT, R.D.

Introduction

A maxim of grazing ecology is that plant productivity and fitness are higher in grazed than ungrazed grasslands (McNaughton et al. 1997) and that above-ground herbivory can lead to enhanced shoot-tissue nutrient concentrations in grassland plants (Hiernaux and Turner 1996; Holland and Detling 1990). Termed compensatory growth, these responses have been largely attributed to physiological mechanisms which operate within defoliated plants, such as enhanced photosynthetic rate of re-growth leaves (Detling et al. 1979) and the re-mobilization and increased translocation of nutrients from roots and stubble to shoots (Ourry et al., 1990).

Recent studies point to the role of other extrinsic mechanisms operating during plant re-growth, such as enhanced nutrient acquisition from soil (Wallace and Macko 1993) and increased soil nutrient availability (Hiernaux and Turner 1996; McNaughton et al., 1997). To date, there is scant information on the mechanisms that underpin these observations in soil and in general, improvements in nutrient availability in grazed grasslands have been attributed to the more efficient recycling of nutrients through the animal excreta pathway (McNaughton et al., 1997; Ruess and McNaughton, 1987). However, it has recently been suggested that higher nutrient availability and plant uptake in grazed grasslands may also be explained, in part, by a positive response of the soil biotic community to increased root exudation by defoliated plants (Bardgett et al., 1998). This review paper presents some evidence to support this thesis, and in particular considers the effects of both above- and below-ground herbivory on root exudation pathways, rhizosphere organisms and compensatory growth in grassland plants.

Above-ground herbivory and soil organisms

Short-term root exudation pathways

Several studies have shown indirectly, through hydroponic culture, that root exudation is significantly affected by above-ground defoliation and herbivory. For example, Bokhari and Singh (1974) reported that clipping of wheatgrass (*Agropyron smithii*) in hydroponic culture increased root exudation and root respiration, and Dyer and Bokhari (1976) found that grazing by grasshoppers on blue grama grass (*Bouteloua gracilis*) increased efflux of organic acids from roots. Studies using ^{14}C labelling techniques have sought to provide a more mechanistic understanding of the effects of herbivory on plant C allocation and root exudation. For example, Holland et al. (1996) used $^{14}\text{CO}_2\text{-C}$ pulse-labelling techniques to study the effects of above-ground herbivory by grasshoppers (*Romalea guttata*) on

short-term C allocation in maize (*Z. mays*). They found that herbivory (25-50% leaf area removed) increased allocation of assimilate to roots and decreased allocation to shoots. They also reported that herbivory stimulated not only root and soil respiration, but also the quantity of root exudates. Although the authors did not seek to elucidate direct mechanisms for these observations, they hypothesized that increased C allocation to roots in grazed plants subsequently resulted in increased root exudation. This hypothesis is consistent with other studies on insect herbivory on C4 grasses which show that grazing increases translocation of labile C to roots (Dyer et al., 1991). Likewise, in a study of ^{14}C allocation in humid temperate grasslands in Argentina, Doll (1991) concluded that more energy flows through below-ground systems of grazed than ungrazed grasslands. Although alternative C allocation pathways have been suggested for plants subjected to defoliation, the above data tends to provide support for the thesis that defoliation leads to a short-term allocation of C below-ground, resulting in a significant increase in root exudation.

Effects on soil organisms

Numerous studies on temperate grasslands provide strong evidence that above-ground herbivory by sheep positively influences soil biotic communities. For example, Bardgett et al. (1997) and Bardgett and Leemans (1995) showed that soil microbial biomass and activity was positively related to sheep grazing intensity in temperate grasslands, and that the cessation of grazing resulted in a significant drop in numbers of soil microorganisms and their activity, measured as enzyme activities and respiration. Soil fauna, such as Collembola and nematodes, also respond positively to increases in grazing pressure, and studies of grazing exclosures on a range of grasslands have revealed that numbers of these fauna are consistently lower in soils of ungrazed than grazed grasslands (Bardgett et al., 1993, 1997).

The positive effects of grazing on soil microbial biomass and activity appear to be accompanied by changes in the structure of the soil microbial community; those of heavily grazed grasslands appear to be dominated by bacteria, whereas those of less heavily grazed, and ungrazed grasslands appear to be dominated by fungi (Bardgett and Leemans 1995; Bardgett et al. 1996). Such findings have been taken to suggest that heavy grazing, and hence frequent or more severe plant defoliation, favours "fast cycles" dominated by labile substrates and bacteria, while light grazing supports "slow cycles" dominated by more resistant substrates, plant litter and fungi (Figure 1).

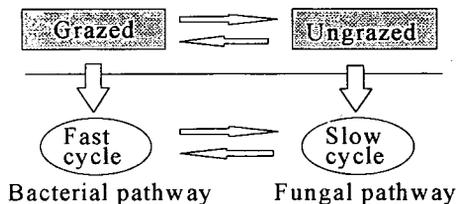


Figure 1. Hypothetical model of the effects of above-ground grazing pressure on decomposition pathways and microbial community structure in grassland soils.

These effects of herbivory on soil biotic communities are likely to be strongly related to quantitative and qualitative changes in detrital inputs to soil, such as dung, urine and plant litter (Bardgett et al., 1997, 1998). However, there is strong evidence that enhanced root

exudation resulting from defoliation plays an important role in the regulation of soil processes in such grasslands. In a microcosm study, Mawdsley and Bardgett (1997) showed that defoliation of common grassland species (*Lolium perenne* and *Trifolium repens*) grown in upland soil resulted in increased soil microbial biomass despite the reduction of root biomass for both species (Figure 2). Changes in microbial biomass were also paralleled by increases in numbers of culturable bacteria and *Pseudomonas* spp. in the rhizosphere. Rhizosphere communities of fungi were unaffected by defoliation and this was taken to corroborate the hypothesis that defoliation promotes fast cycles dominated by high quality root exudates which favour bacterial growth. Mawdsley and Bardgett (1997) also suggested that the grazing-induced changes in soil microbial communities observed in the field, were related in part to shifts in the pattern of root exudation in defoliated plants.

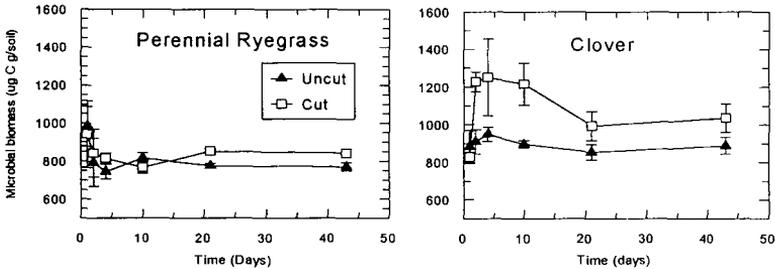


Figure 2. Effects of defoliation of perennial ryegrass (*Lolium perenne*) and white clover (*Trifolium repens*) on microbial biomass in the rhizosphere of cut (■) and uncut (▲) plants. Adapted from Mawdsley and Bardgett (1997).

Effects on nutrient availability

As far as I am aware, there is no data which supports the view that defoliation-induced increases in the rhizosphere microbial biomass enhance soil nutrient availability. Indeed, it is likely that increases in microbial biomass observed in the rhizosphere of defoliated plants would lead to net immobilization of nutrients (Bardgett et al., 1998). However, it has been proposed, but not demonstrated, that the key to enhanced nutrient availability is the concurrent increase in the abundance of microbial-feeding fauna, particularly nematodes, in the rhizosphere of defoliated plants (Bardgett et al., 1997). In particular, it has been hypothesised that interactions between microfauna and microorganisms - the 'microbial loop' - come into play when plants are defoliated. This involves the following processes, also illustrated in Figure 3: (1) enhanced root exudation favours the growth of "fast flora" such as bacteria and microfauna, around plant roots (as described above); (2) increased bacterial biomass results in an enhanced breakdown of organic nutrient sources, and subsequent immobilization and binding of inorganic nutrients in bacterial biomass; (3) microbivorous microfauna, such as nematodes, selectively feed on the bacteria and excrete a significant portion of the nutrients they obtain from bacteria into the root zone in an inorganic, plant available form (e.g. $\text{NH}_4^+\text{-N}$), and; (4) the pulse of available nutrients are taken up by plant roots and used by plants for re-growth. This hypothesis is supported by studies of grassland soils which show that interactions between microorganisms and microfauna in the rhizosphere enhance nutrient mineralization, and that this increase in nutrient supply promotes plant growth (Ingham et al. 1985). Clearly, to support these claims, further studies need to examine the importance of these interactions during plant defoliation.

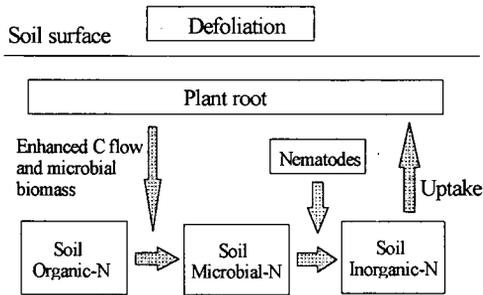


Figure 3. Model to demonstrate the feedback mechanism of enhanced nutrient uptake by defoliated plants.

Below-ground herbivory and soil microbial processes

Recent studies on root herbivores suggest that the processes outlined above also occur below-ground. Indeed, it has been proposed that low amounts of root infestation by nematodes, below the damage threshold for the host plant, may result in the 'leakage' of nutrients from damaged plant root systems, leading to an increased supply of carbon and other nutrients for microbial metabolism in the rhizosphere (Bardgett et al., 1999; Yeates et al., 1998). The possibility of positive effects on the soil community of low-levels of herbivory by root-feeding nematodes is particularly interesting since, as discussed above, these organisms often represent the dominant functional group in grassland soils (Yeates, 1979; Ingham and Detling, 1984) and yet have traditionally been considered as pests in agricultural grasslands (Cook and Yeates, 1994).

Evidence for the above idea that root herbivory may promote soil microbial metabolism comes from a series of experiments which have considered the effects of low amounts of root infestation by nematodes on root C exudation and microbial biomass in grassland soils. The first experiment of this kind was carried out by Yeates et al. (1998) who used ^{14}C - CO_2 pulse labelling techniques to show that over a 14 day period, infection of white clover roots by low numbers of clover cyst nematodes slightly increased the translocation of photoassimilate ^{14}C to roots, and lead to a significant increase in the 'leakage' of ^{14}C from roots, resulting in an enhanced microbial biomass and microbial ^{14}C content in the rhizosphere. Although in this case, root infestation lead to a small reduction in plant yield (15%), these findings were taken to suggest that low amounts of root infestation could increase cycling and availability of plant nutrients in soil which may, in part, reduce overall stress on infected plants (Yeates et al., 1998). However, subsequent experiments reported by Bardgett et al., (1999) show that low levels of root herbivory by nematodes, again below the damage threshold, can result in compensatory growth of the host and neighbouring plants (Figure 4).

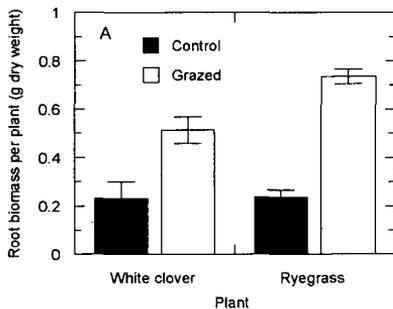


Figure 4. Effects of root infestation by *Heterodera trifolii* on root biomass of the host plant (white clover) and companion species (perennial ryegrass) ($n = 3$). Measurements were made 84 days after inoculation of pots with nematodes. Vertical bars indicate standard errors (Degrees of freedom = 1) (From Bardgett et al., 1999).

A feedback mechanism for plant re-growth ?

Although it is recognized that detrital inputs from grazing (e.g. dung, urine and litter) will greatly influence soil organisms and nutrient flux in grazed grasslands (reviewed by Bardgett et al., 1998), the data presented here provides some evidence that non-detrital inputs, in the form of root exudates, may also have an important role to play in the cycling of nutrients on grazed grasslands. In particular, it is hypothesized that the biotic interactions outlined, resulting from plant defoliation and below-ground herbivory, may represent a feedback mechanism for the enhanced supply of nutrients for plant regrowth (Figure 3). Clearly, further studies need to examine these interactions to establish their significance in grazed grassland ecosystems.

Acknowledgements: Many people have contributed to the work and ideas presented in this paper, most notably Roger Cook, Gregor Yeates, Crystal Denton, Jane Mawdsley and David Wardle. Much of the work was funded by the Biotechnology and Biological Sciences Research Council (UK).

Literature

- Bardgett RD, Cook R, Yeates GW. and Denton CS. (1999) The influence of nematodes on below-ground processes in grassland ecosystems. *Plant and Soil*, submitted.
- Bardgett RD, Frankland JC and Whittaker JB (1993) The effects of agricultural practices on the soil biota of some upland grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 45, 25-45.
- Bardgett RD, Hobbs PJ and Frostegård Å (1996) Changes in fungal:bacterial biomass ratios following reductions in the intensity of management on an upland grassland. *Biology and Fertility of Soils* 22, 261-264.
- Bardgett RD and Leemans DL (1995) The effects of cessation of fertiliser application, liming and grazing on microbial biomass and activity in a reseeded upland pasture. *Biology and Fertility of Soils* 19, 148-154.
- Bardgett RD, Leemans DK, Cook R and Hobbs PJ (1997) Seasonality in the soil biota of grazed and ungrazed hill grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 1285-1294.

- Bardgett RD, Wardle DA and Yeates GW (1998) Linking above-ground and below-ground food webs: how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1867-1878.
- Bokhari UG and Singh JS (1974) Effects of temperature and clipping on growth, carbohydrate reserves and root exudation of western wheatgrass in hydroponic culture. *Crop Science* 14, 790-794.
- Cook R and Yeates GW (1994) Nematode pests of grassland and forage crops. In *Plant Parasitic Nematodes in Temperate Agriculture* Eds. K. Evans, D.L. Trudgill and J.M. Webster, CAB International, Wallingford, pp 305-350.
- Detling JK, Dyer MI and Winn DT (1979) Net photosynthesis, root respiration, and regrowth of *Bouteloua gracilis* following simulated grazing. *Oecologia* 41, 127-134.
- Doll UM (1991) C-14 translocation to the below ground subsystem in temperate humid grassland (Argentina). In: *Plant Roots and their Environment*, eds B.L. McMicheal and H. Persson, pp. 350-358. Elsevier, New York.
- Dyer MI, Acra MA, Wang GM, Coleman DC, Freckman DW, McNaughton SJ and Strain BR (1991) Source-sink carbon relations in two *Panicum coloratum* ecotypes in response to herbivory. *Ecology* 72, 1472-1483.
- Dyer MI and Bokhari UG (1976) Plant-animal interactions: studies of the effects of grasshopper grazing on blue grama grass. *Ecology* 57, 762-772.
- Hiernaux P and Turner MD (1996) The effect of clipping on growth and nutrient uptake of Sahelian annual rangelands. *Journal of Applied Ecology* 33, 387-399.
- Holland EA and Detling JK (1990) Plant response to herbivory and belowground nitrogen cycling. *Ecology* 71, 1040-1049.
- Holland JN, Cheng W and Crossley DA Jr (1996) Herbivore-induced changes in plant carbon allocation: assessment of below-ground C fluxes using carbon-14. *Oecologia* 107, 87-94.
- Ingham RE and Detling JK (1984) Plant-herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie III. Soil nematode populations and root biomass on Cynomys ludovicianus colonies and adjacent uncolonized areas. *Oecologia* 63, 307-313.
- Ingham RE, Trofymow JA, Ingham ER and Coleman DC (1985) Interactions of bacteria, fungi, and their nematode grazers: effects on nutrient cycling and plant growth. *Ecological Monographs* 55, 119-140.
- McNaughton SJ, Banyikwa FF and McNaughton MM (1997) Promotion of the cycling of diet-enhancing nutrients by African grazers. *Science* 278, 1798-1800.
- Mawdsley JL and Bardgett RD (1997) Continuous defoliation of perennial ryegrass (*Lolium perenne*) and white clover (*Trifolium repens*) and associated changes in the microbial population of an upland grassland soil. *Biology and Fertility of Soils* 24, 52-58.
- Ruess RW and McNaughton SJ (1987) Grazing and the dynamics and energy regulated microbial processes in the Serengeti grassland. *Oikos* 49, 101-110.
- Wallace LL and Macko SA (1993) Nutrient acquisition by clipped plants as a measure of competitive success: the effects of compensation. *Functional Ecology* 7, 326-331.
- Yeates GW (1979) Soil nematodes in terrestrial ecosystems. *Journal of Nematology* 11, 213-229.
- Yeates GW, Saggar S, Denton CS and Mercer CF (1998) Impact of clover cyst nematode (*Heterodera trifolii*) infection on soil microbial activity in the rhizosphere of white clover (*Trifolium repens*) - a pulse labelling experiment. *Nematologica* 44, 81-90.

Kotkrümelhaufen von *Lumbricus terrestris* beeinflussen die funktionelle Struktur freilebender Nematoden im Boden eines Mull-Buchenwaldes

von

ALPHEI, J.

Einleitung

Regenwürmer gestalten und verändern als „Ökosystem-Ingenieure“ ihren Lebensraum und beeinflussen damit die biotischen und abiotischen Lebensbedingungen anderer Bodentiere (Jones et al. 1994). Als vertikal grabende Art gehört *Lumbricus terrestris* zu den aktivsten „Ökosystem-Ingenieuren“ in Böden der gemäßigten Breiten. Die Bodenstruktur des untersuchten Göttinger Kalkbuchenwaldes ist stark beeinflusst von der Regenwurmtätigkeit (Schaefer 1990). Die mittlere Dichte von *L. terrestris* beträgt ungefähr 20 Ind. m⁻². Die Bauten von *L. terrestris* verzweigen sich an der Bodenoberfläche stark. An den Ausgängen der Röhren werden prominente Kothaufen abgelegt, die von der Bodenfauna wiederbesiedelt werden (Maraun et al. 1995). Nematoden sind die häufigsten Metazoen der Bodenfauna und haben über die Verwirklichung unterschiedlicher Ernährungsweisen, u. a. als Weidegänger an Bakterien und Pilzen, Verbindungen zu unterschiedlichen Komponenten des Nahrungsnetzes im Boden. Die Kothaufen von *L. terrestris* bestehen aus Faeces und sind oft stark mit Streumaterial, das der Wurm in den Eingang des Baus eingezogen hat, durchmischt. Die Bodenfeuchte, sowie die Gehalte an organischem Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor waren in den Kothaufen höher als im unbeeinflussten Boden. In der Folge war die Biomasse von Mikroorganismen in den Kothaufen ebenso erhöht (Maraun et al. 1995). Ziel der Untersuchung war, festzustellen, inwieweit die besonderen biotischen und abiotischen Lebensbedingungen in Kothaufen von *L. terrestris* Auswirkungen auf die funktionelle Zusammensetzung der Nematodengemeinschaft haben.

Methoden

Aus Kotkrümelhaufen von *L. terrestris* und unbeeinflusstem, umgebendem Boden (in 20 cm Abstand) wurden jeweils fünf Mischproben aus je sechs Bohrkernen (Durchmesser: 20 cm², Tiefe: 3 cm) entnommen. Die Nematoden wurden aus Unterproben von je 20 g Frischgewicht mit einer modifizierten Baermann-Trichterextraktion ausgetrieben (Alphei 1995). Anschließend wurden die Tiere in 4%

*) Abteilung für Ökologie, Institut für Zoologie und Anthropologie der Universität Göttingen, Berliner Str. 28, 37073 Göttingen

Formalin fixiert und auf Gattungsniveau bestimmt. Für ein funktionelles Verständnis wurden die Gattungen den Ernährungsgruppen Bakterienfresser, Pilzfresser, Wurzelfresser, Allesfresser, Pflanzenparasiten und Räuber zugeordnet (Yeates, 1993). Zusätzlich wurden die Familien nach ihrer Stellung auf der von Bongers (1990) vorgeschlagenen „Colonizer-Persister“ Skala, von C-P 1 (extreme „Colonizer“) bis C-P 5 (extreme „Persister“), eingestuft. Die Daten zu Dichte und Biomasse wurden vor der Analyse log-transformiert, um die Varianzhomogenität zu verbessern und mit einer einfaktoriellen ANOVA analysiert. Mit einer Hauptkomponentenanalyse (PCA, Ter Braak 1988) wurde die Gemeinschaftsstruktur auf funktioneller Ebene mit dem Einfluß der Regenwurmaktivität (Kothaufen = 1, unbeeinflusste Kontrolle = 0) in Beziehung gesetzt.

Ergebnisse und Diskussion

Faunistik

Insgesamt wurden 60 verschiedene Gattungen von Nematoden aus 29 Familien gefunden. Der Unterschied in der mittleren Anzahl an Gattungen war zwischen Kothaufen (25) und umgebendem Boden (23) zwar gering, aber statistisch signifikant ($F=6,5$; $p<0,05$). Im Kothaufensubstrat dominierten Bakterienfresser der Gattung *Alaimus* und omnivore Thornenematidae mit jeweils 10% der Gesamtdichte, während im umgebenden Boden die wurzelfressende Gattung *Filenchus* mit 18% dominierte. Die Gattung *Plectus* kam nur in Kothaufensubstrat vor, während *Aulolaimus* und die Familie Tera-tocephalidae nur im umgebenden Boden vorkamen. Die Verteilung der Gattungen auf die trophischen Gruppen unterschied sich aber nicht zwischen Kothaufen und Kontrolle. Die Zahl wurzelfressender Gattungen war mit einem Anteil von 18-19% der Gesamtzahl an Gattungen, relativ hoch, verglichen mit bisherigen Daten aus Mull-Buchenwäldern, die immer unter 10% lagen (Yeates 1972, Popovici 1984, Büttner 1988, Alpei 1995).

Funktionelle Struktur

In Kothaufen von *L. terrestris* war die Nematodendichte tendenziell höher als im umgebenden Boden, der Unterschied war aber nicht signifikant (Tab. 1). Insgesamt waren die gefundenen mittleren Siedlungsdichten mit umgerechnet 1,1 Mio. Individuen / m² vergleichbar mit denen auf ähnlichen Flächen im Göttinger Raum gefundenen Nematodendichten (Büttner 1988, Alpei 1995). Die Biomasse der Nematoden im Kothaufensubstrat war deutlich höher als im umgebenden Boden. Auf trophischer Ebene reagierten besonders Bakterienfresser und Allesfresser (Tab.1). Die übrigen Ernährungsgruppen unterschieden sich nicht signifikant zwischen Kothaufen und umgebendem Boden.

Der Anstieg in der Biomasse der Bakterienfresser könnte, im Sinne einer „bottom-up“ Kontrolle interpretiert, möglicherweise zurückgehen auf ein verbessertes Nahrungsangebot an bakterieller Biomasse infolge einer einseitigen Förderung des bakteriellen Anteils der mikrobiellen Biomasse durch die Regenwurmaktivität (Parle 1963). Regenwürmer können die Dichte bakterienfressender Nematoden positiv beeinflussen (Senapati 1992), selbst wenn die Gesamtdichte der Nematoden vermindert wird (Roessner 1986). Gründe für das beobachtete Muster der Omnivoren waren wenig offensichtlich. Bewegungs- und Entwicklungsmöglichkeiten von Nematoden werden im Boden vor allem be-

stimmt von Porenraum, Aggregatgröße, Sauerstoffgehalt und Bindungskräften des Bodenwassers (Jones 1969, Wallace 1971). Besonders große und biomassestarke Omnivore könnten vielleicht am ehesten von den verbesserten Porenraum- und Bodenfeuchte-Bedingungen im Bereich der Kothaufen profitiert haben.

Tab. 1: Mittlere Dichten (A) und mittlere Biomassen (B) sowie F-Werte der einfaktoriellen ANOVA für Summen und ausgewählte funktionelle Gruppen von Nematoden in Kothaufen von *Lumbricus terrestris* und in unbeeinflußter, umgebender Erde(Kontrolle). Rücktransformierte Mittelwerte log-transformierter Daten. *** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; ns=nicht signifikant. SS=sum of squares.

(A)				
Ind. g ⁻² TG	Kothaufen	Kontrolle	F-Wert	% SS erklärt
Summe Nematoden	26,4	20,3	3,2 ns	28,7
Bakterienfresser	9,4	5,4	4,2 *	34,2
Allesfresser	7,7	4,0	6,0 *	42,7
C-P 1	1,7	1,2	4,5 *	36,0
C-P 2	4,5	1,6	27,4 ***	77,4
C-P 5	6,1	2,5	7,9 *	49,8

(B)				
(µg TG g ⁻² TG	Kothaufen	Kontrolle	F-Wert	% SS erklärt
Summe Nematoden	5,9	2,0	8,3 *	50,8
Bakterienfresser	0,5	0,3	8,1 *	50,4
Allesfresser	3,6	0,7	10,6 **	55,7
C-P 1	0,24	0,22	5,7 *	41,8
C-P 2	0,34	0,25	12,9 **	61,84
C-P 5	3,39	0,52	12,5 **	60,9

Unterstützt wird dieser Eindruck vom Verteilungsmuster der „Colonizer-Persister“ Gruppen. In den Kothaufen waren die Dichten und Biomassen der C-P Gruppen 1 und 2, zu denen kleine, kurzlebige Bakterienfresser mit hohen Reproduktionsraten gehören, signifikant höher als im umgebenden Boden. Ebenso hatte auch die C-P Gruppe 5, die vor allem große, langlebige, eher K-selektierte Omnivore umfaßt, deutlich höhere Biomassen in Kothaufen. Dichten und Biomassen der Die C-P Gruppen 3 und 4 unterschieden sich nicht signifikant zwischen Kothaufen und umgebendem Boden. Als C-P1 und C-P 2 eingestufte Nematoden (hier besonders Rhabditiden und *Eucephalobus*) korrelierten in ihrem Auftreten, ebenso wie Omnivore und Nematoden der C-P 5 Gruppe, stark mit den Kothaufen von *L. terrestris* (Abb. 1). Im Gegensatz dazu hatten pflanzenparasitische Nematoden (hier vor allem die Gattungen *Criconema* und *Paratylenchus*) eher eine Beziehung zu unbeeinflußtem Kontrollboden. Auch in Laborversuchen wurde bisher eine deutliche Reduktion pflanzenparasitischer Gattungen in Fäces von *L. terrestris* gefunden (Roessner 1986). Obwohl mit dem vergleichenden Untersuchungsansatz keine kausalen Rückschlüsse von den durch die Regenwurmakktivität veränderten Umweltbedingungen auf die Nematodenbesiedlung möglich sind, konnte gezeigt werden, daß Kothaufen von *L. terrestris* eine, gegenüber unbeeinflußtem Boden, veränderte funktionelle Struktur der Nematodengemeinschaft haben. Die Kothaufen können, zumindest für einige Gattungen von Nematoden ein wichtiges Mikrohabitat im Waldboden darstellen.

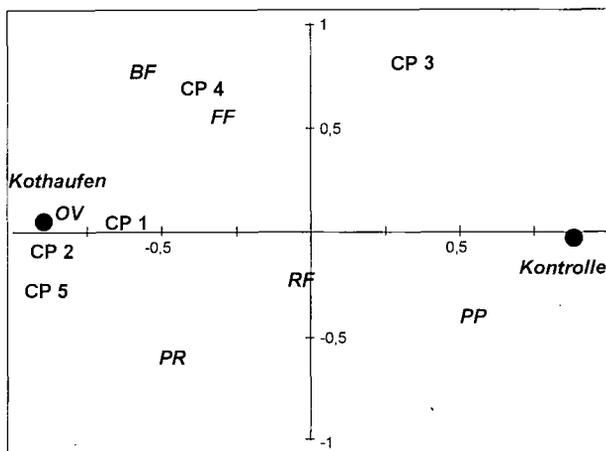


Abb. 1: Ordinationsdiagramm einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) für trophische Gruppen (cf. Yeates et al. 1993) und C-P Gruppen (cf. Bongers 1990) von Nematoden. BF=Bakterienfresser, FF=Pilzfresser, RF=Wurzelfresser, PP=Pflanzenparasiten, OV=Allesfresser, PR=Räuber. Die beiden Punkte symbolisieren die Centroiden für Kothaufen und Kontrollboden.

Literatur:

- Alphei, J. (1995) Die freilebenden Nematoden von Buchenwäldern mit unterschiedlicher Humusform: Struktur der Gemeinschaften und Funktion in der Rhizosphäre der Krautvegetation. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen (A)* 125, 1-165.
- Bongers, T. (1990) The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83, 14-19.
- Büttner, V. (1989) Untersuchungen zur Ökologie der Nematoden eines Kalkbuchenwaldes. *Nematologica* 35, 234-247.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M. (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373-386.
- Jones, F.G.W., Larbey, D.W., Parrott, D.M. (1969) The influence of soil structure and moisture on nematodes, especially *Xiphinema*, *Longidorus*, *Trichodorus* and *Heterodera* spp. *Soil Biology and Biochemistry* 1, 153-165.
- Maraun, M., Coenen, H., Bonkowski, M., Buryn, R., Alphei, J., Scheu, S. (1995) Bauten von *Lumbricus terrestris* als bedeutende Mikrohabitate im Waldboden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 75, 115-118.
- Popovici, I. (1984) Nematode abundance, biomass and production in a beech forest ecosystem. *Pedobiologia* 26, 205-219.
- Parle, J.N. (1963) Microorganisms in the intestine of earthworms. *Journal of General Microbiology* 31, 1-11.
- Roessner, J. (1986) Untersuchungen zur Reduktion von Nematoden im Boden durch Regenwürmer. *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent* 51, 1311-1318.
- Schaefer, M. (1990) The soil fauna of a beech forest on limestone. Trophic structure and energy budget. *Oecologia* 82, 128-136.
- Senapati, B.K. (1992) Biotic interactions between soil nematodes and earthworms. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 1441-1444.
- Ter Braak, C.J.F. (1988) CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principle component analysis and redundancy analysis. TNO Institute Wageningen (Technical reports).
- Wallace, H.R. (1971) Abiotic influences in the soil environment. In: Zuckerman, B.M., Mai, W.F., Rohde, R.A. (eds.) *Plant parasitic nematodes, Vol II*. 257-280. Academic Press, New York.
- Yeates, G.W. (1972) Nematoda of a Danish beech forest. I. Methods and general analysis. *Oikos* 23, 178-189.
- Yeates, G.W., Bongers, T., De Goede, R.G.M., Freckman, D.W., Georgieva, S.S. (1993) Feeding habits in soil nematode families and genera - an outline for ecologists. *Journal of Nematology* 25, 315-331.

Einfluß von Bodeninvertebraten auf das Überleben und den Plasmidtransfer bei einigen gentechnisch modifizierten Bakterien - eine Kurzfassung

von

FILIP,Z., CLAUS,H., BYZOV,B.A., TRETYAKOVA,E.B., ZVYAGINTSEV,D.G.

Einleitung

Die Verwendung gentechnisch modifizierter Bakterien in der Landwirtschaft und Umweltbiotechnologie könnte insbesondere dann Vorteile bringen, wenn die Bakterien nach der Erfüllung der gestellten Aufgaben absterben würden. Da dies wohl in der Regel nicht zu erwarten ist, besteht die Notwendigkeit, über das Verhalten gentechnisch modifizierter Bakterien in natürlichen Umweltmedien möglichst viele Daten im voraus zu bekommen, um die eventuellen Risiken zu minimieren.

Das Verhalten jeglicher Mikroorganismen, die in den Boden freigelassen werden, ist beeinflusst von einer Vielzahl physikalischer, chemischer und biologischer Faktoren. Zu den wichtigen biologischen Faktoren gehört nicht nur die autochthone Bodenmikroflora, sondern auch die zahl- und artenreiche Bodenfauna, einschl. Bodeninvertebraten. Im Boden werden große Mengen von mikrobiell dicht besiedelten Pflanzenresten und Bodenteilchen durch den Darmtrakt von Invertebraten geschleußt. Einige Mikroorganismen werden dabei lysiert, andere können sich sogar vermehren. Der Darmtrakt der Tiere und auch ihre Exkrementen stellen somit bedeutende Mikrohabitaten für unterschiedliche Bakterien dar. Unsere Untersuchungen zielten darauf hin, zu beleuchten, inwieweit eine Zufütterung von Diplopoden, Isopoden und Regenwürmen mit gentechnisch modifizierten Bakterien das Überleben solcher Bakterien beeinflusst und ob eine Übertragung der genetischen Information auf autochthone Bakterien stattfinden kann.

Material und Methodik

Unter den in Versuch genommenen Bakterien befanden sich isogene Stämme von *Azospirillum brasilense*, *Pseudomonas stutzeri* und *Pseudomonas putida*, allesamt Bakterien, die im Boden häufig vorkommen und sich an Kohlenstoff- und/oder Stickstoffumsetzungen aktiv beteiligen. Alle Bakterienstämme trugen einige chromosomal kodierte Antibiotikaresistenzen (z.B. gegen

¹CNRS, Centre de Pedologie Biologique, B.P.5, F-54501 Vandoeuvre-les-Nancy, France (in 1998)

²Umweltbundesamt, Inst. für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, PF 1468, D-63204 Langen, Germany

³Inst. für Bodenbiologie, Fakultät für Bodenkunde, Moskauer Lomonossow Staatsuniversität, RUS-119899 Moskau, Rußland

Streptomycin, Rifampicin, Nalidixinsäure); *P. stutzeri* und *P. putida* waren histidin- bzw. tryptophan-auxotroph. Die gentechnisch modifizierten Stämme dieser drei Bakterien-Arten enthielten Plasmide, die ihnen eine erweiterte Antibiotikaresistenz verliehen (z.B. gegen Ampicillin, Kanamycin, Tetracyclin), und einigen außerdem auch noch die Fähigkeit, spezifische Enzyme wie β -Galactosidase und Catechol-2,3-Dioxygenase zu bilden. Die plasmid-kodierten Merkmale wurden als spezifische Marker für die Wiedererkennung der Bakterien in Kultur benutzt. Die allgemeine Bakterienflora wurde auf Nährmedien kultiviert, die keine der Marker enthielten. Versuchsansätze wurden während einer Gesamtdauer von bis zu sechs Wochen mehrfach beprobt, um die Überlebensrate der Bakterien im Futter und in Tierexkrementen bestimmen zu können. Die Beurteilung wahrscheinlicher Transkonjuganten erfolgte mit Hilfe biochemischer und molekularbiologischer Tests nach Methoden, die in den beiden Originalarbeiten näher beschrieben sind (Byzov et al., 1996, 1998).

Zusammenfassung von Ergebnissen und Diskussion

Bei der Beurteilung des Verhaltens von in den Boden künstlich eingetragenen Mikroorganismen ist es von Bedeutung, die Entwicklungen der gesamten Mikroflora als einen natürlichen Hintergrund mitzubersichtigen. Diese Entwicklungen zeigten in unseren Versuchen eine ziemlich einheitliche Tendenz. Die Bakterienpopulation in dem als Futter den Invertebraten vorgelegten Buchenlaub blieb während der gesamten Versuchsdauer etwa im Bereich von 10^9 - 10^{10} koloniebildender Einheiten (KBE) per Gramm unverändert. Nach der Passage des Futters durch den Darmtrakt wurden in den Exkrementen etwa um eine Zehnerpotenz höhere KBE-Zahlen festgestellt. Dies deutete auf insgesamt günstige Bedingungen für die Bakterienentwicklung im Darmtrakt der Tiere hin.

Die eingepflichten Bakterien, sei es plasmidlose oder plasmidhaltige Stämme, waren durch einen allmählichen Rückgang ihrer KBE-Zahlen in dem als Futter benutzten Material um eine bis drei Zehnerpotenzen innerhalb der Versuchsdauer gekennzeichnet. Der gleichen Tendenz unterlagen meistens auch die Bakterienzahlen in den Tierexkrementen. Allerdings war hier der Rückgang noch stärker ausgeprägt als im Tierfutter. Beim plasmidhaltigen Stamm von *A. brasilense* (pFACH), beispielsweise, gingen die KBE-Zahlen im Buchenlaub innerhalb von einem Monat von 10^7 auf 10^6 /g zurück. Im gleichen Zeitraum verringerten sich die KBE-Zahlen in Exkrementen auf 10^5 /g. Die KBE-Zahlen für *P. stutzeri* (pLV1013) gingen bis auf 10^3 /g in Exkrementen von *P. flavipes* zurück, während sie im Futter (Buchenlaub) zum Versuchsende im Vergleich dazu um zwei Zehnerpotenzen höher lagen.

In gesonderten Modellversuchen konnte festgestellt werden, daß der Darmsaft einiger Invertebraten eine Hemmwirkung auf die eingepflichten Bakterien hat. In der Flüssigkeit, die aus dem mittleren Teil des Darmes von *P. flavipes* gewonnen werden konnte, gingen die KBE-Zahlen von *P. stutzeri* bereits nach einem Tag von 10^7 /ml auf 10^7 /ml zurück; die KBE-Zahlen plasmidhaltiger Bakterien wiesen einen schnelleren Rückgang als die der plasmidlosen. Die Hemmwirkung des Darmsaftes auf plasmidlose wie auch plasmidhaltige Stämme von *A. brasilense* war noch stärker - bereits nach fünf Stunden war ein Rückgang von KBE-Zahlen von 10^8 /ml auf 10^3 /ml zu verzeichnen.

Aus den Exkrementen einiger mit plasmidhaltigen Bakterien zugefütterten Invertebraten wurden Bakterien isoliert, die einen Verdacht nach Transkonjuganten zuließen. Dies war insbesondere bei *A. vulgare* der Fall. Bakterien, aus Exkrementen dieses Isopoden hatten eine vom eingepflichten plasmidhaltigen *P. putida*-Stamm unterschiedliche Morphologie ihrer Kolonien, und teilweise eine unterschiedliche enzymatische Aktivität. Sie enthielten jedoch das rekombinierte Plasmid pLV1017 auf dem zahlreiche Antibiotikaresistenzen kodiert waren. Die Überprüfung der Stämme im

computergestützten Identifizierungssystem BIOLOG^R ergab nicht den eingepflichten Stamm (*P. putida*), sondern in einem Fall *Burkholderia cepacia* und in einem anderen Fall *Enterobacter gergovia*. Eine weitere Bestätigung der Unterschiede beider Neuisolate, die dennoch das rekombinante Plasmid pKV1017 enthielten, wurde durch DNA-Fingerprinting mittels Rotationsfeld-Elektrophorese von isolierten und mit einer Endonuklease verdauten DNA-Strängen erzielt. Aus der Tatsache, daß hier eine erweiterte Antibiotikaresistenz auf einen Vertreter von *Enterobacteriaceae* übertragen wurde (die als obligatorische Darmbewohner bekannt sind), wird geschlossen, daß durch eine *in situ* erfolgte Plasmidübertragung eine multifaktorielle Antibiotikaresistenz unter den Bodentieren Verbreitung erfahren kann. Ökologische Folgen konnte auch die Übertragung von Catechol-2,3-Dioxygenaseaktivität haben (festgestellt bei *B. cepacia*). Diese typischerweise Plasmid-gebundene Aktivität katalysiert die Meta-Ringspaltung beim Aromatenabbau und könnte unter Umständen Auswirkungen auf den Abbau bodeneigener Aromatverbindungen haben.

Literatur

- Byzov, B.A., Claus, H., Tretyakova, E.B., Zvyagintsev, D.G., Filip, Z. (1996) Effects of soil invertebrates on the survival of some genetically engineered bacteria in leaf litter and soil. Biol. Fertil. Soils 23, 221-228
- Byzov, B.A., Claus, H., Tretyakova, E.B., Ryabchenko, N.F., Mozgovaya, I.N., Zvyagintsev, D.G., Filip, Z. (1998) Plasmid transfer between introduced and indigenous bacteria in leaf litter, soil and vermikompost as affected by soil invertebrates. Biol. Fertil. Soils 28, 169-176

Mikroarthropoden als Steuergrößen im Lebensraum Boden

von

PFLUG, A., HUELSMANN, A., SCHROETER, D., WOLTERS, V.

1. Einleitung

Interaktionen zwischen verschiedenen Komponenten des Edaphons sind eine entscheidende Steuergröße für die Nutzbarkeit und die Leistungsfähigkeit des Lebensraums Boden. Eine wichtige Komponente des Zersetzenetzwerkes sind die Mikroarthropoden (Collembolen, Milben). Sie bilden häufig Aggregate und können daher in ihrer Dichte lokal stark variieren (HOPKIN 1997). Es ist ungeklärt, wie sich solche kleinräumigen Unterschiede in der Mikroarthropoden-Dichte auf den Stoffumsatz und auf die Struktur der Zersetzergemeinschaft in Mikrohabitaten auswirken. Ziel des hier vorgestellten Experiments war es, derartige Wechselwirkungen zu analysieren. Da die Komplexität der Tiergemeinschaften für die Prozesse im Boden von großer Bedeutung ist (LAAKSO et al. 1995), wurden drei Varianten mit unterschiedlicher Mikroarthropoden-Dichte (1-fach, 2-fach, 3-fach) unter Verwendung möglichst natürlich strukturierter Gemeinschaften in Fichtenstreu erzeugt. Das Experiment wurde im Rahmen der EU-Projekte GLOBIS und CANIF durchgeführt.

2. Material und Methode

Für den Versuch wurde Nadelstreu aus dem L-Horizont eines Fichtenforstes (*Picea abies*) eingesetzt. Die Streu wurde im Vogelsberg (Hessen) gesammelt und nach der Entfernung von Ästen etc. vorsichtig gemischt. Zur Herstellung der drei Dichtevarianten wurden je 175 g FM Fichtenstreu in gekühlte Auffangbecken eines modifizierten MacFadyen-Extraktors eingesetzt (= natürliche bzw. 1-fache Mikroarthropoden-Dichte; Abb. 1a). Für die Variante mit 2-facher Mikroarthropoden-Dichte wurden Tiere aus der gleichen Streumenge, für die Variante mit 3-facher Mikroarthropoden-Dichte aus der doppelten Streumenge in diese Streu durch Extraktion überführt.

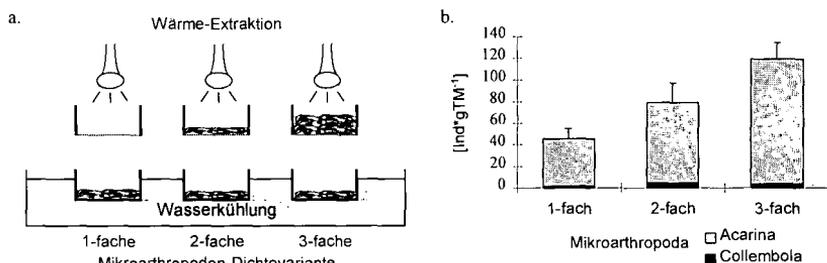


Abb. 1: a. Herstellung der 3 Mikroarthropoden-Varianten in einem modifizierten MacFadyen-Extraktor
b. Resultierende Mikroarthropoden-Dichten zu Versuchsbeginn

Zu Versuchsbeginn wurden je Dichteveriante 8 Mikrokosmen (\varnothing 5 cm) mit ca. 26 gTM der jeweiligen Streu befüllt. Der Wassergehalt wurde auf 200 %TM eingestellt. Der Versuch wurde über einen Zeitraum von 8 Wochen (23.07.-17.09.1997) bei 13°C im Dauerdunkel in einer Klimakammer durchgeführt.

Zu Beginn und am Ende des Experiments wurde die Abundanz der Mikrofauna (Nematoda) und der Mesofauna (Enchytraeidae, Acarina, Collembola) bestimmt. Die Acarina wurden in Oribatida, Gamasina und 'sonstige' getrennt, die Nematoda wurden in Fraßgruppen (nach YEATES 1993) eingeteilt. Collembola wurden bis zur Art determiniert. Weiterhin wurden C_{mik} , $pH_{(H_2O)}$ sowie die bakterielle Aktivität (BIOLOG-System; Parameter: average well colour development, AWCD) bestimmt. Die CO_2 -, N_2O - und CH_4 -Freisetzung wurde während des gesamten Experiments mit Hilfe eines Gaschromatographen aufgezeichnet.

Die Datenanalyse erfolgte mit einer 2-faktoriellen ANOVA (Zeit x Dichteveriante). Die Homogenität der Varianzen wurde nach SEN & PURI überprüft. Wenn nötig, wurde eine Datentransformation vorgenommen. Für die Auswertung wurde das Programm STATISTICA eingesetzt.

3. Ergebnisse

3.1 Die Ausgangssituation

Die Analysen zu Versuchsbeginn zeigen, daß die geplanten Abundanzunterschiede durch das Verfahren erzeugt werden konnten (Abb. 1b). Die Mikroarthropoden-Dichten in den 3 Varianten waren signifikant verschieden. Die Acarina machten 95% der Mikroarthropoden-Gemeinschaft aus. Enchytraeiden- und Nematoden-Dichten sowie die mikrobielle Biomasse wurden durch das Extraktionsverfahren nicht beeinflusst.

3.2 Entwicklung der Meßparameter

Im folgenden wird die Änderung der Parameter im Versuchsverlauf dargestellt, beginnend mit der niedrigsten trophischen Ebene. Die mikrobielle Biomasse war am Versuchsende signifikant höher

als zu Beginn ($p < 0.01$; Abb. 2). Der Anstieg war in der 3-fach Variante am geringsten.

Die Unterschiede zwischen den Varianten waren allerdings nicht signifikant. Die bakterielle Aktivität stieg ebenfalls signifikant an ($p < 0.0001$; Abb. 2). Der Anstieg nahm mit zunehmender Mikroarthropoden-Dichte zu ($p < 0.0001$).

Die Nematoden (total) wiesen keine variantenabhängigen Unterschiede auf. Die Analyse der Fraßgruppen zeigte hingegen unterschiedliche Reaktionsmuster. Während fungivore sowie wurzelhaar-/epidermisfressende Nematoden im Verlauf des Experiments signifikant zurückgingen ($p < 0.05$), stieg die Abundanz der bakteriovoren, omnivoren und räuberischen Nematoden deutlich an (signifikant nur für omnivoren Nematoda, $p < 0.0001$; Abb. 3). Die Enchytraeiden zeigten in allen Varianten einen signifikanten Abundanzanstieg ($p < 0.0001$). Dieser war am stärksten in der Variante mit der 1-fachen Mikroarthropoden-Dichte ($p < 0.05$, Abb. 4).

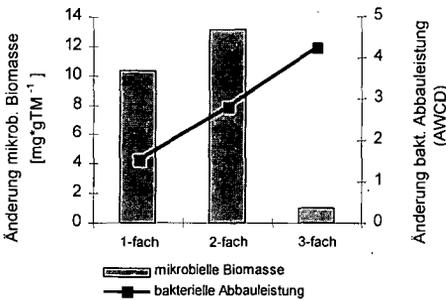


Abb. 2: Zuwachsrate der mikrobiellen Biomasse [mg *gTM⁻¹] und der bakteriellen Aktivität (AWCD) in den drei Dichteverianten 1-fach, 2-fach, 3-fach

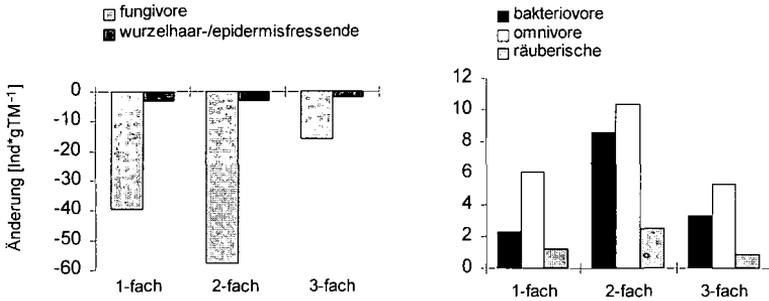


Abb. 3: Zuwachsraten der Fraßgruppen der Nematoda [Ind*gTM⁻¹] in den drei Dichtevarianten 1-fach, 2-fach, 3-fach

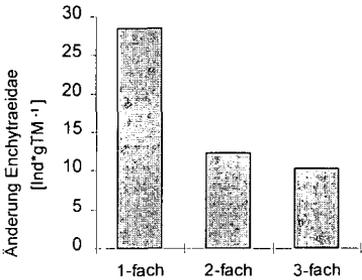


Abb. 4: Zuwachsrate der Enchytraeidae [Ind*gTM⁻¹] in den drei Dichtevarianten 1-fach, 2-fach, 3-fach

Es lassen sich also fraßgruppenspezifische Reaktionen auf Dichteunterschiede in der Mikroarthropoden-Gemeinschaft erkennen. Während fungivore und wurzelhaar-/epidermisfressende Nematoden sowie mikrophytophage/saprophytische Enchytraeiden durch erhöhte Mikroarthropoden-Dichte in ihrer Entwicklung gehemmt waren, wurden bakteriovore, omnivore und räuberische Nematoden bei hoher Mikroarthropoden-Dichte gefördert.

Am Ende des Experiments war die Dichte der Collembolen und Milben in der 1-fach und in der 2-fach Variante deutlich erhöht (Abb. 5; signifikant nur für Acarina, $p < 0.0001$). In der 3-fach Variante war die Dichte dagegen niedriger als zu Beginn. Während die mikrophytophag-saprophytischen Oribatida in der 3-fach Variante in ihrer Entwicklung deutlich gehemmt waren ($p < 0.0001$), war die Dichte der räuberischen Gamasina auch in dieser Variante erhöht. Die Analyse der Collembolen auf Artniveau ergab keine eindeutigen Verschiebungen als Folge unterschiedlicher Mikroarthropoden-Dichte.

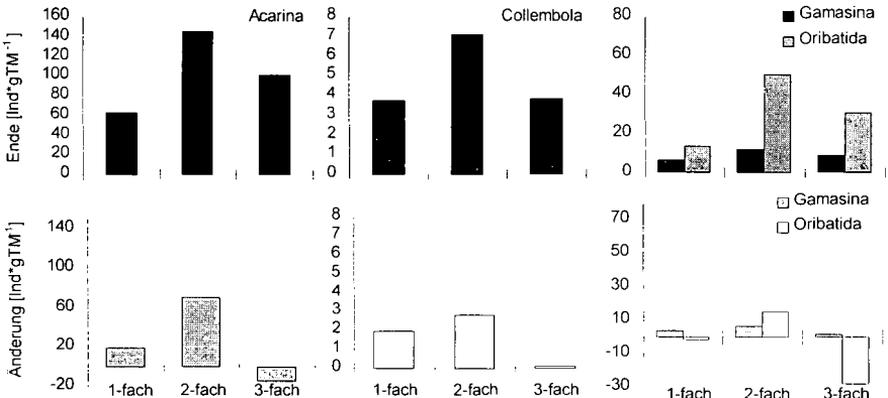


Abb. 5: Vergleich der Endabundanzen und Zuwachsraten der Collembola, Acarina, Gamasina und Oribatida [Ind*gTM⁻¹] in den drei Dichtevarianten 1-fach, 2-fach, 3-fach

C-Mineralisation und Freisetzung von Spurengasen wurden durch die Mikroarthropoden-Abundanzen nur wenig beeinflusst.

4. Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, daß die Struktur des Zersetzungszusammenhangs durch Dichteunterschiede in der Mikroarthropoden-Gemeinschaft verändert werden kann. Der Anstieg der bakteriellen Umsätze und die parallele Zunahme der bakteriovoren und omnivoren Nematoden weisen auf ein verringertes Fraßangebot für fungivore Tiergruppen bei hoher Mikroarthropoden-Dichte hin. Räuberische Gruppen (Gamasina, räuberische Nematoda) waren davon offensichtlich nicht berührt. Dagegen ging die Dichte vorwiegend fungivorer und saprophager Mikroarthropoden in der Variante mit hoher Ausgangsdichte zurück und die Enchytraeiden konnten sich nur in der Variante mit der 1-fachen Mikroarthropoden-Dichte stark entwickeln. Dies führt zu der Hypothese, daß sich die Veränderung der Zersetzungsgemeinschaft in den Mikrokosmen durch die kombinierte Wirkung von erhöhtem Räuberdruck und verstärkter Nahrungskonkurrenz erklären läßt. Auch BRUSSAARD et al. (1995) wiesen einen starken Einfluß der Prädatoren von mikrobivoren Tiergruppen auf die Dynamik der Prädatoren- und Beute-Gemeinschaft sowie auf die Dekomposition und Nährstofffreisetzung nach. Ein Einfluß der Fraßaktivitäten der Mesofauna auf Pilzgemeinschaften in Streu konnte von MCLEAN et al. (1996) nicht nachgewiesen werden. Hier hatten jedoch eventuell die mit stark reduzierten und kontrollierten Gemeinschaften einhergehenden fehlenden Interaktionen, sowohl zwischen Mikroarthropoden- als auch zwischen Pilzarten, einen Einfluß auf das Ergebnis.

5. Literatur

- BRUSSAARD L., NOORDHUIS R., GEURS M. and L. A. BOUWMAN (1995): Nitrogen mineralization in soil in microcosms with or without bacterivorous nematodes and nematophagous mites. - Acta Zool. Fennica, 196, S. 15-21.
- HOPKIN S. P. (1997): Biology of the springtails (Insecta: Collembola). - Oxford University Press, 330 Seiten.
- LAAKSO J., SALMINEN J. and H. SETÄLÄ (1995): Effects of abiotic conditions and microarthropod predation on the structure and function of soil animal communities. - Acta Zool. Fennica, 196, S. 162-167.
- MCLEAN M. A., KANEKO N. and D. PARKINSON (1996): Does selective grazing by mites and collembola affect litter fungal community structure? - Pedobiologia, 40, S. 97-105.
- YEATES G. W., BONGERS T., DE GOEDE R. G. M., FRECKMAN D. W. and S. S. GEORGIEVA (1993): Feeding habits in soil nematode families and genera - an outline for soil ecologists. - Journal of Nematology, 25 (3), S. 315-331.

Danksagung

Herzlich danken wir Ralf Lenz für die Bestimmung und die Einteilung der Nematoda in die Fraßgruppen!

Einfluß der Bodenbewirtschaftung auf die mit molekularen Biomarkermethoden erfaßte mikrobielle Diversität

von

**SCHLOTTER, M., ZELLES, L., BERGMÜLLER, C., FRIEDEL, J., HARTMANN, A.,
MUNCH, J. C.**

Einleitung

Mit den verschiedenen, zumeist physiologischen Methodiken zur Erfassung der mikrobiellen Biomasse werden zwar quantitative Parameter des Organismenbesatzes von Böden gewonnen, jedoch sind Aussagen über die Zusammensetzung der Mikroflora mit diesen Ansätzen kaum zu erreichen. Die Kenntnis über die qualitative Zusammensetzung der Mikroflora würde wichtige Informationen über den Einfluß von unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Diversität der Bodenmikroflora erlauben. Ökosysteme erreichen bei relativ niedriger Diversität zwar hohe Produktivität, jedoch benötigen stabile und belastbare Ökosysteme hohe biologische Diversität.

Die Erfassung der Diversität mikrobieller Populationen ist vor große Schwierigkeiten gestellt. Einerseits ist die Diversität in ungestörten Umwelthabitaten sehr hoch; z.B. wird der Artenbestand der Bakterien in einem Gramm Boden wird auf 10.000 geschätzt (Torsvik et al. 1990). Nur ein kleiner Teil davon - zwischen 0,1 und 10% - ist bisher im Detail bekannt, da eine Kultivierung und damit eine nähere Beschreibung nicht möglich war. Der weitaus überwiegende Teil der Mikroflora von Böden ist unter gegebenen Mikrohabitatbedingungen in einem inaktiven oder nur gering aktiven Zustand und die tatsächlichen Leistungen werden nur von einem kleinen Teil des mikrobiellen Genpools getragen (Bakken 1997). Bei der Erfassung der mikrobiellen Diversität können also Kultivierungsansätze nicht zum Ziel führen. Es stehen jedoch mehrere molekulare Biomarkermethoden und molekulargenetische Ansätze zur Verfügung (Hartmann et al., 1997). Zur Erschließung verschiedener Auflösungsebenen wurde eine Kombination unterschiedlicher Methoden in einem hierarchischen Versuchsansatz durchgeführt. Während die Verwendung des Biomarkers Phospholipid-fettsäure (PLFA) einen Gesamtüberblick der Mikroflora und der dominierenden Großgruppen verschafft, kann der auf phylogenetische Einheiten basierende, die Analyse der ribosomalen DNA (rDNA) betreffende Ansatz prinzipiell bis auf Gattungs- und Artebene differenzieren. Schließlich erlaubt die Detailuntersuchung der Zusammensetzung ausgewählter Teilpopulationen mit Hilfe der Immunotrapping-Technik und genetischer Fingerprintverfahren die Erschließung einer sog. Mikrodiversität von Geno- und Ökotypen einer ausgewählten Gattung oder Art. Dies ist insofern wichtig, da sich auf dieser Ebene Veränderungen der Habitatbedingungen unmittelbar als Rahmenbedingungen für Selektions- und Evolutionsprozesse des Mikrogenbesatzes auswirken.

Ackerböden aus dem Raum Stuttgart-Hohenheim, welche konventionell bzw. 3, 8 oder 40 Jahre ökologisch bewirtschaftet wurden, waren Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen.

Material und Methoden

Bei den Böden aus der Filderebene um Stuttgart handelt sich durchwegs um schluffig-lehmige Parabraunerden aus Lös, die zum Teil pseudovergleyt sind. Der organische Gehalt (C) lag

zwischen 1,1 und 1,5; der Stickstoffgehalt (N_i) war zwischen 0,13 und 0,16. Das C/N-Verhältnis variierte zwischen 8,2 und 9,6. Der pH-Wert betrug in den konventionell und 3 bzw. 8 Jahre ökologisch bewirtschafteten Ackerflächen zwischen 6,0 und 6,6; auf den 40 Jahre ökologisch bewirtschafteten Flächen war er bei 6,8. Es wurden drei konventionell bewirtschaftete Ackerflächen (cI, cII und cIII; integrierte Bewirtschaftung ohne Eintrag von organischem Dünger) beprobt. Zum Zeitpunkt der Beprobung (Juli 1997) war Winterweizen in einer dreigliedrigen Fruchtfolge angebaut. Die im biologischen Landbau befindlichen Flächen (o3I, o3II, o3III, o8I, o40I und o40II) wurden mit Rindermist bzw. Rindergülle (ca. $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ pro Jahr) oder Jauche ($16 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ pro Jahr) gedüngt. Als Vorfrucht im Jahr 1996 war zumeist Klee gras angebaut. Im Probenahmejahr 1997 war, wie auf den konventionell bewirtschafteten Flächen, Winterweizen angebaut.

Die mikrobielle Biomasse wurde mit der Methode der Bestimmung der Gesamtadenylate (Bergmüller, unveröffentlicht) und der Gesamtphospholipide (Zelles and Bai, 1993) bestimmt. Die funktionelle Diversität wurde mit Hilfe der Substratverwertungsmuster mit dem ECO-BIOLOG^R-System durchgeführt (Paloyärvi et al., 1997). Die Phospholipid-Fettsäuremuster wurden nach der Methode von Zelles und Bai (1993) und Mólter et al. (1996) ermittelt. Die 16S rDNA-Analyse wurde durch PCR-Amplifikation nach van Elsas und Wolters (1995) durchgeführt und die Amplifikationsprodukte in der denaturierenden Gradienten-Gelelektrophorese (DGGE) aufgetrennt (Heuer und Smalla, 1997). Die sog. Mikrodiversität wurde nach Schlöter et al. (1996) durch Immunoanreicherung von Bakterien der Gattung *Ochrobactrum* und nachfolgender molekulargenetischer und phänotypischer Charakterisierung durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Mikrobielle Biomasse

Die Bestimmung der Gesamtadenylate und der Gesamtphospholipide als mikrobielle Biomasseparameter ergab keine klaren Unterschiede zwischen den konventionell und ökologisch bewirtschafteten Flächen; es ist allerdings ein Trend zu höheren Biomassewerten bei langjähriger ökologischer Bewirtschaftung zu erkennen. Für die mikrobielle Aktivität - bestimmt über den Adenylate-Energiegehalt - sind etwas höhere Aktivitäten in den konventionell bewirtschafteten Flächen zu beobachten (nicht gezeigt). Die AEC-Werte lagen zwischen 0,62 und 0,72.

Funktionelle Diversität

Bei der Bestimmung der Substratverwertungsspektren von mikrobiellen Gemeinschaften mit Hilfe des ECO-BIOLOG^R-Systems ist ein selektives Wachstum von Mikroorganismen während der Test-

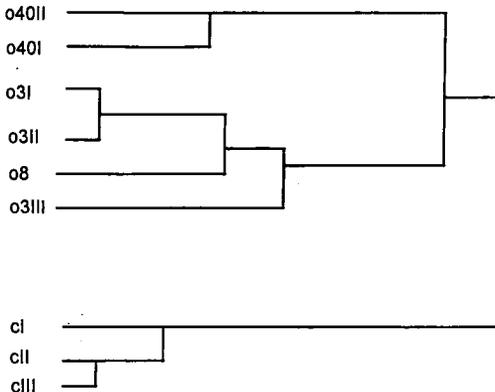


Abb. 1: Ähnlichkeitsmatrix der ECO-BIOLOG^R-Substratverwertungsprofile

zeit und damit eine Veränderung der Mikroflora zu minimieren. Daher wurden die 12-Stundenwerte verwendet. Beim Vergleich der Substratverwertungsprofile wurde eine Zunahme der verwerteten Kohlenstoffquellen von 11 bis 13 durch die mikrobielle Gemeinschaft der konventionell bewirtschafteten Flächen cI-III auf 18 bis 19 bei den ökologisch bewirtschafteten Flächen o40I und o40II festgestellt. Mit Hilfe der statistischen Software SPSS wurde aus der Information der Substratverwertungsprofile eine Clusteranalyse berechnet. Dabei war die funktionelle Diversität der Flächen o40 I und o40II klar von denen der Flächen o8, o3I, o3II und o3III unterscheidbar (Abb. 1.). Die Substratverwertung der mikrobiellen Gemeinschaften der konventionell bewirtschafteten Flächen cI, cII und cIII war sehr deutlich davon abgesetzt.

Interessanterweise wiesen auch die Substratverwertungsspektren der *Ochrobactrum*-Isolate aus den ökologisch bewirtschafteten Flächen eine klare Zunahme im Vergleich zu denen der konventionell bewirtschafteten Fläche auf. Dies zeigte sich in einer Zunahme des Simpson-Index von 0,40 (für die Substratverwertung der *Ochrobactrum*-Isolate der Flächen cI-III) auf 0,70 (für die *Ochrobactrum*-Isolate der langjährig ökologisch bewirtschafteten Flächen o40I und o40II). Für die *Ochrobactrum*-Isolate der Flächen o3I-III und o8 wurden Simpson-Indices zwischen 0,40 und 0,50 ermittelt.

Phospholipidfettsäuremuster

Die komplexe Information der PLFA-Muster der estergebundenen Fettsäuren wurde in einer Hauptkomponentenanalyse ausgewertet. Dabei ergab sich für die PLFA-Muster der Flächen o40I und o40II eine klare Separierung von den Mustern der Flächen cI-III und o3I-III, die ihrerseits relativ dicht beieinander lagen. Eine Mittelstellung nahm das PLFA-Muster der Fläche o8 ein (nicht gezeigt).

Genetische Fingerprintmuster

Mit Hilfe der Amplifikation der phylogenetisch relevanten 16S rDNA der dominierenden Bakterienpopulationen mit Hilfe der Polymerasekettenreaktion und anschließender Auftrennung der Amplifikate in der DGGE wurde ein Bandenmuster von 13 bis 14 Banden erzielt. Dabei ergab sich für die Flächen cI und o3I ein fast identisches Bandenmuster, während sich für die bakterielle Gemeinschaft der 40 Jahre ökologisch bewirtschafteten Fläche o40I im Vergleich deutliche Unterschiede im Bereich der AT-reichen Banden zeigten. Aus den DGGE-Bandenprofilen ergab eine Clusteranalyse die Ähnlichkeitsmatrix der Abbildung 2.

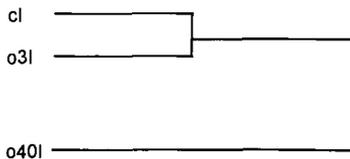


Abb. 2: Ähnlichkeitsmatrix der 16S rDNA-DGGE Profile der genetischen Fingerprints

Mikrodiversität einer Indikatorgattung

Die Analyse der Mikrodiversität erlaubt einen Einblick in die Feinstruktur der mikrobiellen Populationsstruktur einer ausgewählten Indikatorgattung, da sie eine molekulargenetische und phänotypische Detailuntersuchung von Öko- bzw. Genotypen einer Gattung ermöglicht. Die steuernde Wirkung einer unterschiedlichen Bodennutzung auf den Organismenbesatz sollte sich besonders deutlich auf dieser feinauflösenden Ebene ergeben.

Mit Hilfe von monoklonalen Antikörpern spezifisch für die Gattung *Ochrobactrum* (ein häufig in Böden vorkommendes Gram-negatives Bakterium) und der Immunoanreicherungstechnik wurde aus allen Flächen eine Population von ca. 50 *Ochrobactrum*-Isolaten gewonnen. Die Identität der Isolate als *Ochrobactrum* wurde mit einem spezifischen 16S rRNA-gerichteten Oligonukleotid bestätigt. Mit Hilfe der REP-PCR-Technik (Rademaker und de Bruijn, 1996) wurden stammspezifische genetische Fingerprintmuster aufgenommen, die einen Vergleich der *Ochrobactrum*-Genotypen aus den ver-

schiedenen Testflächen erlaubten. Die Clusteranalyse der REP-PCR-Muster der Isolate ergab, daß die *Ochrobactrum*-Genotypen aus den ökologisch bewirtschafteten Flächen o40I und o40II von den Genotypen der anderen Flächen deutlich unterschiedlich waren (nicht gezeigt). Auf die phänotypischen Unterschiede der Isolate aus den Versuchsflächen wurde bereits oben eingegangen.

Zusammenfassung

Die Analyse der mikrobiellen Diversität der Bodenmikroflora ergab auf allen Untersuchungsebenen des hierarchischen Testansatzes der mikrobiellen Diversität (Schloter et al., 1998) eindeutige Unterschiede zwischen der Bodenmikroflora von konventionell und langjährig ökologisch bewirtschafteten Ackerflächen. Es ist offensichtlich ein Zeitraum von mehr als 8 Jahren nötig, um deutliche Unterschiede der Mikroflora auf allen Detektionsebenen der mikrobiellen Diversität zu erhalten. Die Zunahme der strukturellen und funktionellen Diversität (Substratverwertungsmuster) sowohl auf der Ebene der mikrobiellen Gemeinschaft als auch auf der Ebene von Isolaten der Indikatorart *Ochrobactrum* weist auf die bedeutende Rolle des regelmäßigen Eintrags von organischer Substanz in der ökologischen Bewirtschaftung für die Ausbildung einer hochdiversen Bodenmikroflora hin.

Literatur

- BAKKEN, L.R. (1997): Culturable and nonculturable bacteria in soil. In: Modern Soil Microbiology. Van Elsas, J.D., Trevors, J.T., Wellington, E.M.H., eds., Marcel Dekker, New York, 47-61.
- HARTMANN, A., ASSMUS, B., KIRCHHOF, G., SCHLOTTER, M. (1997): Direct approaches for studying soil microbes. In: Modern Soil Microbiology. Van Elsas, J.D., Trevors, J.T., Wellington, E.M.H., eds., Marcel Dekker, New York, 279-309.
- HEUER, H., SMALLA, K. (1997): Application of denaturing gradient gel electrophoresis and temperature gradient gel electrophoresis for studying soil microbial communities. In: Modern Soil Microbiology. Van Elsas, J.D., Trevors, J.T., Wellington, E.M.H., eds., Marcel Dekker, New York, 353-373.
- MÖLTER, K., LACZKO, E., ZELLES, L., HARTMANN, A. (1996): Die Beschreibung der mikrobiellen Struktur in Böden mittels Phospholipid-Fettsäuremustern - Methodik, Anwendungsbeispiele und Limitationen. Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesell. 81: 61-64.
- PALÓYÁRVI, A., SHARMA, S., RANGGER, A., VON LÜTZOW, M., INSAM, H. (1997): Comparison of BIOLOG and phospholipid fatty acid patterns to detect changes in microbial communities. In: Microbial Communities. Insam, H., Rangger, A., eds., Springer Verlag, Berlin, 37-48.
- RADEMAKER, J.L.W., DE BRUIJN, F.J. (1996): Characterization and classification of microbes by REP-PCR genomic fingerprinting and computer assisted pattern analysis. In: DNA Markers: Protocols, Application and Overview. Caetano-Anoles, G., Gresshoff, P.M., eds., J. Wiley & Sons, New York, 1-25.
- SCHLOTTER, M., MELZL, H., ALBER, T., HARTMANN, A. (1996): Diversität von *Ochrobactrum anthropi* Populationen in landwirtschaftlich genutzten Böden. Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesell. 81, 57-60.
- SCHLOTTER, M., ZELLES, L., HARTMANN, A., MUNCH, J.C. (1998): New quality of assessment of microbial diversity in arable soils using molecular and biochemical methods. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 161, 425-431.
- TORSVIK, V., GOGSYR, J., DAAE, F.L. (1990): High diversity in DNA of soil bacteria. Appl. Environ. Microbiol. 56, 782-787.
- VAN ELSAS, J.D., WOLTERS, A. (1995): Polymerase chain reaction (PCR) analysis of soil microbial DNA, chapter 2.7.2. In: Molecular Microbial Ecology Manual. Akkermans, A.D.L., van Elsas, J.D., de Bruijn, F.J., eds., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1-10.
- 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, 495-507.

Mikrobiologische Charakterisierung von unterschiedlich landwirtschaftlich genutzten Böden

von

KÄMPFER, P., NEEF, A., SCHACHT, B.

Einleitung

Im Rahmen des DFG-Sonderforschungsbereiches 299 "*Landnutzungskonzepte für periphere Regionen*" an der Justus-Liebig-Universität Gießen wurden im Teilprojekt *Funktionelle und strukturelle Diversität mikrobieller Lebensgemeinschaften* Untersuchungen zum mikrobiellen Status unterschiedlich genutzter Böden durchgeführt. Durch die Kombination verschiedener Methoden sollten labile, bodenmikrobiologische Summenparameter erfaßt und der Einfluß der aktuellen Nutzung auf die funktionelle und strukturelle Diversität mikrobieller Lebensgemeinschaften untersucht werden.

Material und Methoden

Die Bodenproben wurden in der Gemarkung Erda gewonnen, welche zur großräumlichen Einheit des Lahn-Dill-Berglandes (Hessen) gehört. Für die Probenahmen wurden Standorte ausgewählt, die sich durch einen kleinräumigen Wechsel der Nutzungsformen Acker, Grünland, Bracheflächen und Wald auszeichnen. Es wurden jeweils acht Bodenproben mittels eines Pürckhauerbohrers gewonnen, in Ober- (0 - 10 cm Tiefe) und Unterboden (10 - 30 cm Tiefe) getrennt und anschließend zu Mischproben vereinigt.

Die Bestimmung des mikrobiellen Biomasse erfolgte nach Fumigation-Extraktion nach Vance et al. (1987). Der Kohlenstoff wurde durch die Lichterfelder-Methode (Schlichting und Blume, 1995) bestimmt, die Quantifizierung des Stickstoffs erfolgte nach Kjeldahl (Rump und Krist, 1987).

Für die mikrobiologischen Untersuchungen erfolgte eine Zellextraktion. Hierzu wurden 10 g der Mischprobe mit 90 ml einer 0,9%igen NaCl-Lösung versetzt und 30 sec mit einem Warring Blender homogenisiert. Nach einer 10-minütigen Sedimentation wurde der Überstand für 30 sec sonifiziert und das Extrakt anschließend mit Ethanol (Roller et al., 1994) bzw. Paraformaldehyd (Amann et al., 1990) fixiert.

Die Gesamtzellzahl wurde nach DAPI-Färbung bestimmt (Porter und Feig, 1980). Die Identifizierung von Bakterien wurde durch in-situ Hybridisierung mit fluoreszenzmarkierten rRNS-gerichteten Oligonukleotid-Sonden durchgeführt (Amann et al., 1995). Die Sonde EUB (Amann et al., 1990) diente der Erfassung von Bakterien insgesamt, die Anteile phylogenetischer Großgruppen an der Gesamtzellzahl wurden mittels sieben gruppenspezifischer Sonden bestimmt: ALF für alpha-Proteobakterien (Neef, 1997), BET und GAM für beta- bzw. gamma-Proteobakterien (Manz et al., 1992), CF für das *Cytophaga-Flavobacterium-Flexibacter*-Cluster (Manz et al., 1996), PLA für Planktomyceten (Neef et al., 1998), HGC für Gram-positive Bakterien mit hohem DNA-G+C-Gehalt (Roller et al., 1994) und LGC Gram-positive Bakterien mit niedrigem DNA-G+C-Gehalt (Meier, 1997).

Ergebnisse und Diskussion

Im folgenden sollen ausgewählte Ergebnisse eines Standortes dargestellt werden. Die Probenahmen erfolgten im Juli, September, Oktober und Dezember des Jahres 1997 und im April des Jahres 1998. Die Jahresdurchschnitts-Werte für den $pH_{(KCl)}$ des Ackers lagen bei 4,9, des Grünlandes und der Brache bei 4,7 und des Waldes bei 3,6.

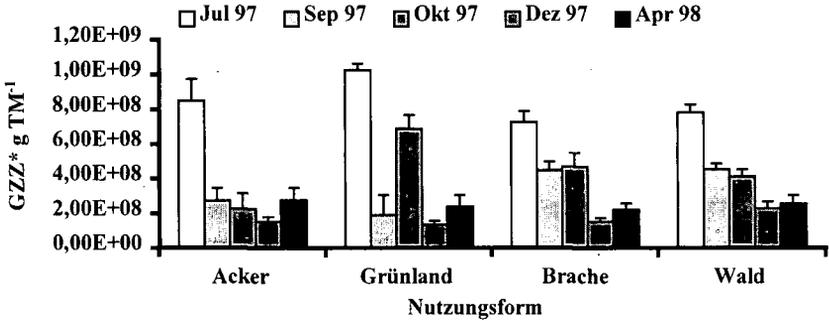


Abb. 1 Jahreszeitlicher Verlauf der Gesamtzellzahlen in den Böden für die Nutzungsformen Acker, Grünland, Brache und Wald am Standort "Sportplatz"

Für alle vier untersuchten Nutzungsformen konnten die höchsten Gesamtzellzahlen für den Zeitpunkt Juli 1997 ermittelt werden (Abb. 1). Sie bewegten sich in einem Bereich zwischen $7,3 \cdot 10^8$ Zellen* g^{-1} Trockenmasse (TM) für Bracheflächen und $1,0 \cdot 10^9$ Zellen* g^{-1} TM für Ackerland. Im Jahresverlauf kam es zu einer allgemeinen Abnahme der Gesamtzellzahlen für alle Nutzungsformen, wobei die Abnahme zwischen den Zeitpunkten Juli und September besonders ausgeprägt war. Im Dezember wurden für alle Nutzungsformen die niedrigsten Gesamtzellzahlen ermittelt. Sie lagen zwischen $1,4 \cdot 10^8$ Zellen* g^{-1} TM und $2,3 \cdot 10^8$ Zellen* g^{-1} TM. Im April konnte für alle Nutzungsformen eine Zunahme der Gesamtzellzahlen verzeichnet werden. Somit scheint der jahreszeitliche Verlauf einen größeren Einfluß auf die Entwicklung der mikrobiellen Biomasse zu haben als die aktuelle Nutzungsform.

Tab. 1 Jahreszeitlicher Verlauf der Anteile EUB-positiver Zellen in Oberböden am Standort "Sportplatz"

% EUB an der Gesamtzellzahl	Sportplatz Oberboden			
	Acker	Grünland	Brache	Wald
Juli 97	27	17	18	18
Sep 97	21	21	21	10
Okt 97	17	9	11	8
Dez 97	2	<1	<1	<1
April 97	21	11	12	n.b.
Mittelwert über alle Probenahmen	18	12	12	12

Der Anteil der mit der Sonde EUB erfassbaren Bakterien an der Gesamtzellzahl (Tab. 1) bewegte sich in einem relativ niedrigen Bereich für alle Nutzungsformen. Viele Zellen enthielten offensichtlich nicht ausreichend viele Ribosomen für den Nachweis mit Sonden. Der höchste Anteil wurde für die Nutzungsform Acker im Juli mit 27% ermittelt. Im Spätsommer und Herbst nahm die Zahl nachweisbarer Zellen für alle Nutzungsformen deutlich ab, wobei es zwischen Oktober und

Dezember zu einem sehr starken Rückgang kam. Es zeichnet sich die Tendenz ab, daß im Jahresmittel für die Nutzungsformen Acker die Anteile der aktiven Zellen am höchsten waren. Generell läßt sich jedoch kein Einfluß der Nutzungsform auf den Anteil aktiver Zellen an der Gesamtzellzahl erkennen.

Tab. 2 Anteile von mit gruppenspezifischen Sonden erfassbaren Zellen bei Probenahmen im Juli 1997, September 1997 und April 1998 in Oberböden am Standort "Sportplatz". Prozentuale Anteile an der Gesamtzellzahl.

	Acker		Grünland		Brache		Wald	
	Juli 97	April 98	Sept 97	April 98	Sept 97	April 98	Juli 97	April 98
ALF	4,7	4,3	2,9	3,4	1,2	5,1	3,6	4,8
BET	3,1	1,7	1,8	2,6	1,7	1,6	0,4	2,3
GAM	0,4	0,9	0,5	1,6	0,4	2,1	0,5	2,6
CF	1,4	1,1	1,0	1,8	3,6	1,4	1,3	1,5
PLA	2,3	1,0	3,1	1,1	1,8	0,8	1,4	1,2
HGC	8,3	12,9	2,0	8,9	6,9	10,8	1,7	8,8
LGC	0,5	7,6	0,7	8,1	0,4	7,2	0,9	12,0

Im April des Jahres 1998 konnten für alle Nutzungsformen höhere Anteile der verschiedenen Organismengruppen als bei den Probenahmen im Juli und September 1997 ermittelt werden (Tab. 2). Ein besseres Nährstoffangebot in Zusammenhang mit der beginnenden Vegetationsperiode kann zu höheren Ribosomengehalten und damit größeren Zahlen an erfassbaren Zellen führen. In allen Nutzungsformen stark vertreten waren die Gram-positiven Organismen mit hohem Guanin+Cytosin-Gehalt und die alpha-Proteobakterien. Gram-positive mit niedrigem Guanin+Cytosin-Gehalt liessen sich nur im April in höheren Anteilen nachweisen. Organismen der Gruppe der Planktomyceten und des Cytophaga-Flexibacter Cluster konnten in einander ähnlich hohen Anteilen nachgewiesen werden. Vertreter der Gamma-Proteobakterien konnten zu beiden Zeitpunkten für alle Nutzungsformen in nur geringem Maße detektiert werden. Ein grundlegender Einfluß der Nutzungsformen auf die Häufigkeit phylogenetischer Großgruppen von Bakterien in der mikrobiellen Population konnte nicht festgestellt werden.

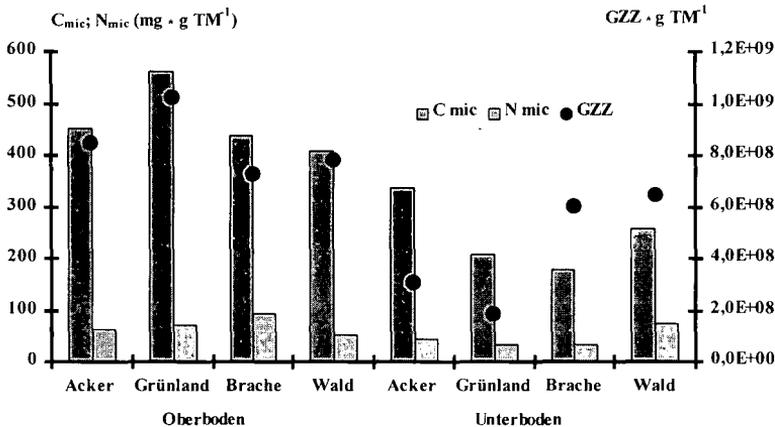


Abb. 2 Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff und Stickstoff und Gesamtzellzahl für die Nutzungsformen Acker, Grünland, Brache und Wald am Standort "Sportplatz", Juli 1997.

Die Gehalte an mikrobiellem Stickstoff bewegten sich in einem Bereich zwischen 51 mg $N_{mic} \cdot g^{-1}$ TM (Wald) und 72 $N_{mic} \cdot g^{-1}$ TM (Grünland) (Abb. 2). Der Gehalt an mikrobiellem Kohlenstoff lag zwischen 409 und 562 mg $C_{mic} \cdot g^{-1}$ TM. In den Oberböden korrelierten die Gesamtzellzahl und die Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff gut miteinander, während sich in den Unterböden unterschiedliche Tendenzen zeigten. Für die Nutzungsform Acker und Grünland wurden relativ hohe Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff gemessen, aber geringe Gesamtzellzahlen ermittelt. Für die Brache und den Wald ergab sich ein genau gegenläufiges Bild. Während die Gesamtzellzahlen relativ hohe Werte zeigten, konnten nur geringe Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff ermittelt werden. Dies kann in unterschiedlichen Gehalten an Kohlenstoff pro Zelle begründet sein.

Zusammenfassung

Ein Einfluß der aktuellen Nutzung auf die Gesamtzellzahl, den Anteil mit Sonden erfassbarer Bakterien und die Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaften konnte im bisherigen Untersuchungszeitraum mit den verwendeten Methoden nicht nachgewiesen werden. Andere Faktoren scheinen einen größeren Einfluß auf die erhobenen Parameter zu haben. Die Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff und die Gesamtzellzahl sind offensichtlich nicht strikt miteinander korreliert.

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die gewährte Unterstützung.

Literatur

- Amann, R. I., B. J. Binder, R. J. Olson, S. W. Chisholm, R. Devereux und D. A. Stahl.** 1990. Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analyzing mixed microbial populations. *Appl. Environ. Microbiol.* 56, 1919-1925.
- Amann, R. I., W. Ludwig und K.-H. Schleifer.** 1995. Phylogenetic identification and *in situ* detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol. Reviews.* 59, 143-169.
- Manz, W., R. Amann, W. Ludwig, M. Wagner und K.-H. Schleifer.** 1992. Phylogenetic oligodeoxynucleotide probes for the major subclasses of proteobacteria: problems and solutions. *System. Appl. Microbiol.* 15, 593-600.
- Manz, W., R. Amann, M. Vancanneyt und K.-H. Schleifer.** 1996. Whole cell hybridization probes for members of the *Cytophaga-Flexibacter-Bacteroides* (CFB) phylum. *Microbiology.* 142, 1097-1106.
- Meier, H.** 1997. Nachweis von Fäkalstreptokokken mit rRNS-gerichteten Oligonukleotidsonden zur Anwendung in der hygienischen Trinkwasserkontrolle. Dissertation an der Technischen Universität München.
- Neef, A.** 1997. Anwendung der *in situ*-Einzelzell-Identifizierung von Bakterien zur Populationsanalyse in komplexen mikrobiellen Biozöosen. Dissertation an der Technischen Universität München.
- Neef, A., R. Amann, H. Schlesner und K.-H. Schleifer.** 1998. Monitoring a widespread bacterial group: *in situ* detection of planctomycetes with 16S rRNA-targeted probes *Microbiology.* 144, 3257-3266.
- Porter, K.G. und Y.S. Feig** 1980: The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* 25, 943-948.
- Roller, C., M. Wagner, R. Amann, W. Ludwig und K. H. Schleifer.** 1994. *In situ* probing of gram-positive bacteria with high DNA G+C content by using 23S rRNA-targeted oligonucleotides. *Microbiology* 140, 2849-2858.
- Rump, H.H und H. Krist** 1987: Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden. Labor Handbuch. Verlag Chemie, Weinheim.
- Schlichting und Blume** 1995: Bodenkundliches Praktikum . Pareys Studentexte. Wien.
- Vance, E.D., P.C. Brookes und D.S. Jenkinson.** 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703-707.

Böden als Lebensraum für Gehäuselandschnecken

von

MARTIN, K., SOMMER, M.

Einleitung

In 15 Naturräumen Baden-Württembergs wurde der regionalspezifische Zusammenhang zwischen Gehäuselandschnecken und Böden systematisch untersucht. Ausgehend von der Tatsache, daß Gehäuselandschnecken für den Aufbau ihres Gehäuses Calcium benötigen, wurde die Hypothese getestet, daß bei gegebener Nutzung die Individuen- und Artenzahlen der Schnecken von der Azidität / Basizität der Böden abhängen. Dabei ist außerdem der Wasserhaushalt der Böden zu berücksichtigen.

Material und Methoden

Pro Naturraum erfolgte die Auswahl je einer typischen Bodengesellschaft mit ca. 10 repräsentativen Untersuchungsstandorten ($\Sigma = 150$). In vier Feldwiederholungen pro Standort (Probenahme­fläche je 25 x 25 cm) wurde die vorhandene Schneckengemeinschaft quantitativ erfaßt sowie die relevanten Bodenparameter wie der pH-Wert (CaCl₂), Carbonatgehalt, C_{org}, Neutralkationen (1M NH₄-Acetat) und der H-Wert (1n KCl) der obersten 2-3 cm bestimmt. Die untersuchten Standorte wurden entsprechend den Einflußfaktoren nach Nutzung und Bodenfeuchte hierarchisch gegliedert.

Ergebnisse und Diskussion

Wälder weisen den geringsten anthropogenen Einfluß aller Nutzungstypen auf. An diesen Standorten ($\Sigma = 83$) läßt sich die Wirkung von Wasserhaushalt und Azidität/Basizität exemplarisch aufzeigen. Mit zunehmender Feuchtigkeit ist eine deutliche Zunahme der Arten- und Individuenzahl festzustellen (Abb.1).

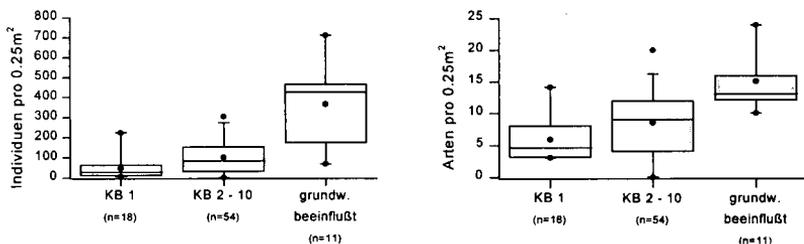


Abb.1: Einfluß der Feuchtigkeit auf Arten- und Individuenzahl; *Klimabereich 1* (KB 1): Niederschlag minus pot. Verdunstung (ETP_p) < -100 mm (für Mai bis Oktober), *Klimabereich 2-10* (KB 2-10): Niederschlag minus pot. Verdunstung (ETP_p) > -100 mm (für Mai bis Oktober), *grundwasserbeeinflusste Böden* nach Bodentypologie (X-G, G, HN), unabhängig vom Klimabereich; boxplots mit 5-, 25-, 50-, 75-, 95-Perzentil, Min. und Max.wert sowie Mittelwert (Punkte).

Betrachtet man den Zusammenhang zwischen Azidität/Basizität der Böden und Arten- bzw. Individuenzahlen innerhalb der gewählten Feuchteklassen, so läßt sich bei den extrem trockenen Standorten (Klimabereich 1) kein Einfluß der entsprechenden Kenngrößen erkennen. Hier ist Wassermangel der begrenzende Faktor für das Vorkommen (pH-Werte stellvertretend für andere Kenngrößen der Azidität/Basizität, s. Abb.2).

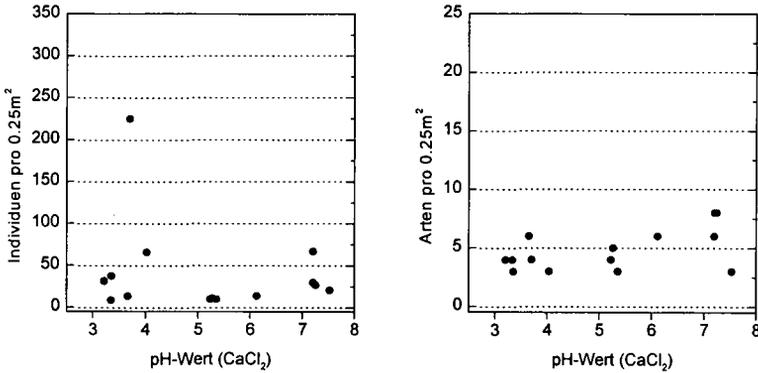


Abb.2: Einfluß des pH-Wertes auf Arten- und Individuendichten der Böden im Klimabereich 1 (ohne Grundwasserböden).

Dagegen weisen die Böden der Klimabereiche 2-10 (ohne grundwasserbeeinflusste Böden) einen engen Zusammenhang zwischen ihren Individuen- und Artenzahlen und dem pH-Wert auf ($r^2 = 0.73$ bzw. $r^2 = 0.71$, s. Abb.3). Ähnlich ist auch die Beziehung zum Austausch-Calcium (C_a).

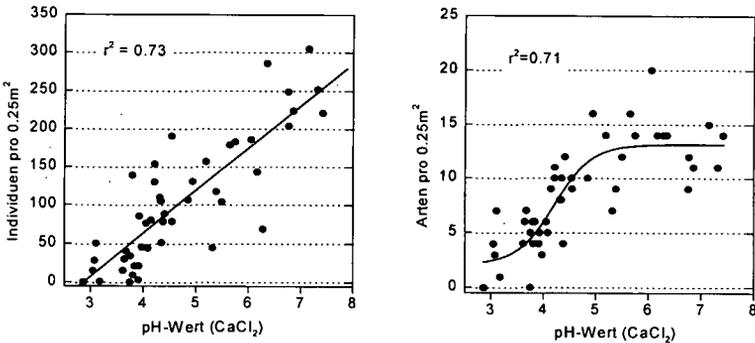


Abb.3: Einfluß des pH-Wertes auf Arten- und Individuendichten der Böden im Klimabereich 2-10 (ohne Grundwasserböden).

Auch auf grundwasserbeeinflussten Standorten, unabhängig vom Klimabereich, ist ein Zusammenhang zwischen dem pH-Wert der Böden und den Individuenzahlen der Schnecken gegeben, der jedoch bei

den Artenzahlen nicht mehr erkennbar ist (Abb.4). Die Schneckendichten sind hier aufgrund der günstigen Bodenfeuchteverhältnisse wesentlich höher als in den zuvor genannten Feuchteklassen.

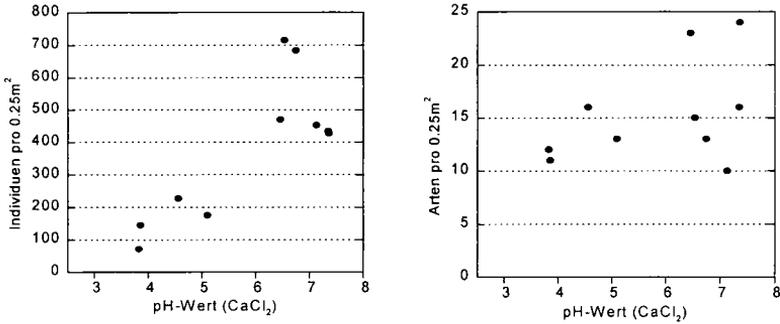


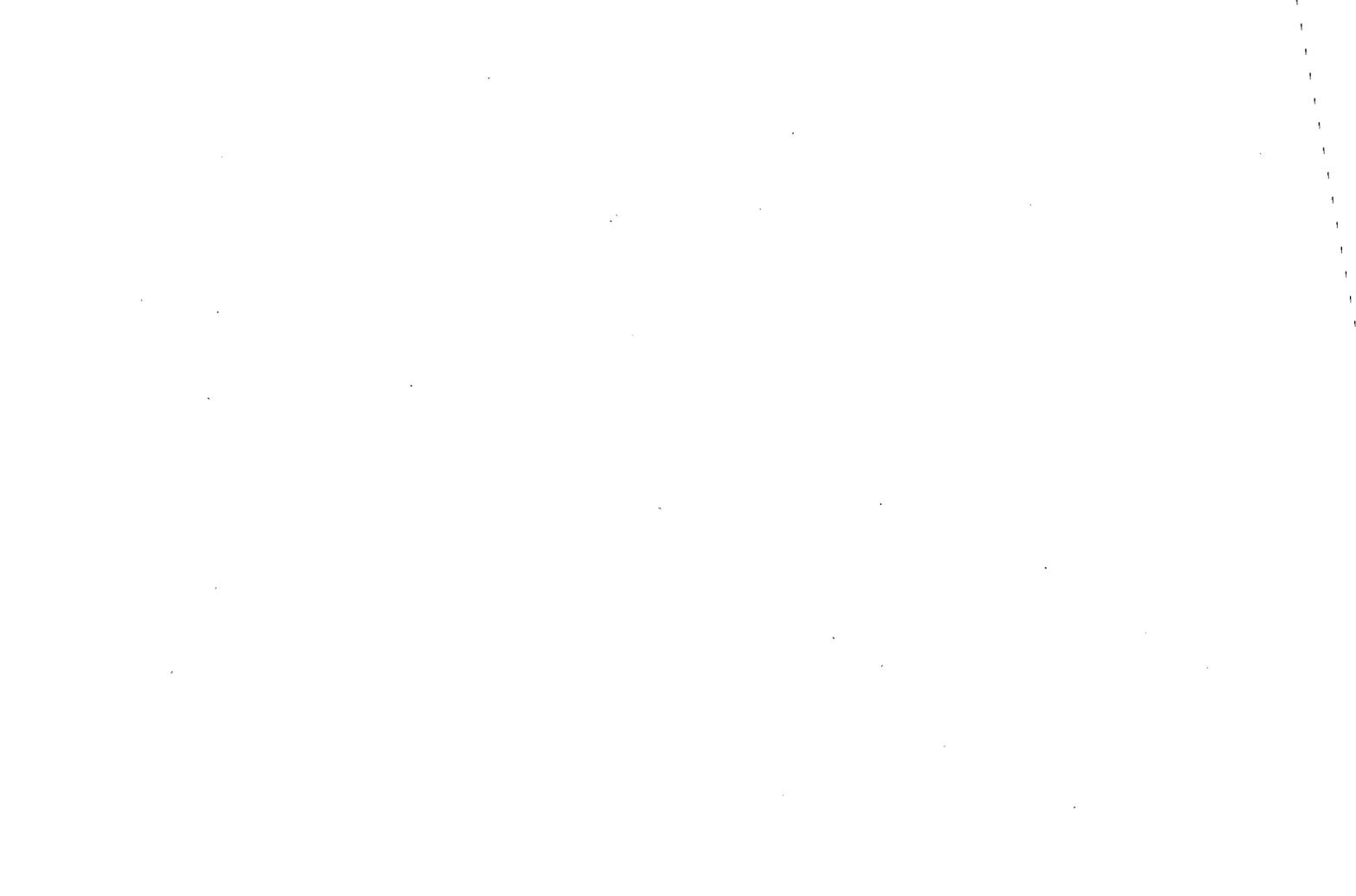
Abb.4: Einfluß des pH-Wertes auf Arten- und Individuendichten der grundwasserbeeinflussten Böden (unabhängig vom Klimabereich).

Auf der Basis dieser Ergebnisse wurde ein Bewertungsverfahren für Schnecken erstellt, in dem zunächst den Schneckengemeinschaften entsprechend den Arten- und Individuenzahlen ein Qualitätswert zugeordnet wurde, der anschließend mit den Standortfaktoren verglichen wurde. Dieses ist jedoch nur als Teil eines Bewertungsschemas anzusehen, in das noch weitere Organismengruppen integriert werden sollen (Mikroorganismen, Friedel et al., 1998; Regenwürmer, Vollmer et al., 1998), um ein Instrumentarium zur Bodenbewertung für die Planungspraxis anbieten zu können.

Literatur:

Friedel, J.K., M. Sommer & O. Ehrmann (1998): Bewertung von Böden nach ihrer Eignung als Lebensraum für Organismen am Beispiel von Mikroorganismen und Regenwürmern. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesell.*, dieser Band.

Vollmer, T.; M. Sommer & O. Ehrmann (1998): Die Regenwürmer südwestdeutscher Wälder – Vorkommen und Abhängigkeit von Standortfaktoren. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesell.*, dieser Band.



Untersuchungen zum Abbau und zur Mikroarthropoden-Besiedlung von *Pinus nigra* und *Pinus sylvestris* Nadelstreu im Minicontainer-Test

von

KEPLIN, B., KOLK, A., DÜKER, Chr.

Einleitung

Streuabbauprobeversuche werden häufig mit der klassischen Litterbag-Methode durchgeführt, in neuerer Zeit aber auch mit dem Minicontainer-System nach Eisenbeis. Diese Methode ist bislang auf landwirtschaftlich genutzten Böden, in Waldböden (u. a. Eisenbeis & Paulus 1997, Emmerling 1998, Lenz & Eisenbeis 1998a, 1998b) und auf rekultivierten Kippenstandorten (Keplin et al. im Druck) angewandt worden. Ziel der vorliegenden Untersuchung ist es, drei mit Kiefern aufgeforstete Kippenstandorte hinsichtlich ihrer Streuabbauraten, der Besiedlung der Streu mit Mikroarthropoden und der Freisetzung ausgewählter Nährstoffe aus der Nadelstreu zu vergleichen.

Material und Methoden

Der Abbau von Kiefernadeln wurde im Minicontainer-Test auf drei forstlich rekultivierten Kippenstandorten unterschiedlichen Bestandesalters (Bärenbrück 14 Jahre, Meuro 18 Jahre und Domsdorf 32 Jahre in 1996) im Lausitzer Braunkohlerevier über einen Zeitraum von 18 Monaten untersucht. Bei den Standorten handelt es sich um Kipp-Kohlelehmsande, die vor der Aufforstung mit *Pinus sylvestris* (Meuro und Domsdorf) bzw. *Pinus nigra* (Bärenbrück) mit Asche melioriert wurden und eine NPK-Grunddüngung erhielten.

Die auf 1 cm Länge gekürzte autochthone Nadelstreu wurde nach Trocknung (65 °C/24 Std.) in Minicontainer eingewogen (ca. 0,2 g pro Minicontainer), die mit Gaze der Maschenweiten 20 µm, 500 µm und 2 mm verschlossen und in Minicontainer-Stäbe eingesetzt wurden (je 4 Minicontainer pro Maschenweite). Pro Standort sind 40 Stäbe horizontal im Of-Horizont (Domsdorf) bzw. bei noch fehlender Humusaufgabe in ca. 5 cm Mineralbodentiefe (Bärenbrück und Meuro) ausgebracht und in ca. 6-wöchigen Abständen je 4 Stäbe pro Standort wieder entnommen worden. Anschließend erfolgte eine Trockentrichter-Extraktion zur Erfassung der Mikroarthropoden aus den Minicontainern mit 2 mm und 500 µm Maschenweite. Für weitere Analysen wurde die Nadelstreu von Pilzhypen, Wurzeln und Mineralkörnern gesäubert, rückgewogen und gemahlen, wobei die 4 Minicontainer einer Maschenweite eines Stabes als Mischprobe zusammengefaßt wurden. An den gemahlene Proben sind u. a. C_t und N_t (Leco CHN 1000) bestimmt worden.

Ergebnisse und Diskussion

Die in den Minicontainern mit unterschiedlichen Maschenweiten ermittelten Abbauraten waren innerhalb eines Standortes nicht signifikant verschieden (Tab. 1). Auch vollzog sich der Abbau der *Pinus nigra*-Nadelstreu mit durchschnittlich 40,7 % in Bärenbrück nicht wesentlich langsamer als der von *Pinus sylvestris* mit 43,4 % in Meuro. Auf allen Standorten trat nach einem Jahr eine Stagnation ein, so daß sich die unterschiedliche Expositionsdauer kaum auf die Gesamtabbauraten ausgewirkt hat. Unter der Annahme, daß im Zeitraum 11/95 bis 4/96 aufgrund des langanhaltenden Bodenfrostes die bodenbiologische Aktivität in Domsdorf gehemmt war und damit Abbauprozesse weitgehend auszuschließen sind, wurde auch Domsdorf in den Standortvergleich einbezogen. Hierbei konnten bei allen Maschenweiten gesicherte Unterschiede zu Bärenbrück und Meuro (Ausnahme 20 µm) festgestellt werden, die mit der unterschiedlichen Qualität der Nadelstreu erklärt werden können. In Bärenbrück wies die Nadelstreu aufgrund des niedrigsten N_t-Gehaltes ein C/N von 91,3 auf, während in Domsdorf das engste C/N mit 57,2 vorlag. Im Laufe der Zersetzung verengte sich das C/N-Verhältnis der Nadelstreu auf allen Standorten, da die N-Konzentration in der Reststreu erwartungsgemäß zunahm (vgl. Hasegawa & Takeda 1996). Die C/N-Verhältnisse der Reststreu in Domsdorf und Meuro lagen nach 18 Monaten bereits in einer Größenordnung vor, die zwischen dem C/N der L-Lage und dem C/N des Of-Horizontes liegt; in Bärenbrück befand sich die Reststreu demgegenüber noch weitgehend im Bereich des für die L-Lage ermittelten C/N-Verhältnisses (Dageförde et al., im Druck). Der höhere Masseverlust in Domsdorf wird auf einen größeren Austrag durch Regenwürmer zurückgeführt, die nur auf diesem Standort in den Minicontainern vereinzelt auftreten.

Tab. 1: Abbauraten der Nadelstreu und C/N Verhältnis der Streu (* Mittelwert aus allen Maschenweiten)
 [keine signifikanten Unterschiede zwischen den Maschenweiten eines Standortes,
 signifikante Unterschiede zwischen den Standorten und einer Maschenweite sind mit kleinen
 Buchstaben (a, b) gekennzeichnet ($p < 0.05$), U-Test]

Standort	Maschenweiten				Ausgangsstreu			Reststreu*		
	2 mm	500 µm	20 µm	Mittelwert	C _t	N _t	C/N	C _t	N _t	C/N
	Abbau [%]				[%]			[%]		
Bärenbrück 14-j. Pinus nigra (1996) Expositionsdauer: 23.4.96-21.10.97	37,6 ^a	40,8 ^a	43,7 ^a	40,7	52,1	0,57	91,3	52,2	0,94	56,0
Meuro 18-j. P. sylvestris (1996) Expositionsdauer: 15.4.96-13.10.97	41,6 ^a	42,9 ^a	45,7 ^{a,b}	43,4	52,1	0,78	66,8	52,1	1,22	43,0
Domsdorf 32-j. P. sylvestris (1996) Expositionsdauer: 24.10.95-10.6.97 (Frost: 11/95-4/96)	49,3 ^b	46,4 ^b	47,7 ^b	47,8	51,5	0,90	57,2	47,3	1,40	34,0

Im Laufe der Zersetzung der Nadelstreu wurden auf den drei Standorten unterschiedliche Mengen an Stickstoff freigesetzt, wobei meist höhere Werte in den Minicontainern mit 20 µm Maschenweite (Ausschluß der Bodenfauna) zu verzeichnen waren, die allerdings nicht signifikant waren (Tab. 2). Zwischen den Standorten gab es gesicherte Unterschiede in der N-Freisetzung nur im Vergleich Bärenbrück/Meuro und Bärenbrück/Domsdorf. Diese Unterschiede der geringeren N-Freisetzung aus der Nadelstreu in Domsdorf im Vergleich zu Bärenbrück scheinen im Widerspruch mit der höheren Abbauraten in Domsdorf (Tab. 1) zu stehen, lassen sich aber mit der Präsenz von streubewohnenden Lumbriciden in Domsdorf erklären, da angenommen werden muß, daß die Regenwürmer sowohl Material in die Minicontainer eintragen als auch vor allem Nadelstreu aus den Minicontainern austragen. Die um etwa 100 % höhere jährliche N-Freisetzung in Meuro im Vergleich zu Domsdorf ist nicht signifikant, während die Unterschiede zu Bärenbrück abgesichert werden konnten. Dieser Befund wird auf eine unterschiedliche N-Dynamik im Laufe der Streuzersetzung zurückgeführt. In Meuro und Domsdorf kam es bereits zu Beginn des Nadelabbaus zu einer Freisetzung von Stickstoff, die bis zum Versuchsende anhielt. In Bärenbrück wurde demgegenüber zu Beginn des Abbaus eine schwache Tendenz zur N-Festlegung, wie sie häufig für die Anfangsphase beschrieben wurde (u. a. Hasegawa & Takeda 1996, Bergmann 1998), festgestellt, und es wechselten sich Phasen mit N-Festlegung bzw. N-Freisetzung ab. Unter Berücksichtigung der jährlichen Streufallmengen ergeben sich für die drei Kippenstandorte Freisetzungsmengen nach einem Jahr aus der Nadelstreu von 1,5 kg N ha⁻¹, 5,5 kg N ha⁻¹ und 6,1 kg N ha⁻¹ (vgl. Tab. 2). Für einen 42 Jahre bzw. 65 Jahre alten Kiefernforst auf gewachsenen Boden in Nordostdeutschland ermittelte Bergmann (1998) Freisetzungsmengen von 10 kg N ha⁻¹ bzw. 20 kg N ha⁻¹.

Tab. 2: Freisetzung von Stickstoff aus der Nadelstreu nach 1 Jahr
 [keine signifikanten Unterschiede zwischen den Maschenweiten eines Standortes,
 signifikante Unterschiede zwischen den Standorten und einer Maschenweite sind mit kleinen
 Buchstaben (a, b) gekennzeichnet ($p < 0.05$), U-Test]

Standort	Maschenweiten				Streufall* [t ha ⁻¹ a ⁻¹]	N-Freisetzung [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]
	2 mm	500 µm	20 µm	Mittelwert		
	N-Freisetzung [%]					
Bärenbrück	13,0 ^a	16,5 ^a	11,6 ^a	13,7	1,9	1,5
Meuro	19,5 ^{ab}	19,4 ^b	22,8 ^b	20,6	3,8	6,1
Domsdorf	8,7 ^b	12,8 ^b	13,5 ^{ab}	11,7	5,2	5,5

*) Dageförde et al., im Druck

Die Besiedlung der Nadelstreu mit Mikroarthropoden (Collembolen und Milben) zeigt die Abbildung 1. Zwischen den Minicontainern mit 2 mm und 500 µm Maschenweiten konnten auf den drei Standorten keine Unterschiede festgestellt werden, so daß exemplarisch die Besiedlung in den Minicontainern mit 2 mm Gazeverschluss ausgewählt wurde. Bereits zum ersten Entnahmeterrin war die Nadelstreu auf allen Standorten besiedelt. Zwischen den Standorten zeigten sich signifikante Unterschiede in der Besiedlung der Nadelstreu mit Milben. In den beiden jüngeren Beständen Bärenbrück und Meuro dominierten die Milben mit ca. 83 % bzw. 74 %, während in Domsdorf die Nadelstreu in etwa gleicher Größenordnung von Milben und Collembolen besiedelt wurde. Die *Pinus nigra*-Nadelstreu wies im Untersuchungszeitraum um 40 % bzw. 60 % höhere Besiedlungszahlen auf als die *Pinus sylvestris*-Nadelstreu in Meuro bzw. Domsdorf. Dieses Ergebnis spiegelt nur bedingt die aus Bodenproben extrahierten Tiere bzw. ihre Abundanzen wider, wobei höhere Abundanzen für Collembolen, Milben und insbesondere Enchytraeen in Domsdorf und geringere Abundanzen in Meuro und Bärenbrück festgestellt wurden (vgl. Keplin et al., im Druck). Ein ähnliches Resultat wurde mit dem Köderstreifen-Test zur Ermittlung der Fraßaktivität erzielt (Keplin 1997). Die Fraßaktivität konzentriert sich in Domsdorf fast ausschließlich auf die Humusaufgabe, während sie in Bärenbrück und Meuro keinen Gradienten zeigt. Auf diesen beiden Standorten ist der Anteil rezenter organischer Substanz im oberen Mineralboden und auch die Auflagemächtigkeit noch sehr gering ausgeprägt, während der Anteil rezenter organischer Substanz in Domsdorf bereits Verhältnisse aufweist, wie sie für Forste auf „Nicht-Kippenstandorten“ festgestellt werden (vgl. Rumpel et al. im Druck).

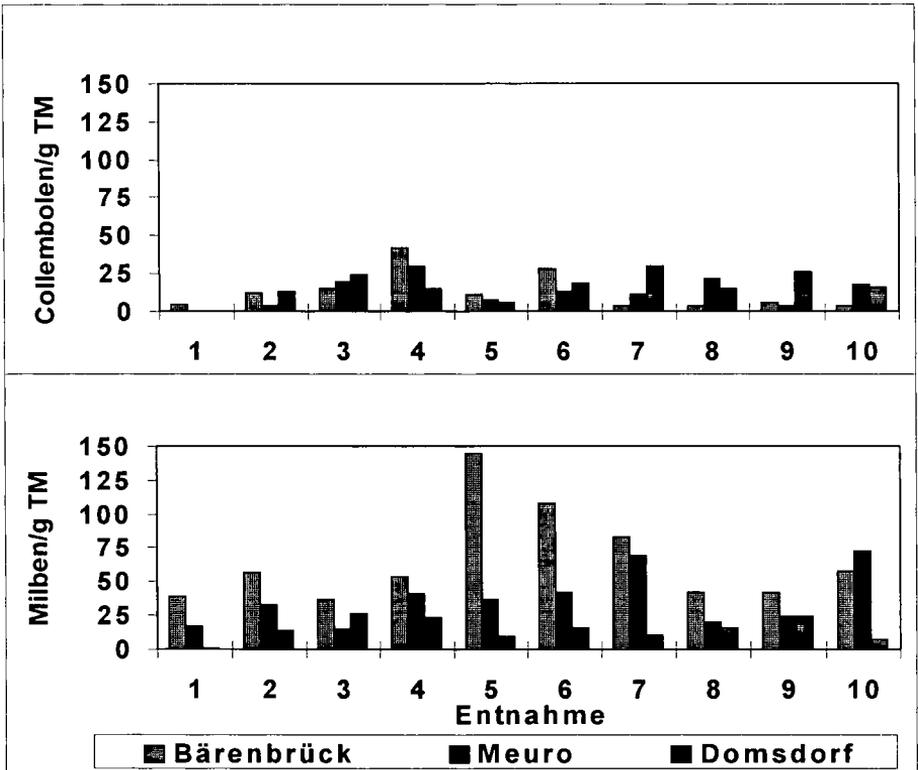


Abb. 1: Besiedlung der Nadelstreu in Bärenbrück (*Pinus nigra*), Meuro und Domsdorf (*Pinus sylvestris*) mit Collembolen und Milben in Minicontainern mit 2 mm Maschenweite.

Das Einbringen von organischer Substanz mittels Minicontainer-Test verbessert auf den nährstoffärmeren Standorten Bärenbrück und Meuro die Nahrungsbedingungen für die Zersetzerorganismen in einem größeren Umfang als in Domsdorf, wo die Minicontainer in der Auflage exponiert wurden und daher zu keiner wesentlichen Verbesserung der Nahrungsbedingungen geführt haben. In Bärenbrück und Meuro ist die exponierte Nadelstreu eine besonders attraktive Nahrungsquelle, die daher von der Mesofauna stark besiedelt wird und in der sich die Mesofauna gut reproduzieren kann. Auch ist anzunehmen, daß die Nadelstreu in den Minicontainern ein besseres Mikroklima und günstigere Feuchtebedingungen aufweist als der umgebene Mineralboden und durch die Abdeckung mit Gaze auch einen Schutz vor Freßfeinden bieten kann. Crossley & Høglund (1962) bezeichnen diese Verbesserung der Lebensbedingungen als „bag-effect“.

Die zwischen den Standorten Bärenbrück und Domsdorf bzw. Meuro und Domsdorf bei derselben Maschenweite festgestellten gleichen Abbauraten der Nadelstreu (vgl. Tab. 1) lassen den Schluß zu, daß das Einbringen der Nadelstreu in den Mineralboden auch hier zu einer Verbesserung der Lebens-, insbesondere der Nahrungsbedingungen für die Zersetzerorganismen, überwiegend Bakterien und Pilze führt. Unter diesen günstigen Voraussetzungen ist die Leistung der Zersetzerorganismen (Mikroorganismen und Bodenfauna) auf den Standorten Bärenbrück und Meuro fast identisch mit derjenigen des Standortes Domsdorf. Ob sich die Standorte hinsichtlich der Zusammensetzung der Zersetzerorganismen (z. B. Anteil Pilze zu Bakterien) unterscheiden, ist bislang nicht geklärt. Eine stärkere Beteiligung der Pilze beim Streuabbau in Bärenbrück und Domsdorf wird aus niedrigeren pH-Werten und weiteren C/N-Verhältnis in der mikrobiellen Biomasse ($C_{\text{mik}}/N_{\text{mik}}$) abgeleitet (Kolk et al. 1997).

Danksagung

Wir danken der DFG und dem BMBF für die Finanzierung der Projekte und dem Land Brandenburg für die Gewährung eines Promotionsstipendiums. Die C- und N-Analysen wurden im Zentralanalytischen Labor der BUTC durchgeführt.

Literatur

- Bergmann, C. (1998):** Stickstoff-Umsätze in der Humusaufgabe unterschiedlich immissionsbelasteter Kiefernbestände (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland mit besonderer Berücksichtigung des gelösten organischen Stickstoffs. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Bd. 1.
- Crossley, D.A. & M.P. Høglund (1962):** A litter-bag method for the study of microarthropods inhabiting leaf litter. *Ecology* 43: 571-573.
- Dageförde, A., Düker, C., Keplin, B., Kielhorn, K.-H., Wagner, A. & M. Wulf:** Eintrag und Abbau organischer Substanz auf forstlich rekultivierten Kippsubstraten und Reaktion der Bodenfauna (Carabidae und Enchytraeidae). In: Broll, G., Dunger, W., Keplin, B. und Topp, W. (Hrsg.): Rekultivierung in Bergbaufolgelandschaften. Bodenorganismen, bodenökologische Prozesse und Standortentwicklung. Geowissenschaften + Umwelt, Band 4, Springer-Verlag, Berlin, im Druck.
- Eisenbeis, G. & R. Paulus (1997):** Bodenbiologische Untersuchungen auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz mit dem Minicontainer- und Köderstreifen-Test. Mitt. FVA Rh-Pf. Nr. 40: 1-25.
- Emmerling, C. (1998):** Kinetics of litter decomposition in restored forest soils. *Pedobiologia* 42: 185-191.
- Hasegawa, M. & H. Takeda (1996):** Carbon and nutrient dynamics in decomposing pine needle litter in relation to fungal and faunal abundances. *Pedobiologia* 40: 171-184.
- Keplin, B. (1997):** Forschungen zur Bodenökologie und Rekultivierung am Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung der BTU Cottbus. Mitt. DBG 83: 167-170.
- Keplin, B., Dageförde, A. & C. Düker:** Untersuchungen zum Abbau von organischer Substanz und zur Bodenbiozönose auf forstlich rekultivierten Kippstandorten. In: Hüttl, R.F., Klem, D. und E. Weber (Eds.): Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. De Gruyter Verlag, Berlin: 73-87, im Druck.
- Kolk, A., Keplin, B. & R.F. Hüttl (1997):** Untersuchungen zum Streuabbau, zur Mikrobiologie und zur Bodenmesofauna auf forstlich rekultivierten Standorten einer Kiefernchronosequenz. Mitt. DBG 85/II: 537-540.
- Lenz R. & G. Eisenbeis (1998a):** An extraction method for nematodes in decomposition studies using the minicontainer-method. *Plant and Soil* 198: 109-116.
- Lenz R. & G. Eisenbeis (1998b):** The vertical distribution of decomposition activity and of litter-colonizing nematodes in soils under different tillage. *Pedobiologia* 42: 193-204.
- Rumpel, C., Kögel-Knabner, I. & R.F. Hüttl:** Organic matter composition and degree of humification on lignite-rich mine soils under a chronosequence of pine. *Plant and Soil*, im Druck.

Zur Verteilung der Regenwurmart im Auenquerschnitt

von
HÖSER, N.

Einleitung

Bisherige Untersuchungen an der Regenwurm-Gattung *Proctodrilus* haben ergeben, daß die Arten dieser Gattung in der Aue klare bodengenethisch definierte Grenzen ihrer Verbreitung zeigen und an verschiedene Bereiche der Gradienten des Auenquerschnitts gebunden sind (HÖSER 1993, 1997, 1998). In der Aue bestehen Gradienten z.B. bei: Häufigkeit und Sedimentationsrate der Hochflutereignisse. Ausmaß der Wechsellagerung des sedimentierten Materials, Korngröße des Sediments, Ausmaß der Grundwasserschwankungen, mittlere Höhe des Grundwasserstandes. Diese Gradienten resultieren aus der Auedynamik und der Position des Standorts im Talquerschnitt. Ihre Extrembereiche sind im flußnahen Streifen des Auenbodens und im Boden des Auenrandes ausgeprägt. Im folgenden werden einige wesentliche Beobachtungen der Verteilung des regelmäßig in den Auen nachgewiesenen Regenwurm-Artenspektrums mitgeteilt.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Die feldbiologischen Untersuchungen fanden in der Hauptsache in mitteldeutschen, siebenbürgischen und Banater Flußauen statt, die gemeinsam im Braunerde-Parabraunerde-Verbreitungsgebiet liegen. In der Hauptsache wurden Auenböden im Einzugsgebiet der Flüsse Weiße Elster und Zwickauer Mulde einerseits sowie Kokel und Mieresch andererseits untersucht. Die Böden wurden anhand ihres morphologischen Aspekts angesprochen, und die Auenmorphologie konnte anhand der Oberflächengliederung erfaßt werden. Ein Beispiel für das Terrassensystem der Flußauen gibt SCHIRMER (1991). Die Verteilung der Regenwurmart über die ökologischen Gradienten der Aue wurde durch die Untersuchung von Probeflächen entlang eines Transsekts quer zur Flußrichtung ermittelt. Dabei wurden auf 0,5 x 0,5 m großen Flächen alle Regenwürmer ausgegraben und von Hand aufgesammelt. Die Systematik folgt ZICSI (1991).

Ergebnisse

Verteilung der Arten im Transsekt vom Fluß zum Auenrand

In den Mineralböden mitteldeutscher Auen wurden regelmäßig 13 Arten nachgewiesen, in siebenbürgischen und Banater Auen 15 Arten. Im Auenquerschnitt weit verbreitet leben 3 Arten, so am auffälligsten *Allolobophora rosea*, in den siebenbürgischen und Banater Auen *Allolobophora leoni* und in mitteldeutschen Auen *Allolobophora caliginosa*.

Einige Arten sind an bestimmte morphologisch markante Bereiche des Talbodens gebunden, so z.B.

Eiseniella tetraedra an staunasse Senken, aber auch gemeinsam mit *Allolobophora chlorotica* an den feuchten Bereich der Mittelwasserlinie des Flußufers, und *Octodrilus excavatus* an die Auenrand-senke und den Rand von Auenrinnen. Es gibt Arten, die nur im flußnahen Streifen der Aue vorkom-men, so in der Reihenfolge zunehmender Breite des von ihnen besiedelten Transsektbereichs *Dendrobaena auriculata*, *Proctodrilus tuberculatus*, *P. opisthoductus* und *Allolobophora georgii*. Andererseits tritt *P. antipai* nur am Rand der Flußauie auf. Die von *P. antipai* besiedelten Flächen und die, auf denen *P. tuberculatus* oder *P. opisthoductus* vorkommen und sich gelegentlich über-lappen, schließen einander völlig aus (vgl. HÖSER 1994). *D. auriculata* und *P. opisthoductus* bevor-zugen sehr junge bzw. ältere Auensedimentauflagerungen von Dezimeterstärke. Locus typicus dieses Verteilungsbildes ist die Aue des Mieresch bei Bata, bestätigt und in subtilen Details ergänzt bei Soimos und Pobjoga. Die geschädigten mitteldeutschen Auen zeigen ein diesbezüglich lückenhaftes, in der Summe ihrer Bruchstücke aber ähnliches Bild. Ein Unterschied beider Bilder besteht darin, daß *A. caliginosa* in Siebenbürgen und im Banat nur relativ kleine Flächen an den Uferwällen oder fos-silen Flußläufen (Auenrinnen) besiedelt, in Mitteleuropa aber den gesamten Auenquerschnitt beherrscht.

Von den epigäischen Laubstreubewohnern bevorzugt *Dendrodrilus rubidus* die Flußufer, während *Dendrobaena octaedra* weit verbreitet in der Aue auftritt, beide unter der Voraussetzung, daß der Boden von Gehölzen bestockt ist. Der epi-endogäische *Lumbricus rubellus* kommt vor allem an Flußufern, aber auch in Senken des Auenrandes und in anderen Auenteilten vor, wenn diese innerhalb geschlossener Gehölzbestände liegen.

Die Verteilung der Regenwurmartens im Auenquerschnitt hat zwei Häufigkeitsspitzen: Die Anzahl der Mineralboden bewohnenden Regenwurmartens ist in den flußnahen Bereichen am größten, gefolgt von der Anzahl der Arten in den Auenböden der Senke am Auenrand.

Verteilung der Arten in Bezug auf die Gliederung der Aue in Auenterrassen

Die jungen, flußnächsten Auenterrassen (außer der embryonalen Terrasse des 19. Jh.) werden von der höchsten Anzahl von Regenwurmartens des Mineralbodens besiedelt. Dort sind sie vor allem im Bereich des wenig höheren, internen (dem Fluß zugewandten) Terrassenrandes anzutreffen, wo am häufigsten Fluvisoliment (vgl. SCHIRMER 1991) von der Hochflut abgelagert wird. Regelmäßige Bindung an diesen Bereich zeigen die drei Arten *D. auriculata*, *P. tuberculatus* und *A. georgii*. Diese drei Arten und *P. opisthoductus* kommen auf mehreren benachbarten Auenterrassen vor, zumindest auf den Mittleren Auenterrassen im Sinne von SCHIRMER. Mit zunehmender Entfernung vom Fluß, wo die Fluvisoliment-Auflagerungen so gering sind, daß sie die Bodenentwicklung nicht stören, verschwinden diese Arten in der Reihenfolge *D. auriculata*, *P. tuberculatus*, *P. opisthoductus*, *A. georgii*, und es bleiben solche in der Aue weit verbreiteten Arten wie z.B. *A. rosea* und in Mitteleuropa *A. caliginosa* oder in Siebenbürgen *A. leoni*.

Die Art *P. antipai* wurde bisher ausschließlich am niedrigeren, externen (vom Fluß abgewandten) Rand von ein bis zwei älteren Terrassen des Auenrandes aufgefunden, die Höhere Auenterrassen im Sinne von SCHIRMER sind. Die Aue besteht dort aus höhengleichen Reihenterrassen (HÖSER 1998).

Abhängigkeit der Arten von der Vertikalgliederung des Auenbodenprofils

Es fällt auf, daß die größte Anzahl von kleinen Regenwurmartens des Mineralbodens dort vorkommt, wo der obere Teil des Bodenprofils aus mehreren zentimeterstarken bis dezimeterstarken Schichten von unterschiedlicher Textur besteht. Das betrifft vor allem die flußnahen Streifen der Aue, wo sich Böden auf wechsellagerndem Sediment entwickeln. Dort sind neben anderen Arten *D. auriculata*, *A. georgii* und *P. tuberculatus* anzutreffen.

Das wenig gegliederte, fast horizontale, schon etwas verlehmt und verbrauchte Mineralbodenprofil auf etwa halber Strecke zwischen Fluß und Auenrand ist arm an Regenwurmartens. Ein charakteristi-sches siebenbürgisches Beispiel für eine dort aushaltende Art ist *A. leoni*. Ähnlich horizontarme Bodenprofile bewohnt in Mitteleuropa *A. caliginosa*, die in Siebenbürgen im Gegensatz dazu nur in

Flußnahe oder auf anthropogen gestörten Flächen auftritt. In einigen dieser Profile, z.B. auch an Mäanderhälsen, ist auch *P. tuberculatus* anzutreffen (HÖSER 1994, 1998).

An den Auenwald gebunden ist das Auftreten der meisten epigäischen Arten, wie oben genannt. Auch der Mineralbodenbewohner *Octolasion lacteum* ist auf Bodenprofile beschränkt, auf denen entweder seit langem Auenwald wächst oder ehemals Auenwald stockte, der für nachhaltige, farblich meist gut gezeichnete Horizontdifferenzierung im Boden sorgte.

Nicht in auffälliger Feinschichtung wechselnder Textur, aber farblich intensiv gezeichnet, liegen am Auenrand die von *P. antipai* bewohnten Bodenprofile vor (Mullgley, Auengley, Auenpseudotschernosem, Auenfeuchtschwarzerde).

Diskussion

Das Bild der Verteilung der Regenwurmartens im Auenquerschnitt ist in seinen Konturen offensichtlich deckungsgleich mit dem Bild vom Grad der Bodenbildung in der Aue.

So ist das Vorkommen von *D. auriculata* auf jenen flußnahen Streifen der Aue beschränkt, dessen Bodenbildung immer wieder durch hochfrequente Auensedimentauflagerung erstickt wird. Im Gegensatz dazu zeichnet sich der selten von der Hochflut erreichte, von *P. antipai* bewohnte Auenrand durch die farblich am stärksten gezeichneten und wohl am weitesten entwickelten Auenböden aus. Die bodengenetischen Differenzen zwischen beiden Auenstandorten, d.h. im wesentlichen die Differenzen zwischen Umlagerung durch Wasser einerseits und Perkolation andererseits, manifestieren sich besonders im Vorkommen der sich ausschließenden *Proctodrilus*-Arten (HÖSER 1993).

Beide Auenstandorte befinden sich in Extrembereichen ökologischer Gradienten. So unterliegt der flußnahe Auenstreifen der größten Hochflutfrequenz und der größten Grundwasserschwankung, während am Auenrand Staunässe und höchster mittlerer Grundwasserstand den Lebensraum prägen. Im flußbegleitenden Auenstreifen schafft aber die regelmäßige Auflagerung von Fluvisoliment, bei dem braunes Bodenmaterial mit humoserem Material und feinkörniges mit grobkörnigerem wechselt, den Arten ihren spezifischen Lebensraum. In diesen wechsellagernden Feinschichten, die 3 bis 5 Meter über dem mittleren Flußwasserspiegel liegen, kann zumindest noch das hängende Kapillarswasser eine Quelle der Feuchteversorgung sein (HÖSER 1998). Somit leben hier die Arten relativ unabhängig von der jahreszeitlich begrenzten extremen Absenkung des Grundwassers, insbesondere auf der flußnächsten Mittleren Auenterrasse, die im Mineralboden das Maximum der Artenvielfalt trägt. An diesen Standorten kann vermutlich ein annähernd so hoher Grad von Feuchteversorgung gewährleistet sein, wie jener, unter dem *P. antipai* am Auenrand lebt. Die Bedeutung der Feuchteversorgung für die *Proctodrilus*-Arten wurde schon früher hervorgehoben (HÖSER 1997).

Die regelmäßig auftretende Hochflut überzieht das Gelände mit einem jungen feinsandig-schluffigen Sedimentschleier, kalkt es auf und sorgt für synsedimentäre Tondurchschlammung. Daher ist anzunehmen, daß alle auf dieses Gelände beschränkten Arten wahrscheinlich an das durch Wasser umgelagerte Bodenmaterial oder an die Existenz des M-Horizontes gebunden sind. Eine Vertiefung findet diese Schlußfolgerung bei der näheren Betrachtung des Vorkommens dieser Arten im einzelnen:

So zeigt *A. georgii* mit ihrem Auftreten auf mehreren Auenterrassen, also auch bei mehr Bodenbildung und mit ihrer Präferenz zum feinsandreicheren Uferwall und internen Rand der Auenterrasse, daß sie anscheinend am stärksten an jene feinsandige Textur der Fluvisoliment-Auflage gebunden ist, die ein rezenter oder fossiler Uferwall bietet.

P. tuberculatus zeigt in diesem Rahmen weniger Bindung an die Körnigkeit als vielmehr an die Feuchtigkeit der an humosen Stoffen ärmeren älteren Ablagerungen. Der beobachtete Unterschied, daß diese Art tiefer im Bodenprofil als *D. auriculata* vorkommt, läßt vermuten, daß sie im Gegensatz zu *D. auriculata* Standorte bevorzugt, an denen das Fluvisoliment schon in die Bodenbildung übergegangen ist.

P. opisthoductus ist demgegenüber an die weniger weit entwickelten, aber wesentlich humoseren Fluvisoliment-Auflagen gebunden (HÖSER 1997).

Noch weniger weit auf dem Wege der Bodenbildung gekommen sind die von *D. auriculata* besiedelten Fluvisolimente.

Die Breite des von einer Art besiedelten flußbegleitenden Auenstreifens nimmt in der Reihenfolge *D. auriculata*, *P. tuberculatus*, *A. georgii* zu. Vom Fluß zur Aue nehmen Bodenbildung, Entkalkung und Verbraunung des Bodens zu. Daher wächst in der schon genannten Reihenfolge der Arten das Ausmaß von Bodenbildung im typischen Habitat der jeweiligen Art. In Hinsicht auf ihre Beziehung zum Stand der Bodenbildung folgen in dieser Skala der Arten auch *P. antipai* und schließlich *O. lacteum*.

Die Tatsache, daß der Gipfel der Artenvielfalt der Mineralboden bewohnenden Regenwürmer im Bereich der regelmäßig überfluteten flußnahen Auenterrassen liegt, spricht dafür, daß die von der Auedynamik ausgeübte Selektion zur besonderen Anpassungsfähigkeit einiger Arten führte. Auch die untersuchten flußnahen Auenstreifen stehen als Standort im Gesamtgleichgewicht, besitzen also in Anlehnung an FRANZ (1954) unter den gegebenen örtlichen Verhältnissen ökologisch reife Bodenprofile.

Literatur

- FRANZ, H. (1954): Die Verschmelzung von Bodenkunde und Ökologie in der wissenschaftlichen Erfassung des Gesamtstandortes.- *Angewandte Pflanzensoziologie* **1**, 255-273
- HÖSER, N. (1993): Regenwürmer als Leitformen von Perkolation und Umlagerung des Bodens.- *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* **69**, 175-178
- HÖSER, N. (1994): Verteilung der Regenwürmer am Hang und in der Aue: Abhängigkeit von Bodenschichtungsvorgängen.- *Zool. Jb. Syst.* **121**, 345-357
- HÖSER, N. (1997): Standörtliche Bindung als Kriterium der Artentrennung bei der Regenwurm-Gattung *Proctodrilus* Zicsi, 1985.- *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* **69**, 151-156
- HÖSER, N. (1998): Die Gattung *Proctodrilus* und andere Regenwurmartens der Auenböden und Hangsedimente: Bemerkungen über ihre Verteilung im Flußgebiet von Kokel und Mieresch (Siebenbürgen, Banat).- *Mauritiana (Altenburg)* **16**, 505-513
- SCHIRMER, W. (1991): Bodensequenz der Auenterrassen des Maintals.- *Bayreuther Bodenkundl. Ber.* **17**, 153-186
- ZICSI, A. (1991): Über die Regenwürmer Ungarns (Oligochaeta: Lumbricidae) mit Bestimmungstabellen der Arten.- *Opusc. Zool. Budapest* **24**, 167-191

Räumliche Variabilität der Methanproduktion und der Methanogenen-Verteilung auf der Mikroskala

von

WACHINGER, G., ZEPP, K., GATTINGER, A., ROTH, K.

Ausgangspunkt und Ziele:

Die Untersuchungen gehen aus von drei Böden unterschiedlicher Wassersättigung, die im Feldversuch Methan emittieren. Die Jahresemissionen jedes der drei Standorte variieren stark über die Zeit (Sommer und Fiedler, 1998).

In Laboruntersuchungen sollte geklärt werden, ob

1. Die zeitliche Variabilität auch einer räumlichen Variabilität entspricht
2. Die räumliche Verteilung methanogener Mikroorganismen in einem Zusammenhang mit der räumlichen Variabilität der Methanproduktion steht
3. Steuergrößen definiert werden können, die die räumliche Verteilung der Methanogenen und damit der Methanproduktion bestimmen.

Methode der Inkubation:

Diese Fragen waren nur an Bodenproben intakter Struktur zu klären, da es ja um die räumliche Verteilung von Produktion und Organismendichte ging. An Stelle der üblicherweise verwendeten Inkubationsmethode zur Methanproduktions-Messung im batch-Versuch entwickelten wir daher Inkubationskammern, in die Stechzylinder mit ungestört genommenen Bodenkernen gasdicht eingeschlossen werden konnten. Um Methan-Produktion unabhängig von der im Feld parallel ablaufenden Methan-Oxidation untersuchen zu können, wurden in diesen Kammern anaerobe Verhältnisse eingestellt. Dies konnte nicht durch vollkommenes Sättigen der Probe mit Wasser geschehen, weil die heterogene Wassersättigung für die Methanproduktion möglicherweise eine große Rolle spielt. Daher wurde, nach der Einstellung eines vergleichbaren Wassergehaltes bei allen Bodenproben (etwa 10% luftgefülltes Porenvolumen), die Gasphase durch reinen Stickstoff ersetzt und dieser nach jeder Probenahme aus der Gasphase der Kammern wieder auf Normaldruck ergänzt. Die beprobten Böden waren ein Niedermoor, ein Moorgley und ein Auengley, die sich alle durch wechselnde Grundwasserstände auszeichneten. Inkubiert wurden je 10 Zylinder (Durchmesser 6cm, Höhe 4cm) aus den oberen 5-10 cm (AH bzw. B-Horizont) eines Standortes, die jeweils innerhalb eines Quadratmeters Bodenfläche genommen worden waren. Autoklavierte bzw. Chloroform-behandelte Blindwerte wurden mitgeführt.

Gisela Wachinger, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Schloß Westhof-Süd, D-70593 Stuttgart, gisela@uni-hohenheim.de;

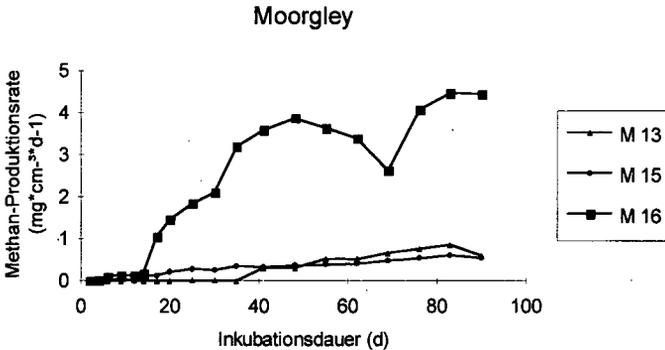
Kornelia Zepp, EAWAG, Seestr. 79, CH-6047 Kastanienbaum; Andreas Gattinger, Institut für Bodenökologie, GSF-Forschungszentrum, D-85764 Oberschleißheim; Kurt Roth, Institut für Umweltp Physik, Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 366, D-69120 Heidelberg.

Ergebnisse und Diskussion:

1. Variabilität der Kammern

Die zehn innerhalb eines Quadratmeters Bodenfläche eines Standortes genommenen Zylinder zeigten eine sehr unterschiedliche Methanentwicklung. Die Unterschiede zwischen den Zylindern eines Standortes (räumliche Variabilität) waren weit größer als die zeitliche Variabilität in dem dreimonatigen Inkubationsversuch und überdeckten auch die Unterschiede zwischen den beiden hydromorphen Standorten Niedermoor und Moorgley. Abbildung 1 zeigt exemplarisch die wöchentlich gemessenen Methanproduktionsraten (nicht kumulativ!) eines hochproduktiven und zwei wenig produktiver Zylinder aus dem A-Horizont des Moorgley.

Abbildung 1: Methanproduktion in drei inkubierten Zylindern



2. Methanproduktionsraten repräsentieren den Status des Standortes

Die Methanproduktion in den beiden stark wasserbeeinflussten Böden Moorgley und Niedermoor setzt bereits in den ersten Meßtagen ein und bleibt von der zweiten Woche an auf einem zylinderspezifischen Niveau stabil. Die Entwicklung der Methanproduktionsraten im Auengley entspricht dagegen einer exponentiellen Wachstums- bzw. Aktivierungskurve. Die Standorte (bzw. möglicherweise deren Wassersättigungs-Verhältnisse zum Zeitpunkt der Probenahme) lassen sich also hinsichtlich der Entwicklung der Methanproduktionsraten unterscheiden, trotz der hohen Variabilität der Einzelproben. Die Proben des B-Horizontes des Auengley, der zum Zeitpunkt der Probenahme nicht unter Grundwasser stand, entwickelten erst nach 60 Tagen Methan, nachdem sich in dem aeroben Boden anoxische Verhältnisse und ein ausreichend niedriges Redoxpotential eingestellt hatten. In den Zylindern des Auengley wurden dann aber durchaus Methankonzentrationen erreicht, die denjenigen in den Zylindern der anderen Standorte vergleichbar waren. Die Raten-Entwicklung findet ihre Entsprechung in den im Feld gemessenen Emissionen: Der Moorgley und das Niedermoor entwickeln während des ganzen Jahres Methan; die Methanemission aus dem Auengley ist dagegen auf wenige Einzelereignisse beschränkt, die nur auftreten, wenn der ganze Standort wasserüberflutet ist.

3. Bodenstruktur und organisches Material

Mit Hilfe der medizinischen Computer-Tomographie sollte zerstörungsfrei geklärt werden, ob die einzelnen Bodenproben eines Standortes sich in ihrer Struktur unterscheiden. Dabei konnten in den hochproduktiven Zylindern des Auengley und des Moorgley Strukturelemente festgestellt werden, die sich in den wenig produktiven Zylindern nicht fanden. Im hochproduktiven Auengley-Zylinder war es eine Pore, die sich als toter Regenwurm (frisches organisches Material) herausstellte, in den drei hochproduktiven Zylindern des Moorgley waren Schilfhalm (Phragmites) mitinkubiert worden (Abbildung 2). Die Struktur der Bodenmatrix der wenig produktiven Zylinder unterschied sich dagegen nicht von der der hochproduktiven Zylinder.

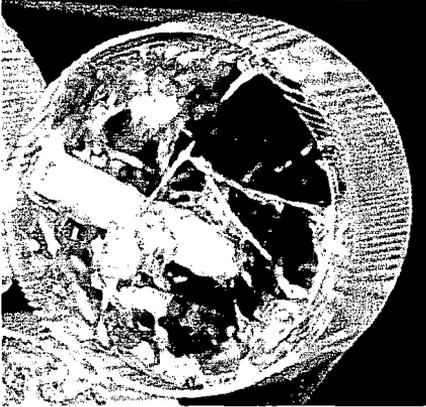


Abbildung 2:
Computertomographische Aufnahme eines hochproduktiven Zylinders mit Schilfhalm aus dem Moorgley (Durchmesser: 6cm)

4. Methanogenendichte und Methanbildung

Andreas Gattinger (gsf) extrahierte aus Zylindern verschiedener Produktivität quantitativ die Zellwand-Etherlipide. Da diese spezifisch sind für die Zellwände von *Archaea*, kann ihre Menge auf die Zellzahl an Methanogenen schließen lassen (unter der Annahme, daß keine anderen *Archaea* in der Bodenprobe vorhanden sind). In einer hochproduktiven Moorgley-Probe (mit Schilfhalm) fanden sich um ein Drittel mehr Methanogene als in der wenig produktiven Moorgley-Probe. Die Methanogenen-Anzahl repräsentierte die Produktivität in den Zylindern bzw. die Feldemissionen, aber überraschenderweise auf einer anderen Skala: Während die Methanproduktion in den Feldproben durch die Inkubation um mehr als eine Zehnerpotenz zunahm, blieb der Anstieg in der Zellzahl innerhalb einer Dimension. Dies deutet mehr auf eine Aktivierung durch Inkubation als auf ein Wachstum der im Boden vorhandenen Methanogenen hin und scheint die von einigen Autoren (siehe auch Asakawa et al., 1998) gefundene Tatsache zu bestätigen, daß das Ausmaß biologischer Reaktivität im Boden sich nicht direkt in der Zahl der sie verursachenden Organismen widerspiegelt.

5. Einfluß von frischem organischem Material auf die Anzahl methanogener *Archaea*

Es galt zu klären, ob der Einschluß frischen organischen Materials auch auf der Mikroskala mit einer höheren Dichte von methanogenen Organismen zusammenfällt. Dazu wurde sowohl Bodenmatrix als auch Material von dem Schilfhalm aus einem hochproduktiven Zylinder des Moorgley entnommen, und *in situ* mit fluoreszenz-markierten Gensonden hybridisiert, die gegen *Archaea*-16sRNA gerichtet waren. Parallel dazu wurden Eubakterien-Hybridisierungen und DAPI-Färbungen durchgeführt, sowohl an dem hochproduktiven, als auch zum Vergleich

an der Bodenmatrix eines wenig produktiven Zylinders (siehe Tabelle). In Proben, die von dem Schilfhalm abgewaschen worden waren, befanden sich zahlenmäßig die meisten Mikroorganismen: sowohl Gesamtzellen, als auch sondenbindende Eubakterien und *Archaea*. Aber auch prozentual war der Anteil der *Archaea* an Gesamtzellen auf dem Schilfhalm am höchsten gegenüber der Bodenmatrix-Probe aus demselben hochproduktiven Zylinder und der Bodenmatrix-Probe aus dem wenig produktiven Zylinder.

Mit der *In-Situ*-Hybridisierung konnte das Ergebnis aus der Etherlipid-Extraktion bestätigt und räumlich höher aufgelöst werden. Es wurde gezeigt, daß die hochproduktiven Zylinder mehr *Archaea* enthalten als die wenig produktiven. Ein Vergleich der vorläufigen Ergebnisse beider Methoden zeigt, daß die gewonnenen Zahlenwerte (*In-situ*-Hybridisierung: $3,5 \times 10^8$ Zellen pro g Frischgewicht des Moorgley, Etherlipidanalyse $1,5 \times 10^8$ Zellen pro g Frischgewicht), trotz großer methodischer Unsicherheiten gut übereinstimmen (Wachinger et al., 1999).

Tabelle: Anzahl der *Archaea* in zwei Zylindern aus Abbildungen 1

Zylinder	Organismen	Matrix ohne Schilfhalm	Biofilm am Schilfhalm	Verhältnis Schilf/Matrix
M15 (wenig produktiv)	DAPI-gefärbte Organismen (Zellzahl pro g Boden, StAbw)	$2 \cdot 10^9$ (0,3) (=100%)	-	-
	% aktive <i>Archaea</i>	<1%	-	-
	% aktive Eubakterien	101%	-	-
M16 (hochproduktiv)	DAPI-gefärbte Organismen (Zellzahl pro g Boden, StAbw)	$5 \cdot 10^9$ (2,1)	$11 \cdot 10^9$ (4,4)	2,2
	% aktive <i>Archaea</i>	7 %	35 %	4,7
	% aktive Eubakterien	56 %	66 %	1,2

Zusammenfassung:

1. Die kleinräumige Variabilität der Methanproduktion ist sehr hoch. Die Entwicklung der wöchentlichen Produktionsraten ist dennoch standortspezifisch.
2. Der Anstieg der Methanproduktion im Inkubationsversuch läuft parallel mit einem (geringen) Anstieg der Methanogenen-Zahlen. Hohe Methanproduktion korreliert räumlich mit dem Einschluß frischen organischen Materials.
3. Die räumliche Verteilung von frischem organischen Material bestimmt möglicherweise die Verteilung der Methanogenen und ist so eine der Steuergrößen für die Methanproduktion

Literatur:

Asakawa, S., Akagawa-Matsushita, M., Koga, Y. and Hayano, K. (1998) Communities of methanogenic bacteria in paddy field soils with long-term application of organic matter. *Soil Biol Biochem*, 30, 299-303.

Sommer, M. and Fiedler, S. (1998). Methane Emissions from Wetland Soils in Moraine Landscapes. *Agronomy Abstracts ASA, Madison*, 310.

Wachinger, G., Fiedler, S., Zepp, K., Gättinger, A., Sommer, M., & Roth, K. (1999). High spatial variability of methane production on the meso scale can be explained by hot spots of organic material, associated with methanogenic archaea (*Manuskript in Vorbereitung*).

Organische Bodensubstanz in Dichtefraktionen von Termitennestern unterschiedlicher Provenienz

von

AMELUNG,W., MARTIUS,Chr., GARCIA,M., ZECH,W.

Termiten zählen zu den bedeutendsten Primärzersettern in tropischen Regenwäldern, doch Nischenbildung und Nahrungsverhalten sind dort bislang nur wenig erforscht. Großteile der von Termiten konsumierten organischen Substanz werden in Nestbauten vorübergehend festgelegt und erst nach dem Absterben der Kolonie dem Nährstoffkreislauf wieder zugeführt. In dieser Studie wurde untersucht, wie Termiten unterschiedlicher Gattung organische Substanz während ihrer Nestbauaktivität verändern, und wie sich Termitennester unterschiedlicher Provenienz hinsichtlich des Einbaus von organischer Substanz unterscheiden. Hierzu wurden im Regenwald bei Manaus, Brasilien, jeweils 2 Nester der Gattungen *Nasutitermes*, *Constrictotermes*, *Anoplotermes* (alle aboreal), *Embiratermes*, *Termes*, (beide epigäisch) und *Cornitermes* (endogäisch) sowie entsprechende potentielle Nahrungsquellen (Holzproben sowie umgebende Oberböden, 0-10 cm) beprobt. Die lufttrockenen Boden- und Nestproben wurden fünfmal bei 20 J mL⁻¹ ultrabeschallt. Nach jedem Dispersionsschritt wurde mit Hilfe von Natrium-Polywolframat-Lösungen eine der folgenden Dichtefraktionen sukzessiv abgetrennt: < 1,6 g cm⁻³, 1,6-1,8 g cm⁻³, 1,8-2,0 g cm⁻³, 2,0-2,4 g cm⁻³ und >2,4 g cm⁻³ und bezüglich ihrer Gehalte an C, N und ligninbürtigen Phenolen gekennzeichnet.

Die Ergebnisse zeigen, daß unterschiedliche Nesttypen hinsichtlich ihres Dichteaufbaus und hinsichtlich ihrer Ligningehalte klassifiziert werden können. So besteht das Nestmaterial der Gattungen *Nasutitermes* und *Cornitermes* ausschließlich aus der Fraktion < 1,6 g cm⁻³, *Termes* speichert die organische Substanz v.a. im Dichtebereich 1,6-1,8 g cm⁻³, *Embiratermes* akkumuliert Großteile des Nestmaterials in der Fraktion 1,8-2,0 g cm⁻³, *Anoplotermes* zusätzlich in der Fraktion 2,0-2,4 g cm⁻³. *Constrictotermes*-Nester enthalten große Materialmengen sowohl in den leichten (< 1,6 g cm⁻³) wie in den schweren (< 2,4 g cm⁻³) Fraktionen, was darauf hindeutet, daß die Bodenpartikel in diesem Nest nicht den Termitendarm passiert haben. Im Boden dominiert die Fraktion > 2,4 g cm⁻³. Wir vermuten, daß sich der Dichteaufbau der einzelnen Nester aus der jeweiligen Nahrungsverwertung der einzelnen Gattungen ergibt. Xylophage Ernährung liefert leichtes Nestmaterial, humivore Ernährung dagegen schweres. Dies wird durch die Bestimmung von C und ligninbürtigen Phenolen bestätigt, deren Gehalte im Nest mit abnehmend xylophager Ernährung der jeweiligen Gattung ebenfalls abnehmen. Eine Ausnahme bildet *Constrictotermes*. Die bimodale Dichteverteilung und die hohen C aber niedrigen Ligningehalte in den Nestern dieser Gattung unterstützt frühere Annahmen, daß sich *Constrictotermes* überwiegend von Flechten ernährt. Die hier vorgestellten Methoden bieten folglich eine Möglichkeit, Nahrungsnischen von nestbauenden Termiten im tropischen Regenwald zu erforschen.

Die detaillierte Publikation der Ergebnisse erfolgt an anderer Stelle.



Einflußfaktoren auf die räumliche Heterogenität bodenmikrobiologischer Kenngrößen in einem Buchenwald

von

STORK,R., DILLY,O.

Räumliche Heterogenität von Bodenhabitaten ist vom Maßstab kleinster Poren bis zur Landschaftsebene zu beobachten. Sie wirkt sich nachteilig auf die Aussagefähigkeit und Vergleichbarkeit punktförmig erhobener Daten aus, läßt jedoch auf Anpassungen der Organismen an unterschiedliche Lebensbedingungen schließen. Während für Vegetation und Bodentypen räumliche Verbreitungsmuster generell regelmäßig untersucht werden, existieren nur wenig Informationen zur räumlichen Variabilität bodenmikrobiologischer Kenngrößen wie Biomasse und Aktivität insbesondere in naturnahen Ökosystemen. Untersuchungen von Ernst et al. (1995) zeigten, daß in einem anthropogen geprägten, vermutlich als homogen angesehenen Ackerboden verschiedene mikrobiologische Parameter unterschiedlich stark räumlich variieren können. Habitatbedingungen und Nährstoffverfügbarkeit beeinflussen hierbei die Mikroorganismen. Wie ausgeprägt auf verschiedenen Maßstäben Interaktionen zwischen Mikroorganismen und abiotischen Kenngrößen in einer basenarmen Braunerde eines naturnahen Buchenwald-Ökosystems sind, zeigen Korrelationen von Gehalt an mikrobieller Biomasse, Basalrespirationsrate und metabolischem Quotienten mit Nährelementgehalten, pH-Wert und Körnung (Stork & Dilly, 1998). In diesem Wald wurden Charakteristika wie Gehalt, Aktivität und Effizienz der Bodenmikroorganismen in Abhängigkeit vom Baumabstand festgestellt und mit Wurzel-Mikroorganismen-Interaktionen über Nährstoffaufnahme und Exsudation interpretiert. Herausragend waren die Korrelationen zum C_{org} -Gehalt. Um weitere intrasystemare Informationen hinsichtlich von Zusammenhängen zwischen Mikroorganismen und essentiellen Nährstoffen auf verschiedenen Maßstäben zu erhalten, wurden Variabilitäten und Korrelationen mikrobieller Parameter bezogen auf den C_{org} -Gehalt analysiert.

Das Untersuchungsgebiet liegt etwa 30 km südlich von Kiel (54°6' N, 10°14' O), westlich des Belauer Sees. Das Klima ist ozeanisch-gemäßigt bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8.3 °C und einem Jahresniederschlag von 757 mm. Der Standort liegt im Randbereich der Weichselvereisung. Hier entwickelten sich auf den Kuppen basenarme bis mittelbasische Braunerden und Parabraunerden. Der untersuchte Buchenwald (*Asperulo-Fagetum*) wurde vor 100 Jahren auf einem Kamesrücken angelegt und ist in seiner Grundstruktur ein Hallenbuchenwald mit der Art *Fagus Sylvatica*. Der Boden ist überwiegend sandig mit Humusgehalten von 4-15% im Oberboden. Die pH-Werte im Ah-Horizont zeigen mit 3.0 bis 4.1 (CaCl₂) eine starke Versauerung an. Im gesamten Wald wurde ein 50 m-Raster vermessen, inclusive eines integrierten 10 m- und eines 1 m-Rasterstreifens. Die Probenahme erfolgte von Juli bis Oktober 1992 und von Mai bis Juni 1993. Es wurden Mischproben der Auflage und des Ah-Horizonts aus je neun gleichabständigen Bohrstockeinstichen eines Rasterquadrats gebildet, ergänzt mit einer Zufallsauswahl von Einzelproben des Ah-Horizonts, die nach dem gleichen Muster aus dem 50 m- und 10 m-Raster entnommen wurden.

Die Auflageproben wurden in die Fraktionen >8 mm und <8 mm unterteilt, die Proben aus dem Ah-Horizont auf 2 mm gesiebt. Aus den flächendeckend erhobenen C_{org} -Daten wurde eine häufigkeitsstatistische Auswahl der Raster für die Ermittlung der mikrobiellen Meßgrößen getroffen. Die mikrobielle Biomasse wurde nach der SIR-Methode (Anderson & Domsch, 1978) im Isermeyer-Ansatz (mod. nach Jäggi, 1976, in Schinner et al., 1991) unter standardisierten Temperatur- und Feuchtebedingungen analysiert (22°C, 50-70% mWK, 4 Parallelmessungen). Die Messung der Basalrespirationsrate erfolgte im gleichen Versuchsansatz ohne Zugabe von Glucose. Der metabolische Quotient wurde aus Basalrespirationsrate und Gehalt an mikrobieller Biomasse berechnet. Der C_{org} -Gehalt wurde durch Trockenveraschung bei 500°C (ton- und kalkarme Böden) und der pH-Wert potentiometrisch mit einer Glaselektrode ermittelt. In den Proben wurden die Ca- und Mg-Gehalte atomabsorptions-spektrometrisch und die K-Gehalte atomemissions-spektrometrisch im NH_4NO_3 -Extrakt analysiert. Der N-Gehalt wurde mit dem CHN-O-Rapid-Analyser (Fa. Heraeus) und der austauschbare, pflanzenverfügbare PO_4 -P-Gehalt im Doppellactat-Auszug gemessen. Die durch Naßsiegung ermittelten Korngrößenfraktionen unterteilen sich in Grobsand (gS, 0.63-2 mm), Mittelsand (mS, 0.2-0.63 mm), Feinsand (fS, 0.063-0.2 mm) und Schluff+Ton (U+T, <0.063 mm).

Die Variabilitäten der Parameterkombinationen C_{mic}/C_{org} -, Basalrespirationsrate/ C_{org} - und qCO_2/C_{org} -Verhältnis unterschieden sich hinsichtlich des Untersuchungsmaßstabs und der Bodenhorizonte. Die Mischproben des 10 m-Rasters wiesen häufig übereinstimmend mit den Ergebnissen für C_{mic} -Gehalt, Basalrespirationsrate und qCO_2 (Stork & Dilly, 1998) die höchsten Spannweiten auf (Abb. 1). Für C_{mic}/C_{org} -, Basalrespirationsrate/ C_{org} - und qCO_2/C_{org} -Verhältnis wurden überwiegend hochsignifikant negative Abhängigkeiten zu den Gehalten an N_i und pflanzenverfügbarem Ca, Mg und K ermittelt (Tab. 1; Abb. 2B). Je größer die Konzentration und die Aktivität der Mikroorganismen pro Einheit organischer Substanz sind, desto niedriger liegen die Nährstoffgehalte. Je besser wiederum die Mikroorganismen mit Nährstoffen versorgt sind, desto höher ist ihre Effizienz pro Einheit organischer Substanz. Im Vergleich hierzu waren die Korrelationen des C_{mic} -Gehalts und der Basalrespirationsrate bezogen auf die Trockenmasse fast durchweg gegenseitig: positiv für Ca, K, Mg und die Grobsandfraktion, negativ für C/N-Verhältnis, Feinsand-, Schluff+Ton-Fraktion (Abb. 2A; Stork & Dilly, 1998). Es ergaben sich jedoch keine negativen Korrelationen des C_{mic}/C_{org} - und des Basalrespirationsrate/ C_{org} -Verhältnisses zu den abiotischen Meßgrößen für die Stichproben, die bezogen auf die Trockenmasse positive Korrelationen aufwiesen. Hier scheinen daher maßstabsabhängige Variabilitäten eine Rolle zu spielen, die zu unterschiedlich signifikanten Korrelationen führen.

Die Protonenkonzentration wies zum C_{mic} -Gehalt positive, zum C_{mic}/C_{org} -Quotienten jedoch negative Korrelationskoeffizienten auf, während die Korrelationen von H^+ -Konzentration zum metabolischen Quotienten und zum qCO_2/C_{org} -Quotienten jeweils negative Vorzeichen ergaben. Dies bedeutet, daß bei niedrigen pH-Werten relativ hohe Gehalte an mikrobieller Biomasse bezogen auf das Trockengewicht vorhanden waren. Im Gegensatz dazu war die Mikroorganismendichte in Relation zum verfügbaren Substrat bei niedrigen pH-Werten gering. Im Ah-Horizont dieses Buchenwaldes war der C_{org} -Gehalt bei einem pH-Wert von < 3.2 deutlich erhöht (Reiche & Dibbern, 1996). Dies ist möglicherweise die Ursache der niedrigen Konzentration an Mikroorganismen in Relation zum C_{org} -Gehalt, deren niedrige Abbauleistungen eine Akkumulation der organischen Substanz bewirken. Zu betonen ist in diesem Zusammenhang, daß die Beziehungen der mikrobiellen Parameter zur H^+ -Konzentration weniger ausgeprägt waren als zu den Nährstoffgehalten.

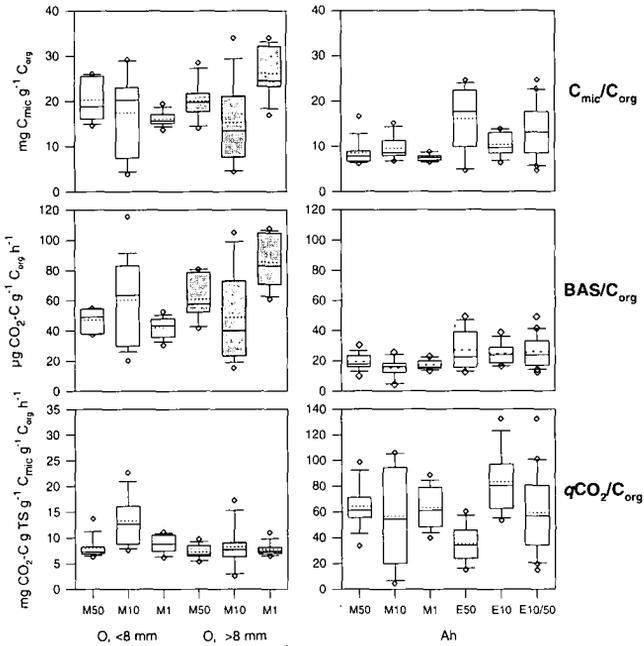


Abb. 1. C_{mic} -Gehalt, Basalrespirationsrate und qCO_2 pro Einheit organischer Substanz auf verschiedenen Maßstabsebenen in verschiedenen Bodenhorizonten im Buchenwald (M50, M10, M1: Mischproben aus 50m-, 10m- und 1m-Raster; E50, E10: Einzelproben aus 50m- und 10m-Raster; E10/50: zusammengefaßte Einzelproben; Boxen umfassen 25 % und 75 % Quartile, durchgezogene und gestrichelte Linie sind Mittelwert und Median, die Balken reichen bis zum 90 % Konfidenzintervall, Rhomben zeigen Werte außerhalb der 10. und 90. Perzentile).

Tab. 1. Korrelationen zwischen C_{mic}/C_{org} , Basalrespiration/ C_{org} , qCO_2/C_{org} und abiotischen Faktoren auf unterschiedlichen Maßstäben ($p < 0.05$; 50M, 10M, 1M: Mischproben aus 50m-, 10m- und 1m-Raster; 50E, 10E: Einzelproben aus 50m- und 10m-Raster; gS: Grobsandfraktion; *: $p < 0.01$; *kursiv*: Spearman-Rank-Korrelationen = nicht normalverteilte Stichproben)

	Raster	Ca	K	Mg	H ⁺	C _{org}	N _t	C/N	P	gS
C_{mic}/C_{org}	50 M									
	50 E	-0.69	-0.91*	-0.88*		-0.81*				-0.81*
	10 M	0.64*		0.67*		0.64*	0.58			
	10 E	-0.92*	-0.76	-0.94*	-0.70	-0.88*	-0.95*			
	1 M								0.69	
BAS/C_{org}	50 M					-0.67				
	50 E	-0.80								
	10 M	-0.81*	-0.72*	-0.89*		-0.90*	-0.87*	0.79*		
	10 E	-0.77			-0.70	-0.77	-0.80			
	1 M									
qCO_2/C_{org}	50 M					-0.88*	-0.74*			
	50 E								-0.80	
	10 M	-0.92*	-0.78*	-0.96*		-0.96*	-0.95*	0.70*		
	10 E				-0.70	-0.70	-0.69		-0.73	
	1 M	-0.75*	-0.64	-0.77*	-0.66	-0.87*	-0.66			

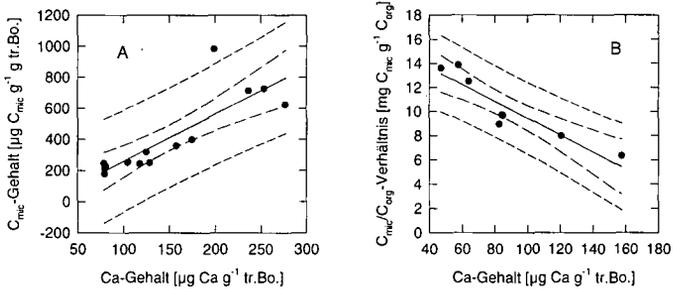


Abb. 2. Lineare Regressionen des Ca-Gehalts mit C_{mic}-Gehalt (A) und C_{mic}/C_{erg}-Verhältnis (B) im Ah-Horizont des Buchenwalds (A: 10 m-Raster-Mischproben, n = 10; B: 10 m-Raster-Einzelpflanzen, n = 8)

Auffällig war das Fehlen signifikanter Korrelationen für die Mischproben des 50 m-Rasters sowohl zwischen mikrobiellen Parametern und Ca, Mg und K (Stork & Dilly, 1998) als auch zwischen dem C_{mic}/C_{erg}-, dem Basalrespirationsrate/C_{erg}-, dem qCO₂/C_{erg}-Quotienten und den oben genannten Makronährstoffen (Tab. 1). Erklären läßt sich dieser Korrelationsbruch zwischen den Maßstäben (Beals, 1973) mit der Waldstruktur. Der Abstand der Probenahmepunkte des 50m-Rasters betrug 16.67 m und ist somit deutlich weiter als der Durchmesser eines Buchenwurzeltellers mit etwa 8 bis 10 m. Eine Mischprobe dieser Maßstabebene umfaßt also den Einflüßbereich mehrerer Bäume, nicht so die Mischproben aus dem 10 m- und dem 1 m-Raster mit 3.33 m und 0.33 m Abstand. Dies steht möglicherweise mit Wechselwirkungen zwischen Nährstoffaufnahme und -abgabe einzelner Bäume in Verbindung. Die Abhängigkeiten der mikrobiellen Parameter vom Baumabstand sind in dem untersuchten Buchenwald deutlich ausgeprägt (Stork & Dilly, 1998). C_{mic}-Gehalt und Basalrespirationsrate erreichen in unmittelbarer Baumnähe die höchsten Werte und verringerten sich deutlich im Bereich außerhalb des Wurzeltellers. Die Bäume begünstigen über Wurzelexsudate die Entwicklung von Mikroorganismen und Tieren im Boden (Beck & Beck, 1994).

Wir bedanken uns bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Projektzentrums Ökosystemforschung, die durch ihre Mithilfe und Unterstützung diese Arbeit ermöglicht haben.

- Anderson J.P.E., Domsch K.-H. (1978): A physiological method for measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- Beals E.W. (1973): Ordination: mathematical elegance and ecological naivete. *J. Ecol.* 61, 23-26.
- Beck T., Beck R. (1994): Die mikrobielle Biomasse in landwirtschaftlich genutzten Böden - Die räumliche Verteilung der Biomasse in Böden. *Agrobiol. Res.* 47, 284-294.
- Ernst M., Heinemeyer O., Munch J.C., Söndgerath D., Kaiser E.A. (1995): Räumliche Variabilität von N₂O-Emissionen und den sie beeinflussenden Parametern im Freiland. *Mitteilg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* 76, 539-542.
- Reiche E.-W., Dübner I. (1996): Analyse räumlicher Musterbildungsprozesse am Beispiel des Stoffbestandes und der floristischen Ausstattung in einem Buchenwaldökosystem. *Verh. Gesell. Ökol.* 26, 471-478.
- Schimner F., Öhlinger R., Kandeler E. (1991): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Berlin.
- Stork R., Dilly O. (1998): Maßstabsabhängige räumliche Variabilität mikrobieller Bodenkenngrößen in einem Buchenwald. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 161, 235-242.

Reaktionen von Bodenfauna und Mikroflora auf Nähr- und Schadstoffgehalte von Waldböden

von

GEISSEN, V., BRÜMMER, G.W.

1 Einleitung

Der hohe Säureeintrag in Waldböden hat zur Auswaschung von Nährstoffen bei gleichzeitiger Mobilisierung toxisch wirkender Aluminium-Ionen und Schwermetalle geführt (VEERHOFF et al. 1996). Der bodenchemische Zustand mit den jeweiligen bodenspezifischen Gehalten an mobilen Nähr- und Schadstoffen hat dabei maßgeblichen Einfluß auf die Mikroflora und Fauna der Böden. In stark versauerten Böden ist deshalb die Zersetzergemeinschaft gestört (SCHAEFER 1989) und ihre biologische Aktivität reduziert. Die in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse sollen einen Beitrag leisten zum Verständnis der Zusammenhänge zwischen bodenchemischem Zustand und faunistischer und mikrobieller Besiedlung von Waldböden. Besonderes Augenmerk wird hierbei auf die Reaktionen der Bodenmikroflora und Bodenfauna (Lumbriciden und Collembolen) auf die veränderten Gehalte an mobilen Nähr- und Schadelementen im Boden gelegt.

2 Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden von Herbst 1993 bis Herbst 1997 in einem Hainbuchen-Stieleichenwald und einem Fichtenforst auf je sechs Versuchspartzellen im Kottenforst bei Bonn auf Pseudogleyen aus Löß durchgeführt. Im Laubwald herrscht Mullartiger Moder vor, im Nadelwald Feinhumusreicher bis Rohhumusartiger Moder. Die Versuchspartzellen mit einer Größe von je 2500 m² wurden 1988, 1994 und 1995 mit unterschiedlichen Mengen an Dolomit, z.T. kombiniert mit einer P,K-Düngung, behandelt (Tab. 1). Die Beprobung der Partzellen erfolgte jeweils im Frühjahr und Herbst der Jahre 1993-1997, unterteilt nach Of-, Oh- und Ah-Horizont. Untersucht wurden die Gehalte der mobilen Nähr- und Schadelemente, die Besiedlung der Böden durch Mikroflora, Collembolen und Lumbriciden sowie die Dekompositionsrate als Maß für die biologische Aktivität (Tab. 2). Die Streuabbaurrate wurde in den Jahren 1995-1997 jeweils im Zeitraum von April bis Oktober durch eine sechswöchentliche Entnahme von Minicontainern ermittelt.

Tab. 1: Kalkung der Versuchspartzellen im Oktober 1988, Januar 1994 und 1995 (t ha⁻¹ Dolomit); P,K - Düngung im Juni 1994 (200 kg P₂O₅ als teilaufgeschlossenes Rohphosphat, 150 kg K₂O als K₂SO₄); A1-A6: Laubwaldpartzellen, B1-B6: Nadelwaldpartzellen

	A1/B1	A2/B2	A3/B3	A4/B4	A5/B5	A6/B6
1988	0	3 t ha ⁻¹	3 t ha ⁻¹	3 t ha ⁻¹	3 t ha ⁻¹	3 t ha ⁻¹
1994	0	0	3 t ha ⁻¹	3 t ha ⁻¹ , +P,K	6 t ha ⁻¹ , +P,K	6 t ha ⁻¹ , +P,K
1995	0	0	0	0	0	6 t ha ⁻¹

Tab. 2: Parameter, Probenahme und Untersuchungsmethoden

Parameter	Proben/Termin/Parzelle	Methoden
Nähr- u. Schadelemente,	3 Mischproben	NH ₄ NO ₃ -Extraktion
pH(CaCl ₂)	3 Mischproben	
Bioporen	4 Flächen à 2500 cm ²	Auszählung
Lumbriciden	10 Einzelproben	Handauslese, Wärmeabtreibung
Collembolen	8 Einzelproben	Austreibung mit Berlese-Apparatur
Mikrobielle Biomasse	3 Mischproben	Substratinduzierte Respiration
Dekompositionsrate	36 Minicontainer	Minicontainerrest (Maschenweiten: 2 mm, 0,5 mm, 0,02 mm)

3 Resultate und Diskussion

3.1 Bodenchemische Eigenschaften

Die Kalkungsmaßnahmen haben zu einem deutlichen Anstieg der mobilen, basisch wirkenden Kationen und zu einer Reduktion von mobilen Schwermetallen und von Al insbesondere in den Auflagehorizonten, aber auch im Ah-Horizont geführt (Tab. 3). Allerdings ist die Wirkung im Ah-Horizont der Nadelwaldparzellen B3 und B6, bedingt durch mächtigere Auflagehorizonte, wesentlich schwächer ausgeprägt als in den Laubwaldparzellen A3 und A6. Mit dem Anstieg des pH erhöhte sich gleichzeitig der Gehalt an mobilem Ca und Mg, während die Gehalte an mobilem Mn, Zn, Cd, Pb und Al sanken. K reagierte nicht pH-abhängig, P wurde teilweise festgelegt.

Tab. 3: pH(CaCl₂) und Gehalte mobiler Elemente (NH₄NO₃-Extraktion; mg kg⁻¹) im Ah-Horizont der Laub-(A)- und Nadelwaldparzellen (B) im Herbst 1997

	pH	Ca	Mg	K	P	Mn	Zn	Cd	Pb	Al
A1(0)	3,6	174	35	93	3,3	76	5,5	0,13	3,50	236
A3(3+3)	5,2	1414	453	100	1,5	34	0,7	0,01	0,14	2,9
A6(3+12+P/K)	5,9	1168	354	92	1,1	11	0,2	0,01	0,03	1,7

	pH	Ca	Mg	K	P	Mn	Zn	Cd	Pb	Al
B1(0)	3,1	298	20	42	2,5	21	5,8	0,08	5,60	278
B3(3+3)	3,6	523	179	51	1,7	17	3,8	0,06	4,00	176
B6(3+12+P/K)	4,3	1420	494	94	1,3	36	3,6	0,06	1,50	46

3.2 Collembolenfauna

Die Charakterisierung der Reaktionen der Collembolen auf den veränderten bodenchemischen Zustand erfolgte anhand der Korrelationen einzelner Arten sowie der Artenzahlen und der Gesamtabundanz mit dem pH(CaCl₂) und den Gehalten an mobilen Elementen (Tab. 4). Die Individuendichte aller Collembolen stieg im Laubwald mit zunehmender Versauerung an, während die Artenzahl (Ø 23 Arten pro Parzelle) abnahm. Im Nadelwald, der mit durchschnittlich 30.000 Individuen pro m² deutlich stärker besiedelt war als der Laubwald mit 20.000 Individuen pro m², stieg die Artenzahl (Ø 25 Arten pro Parzelle) mit abnehmender Versauerung an; es konnte jedoch kein Zusammenhang zwischen der Individuendichte und dem bodenchemischen Zustand ermittelt werden. Als acidophil sind die Arten *F. mirabilis*, *M. macrochaeta*, *P. callipigos*, *F. quadrioculata*, *I. notabilis* und *I. minor* zu charakterisieren, während *O. armatus* und *O. furcifer* sowie *L. lanuginosus*

sich als acidophob erwiesen. Ein Großteil der Arten reagierte im Laubwald positiv auf zunehmende P- und K-Gehalte, was auf die extrem niedrigen Gehalte im Ah-Horizont zu Beginn der Untersuchungen zurückzuführen sein kann. Im Nadelwald, in dem fast ausschließlich die organische Auflage besiedelt wurde, zeigte nur *M. tenuisensillata* eine positive Reaktion auf erhöhte K-Gehalte.

Tab. 4: Ansprüche ausgewählter Collembolenarten an das bodenchemische Milieu in den Laub- und Nadelwaldparzellen, ermittelt aus den Daten der Herbstaufsammlungen 1993-1997 (n=30)

Arten	Laubwald			Nadelwald		
	acidophil ¹	acidophob ²	P/K-nutriphil ³	acidophil ¹	acidophob ²	P/K-nutriphil ³
<i>Frisea mirabilis</i>				+		
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	+		+	+		
<i>Mesaphorura tenuisensillata</i>			+			+
<i>Paratullbergia callipigos</i>	+					
<i>Onychiurus armatus</i>			+		+	
<i>Onychiurus furcifer</i>		+	+		+	
<i>Folsomia quadrioculata</i>	+		+	+		
<i>Isotoma notabilis</i>			+	+		
<i>Isotomiella minor</i>	+		+			
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>		+				
Gesamtabundanz	+		+			
Artenzahl		+	+			+

¹⁾ acidophil: negative Korrelation mit pH, Ca, Mg und/oder positive Korrelation mit Schwermetallen, Al

²⁾ acidophob: positive Korrelation mit pH, Ca, Mg und/oder negative Korrelation mit Schwermetallen, Al

³⁾ P/K-nutriphil: positive Korrelationen mit P und/oder K

3.3 Lumbricidenfauna, Mikroflora und Streuabbau

In beiden Waldbeständen reagierte die **Mikroflora** deutlich positiv auf steigende pH-Werte und Gehalte an mobilen, basisch wirkenden Kationen, negativ auf erhöhte Gehalte an mobilen Schwermetallen und Al (Tab. 5 a, b). Dieselben Zusammenhänge wurden zwischen der Individuendichte der **Lumbriciden** und den Elementgehalten ermittelt, wobei die Beziehungen im Laubwald stärker ausgeprägt sind als im Nadelwald. Dies ist auf die geringeren Individuenabundanz der Lumbriciden im Nadelwald zurückzuführen. Die endogäischen Aporetodea-Arten reagierten deutlich positiv auf eine bessere Versorgung der Böden mit basisch wirkenden Kationen und eine Reduzierung der mobilen Schwermetalle und des Aluminiums. Dieselbe Reaktion ist für die Gattung *Lumbricus* zu beobachten, wengleich auch schwächer ausgeprägt. Die Gattung *Dendrobaena*, die als sehr säuretolerant eingestuft wird, zeigte im pH-Bereich der durchgeführten Untersuchungen keine deutlichen Reaktionen auf eine Veränderung des bodenchemischen Zustandes.

Die **Streuabbaurate** als Maß für die biologische Aktivität korrelierte im Laubwald nicht mit den Gehalten der mobilen Elemente. Die Gabe von 6 bzw. 12 t ha⁻¹ Dolomit führte im Laubwald nicht zu einer Steigerung des Streuabbaus (GEISSEN et al. 1997), so daß keine Korrelationen mit dem bodenchemischen Zustand ermittelt wurden. Im stärker versauerten Nadelwald wurden jedoch deutlich höhere Streuabbauraten bei steigendem pH-Wert und erhöhten Gehalten an mobilen, basisch wirkenden Kationen sowie sinkenden Schwermetall- und Al-Gehalten festgestellt (Tab. 5 b).

Tab. 5 a: Spearman-Korrelationskoeffizienten für die Beziehungen zwischen pH(CaCl₂), mobilen Elementen und Mikroflora sowie der Lumbricidenfauna im Ah-Horizont der Laubwaldparzellen, ermittelt aus den Daten der Aufsammlungen der Jahre 1993-1997 (n=54)

Laubwald	Mikr. Biom.	pH	K	Ca	Mg	P	Zn	Cu	Mn	Cd	Pb	Al
Mikr. Biomasse		0,30*	0,54***	0,41**	0,37**						-0,31*	-0,26*
Lumb. Abundanz		0,73***	0,64***	0,46**	0,57***	0,65***	-0,38**	-0,29*	-0,62***	-0,59***	-0,43**	-0,43**
Aporrectodea Biom.		0,36**	0,72***	0,48*	0,67***	0,72***	-0,71***	-0,36**	-0,71***	-0,74***	-0,74***	-0,71***
Lumbricus Biom.		0,35**		0,37*	0,26*							
Dendrobaena Biom.												

pH(CaCl₂)-Bereich: 3,4 - 6,3

Tab. 5 b: Spearman-Korrelationskoeffizienten für die Beziehungen zwischen pH(CaCl₂), mobilen Elementen und Mikroflora sowie der Lumbricidenfauna bzw. dem Streuabbau im Of-Horizont der Nadelwaldparzellen, ermittelt aus den Daten der Aufsammlungen der Jahre 1993-1997 (n=54)

Nadelwald	Mikr. Biom.	pH	K	Ca	Mg	P	Zn	Cu	Mn	Cd	Pb	Al
Mikr. Biomasse		0,65***	0,67***	0,59***	0,52***	0,66***	-0,52***	0,52***	0,65***	-0,48**	-0,70***	-0,74***
Lumb. Abundanz		-0,38**					-0,30*					
Aporrectodea Biom.		0,34*		0,29*	0,28*				-0,32*		-0,36*	-0,32*
Lumbricus Biom.							-0,26*					
Dendrobaena Biom.							-0,27*					
Streuabbau ¹		0,54	0,86*			0,70	-0,51				-0,51	-0,50

pH(CaCl₂)-Bereich: 3,3 - 6,7; 1):Datenbasis nur 1997 (n=6)

4 Summary: Reaction of soil fauna and microflora on different contents of nutrients, aluminium and heavy metals in forest soils

We investigated the effects of liming and fertilization of acidic spruce and deciduous forest soils on soil chemical parameters and soil microflora and fauna. There were strong positive correlations of the microbial biomass and abundances of the lumbricides with the contents of mobile nutrients and negative correlations with the contents of aluminium and heavy metals. These effects were particularly strong for Aporrectodea species. Several collembola species could be characterised as acidophil, others as acidophob and most of them indicated positive correlations with P and K contents in the deciduous forest.

5 Danksagung

Unser Dank gilt dem Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW für die finanzielle Unterstützung.

6 Literatur

- GEISSEN, V., SCHÖNING, A., KRATZ, W. & BRÜMMER, G. W. (1997): Effects of liming on decomposition rates and feeding activities in forest soils in relation to soil chemical parameters.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 85/II, 485-488.
- SCHAEFER, M. (1989): Effect of acid deposition on soil animals and microorganisms: influence on structures and processes.- In: ULRICH, B. (ed.): Int. Kongreß Waldschadensforschung: Wissensstand und Perspektiven, I, 415-430; Friedrichshafen.
- VEERHOFF, M., ROSCHER, S. & BRÜMMER, G.W. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald.- UBA-Berichte 1/96. Erich Schmidt Verlag.- 365 S.

Beeinflussung bodenmikrobiologischer Kennwerte und weinbaulicher Parameter durch unterschiedliche Bodenbedeckungen im Weinbau

von

ILLMER, P.

Einleitung

Seit dem Frühjahr 1993 werden im Einzugsbereich des Neusiedler Sees an verschiedenen Standorten ökologisch und ökonomisch sinnvolle Varianten der Bodenbewirtschaftung als Alternative zur traditionellen Art der Bodenpflege untersucht. Seit alters her wird im pannonischen Raum der Boden "sauber", d.h. mechanisch offen gehalten. In den letzten Jahren wurde vermehrt versucht, mit teilzeitlichen oder ganzjährigen Bodenbegrünungen bzw. mit einer Strohhapplikation als Bodenbedeckung der mit dem offenen Boden oft einhergehenden N-Belastung des Grundwassers zu begegnen. Zusätzliche Vorteile einer Bodenbedeckung sind u.a. der Schutz vor Erosion und eine verbesserte Humusbilanz der Böden. Bekannte Nachteile der Begrünung im Weinbau beziehen sich zu meist auf den verstärkten Wasserstreß, dem die Rebpflanze speziell in niederschlagsarmen Gebieten ausgesetzt ist.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an vier Standorten (drei integriert -, einer ökologisch bewirtschaftet) im Einzugsbereich des Neusiedler Sees (Österreich) durchgeführt, auf denen ab dem Untersuchungsbeginn keine Düngemaßnahmen mehr zugelassen wurden. Die Beschreibung der Standorte (Gols, Halbtürn, Illmitz und Rust), der Bedeckungsvarianten [offen gehaltener Boden, Frühjahrs-Winter- und Dauerbegrünung, Strohhbedeckung für die integrierten Standorte; Frühjahrsbegrünung und zwei Varianten des Einsatzes von biologischem Saatgut mit frühem und spätem Umbruch (bio-f, bio-s) für die ökologischen] und eine umfassende chemische Bodenanalyse sind den Berichten des Forschungsprojektes zu entnehmen (Anonymus, 1994).

Die Probennahmen erfolgten am 22. 4. 1996 und am 26. 9. 1996. Die Bodenproben wurden auf 2 mm gesiebt und bis zur weiteren Verwendung bei 4°C gelagert. Es wurden in den Böden folgende Parameter bestimmt, wobei sich die Methodik v.a. nach Schinner et. al., (1996) richtete: potentielle und aktuelle Acidität, prozentuelle Trockensubstanz, organische Substanz, Wasserkapazität, Humifizierungsgrad, mikrobielle Biomasse und Atmung, Keimzahlen von unterschiedlichen Organismengruppen, ATP-Gehalte, Xylanaseaktivität, Streuabbau, Proteaseaktivität, aktuelle und potentielle Nitrifikation, N-Mineralisation, Stickstofffixierung und Denitrifikation.

* Paul Illmer, Institut für Mikrobiologie (N.F.) der Universität Innsbruck, Technikersr. 25, A-6020 Innsbruck, Email: Paul.Illmer@uibk.ac.at

Ergebnisse und Diskussion

Da die Daten von 1998 noch nicht vorliegen, sind die präsentierten Ergebnisse vorläufiger Natur. Der wichtigste Beeinflussungsfaktor (bestimmt über eine mehrfaktorielle Varianzanalyse) ist eindeutig der Standort, was nicht weiters überraschte, da bewußt unterschiedliche Bodentypen für die Untersuchung ausgewählt worden waren. Es konnte bezüglich fast aller erhobenen Parameter ein signifikanter Einfluß des Standortes (zumeist am 0.001% Niveau) nachgewiesen werden.

Der Faktor Probennahmeterrain zeigte bereits weniger signifikante Beeinflussungen als der Faktor Ort und schlägt sich v.a. in den die mikrobielle Biomasse beschreibenden Parametern nieder. Speziell die mikrobiellen Keimzahlen waren im Frühjahr deutlich höher als im Herbst.

Der Faktor Bedeckungsvariante hatte erwartungsgemäß die geringsten Auswirkungen auf die Untersuchungsvariablen. Es wurden einerseits einige bodenchemische Parameter (Acidität, NH_4 -Konzentration, Humifizierungsgrad) zum anderen die meisten (Enzym-)Aktivitäten (Protease- und Xylanaseaktivität, aktuelle und potentielle Nitrifikation, N-Mineralisation) höchst signifikant beeinflusst, wohingegen die die mikrobielle Biomasse direkt beschreibenden Parameter (Keimzahlen, mikrobielle Biomasse und Atmung, ATP-Gehalt) kaum beeinflusst wurden. In den offen gehaltenen Böden wurden die geringsten mikrobiologischen Aktivitäten und demnach Stoffumsätze festgestellt. Eine Mittelstellung nahmen die verschiedenen begrünnten Varianten ein. Die Stroh-Varianten zeigten an allen Standorten deutlich die höchsten Aktivitäten. Diese Effekte waren in unterschiedlicher Deutlichkeit beim größten Teil der mikrobiologischen Parameter festzustellen. Offensichtlich wurden durch das Ausbringen von Stroh die Zersetzungsprozesse in einem Ausmaß oder zumindest in einer Geschwindigkeit in Gang gebracht, wie sie durch teilzeitliche oder ganzjährige Begrünung nicht erreicht werden können. Auch in vergleichbaren Untersuchungen wurden positive Auswirkungen von Strohhaplikationen beobachtet, vor allem in Böden, die ausreichend mit N versorgt waren und in denen daher keine strohbedingte N-Festlegung folgen konnte. Im gegenständlichen Fall mag das Stroh außerdem zu einer strukturellen Verbesserung des Bodens beigetragen und auf diese Weise vor allem am Standort *Illmitz* zusätzlich positiv gewirkt haben.

Da die meisten mikrobiologischen Parameter in der beschriebenen Weise reagierten, und um eine allgemeinere Aussage zuzulassen, wurde in der Folge die sogenannte Bodenmikrobiologische Kennzahl (*BMK*) eingeführt, die als umfassendes Maß für die mikrobiellen Aktivitäten dienen sollte.

Zur Berechnung der *BMK* wurde jedoch nicht – wie sonst üblich – ohne Vorselektion mit allen mikrobiologischen Parametern eine Hauptkomponentenanalyse durchzuführen, sondern es wurde zuerst versucht, über eine zusätzliche Hilfsvariable (*QUALI*) weinbaulich relevante Informationen in die Berechnung mit einfließen zu lassen. Die Daten zur Qualität [Mostgewicht in °Oe] und zur Quantität [kg/ha auf Basis traubentragender Rebstöcke] der Ernte wurden zuerst standardisiert und damit in dimensionslose Verteilungen um den 0-Wert überführt. Aus den beiden standardisierten Werten konnte durch Addition die Variable *QUALI* errechnet werden. Hohe Werte von *QUALI* (was hohen Ernteerträgen mit hohen Mostgewichten entspricht) wurden als positiv, niedrige *QUALI* - Werte (niedrige Ernteerträge mit niedrigen Mostgewichten) als negativ beurteilt. Die Addition erfolgte arithmetisch, d.h. ohne Gewichtung. *QUALI* wurde in der Folge allen erhobenen mikrobiologischen Parametern als Bezugsgröße gegenübergestellt, und mit Hilfe einer multiplen Regressionsanalyse mit schrittweiser Variablenauswahl jene Parameter ermittelt, die auf die Variable *QUALI* den größten Einfluß ausübten. Diese Variablen waren: die mikrobielle Biomasse, die Bakterienkeimzahl, die Xylanaseaktivität, die potentielle Nitrifikation und der aktuelle und potentielle Streuabbau. Mit diesen sieben Variablen wurde das in der Abb. 1 auf seine Güte geprüfte multiple Regressionsmodell erstellt.

Ein solches Modell verleitet natürlich dazu, Voraussagen hinsichtlich der zu erwartenden Ernte zu wagen. Vor zu großen Hoffnungen in dieser Richtung muß jedoch gewarnt werden, da die verbleibenden Unsicherheitsfaktoren (z.B. (Un-)Wetter, Pilzbefall, Stare etc.) bei praktisch unveränderten Bodenparametern die Qualität und Quantität der Ernte in sehr kurzer Zeit massiv beeinflussen können. Die Möglichkeit, über die prinzipielle Eignung eines Standortes für den Weinbau Aussagen zu treffen, könnte jedoch bestehen.

Mit den oben erwähnten sieben für die Praxis interessanten Parametern wurde eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt und die erste Hauptkomponente, die für mehr als 50% der Gesamtvariabilität der 7 Variablen verantwortlich ist, bestimmt. Über die Gewichtungsfaktoren dieser Hauptkomponente wurden in der Folge die bodenmikrobiologische Kennzahl *BMK* berechnet, die als zentrale Maßzahl aller weinbaulich relevanten mikrobiologischen Parameter betrachtet werden kann.

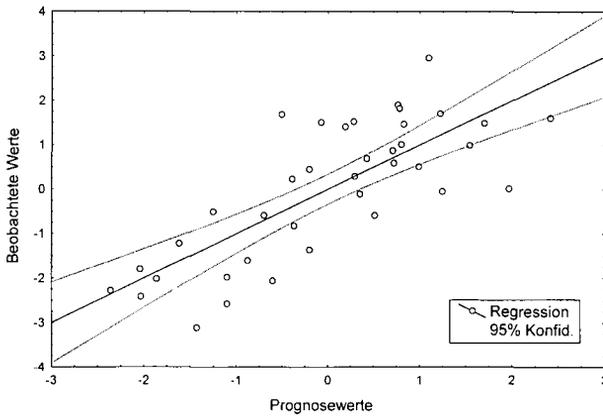


Abbildung 1: Qualitätskontrolle des multiplen Regressionsmodells. Die tatsächlichen *QUALI* - Werte wurden den über den Umweg der mikrobiologischen Parametern errechneten gegenübergestellt ($r^2 = 0,59$; $p < 0,001$; Erklärung siehe Text).

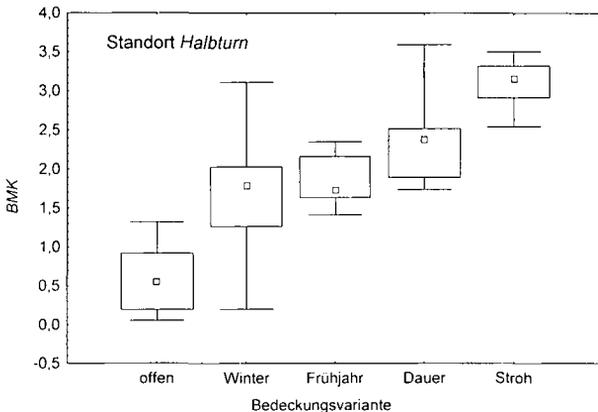


Abbildung 2: Bodenmikrobiologische Kennzahl (BMK) in Abhängigkeit von der Bedeckungsvariante am Standort *Halbturm*.

Die Abb. 2 zeigt die errechneten *BMK* - Werte des Standortes *Halbturn*. Wieder kann auf die Darstellung von *Illmitz* und *Rust* wegen nahezu identer Reaktion verzichtet werden. Die Stroh-Varianten zeigten eindeutig die höchsten Aktivitäten, gefolgt von den verschiedenen begrüntem Varianten. Die offen gehaltenen Böden zeigten einmal mehr die geringsten mikrobiologischen Aktivitäten. Auch am Standort *Gols* wurde in den offen gehaltenen Böden die geringste Aktivität festgestellt, wohingegen die begrüntem Varianten deutlich höher einzustufen waren.

Ein möglicher Zusammenhang zwischen den beiden Hilfsvariablen *BMK* und *QUALI* und damit zwischen den weinbaulichen und den mikrobiologischen Parametern wurde mit Hilfe einer Regressionsanalyse untersucht. Es wurde kein signifikanter, tendenziell jedoch ein negativer Zusammenhang zwischen diesen beiden Variablen festgestellt. Dies mag auf den ersten Blick enttäuschen doch erweisen sich die beiden Hilfsvariablen einmal mehr als gut geeignet, die jeweiligen Parameter zu repräsentieren. In einer umfangreichen Korrelationsanalyse mit den Einzelparametern wurde nämlich festgestellt, daß zwischen allen mikrobiologischen Aktivitäten einerseits und den weinbaulichen Maßzahlen andererseits ausschließlich negative oder keine signifikanten Zusammenhänge bestanden. Dies stützt die These, daß es zwischen den Weinreben und der Mikroflora in den untersuchten Böden nicht zu Synergien kam, sondern daß (zumindest in den ersten Jahren nach einer Umstellung) eindeutig eine Konkurrenz – vermutlich um die wegen der ausbleibenden Düngung knapper werdenden Nährstoffe – besteht. Auch Kauer (1993) stellte in einer ähnlichen Untersuchung fest, daß es auf ökologisch bewirtschafteten Flächen verglichen mit integriert bewirtschafteten Flächen (u.a. mit offen gehaltenen Böden) zu beträchtlichen Ertragseinbußen kam. Die *BMK* kann also die mikrobiologischen Prozesse im Boden gut beschreiben, ist aber zur „Erklärung“ der Erntedaten nicht ausreichend. Hierfür werden offensichtlich stets mehrere Parameter benötigt (Abb. 1), bzw. sind zusätzliche Einflußfaktoren (Wasserstreß, Nährstoffkonkurrenz etc.) zu berücksichtigen.

Dank

Das Projekt „Neusiedler See – Bodenbedeckung im Weinbau“ wurde vom Amt der Burgenländischen Landesregierung, dem BM für Wissenschaft und Verkehr und dem BM für Umwelt, Jugend und Familie gefördert und von der *Österreichischen Vereinigung für Agrarwissenschaftliche Forschung* koordiniert. Dank gebührt Univ.Do. Dr. H. Redl und H. Beck für die Erhebung aller weinbaulichen Parameter und der Betreuung vor Ort. Besonders danken möchte ich Herrn Dipl.-Ing. R. Dietrich (ÖVAF) für die oft nicht leichte Projektkoordination.

Literatur

- Anonymus (1994) Neusiedler See - Bodenbedeckung im Weinbau. 1. Zwischenbericht, Österreichische Vereinigung für Agrarwissenschaftliche Forschung, Wien.
- Kauer R. (1993) Vergleichende Untersuchungen zum integrierten und ökologischen Weinbau in den ersten drei Jahren der Umstellung. Gesellschaft zur Förderung der Forschungsanstalt Geisenheim, Geisenheim.
- Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E. and Margesin R. (1996) Methods in soil biology. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.

Beispiele für ein Einfluß von Bodenfaktoren auf die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen bei Bodentieren und praxisrelevante Lösungsstrategien zur Setzung von Vorsorgewerten im Zusammenhang mit dem Bundesbodenschutzgesetz

von

KRATZ,W., PIEPER,S.

Die Bioverfügbarkeit und Toxizität von Schadstoffen für Bodenorganismen wird u.a. bestimmt durch die

- Schadstoffeigenschaften (Hydro- bzw. Lipophilie, Dampfdruck, Persistenz etc.)
- Bodeneigenschaften (Corg, pH-Wert, KAK etc.)
- biotischen Faktoren (Nahrungstyp, Assimilationstyp, Aktivitätszustand des Edaphons etc.) in der entsprechenden Biozönose.

Unter den Schadstoffeigenschaften stellt sich z.B. die Wasserlöslichkeit als wichtiger Faktor für die Bioverfügbarkeit dar. So ist die Wasserlöslichkeit von vielen organischen Schadstoffgruppen (z.B. für Benzo(a)pyren $3,8 - 14,0 \mu\text{g} \times \text{l}^{-1}$) sehr gering (hoher Lipophiliegrad) und damit die Verfügbarkeit für die Bodenorganismen über das Bodenporenwasser niedrig. Für solche lipophilen Schadstoffe konnte inzwischen jedoch die Sorption an den *dissolved organic matter* (DOM) und an den *dissolved organic carbon* (DOC) nachgewiesen werden und somit auch die Mobilität dieser Stoffe im Bodenkörper mittels dieser Fraktionen.

Auch ist ein hoher Dampfdruck von organischen Chemikalien (z.B. von Trichlorethylen) bei der Diskussion um die Bioverfügbarkeit zu berücksichtigen, da die Bodentiere über die Gasphase des Bodens mit diesen Schadstoffen exponiert sind.

Die Verteilung der Schadstoffe in Böden findet in 3 Phasen (feste, flüssige, biotische Phase) statt und die wichtigen Verteilungsprozesse für die Schadstoffe sind: Aufnahme, Adsorption, Dissoziation, Komplexierung und Ausfällung.

Relativ große Bedeutung für die Bioverfügbarkeit von organischen Schadstoffen hat die Kontaktzeit des Schadstoffes (sogen. *ageing*) mit dem Bodenmedium bzw. mit einem entsprechenden Sorbenten. So konnten White et al. (1997) zeigen, daß mit zunehmender Verweildauer die Bioverfügbarkeit von Phenanthren (PAK) für Mikroorganismen abnimmt (ca. 60% in 53 Tagen).

-
- 1) Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Landwirtschaftliche Fakultät
Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde,
Lehrstuhl für Bodenbiologie u. Bodenökologie
Weidenplan 14, D-06108 Halle
Tel. 0345 55 22 531 Fax 0345 55 27 116, e-mail: kratzw@zedat.fu-berlin.de
 - 2) TU Berlin, FG Bodenkunde, Am Salzufer 12, D-10587 Berlin

Wichtige Bodeneigenschaften, die die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen bestimmen, sind u.a. :

- die Quantität und Qualität der organischen Bodensubstanz
- die Quantität und Qualität der Tonfraktion
- der pH-Wert
- die Kationenaustauschkapazität
- die Bodenfeuchte
- die Bodentemperatur
-

Versuche mit der Collembolenart *Folsomia candida* (Insecta, Collembola) im ISO Standardtestverfahren haben gezeigt, daß sich allein durch die Erhöhung der organischen Substanz (von 0% auf 4,8%) als Sorptionsmatrix im Boden die akute Toxizität (im 6 Tage Versuch) von Cadmium um den Faktor 5,7 (LC50 912 : 160) und die von Pentachlorphenol um 5,6 (LC50 180 : 32) verringern läßt (Kratz 1984).

Bei Versuchen mit den sogenannten Eurosoils (Bezug über das Environmental Institute der EU in Ispra, Italien) und der gleichen Collembolenart wurde in einem an die ISO angelehnten Reproduktionstest (chronische Toxizität) über 21 Tage die Bedeutung des Corg, des pH-Wertes und der KAK für die Bioverfügbarkeit und die Toxizität des Cadmiums herausgearbeitet (Wohlgemuth & Kratz 1991). Es konnte gezeigt werden, daß in diesen Böden die Toxizität von Cadmium für diese Collembolenart mit zunehmender Corg, pH-Wert und KAK stark abnimmt.

An dieser Stelle sei ein Hinweis auf die Zusammensetzung des in den OECD und ISO Standardtestverfahren eingesetzten *artificial soils* gegeben. Dieser Kunstboden enthält neben dem sehr hohen Gehalt an Corg von 10 % in Form von zermahlenen Torfmoosen, als Tonkomponente ein Kaolinite-Material, das im Vergleich zu anderen Tonmineralien eine geringe KAK und somit eine niedrigere Bindungsstärke für Schadstoffe aufweist (Kratz 1997).

Auch Charakteristika der Bodenbiozönose können einen Einfluß auf die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen haben. So sind verschiedene Ernährungs- und Assimilationstypen bei den Bodentieren verbreitet, die über spezifische Assimilations-, Akkumulation-, Exkretion- und Detoxifikationsstrategien verfügen und so zu sehr unterschiedlichen *internal body loads* führen. Somit läßt sich das komplexe Zusammenwirken unterschiedlicher Einflußfaktoren auf die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen für Bodentieren nur noch schwer einer praxisnahen Bewertung, wie sie im Bundesbodenschutzgesetz gefordert wird, ableiten.

In den letzten Jahren wurde deshalb intensiv nach Methoden gesucht, die es erlauben, bei der oben beschriebenen Komplexizität der Einflußfaktoren auf die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen bei Bodentieren, standortliche Abschätzungen zur Schadstoffwirkung vorzunehmen und entsprechende Bodenqualitätsziele abzuleiten (u.a. Wagner & Lokke 1991).

Das Bundesbodenschutzgesetz vom März 1998 (Bundesgesetzblatt März 1998) sieht für die Ableitung von Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmewerte sogenannte Wirkungspfad bzw. Schutzgutbetrachtungen vor. Die von den Entwicklern des Gesetzes abgeleiteten Vorsorgewerte für z.B. Benz(a)pyren (Humusgehalt > 8% 1,0 und und Humusgehalt < 8% 0,3 mg/kg) sind u. E. möglicherweise für den nachhaltigen Schutz aller Bodenorganismen zu hoch (Kratz et al. 1998).

Auch die zur Ableitung gewählte Ableitungsmethode (Faktor-Methode nach US-EPA) und die dazu benutzte ökotoxikologische Wirkungs-Dosis-Literatur entspricht nicht mehr ganz dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis.

Zur Ableitung der Vorsorgewerte schlagen Kratz et al. 1998 ein in Europa (Niederlande, Dänemark, United Kingdom) anerkanntes Ableitungsverfahren (Distribution Based Extrapolation - DIBAEX) vor und haben mit einem umfangreichen Datensatz aus einem ökotoxikologischen Verbundprojekt zur Wirkung von PAK und PCB einen Vorsorgewert für Benz(a)pyren von 0,01 abgeleitet.

Die für diese Ableitung notwendigen *no observed effect concentrations* (NOECs) wurden aus unterschiedlichen trophischen Stufen der biotischen Systemkomponenten (u.a. Pflanzen, Regenwürmer, Springschwänze, Enchytraeen, Mikroorganismen) bzw. einiger wichtiger bodenökologischer Prozesse (N-Mineralisierung, Streuzersetzung, Enzymaktivitäten) in sehr sorptionsschwachen Sandböden (Corg 1,7 %, pH-Wert 5,3) der ehemaligen Rieselfeldern in Berlin gewonnen.

Bei der Ableitung des o.g. Vorsorgewertes für Benz(a)pyren haben wir sowohl Artensensitivitäten (u.a. Collembolen, Enchytraeiden, Anneliden) als Strukturparameter als auch Prozeßreaktionen (N-Mineralisierung, Netto-Primärproduktion, Dehydrogenaseaktivität, Streuabbau) als Funktionsparameter in die Berechnung mit aufgenommen.

Nachteil des gewählten DIBAEX-Ableitungsverfahrens ist, daß

- keine Schädigungspotentiale von Schadstoffgemischen abgeleitet werden können
- keine Interaktion zwischen den Arten berücksichtigt werden
- die Einflüsse der Bodenfaktoren nur als Summe in die Schadstoffwirkung eingehen

Zusammenfassung

Es konnte gezeigt werden, daß verschiedene Bodeneigenschaften die Bioverfügbarkeit von anorganischen und organischen Schadstoffgruppen und damit die Toxizität bei Bodentieren erheblich beeinflussen. Darüberhinaus wurde darauf hingewiesen, daß die bodenbiologische Ökotoxikologie neben den Mineralbodensubstraten für die Versuchsanstellungen zukünftig auch stärker die organische Auflage mit ihren spezifischen Sorptionseigenschaften für Schadstoffe berücksichtigen sollte.

Der komplexe Einfluß von Bodenparametern, Chemikalieneigenschaften und edaphischen Faktoren auf die Ausprägung der Toxizität bei Bodentieren verlangt nach entsprechenden Extrapolationsmethoden und entsprechenden Modellentwicklungen.

Die *no-observed-effect-concentrations*, welche in Labor- und Freilandexperimenten für unterschiedliche Bodenarten und Nutzungsformen erarbeitet werden können, stellen in Kombination mit Sensitivitätsabschätzungen wie die angewandte DIBAEX-Methode z. Z. die beste verfügbare Basis für eine öko-toxikologische Gefährdungsabschätzung unter Einbeziehung der Bodenorganismen und Prozesse im Rahmen des Bundesbodenschutzgesetzes (Vorsorge- u. Prüfwerte) dar.

Die bodenbiologische Ökotoxikologie sollte zukünftig die Basis für einen besseren Schutz des Schutzgutes *Bodenorganismen* durch Erkenntniszuwachs im Bereich der ökologischen Dosis-Wirkungsbeziehungen für relevante Schadstoffgruppen und unterschiedliche Bodenarten und Nutzungsformen zur Verfügung stellen.

Vor dem Hintergrund der derzeit in der BRD/Europa laufenden Bestrebungen zur Umsetzung eines BBSchG/soil protection act ist die Bodenbiologie gefordert, durch die Entwicklung eines abgestuften Bewertungsverfahrens, das der Vielfaltigkeit der Standorttypen, der Bodenarten und den biotischen Elementen in den Böden gerecht wird, einen praxisrelevanten Beitrag zur Integration der Bodenlebewesen in die Schutzgutbetrachtung zu leisten.

Literatur:

- Kratz, W.**, 1984: Zur Wirkung und Verteilung von Cadmiumnitrat in einem ruderalen Ökosystem in Berlin (West). Dissertation FU Berlin. 300 S.
- Kratz, W.**, 1997: Toxizität von Pflanzenschutzmittel für Bodenorganismen.
UWSF. Z. Umwelt- chemie Ökotoxikologie. 9, 213-216.
- Kratz, W., Pieper, S. & Brose, A.**, 1998: Ökotoxikologische Bewertung von Benzo(a)pyren und PCB-52 für den Bereich der Vorsorge am Beispiel von Rieselfeldböden.
BVB Bodenschutz Journal 1, 21-25.
- Wagner A. & Lokke H.**, 1991: Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. - Water Research 25/10, 1237-1242.
- White, J.C., Kelsey, J.W., Hatzinger, P.B. & Alexander M.**, 1997: Factors affecting sequestration and bioavailability of phenanthrene in soils.
Environmental Toxicology and Chemistry 16, 2040-2045.
- Wohlgemuth, D. & Kratz, W.**, 1991: The influence of soil characteristics on the toxicity of an environmental chemical (CdNO_3) to the springtail *Folsomia candida* (Willem) (Insecta, Collembola).
In: Proc. Int. Conf. Barcelona "Environmental Contamination", CEP, Edinburgh: 260 - 262.

Die Verlagerung von Fäkalkeimen in Regenwurmgingen in Lössböden unter Acker- und Grasland

von

JÖRGENSEN, R.G.

Problemstellung

Durch das Ausbringen von fäkalen Wirtschaftsdüngemitteln gelangen Fäkalkeime in die Umwelt. In Wassereinzugsgebieten wird in den letzten Jahren zunehmend die Gefahr gesehen, daß diese Fäkalkeime das Grundwasser erreichen und damit Trinkwasser belasten können. Während sich mit den Gefahren, die vom Nitrat und von Pestiziden ausgehen, in den letzten beiden Jahrzehnten zahlreiche Untersuchungen beschäftigt haben, wurde dem Gefährdungspotential durch Fäkalkeime nur sehr vereinzelt experimentelle Beachtung geschenkt. Dieses überrascht, denn Deutschland ist einer der wenigen Staaten Europas, in denen zum Schutz vor einer Kontamination mit Fäkalkeimen eine besondere Schutzzone bei der Ausweisung von Wasserschutzgebieten zugewiesen wird, die Schutzzone II. Deren Ausweisung wird nach rein geohydrologischen Gesichtspunkten vorgenommen und berücksichtigt in keinsten Weise das Schutzpotential von Böden. Dabei ist die Filterfunktion der Böden der wesentliche Schutzmechanismus, der Grundwasser vor hygienischen Beeinträchtigungen bewahrt (SEITZ und JÖRGENSEN, 1997).

Konvektion ist in Böden der einzige Prozeß, durch den Fäkalkeime in signifikanten Mengen von der Bodenoberfläche in den Unterboden gelangen können (JÖRGENSEN, 1996). Konvektion kann aber nur bei Wassergehalten oberhalb der Feldkapazität stattfinden. Aber auch in diesem Fall ist der Transport von Fäkalkeimen zusammen mit dem abfließenden Niederschlag in den Untergrund nur dann möglich, wenn der normale Matrixfluß durch Makroporen (channeling, bypass-flow) umgangen werden kann. In Tonböden sind die im Sommer gebildeten Trockenrisse die wichtigsten Makroporen in den Unterboden (JOERGENSEN & SEITZ, 1998 a/b). In Lössböden sind es die senkrecht verlaufenden Röhren des anözischen Regenwurmes *Lumbricus terrestris* (JOERGENSEN *et al.*, 1998). Zur Klärung der Frage, ob diese Regenwurmginge signifikant zum Transport von Fäkalkeimen in den Unterboden beitragen, ist zum einen auf Ackerland und zum anderen auf Grasland ein Versuch unter "worst case"-Bedingungen durchgeführt worden. Das heißt, Frischgülle mit einer besonders hohen Keimbelastung wurde unmittelbar nach der Ausbringung durch ein simuliertes Starkregeneignis in Makroporen eingespült.

Material und Methoden

Der Versuch wurde Mitte April bis Anfang Mai 1996 in Mechtshausen nahe Seesen (Niedersachsen) im Rahmen eines Pilotprojektes des niedersächsischen Landesamtes für Ökologie durchgeführt. Die Böden dieser Region haben sich aus einer 2 bis 5 m mächtigen Lössdecke entwickelt (JOERGENSEN *et al.*, 1998). Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8,0 °C, die mittlere Niederschlagsmenge 750 mm.

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

Auf die Versuchspartzen wurden 2000 ml m⁻² (= 20 m³ ha⁻¹) Frischgülle ausgebracht. Im Anschluß erfolgte eine Wassergabe von 60 mm Wasser mit einer Gieskanne. Es wurden die Faktoren Güllezu- gabe (+/-), Nutzungsform (Acker/Grasland), Probenahmezeitpunkt (3 bzw. 14 Tage nach Güllezu- gabe), Regenwurmeinfluß (Drilosphäre/Pedosphäre) und Entnahmetiefe (15, 45 und 75 cm Tiefe) untersucht. Als Drilosphäre wird das mit Humus angereicherte Bodenmaterial bezeichnet, daß die Regenwurmgänge von *Lumbricus terrestris* umgibt. Die Proben wurden steril von der sorgfältig präparierten Stirnwand dreier Profilgruben entnommen. Der hier dargestellten Meßparameter sind mikrobielle Biomasse, Gesamtcoliforme und Fäkalcoliforme. Die mikrobielle Biomasse (C_{mik}) wurde mit der SIR-Methode nach SCHEU (1992) bestimmt. Gesamtcoliforme und Fäkalcoliforme mit MPN- Verfahren (Most Probable Number) (JOERGENSEN *et al.*, 1998). Die in den Tabellen dargestellten Werte sind die arithmetischen (C_{mik}) bzw. die geometrischen Mittel (Gesamt- und Fäkalcoliforme) aus 6 Parallelmessungen (1 Messung je Grube, 2 Probenahmeterminen).

Ergebnisse und Diskussion

Da es zwischen den Probenahmeterminen für die Indikatororganismen keine signifikanten Unter- schiede gab, wurden alle Meßergebnisse der beiden Tage gemittelt (Tabelle 1). Der signifikante Einfluß des Probenahmetermins auf den C_{mik}-Gehalt beruht auf räumlicher Variabilität, insbesondere in der Drilosphäre. Die C_{mik}-Gehalte liegen in den senkrechten Grabgängen von *Lumbricus terrestris* immer deutlich über denen der Pedosphäre (Tabellen 2 und 3). Sie nehmen generell mit der Tiefe ab, unter Ackerland (Tabelle 2) ausgeprägter als unter Grasland (Tabelle 3). Diese Abnahme ist in der Pedosphäre sehr viel ausgeprägter als in der Drilosphäre, wo die C_{mik}-Gehalte ihren Ober- bodencharakter bis in 75 cm Tiefe behalten.

Tabelle 1: Haupteffekte der 5-faktoriellen ANOVA

	C _{mik}	Gesamtcoliforme [% Summe der Quadrate]	Fäkalcoliforme	FG
Güllezufuhr	0,0	0,9	3,5**	1
Nutzung	0,3	12,8**	2,8**	1
Probenahmetag	5,1**	0,9	0,2	1
Tiefe	27,2**	17,1**	51,0**	2
Drilosphäre	46,3**	10,1**	1,8*	1
Residuen	8,2	37,2	28,0	123

FG = Freiheitsgrade; * P < 0,05; ** P < 0,01.

Die Anzahl an Gesamt- und Fäkalcoliformen ist ebenfalls in der Drilosphäre immer wesentlich größer als in der Pedosphäre (Tabellen 2 und 3). Besonders groß ist die Anzahl an Gesamtcoliformen in der Drilosphäre des Graslandbodens (Tabelle 3). In der Pedosphäre ist der Tiefengradient für die Anzahl

an Coliformen ausgeprägter als für die C_{mik} -Gehalte. In der Drilosphäre zeigt die Anzahl an Gesamtcoliformen eine große Variationsbreite mit einem Maximum in 45 cm Tiefe auf der nicht begüllten Fläche. Die Anzahl an Fäkalcoliformen weist dagegen wieder einen erheblichen Tiefengradienten auf. Die große Anzahl von Gesamt-, aber auch Fäkalcoliformen im Oberboden der nicht begüllten Flächen weist darauf hin, daß bei der Messung der Indikatororganismen zum erheblichen Teil auch die autochthone Mikroflora des Bodens miterfaßt wird. Ein weiterer Hinweis sind die hoch signifikanten Korrelationen zwischen C_{mik} und Gesamtcoliformen ($r = 0,51$; $n = 144$; $P < 0,01$) bzw. C_{mik} und Fäkalcoliformen ($r = 0,44$; $n = 144$; $P < 0,01$).

Tabelle 2: C_{mik} , Gesamt- und Fäkalcoliforme in drei Tiefen der Pedosphäre (PS) und Drilosphäre (DS) eines Lössboden unter Ackerland

Tiefe [cm]	C_{mik} [$\mu\text{g g}^{-1}$ Boden]		Gesamtcoliforme [MPN g^{-1} Boden]		Fäkalcoliforme [MPN g^{-1} Boden]	
	PS	DS	PS	DS	PS	DS
(-)15	201	301	218	328	168	218
(+)15	189	288	230	624	230	478
(-)45	45	152	3	1	0	1
(+)45	33	211	2	121	0	2
(-)75	27	150	1	1	0	2
(+)75	22	186	0	66	0	9

(-) ohne Güllezufuhr, (+) mit Güllezufuhr; MPN = Most Probable Number.

Tabelle 3: C_{mik} , Gesamt- und Fäkalcoliforme in drei Tiefen der Pedosphäre (PS) und Drilosphäre (DS) eines Lössboden unter Grasland

Tiefe [cm]	C_{mik} [$\mu\text{g g}^{-1}$ Boden]		Gesamtcoliforme [MPN g^{-1} Boden]		Fäkalcoliforme [MPN g^{-1} Boden]	
	PS	DS	PS	DS	PS	DS
(-)15	119	322	442	959	110	120
(+)15	119	404	332	1619	125	400
(-)45	61	202	64	4270	2	8
(+)45	48	258	19	455	3	60
(-)75	36	147	3	320	0	2
(+)75	37	149	16	1384	1	30

(-) ohne Güllezufuhr, (+) mit Güllezufuhr; MPN = Most Probable Number.

Nach Güllezufuhr ist die Anzahl an Fäkalcoliformen in der Drilosphäre von *L. terrestris* immer erhöht, was zu einem signifikanten Haupteffekt in der Varianzanalyse führt (Tabelle 1). Unter Ackerland ist diese Zunahme geringfügig (Tabelle 2), unter Grasland aber deutlich (Tabelle 3). Dieses gilt insbesondere auch für den Unterboden, obwohl der weitaus größte Teil der Fäkalcoliformen in der obersten Bodenschicht verblieben ist. Die in den Unterboden verlagerte Menge an Fäkalcoliformen läßt sich grob folgendermaßen bilanzieren:

$$(A - B + C - D) \cdot E \cdot F / G$$

A = MPN Fäkalcoliforme in 45 cm Tiefe mit Güllezufuhr; B = MPN Fäkalcoliforme in 45 cm Tiefe ohne Güllezufuhr; C = MPN Fäkalcoliforme in 75 cm Tiefe mit Güllezufuhr; D = MPN Fäkalcoliforme in 75 cm Tiefe ohne Güllezufuhr; E = 620 kg m⁻² Boden in 40 bis 80 cm Tiefe; F = 0,05 Anteil der Probe am Gesamtvolumen und G = Menge an zugeführten Fäkalcoliformen (8,2 · 10⁸). Ungefähr 0,16% (= 1,3 · 10³ m⁻²) der mit der Gülle aufgebrauchten Menge an Fäkalcoliformen wurden dort in einer Tiefe zwischen 40 und 80 cm gefunden. Diese Menge ist zwar signifikant, aber trotzdem sehr klein (JOERGENSEN *et al.*, 1998). Es ist ungewiß, ob mit dieser Menge das Grundwasser nachhaltig mit Fäkalkeimen belastet werden kann. Es ist aber ebenfalls ungewiß, ob diese Menge an Fäkalkeimen weiter verlagert und schließlich die Regenwurmgänge verlassen kann. In der Drilosphäre von Regenwurmhängen im Unterboden hat jedoch die mikrobielle Biomasse ähnliche Konzentrationen wie im Oberboden, so daß die Absterberate von Fäkalkeimen durch die Konkurrenz mit der autochthonen Mikroflora in beiden Fällen ähnlich sein dürfte.

Fazit

Es konnte gezeigt werden, daß durch die Drilosphäre von *Lumbricus terrestris* signifikante Mengen an Fäkalcoliformen in den Unterboden verlagert wurden (JOERGENSEN *et al.*, 1998). Es fehlt aber noch immer der Nachweis, daß tatsächlich Trinkwasserbrunnen durch den vertikalen Transport von Fäkalkeimen kontaminiert wurden, d.h. durch Konvektion von der Oberfläche durch den Boden und die ungesättigte Zone hindurch.

Literatur

- JOERGENSEN R.G. (1996) Prozesse und Faktoren der Gefährdung von Trinkwasser durch Keime aus Flüssigmist. *VDLUFA-Schriftenreihe* **44**, 497-500.
- JOERGENSEN R.G., KÜNTZEL H., SCHEU S. & SEITZ D. (1998) Movement of faecal indicator organisms in earthworm channels under a loamy arable and grassland soil. *Applied Soil Ecology* **10**, 1-10.
- JOERGENSEN R.G. & SEITZ D. (1998) The possibility for depth transfer of faecal indicator organisms in an arable clayic soil. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **161**, 309-314.
- SCHEU S. (1992) Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biology & Biochemistry* **24**, 1113-1118.
- SEITZ D. & JOERGENSEN R.G. (1997) Die Bewertung der Funktion von Böden in der Schutzzone II von Wassereinzugsgebieten. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **85**, 1417-1420.

Was sind biologische Bodenkenwerte?

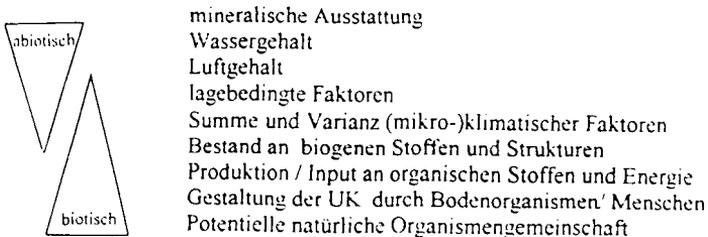
Von

DUNGER, W.

Das Bestreben, den **Zusammenhang zwischen einem Boden und "seinem" Edaphon** zu erfassen, begleitet die Bodenbiologie von Anbeginn (Dunger 1998). Kubiena (1961) hob dieses Ziel im Geleitwort zum Erscheinen der Pedobiologia als besonders wichtig hervor: "Die Bodenkunde vermag diese /Boden-/ Typen eingehend zu charakterisieren ohne die Kenntnis ihrer Biologie und der sie kennzeichnenden Biogenese wird jedoch ihr Wissen immer nur Teilwissen bleiben". Heute besteht kein Zweifel, daß nicht historisch-genetische Bodentypen, sondern der aktuelle Zustand von Böden die Vergleichsbasis zwischen Böden und ihrer Lebensgemeinschaft ist. Die Absicht, durch die Bodenschutzgesetzgebung "Boden als Lebensraum von Bodenorganismen zu schützen", verlangt von neuem eine wesentliche Verbesserung der erforderlichen Datenlage in Form von "biologischen Bodenkenwerten". Es ist nicht überflüssig, darüber nachzudenken, was genau dieser Terminus beinhaltet und ob er überhaupt zutreffend gewählt ist, ob also z.B. eher bodenbiologische Kennwerte gesucht werden. Hinter diesem Wortspiel verbirgt sich die Frage, ob biorelevante Boden-Parameter oder aber bodenrelevante Parameter des Edaphon gemeint sind. Es erweist sich, daß beide Überlegungen zu kurz greifen.

Zur Kennzeichnung des **biologischen Fassungsvermögens eines Lebensraumes**, also auch eines Bodens, ist in der Ökologie der Terminus Umweltkapazität eingeführt. Sie wird einerseits durch das Ressourcenangebot bestimmt, andererseits durch die Fähigkeit der Organismen, dieses zu nutzen.

Tab. 1 Integration abiotischer und biotischer Faktoren in der Umweltkapazität (UK) eines Bodens



Tab. 1 zeigt, daß die Ressourcen teils auf kontinuierlich wirkenden abiotischen Faktoren beruhen, teils aber auch kurz- oder mittelfristig biogen gestaltet werden. Die **Erfassung der Umweltkapazität (UK)** kann folglich nicht allein auf physikalisch-chemisch-geologisch-geographischen Daten beruhen; sie erfordert die zusätzliche Beschreibung biogener und anthropogener Faktoren. Auch die Erhebung der physikalischen Parameter zur Beschreibung der UK muß biologische Gesichtspunkte berücksichtigen. So sind oft nicht die durchschnittlichen klimatischen Werte, sondern aperiodisch und katastrophal auftretende Ereignisse bestimmend für die Nutzung der UK durch die Organismengemeinschaft. Diese ist uns für naturnahe Standorte meist bereits relativ gut in der aktuellen Zusammensetzung der Pflanzendecke sowie abstrahierend als potentielle natürliche Vegetation bekannt, die zusammen mit dem Ressourcenangebot den Standort bestimmen. Es ist in keiner Weise akzeptabel, wenn die produktionstragende, mikroklimabestimmende und im Wurzelbereich aktivitätssteuernde Pflanzendecke keinen Eingang in biologische Bodenkennwerte findet. Ebenso ist es aber unumgänglich, den biogenen Stoffbestand (Humus) und dessen Strukturen sorgfältig zu charakterisieren, die auf den wichtigen Trophiestufen agierenden Gruppen der Bodenorganismen mindestens nach Größenordnungen zu quantifizieren und zu qualifizieren, die Diversität der Verhaltens- und Adaptionsmuster einzuschätzen sowie die biogeographische Situation an typischen Beispielen zu erfassen. Alle diese Daten wirken auf jeweils andere Teile des Edaphon als Teilinformationen des Ressourcenangebotes, sind also Teile der Erfassung der Umweltkapazität.

Dieser Beitrag will keine Maximierung der Anforderungen anregen, sondern die wesentlichen Komponenten des Systems benennen, aus denen allerdings aus ökonomischen Gründen eine einschränkende **Auswahl der minimal zu gewinnenden Informationen** für biologische Bodenkennwerte vorzunehmen ist. Basis der Beschreibung der Umweltkapazität bleibt trotz der notwendigen biologischen Ergänzung die abiotisch-bodenkundliche Erfassung der infrage stehenden Bodeneinheit (Dreher et al. 1998). Die wichtigen biologischen Beurteilungsebenen für Bodenkennwerte sind in Tab. 2 zusammengetragen.

Tab. 2 Biologische Beurteilungsebenen der Kennwerte von Böden

<i>Ebene</i>	<i>Qualifikation und Bewertung am Standort</i>
Stoffkreisläufe	C N P S : Mengen, Prozesse, Senken
tote organische Substanz	C _t , C _{org} : Humusformen und -strukturmerkmale
Organismen	C _{mik} , trophische Gruppen, Biomassen, Turnover : Regenwurm-, Arthropodenböden u.a.
Produktionspotential	Basis: potentielle natürliche Vegetation
Dekompositionspotential	Basis: potentielles saprotrophes Edaphon
Diversität (supraspezifisch)	Arten, höhere Taxa, Gesamtdiversität, Taxa-Turnover: Domi- nanzen, gruppenspez. Diversitäten, rezedente Indikatoren
Quantität (infraspezifisch)	Individuen/ Produktion in der Zeit; juv.- ad.- sex.- Verhältnis; Abundanzen, Ökotypen, Arealtypen, Reproduktion
Hemerobie	menschliche Einflüsse: Art, Stärke, Disposition
Sensitivität	Wirk-, Schadstoffe; klimatische Ereignisse u.a.
Stabilität	r-, K-, A- Adaptation, Sukzession, "maturity"
Gemeinschaften Gesellschaften	reales "Standort-Inventar" (taxonomische / ökolog. Gruppe/n) Abstraktion aus der Besiedlung vieler Standorte (meist eine taxonomische Gruppe)

Die Mehrzahl der hier aufgelisteten **quantifizierenden Beurteilungsebenen** muß und kann in der hier erforderlichen Kürze nicht kommentiert werden. Auf Charakteristika der Stoffkreisläufe und vor allem der detaillierten Darstellung der Humusformen (Graefe 1998) ist erhöhter Wert zu legen. Für alle trophischen Hauptgruppen sollte eine (Grob-)Abschätzung der Biomassen und des Anteils am Dekompositionspotential des Standortes (unter Beachtung des turnover) angestrebt werden. Mit diesen Daten sollte es möglich sein, die biotischen Auf- und Abbauprozesse (Produktions- und Dekompositionspotential) am Standort in ihrer Größenordnung einzuschätzen und die prozesstragenden Hauptgruppen zu benennen. Die Methodik hierfür ist jedoch erst im Ansatz erarbeitet (Dunger & Fiedler 1997) und bedarf dringend der Erweiterung. Ob es möglich sein wird, generalisierte Nahrungsnetze zur Kennzeichnung der Standortssituation einzusetzen, ist offen.

Strukturen und Diversitäten sind Daten der **qualifizierenden/ indikatorischen Beurteilungsebenen**. Wenn wir die Artenzahlen des Edaphon (ohne Berücksichtigung der wachsenden Kenntnis der mikrobiologischen Diversität!) eines mitteleuropäischen Bodens mit rund 4000 beziffern, so wird hieraus der Zwang zur strengen Auswahl der Prüfung auf systematischer Basis deutlich. Sie sollte weniger opportunistisch (nach der Verfügbarkeit von Spezialisten) als sachdienlich nach dem für ein Taxon vorhandenen Erarbeitungsstand von Ökotypen, reproduktiven und Adaptationsformen, Arealtypen, Schadstoff-Sensitivität und Hemerobie-Disposition erfolgen.

Die Erwartung, daß man hierbei mit einer "**artenlosen Minimalökologie**" (Aesch 1997) auskommt, wird zunehmend von Forschungsmanagern in Chefpositionen vertreten. Grund dieses Mißverständnisses ist einerseits, daß die Machbarkeit der Datenerhebung im chemisch-physikalischen Bereich als viel günstiger als auf biologisch-systematischem Gebiet eingeschätzt wird, was bei Vorhandensein ebenbürtiger Arbeitsbedingungen nicht generell zutrifft. Andererseits interpretieren diese Kreise das reale Vorhandensein einer hohen Diversität als unnütze Verschwendung der Natur, die auf weitaus weniger Funktionsträger reduziert werden kann und dann auch auf einer höheren systematischen Basis (Gattungen oder Familien) ausreichend erfaßbar ist. Hier liegt der Irrtum darin, daß zwar die Funktionen derart weniggliedrig beschreibbar sind, ihre Nachhaltigkeit aber bei einem tatsächlichen Eintreten einer derartigen Verarmung biologisch nicht erwartet werden kann (Dunger 1997). Für die im hier gegebenen Zusammenhang angesprochene Indikatorfunktion ist es letztlich in keiner Weise denkbar, auf die Artebene zu verzichten, denn nur die konkrete Species ist Träger einer konstanten ökologischen Potenz. Wohl aber ergibt sich aus dem Zwang, die Gesamtdiversität pars pro toto zu beurteilen, die Konsequenz, die taxonomisch voll zu bearbeitenden Testgruppen mit großer Sorgfalt auszuwählen.

Summativ kann eine Gesamtbeurteilung der "**Organismengemeinschaft eines Bodens**" als Kurzbeschreibung des gefundenen Inventars angestrebt werden. Real beschränken sich solche Angaben in der Regel auf kleinere und artenarme Teilgruppen des Edaphon. Der Nutzen dieses Vorgehens wird dadurch eingeschränkt, daß Gemeinschaften ihren konkret beschreibenden Wert nur für einen konkreten Standort besitzen. Aus der Untersuchung der Artenzusammensetzung ausgewählter Taxa an vielen Bodenstandorten lassen sich dagegen nach der für die Pflanzensoziologie üblichen Methodik abstrahierend **Gesellschaften** bilden, die aus der Sicht der jeweilig untersuchten Tiergruppe eine eigenständige Beurteilung der "bodenzoologischen Gleichwertigkeit" von Bodenstandorten ergibt. Dies gilt nicht nur für die meist weniggliedrigen "Zersetzer-Gesellschaften" (Graefe 1993), sondern in erhöhtem Maß für die soziologische Standortsbewertung durch Gesellschaften artenreicher bodenbewohnender Taxa wie z.B. der Collembolen, und zwar auch im Vergleich zur ausgewiesenen Pflanzengesellschaft (Dunger & Dunger 1984).

Zwischen den biologischen Beurteilungsebenen der Kennwerte bestehen in der Regel keine linearen Beziehungen (Anderson 1998). Es ist daher grundsätzlich nicht möglich, die Daten auseinander abzuleiten, und es bleibt damit erforderlich, auf jeder dieser Ebenen für gewünschte Aussagen

gesonderte Erhebungen anzustellen. Welche der hier genannten Informationen bei Anlegen strengster Reduktionsmaßstäbe als verzichtbar zu betrachten sind, sollte eher aus der Kenntnis des jeweiligen Standortes (oder der Standortsgruppe) als generalisierend entschieden werden.

Das **Aufstellen biologischer Bodenkennwerte** ist ein mehrstufiger Prozess. In die Darstellung der Umweltkapazität des zu diagnostizierenden Bodens (bzw. der Bodeneinheit) fügt sich die Ermittlung der standortstypischen potentiellen (natürlichen) Besiedlung als ideale Nutzung der Ressourcen durch die Organismen (Erwartungswert). Dem ist im jeweils konkreten Fall die reale Nutzung (Istwert) gegenüberzustellen, also die zustandsbedingte Abweichung vom Erwartungswert. Es erscheint selbstverständlich, daß bereits vorliegende Erhebungen und Basismethoden als Eingangswerte genutzt werden (z.B. Bodenübersichtskarte, Arbeitskreis Bodensystematik 1998, Ellenberg 1982). Ein Ansatz für eine regional differenzierte bodenbiologische Standort-Klassifikation (Römbke et al. 1997) befindet sich derzeit in Bearbeitung. Es ist zu erwarten, daß es möglich sein wird, aufgrund einer auswählenden und vergleichenden Detailbewertung biotischer Faktoren aktuelle Bodenzustände komplex zu differenzieren und zu charakterisieren.

Der Weg hierzu ist auf weiten Strecken noch nicht geebnet. Als entscheidend für einen Erfolg wird sich am Ende die Meisterschaft der treffsicher auswählenden Beschränkung erweisen.

Literatur

- * Aescht, E., 1997: Die artenlose Minimalökologie am Beispiel der Bodenprotozoen: eine Kritik. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 69,2: 19-29.
- * Anderson, J. M., 1998: Functional importance of biodiversity and complexity in soils. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., im Druck (dieses Heft).
- * Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 1998: Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 86: 1- 180.
- * Dreher, P., Kördel, W., Knoche, H., 1998: Grundlagen zur Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für die Bodenfunktion "Lebensraum für Bodenorganismen": Definition und räumliche Zuordnung von bodenbiologischen/ bodenkundlichen Standorttypen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., im Druck (dieses Heft).
- * Dunger, W., 1997: Zur Lage der Speziellen Zoologie, besonders der Systematik und Autökologie von Bodentieren. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 69,2: 5- 18.
- * - , 1998: Die Bindung zwischen Bodenorganismen und Böden. Bodenschutz 2: 63 - 68.
- * - , Dunger, I., 1984: Zur Kongruenz von Phytozönosen und Collembolen-Synusien. Verhandl. X. SIEEC Budapest 1983, Amsterdam: 32 - 35.
- * - , Fiedler, H. J. 1997: Methoden der Bodenbiologie. G. Fischer, Jena, 2. Aufl.
- * Ellenberg, H. (198): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart, 3. Aufl.
- * Graefe, U. 1993: Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 69: 95- 98.
- * - , 1998: Strukturmerkmale der Bodenbiozönose als Grundlage für ein natürliches System der Humusformen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., im Druck (dieses Heft).
- * Kubiena, W., 1961: Bodenbiologie und Bodenkunde. Pedobiologia 1: 3 - 5.
- * Römbke, J., Beck, L., Förster, B., Ruf, A., 1997: Ein Instrument zur Entwicklung von Bodenqualitätszielen: Das BBSK-Konzept. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 85:1599 - 1602.

Grundlagen zur Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für die Bodenfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“. Teil I: Definition und räumliche Zuord- nung von bodenbiologischen/bodenkundlichen Standorttypen

von

DREHER,P., KÖRDEL,W., KNOCHE,H.

1. Einleitung und Problemstellung

Der Gegenstand des Projektes ist die Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für die Bodenfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“ mit dem Ziel, bodenbiologische Bodengüteklassen als Instrument des Bodenschutzes zu definieren. Das Vorhaben* wird in einem Verbund mehrerer Partner (Fh-IUCT, Schmallenberg; ECT GmbH, Flörsheim; terra protecta GmbH, Berlin; Universität Bremen; Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe) in zwei Schwerpunkten bearbeitet. Die vorläufigen Ergebnisse werden in diesem und dem folgenden Beitrag (siehe Ruf et al., in diesem Band) vorgestellt.

Ausgangspunkt des Projektes „Bodenbiologische Bodengüteklassen“ sind die folgenden Hypothesen (Römbke et al., 1997), aus denen sich die beiden Arbeitspakete ableiten:

1. Es gibt eine überschaubare Anzahl bestimmter Standorttypen mit charakteristischen Bodenbiozönosen, die durch wenige Parameter zu beschreiben sind.
2. Die Beurteilung eines Standorts, z.B., hinsichtlich von Hinweisen auf eine anthropogene Belastung, ist durch die Erfassung dieser Zönosen (Istwert) und Vergleich mit den Erwartungswerten des jeweiligen Standorttyps möglich.

Im hier dargestellten ersten Teil des Vorhabens („Standorttypen“) bestand die Aufgabe in der Definition von Standorttypen auf der Grundlage von Faktoren bzw. Standort- und Bodeneigenschaften mit wesentlichem Bezug zu den Lebensbedingungen für Bodentiere. Die durch Merkmalskombination definierten Standorttypen sollten flächendeckend für die Bundesrepublik räumlich zugeordnet und kartographisch visualisiert werden. An der Zuordnung zu den verschiedenen Standorttypen orientierte sich auch die Auswahl der Untersuchungsflächen, auf denen die Arbeiten zur Ermittlung bzw. zum Abgleich von Ist- und Erwartungswerten der Zusammensetzung der Bodenfauna durchgeführt wurden (vgl. Ruf et al.).

2. Vorgehensweise

1. Schritt: Auswahl von Faktoren (Merkmalen)

Bei der Auswahl von Faktoren wurden folgende Kriterien zugrunde gelegt:

- bodenbiologische Relevanz der Faktoren
- Hauptaugenmerk auf Oberbodeneigenschaften
- flächenhaft (BRD) digital vorliegende Daten verfügbar
- Vorgabe: maximal 5 Faktoren

Die ausgewählten Faktoren sind den Tabellen auf der nächsten Seite zu entnehmen.

2. Schritt: Festlegung der Klassenbreiten

Bei der Festlegung der Klassenbreiten wurden folgende Kriterien berücksichtigt:

- Erfahrungswerte hinsichtlich der ökologischen Einstufung („gering“, „mittel“, „hoch“)
- Orientierung an Häufigkeiten in den verwendeten Datensätzen (z.B. 33er: 66er Perzentil)
- Literatur (wenn möglich Orientierung an Einteilungen in der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA4)
- Vorgabe: maximal 5 Faktorklassen

Faktor Bodenart (A)			Klasse
Sand	Rcinsande	(Ss, mS, fS, gS)	(1)
	Schluffsande	(Su3, Su4)	(1)
Schluff	Lehmsande	(Sl2, Su2, Sl2, Sl3)	(1)
	Sandschluffe	(Us, Uu)	(2)
	Lehmschluffe	(Ul2, Ul3, Uls)	(2)
Lehm	Tonschluffe	(Ul4, Lu)	(2)
	Sandlehme	(Slu, Sl4, Sl3)	(3)
	Normallehme	(Ll2, Ls2, Ls3, Ls4)	(3)
Ton	Tonlehme	(Lts, Ts3, Ts4)	(3)
	Schlufftone	(Tu3, Tu4, Ll3)	(4)
	Lehmtone, Tone	(Tl, Tu2, Tl, Ts2)	(4)

Faktor potentielle Bodenfeuchte (F)			Klasse
nFKWe (mm)	Niederschlag (mm)		
≤ 110	≤ 625	sehr niedrig	(1)
≤ 110	> 625 - 840	niedrig	(2)
≤ 110	> 840	mittel	(3)
> 110	≤ 625	niedrig	(2)
> 110	> 625 - 840	mittel	(3)
> 110	> 840	hoch	(4)

Faktor C/N-Verhältnis (N)			Klasse
< 10		sehr niedrig	(1)
> 10 - 15		niedrig	(2)
> 15 - 20		mittel	(3)
> 20		hoch	(4)

Faktor Organische Substanz (O)			Klasse
≤ 2%		niedrig	(1)
> 2- 4 %		mittel	(2)
> 4 - 8 %		mittel bis hoch	(3)
> 8 %		hoch	(4)

Faktor Boden-pH (P)			Klasse
sehr sauer (≤ 3,5)			(1)
sauer (> 3,5 - 4,5)			(2)
schwach sauer (> 4,5 - 5,5)			(3)
sehr schwach sauer (> 5,5 - 6,5)			(4)
neutral (> 6,5)			(5)

3. Schritt: Darstellung der Merkmalskombinationen

Als Datengrundlage wurde die Bodenübersichtskarte 1000 („BÜK 1000“ der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, BGR) bzw. die die Legendeneinheiten charakterisierenden 72 Leitprofilatensätze verwendet. Nach Einteilung der entsprechenden Oberbodendaten in die oben wiedergegebenen Klassen wurden die sich ergebenden Merkmalskombinationen dargestellt. Lediglich im Falle der „nutzbaren Feldkapazität des effektiven Durchwurzelungsraumes“ (nFKWe) wurde ein Profilkennwert (sonst nur Oberbodendaten) aufgenommen und mit den Daten aus der Niederschlagskarte des Deutschen Wetterdienstes zum Faktor „potentielle Bodenfeuchte“ (s. Tabelle) kombiniert. Von den sich so ergebenden theoretisch ca. 1000 Faktorkombinationen finden nur ca. 100 eine reale Entsprechung in den BÜK-Leitprofilatensätzen. Um dem Ziel der Definition einer relativ geringen, in der späteren Anwendung handhabbaren Anzahl an Standorttypen (Merkmalskombinationen) nahezukommen, wurden Kombinationen mit einem sehr geringen Flächenanteil aus der weiteren Betrachtung herausgenommen. Die verbleibenden ca. 40 Merkmalskombinationen decken ca. 90 % der BRD-Fläche ab.

4. Schritt: Bildung von Gruppen ähnlicher Standorttypen

Mit dem Ziel einer weiteren Reduzierung der Anzahl der Standorttypen auf ca. 10-15 wurde eine Clusteranalyse (Kombination der Cluster-Verfahren „einfach“ und „ward“) mit den verbliebenen ca. 40 Merkmalskombinationen durchgeführt. Die so entstehenden Gruppen ähnlicher Standorttypen können (wie die ursprünglichen Standorttypen selbst) mit einem GIS räumlich zugeordnet, visualisiert und mit Flächenanteilen versehen werden. Die Karte der Standorttypencluster ist unten abgebildet.

5. Schritt: Überprüfung und Weiterentwicklung

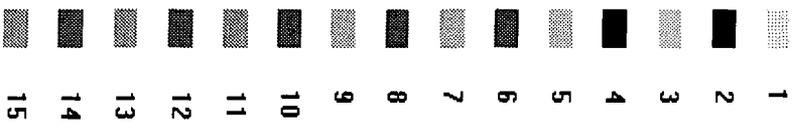
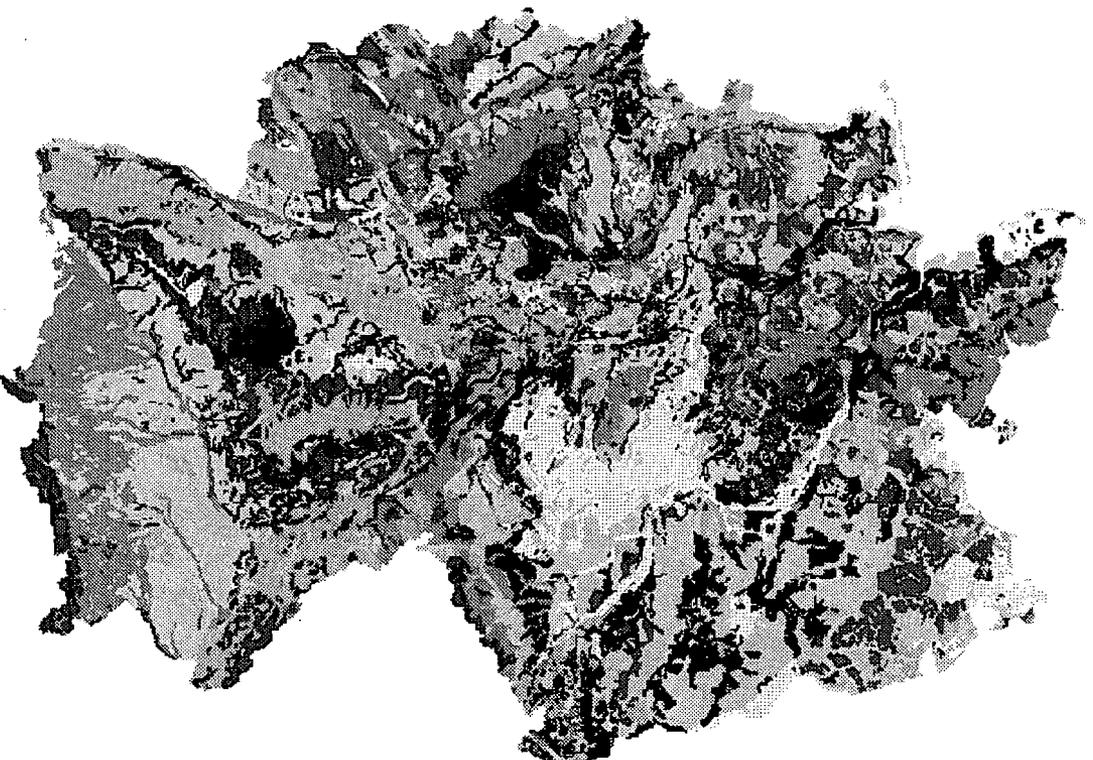
Zunächst geht es bei der Überprüfung darum, die Qualität der Standorttypen/-cluster unter dem Aspekt ihrer boden- und standortkundlichen Plausibilität zu prüfen und ggf. weitere Modifikationen durchzuführen. Ausreichend homogene Einheiten werden für die praktische Anwendung (v.a. Zuordnung von Untersuchungsstandorten zu Standorttypen/-clustern) mit einer für Fachpersonal nutzbaren Standorttypenbeschreibung versehen, die später ggf. Bestandteil einer „Handlungsanleitung zur Ermittlung bodenbiologischer Bodengüteklassen“ werden soll.

In dieser Untersuchung wird abschließend eine Stellungnahme zur Eignung der aktuell und voraussichtlich künftigen zusätzlich verfügbaren Datengrundlage erarbeitet. Die BÜK wurde als derzeit für dieses Vorhaben einzig prinzipiell geeignete Datengrundlage verwendet. Dem hier abgeleiteten Standorttypensystem werden dabei BÜK-spezifische Eigenschaften „vererbt“, die in ihrer Auswirkung auf die hier beschriebene Anwendung kritisch betrachtet werden müssen. Zu den in diesem Zusammenhang problematischen Eigenschaften der BÜK gehören:

- die BÜK-spezifische Flächenunschärfe (die tatsächliche Verbreitung bestimmter Bodenformen entspricht nicht der den Legendeneinheiten zugeordneten Fläche; die Beziehung zwischen Leit- und Begleitbodenformen hinsichtlich Flächenanteilen und Eigenschaften ist nicht dokumentiert)
- das Prinzip der vorwiegenden Flächennutzung (die Definition von Leitböden bzw. Legendeneinheiten in der BÜK orientiert sich an der in einer Region überwiegenden Bodennutzung (Landwirtschaft vielfach dominierend); beispielsweise bei der Anwendung des Standorttypensystems muß dies berücksichtigt werden)
- keine Berücksichtigung von Humusformen und Auflagehorizonten in Wäldern

Literatur:

Römbke, J.; Beck, L.; Förster, B.; Fründ, H.C.; Horak, F.; Ruf, A.; Rosiczweski, C.; Scheurig, M. & Woas, S. (1997):
Literaturstudie: Bodenfauna und Umwelt. Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Karlsruhe.



Grundlagen zur Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für die Bodenfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“. Teil II: Erste Ergebnisse zur Anwendung von bodenkundlich/bodenbiologisch definierten Standorttypen

von

RUF,A., BECK,L., HAMMEL,W., HUND,K., KRATZ,W., RÖMBKE,J., SPELDA,J.

1. Einleitung

Das Konzept der bodenbiologischen Standortklassifikation (BBSK) soll als Rahmen dienen, die Funktion eines Bodens einen Lebensraum für Bodenorganismen zu bieten, zu beschreiben und zu klassifizieren. Problemstellung und Ziel des gesamten Vorhabens wurden im vorherigen Beitrag von DREHER et al. schon dargestellt. Grundsätzlich beinhaltet das BBSK Konzept vier Schritte, die analog zu dem Vorgehen bei der ökologischen Risikoabschätzung in der Ökotoxikologie zu sehen sind. Der erste Schritt ist die Festlegung von Standorttypen nach bodenkundlichen Kriterien wie sie von DREHER et al. dargestellt wurden. Dann folgt die Zuordnung von Erwartungswerten für die Bodenfauna für jeden dieser Standorttypen und der Abgleich mit der tatsächlich gefundenen Zönose. Im dritten Schritt wird die Übereinstimmung bzw. Abweichung von den gefundenen Werten mit den Erwartungswerten beurteilt, worauf sich dann als vierter Schritt Empfehlungen für Maßnahmen oder ggf. weitere Untersuchungen ableiten lassen. In einer regional begrenzten Untersuchung in Baden-Württemberg wurde dieses Konzept entwickelt und erprobt, die Ergebnisse sind im Detail in RÖMBKE et al. (1997) dargestellt. Diese Untersuchung bildet zusammen mit der Literaturstudie „Bodenfauna und Umwelt“ in der gleichen Arbeit und mit langjähriger Erfahrung mit einzelnen Bodentiergruppen die Datenbasis für das weitere Vorgehen. Das Konzept der BBSK soll weiterentwickelt werden, so daß es unter Praxisbedingungen angewandt werden kann (z.B. nur einmalige Probennahme) und in einer größeren geographischen Region (die ganze BRD).

2. Vorgehensweise

In der Untersuchung in Baden-Württemberg wurden ausschließlich Wälder beprobt, deren Belastungssituation mit luftgetragenen Schadstoffen mit verschiedenen Methoden erfaßt worden war. Wälder sind an vielen Standorten die Vegetationsausprägung mit der größten Naturnähe. Hier sollte der Erwartungswert für die Bodentierzönose an einem Standort der „potentiell natürlichen Bodentiergemeinschaft“ entsprechen (vgl. hierzu DUNGER in diesem Band). Das Ergebnis der Beurteilung des Bodenzustandes als Lebensraum ist für die Bodentiergruppen in Tabelle 1 dargestellt. An den meisten Standorten war die Abweichung vom Erwartungswert gering. Klare Abweichungen gab es am Standort 520, einem Wald am Stadtrand von Mannheim, und am Standort 350, der durch luftgetragene Immissionen aus dem Industriegebiet Ludwigshafen/Mannheim stark belastet war. An Standorten, an denen eindeutige Abweichungen festzustellen waren, waren fast alle Tiergruppen betroffen. Trotzdem scheint es sensiblere und unsensiblere Organismengruppen zu geben, die geringere oder spezifischere Schädigungen anzeigen können. Das Verfahren versprach die Möglichkeit einer differenzierten Beurteilung eines Standortes.

Für eine breiter angelegte Untersuchung wurden folgende Änderungen vorgenommen:

- Statt einer Einteilung von drei bodenkundlichen Faktoren in drei Klassen, wurden 5 Faktoren in 4 bis 5 Klassen eingeteilt.
- Zusätzlich zur Fauna wurde auch ein Maß für die biologische Aktivität als Summenparameter der Leistung mit berücksichtigt.
- Es werden nicht nur Wälder untersucht, sondern auch andere Biotoptypen (zunächst Grünland bzw. Brachen, dann auch Äcker) und andere geographische Regionen.
- Der Probenumfang wurde an Praxisbedingungen angepaßt.

Tab. 1: Ergebnis der Beurteilung von 11 Dauerbeobachtungsflächen in Wäldern in Baden-Württemberg für verschiedenen Bodentiergruppen. Die Zahlen codieren die Standorte: + = entspricht der Erwartung; ± = unklar, muß weiter beobachtet werden; - = entspricht nicht der Erwartung.

Tiergruppe	Standorte										
	130	140	292	310	350	380	400	410	450	470	520
Lumbriciden	+	±	+	+	-	±	±	±	+	+	-
Enchytraeen	+	+	+	+	-	+	+	+	±	+	-
Diplopoden		+		+	+	+	-	+	+	±	-
Chilopoden		+		+	+	+	+	+	+	-	-
Asseln		+		+	+	+	+	+	+	±	-
Laufkäfer	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-
Hornmilben	+	+	+	+	-	±	+	+	+	+	-
Raubmilben	+	+			-	±	+	+	+	-	-

Die praktische Validierung des BBSK Konzeptes wird an Hand der Bodentiergruppen Lumbricidae, Enchytraeidae, Diplopoda, Chilopoda, Isopoda, Oribatida, Gamasina und Nematoda vorgenommen, als Maß für die Leistung der Zönose wird der Köderstreifentest durchgeführt. Es werden 15 Standorte untersucht, die über ganz Deutschland verteilt sind, von Bayern bis Brandenburg. Von den Standorten sind 10 möglichst naturnahe Wälder, die auch meist im Dauerbeobachtungsprogramm der zuständigen Bundesländer enthalten sind. Des weiteren sind 4 Standorte mit Grünland und ein Ackerstandort vertreten. Jeder Standort kann einem Standorttyp zugeordnet werden, für den Erwartungswerte formuliert sind. Die Standorttypen repräsentieren wesentliche Flächenanteile Deutschlands. Durch die Ausdehnung der Biotoptypen auf Grünland und einen Acker, kann jeder Standorttyp bei gleicher Nutzung nicht mehrmals beprobt werden. Um den Einfluß des Biotoptyps erkennen zu können, wurden an einem der häufigeren Standorttypen ein Wald, ein Grünland und ein Acker beprobt und auf einem anderen ebenfalls häufigen Standorttyp ein Wald und Grünland.

3. Erarbeitung der Erwartungswerte

Die Erwartungswerte sind die Basis der Beurteilung in dem Konzept der BBSK; ihre Ableitung ist somit der Schlüsselschritt. Nicht für alle Taxa können derzeit Erwartungswerte auf der Ebene der einzelnen Art formuliert werden, für diese werden dafür Parameter herangezogen, die über die gesamte Gemeinschaft der betreffenden Tiergruppe integrieren. Bei Nematoden sind das der Maturity-Index (BONGERS 1990) und die Verteilung der Fraßtypen nach YEATES et al. (1993), bei den Raubmilben der Reife-Index (RUF 1997), bei den Hommilben die Verteilung bestimmter taxonomischer Untergruppen (BECK et al. 1997). Ein Beispiel für die Erwartungswerte bei Raubmilben und deren Anwendung zur Beurteilung an ausgewählten Standorten sind die Tabellen 2 und 3.

Tab. 2: Erwartungswerte für den Reife-Index der Gamasinen-Zönose in mitteleuropäischen Wäldern mit verschiedener Humusform abgeleitet aus publizierten Artenlisten (für Details siehe RÖMBKE et al. 1997). N = Anzahl der ausgewerteten Artenlisten.

	min	median	max	N
Mull	0,58	0,69	0,75	7
Moder	0,73	0,81	0,88	5
Rohhumus	0,81	0,82	0,82	2

Tab. 3: Das Ergebnis der Beurteilung von 7 ausgewählten Wäldern an Hand des Reife-Index für Gamasinen.

	Humusform	Reife-Index	Sollbereich	Beurteilung
Zwiefalten	Mull	0,69	0,58 - 0,75	gut
Weinheim	Moder	0,59	0,73 - 0,88	gestört
Ottenhöfen	Rohhumus	0,79	0,81 - 0,82	zu beobachten
Donaueschingen	Rohhumus	0,81	0,81 - 0,82	gut
Schönau	Mull	0,67	0,58 - 0,75	gut
Offenburg	Moder-Mull	0,66	0,69 - 0,81	gestört
Mannheim	Rohhumus	0,65	0,81 - 0,82	gestört

Für andere Taxa, z.B. für die Regenwürmer ist die Datenlage offensichtlich so gut, daß aus der Literatur die Ansprüche der einzelnen Arten bezüglich der Bodenparameter abgeleitet werden kann (Darstellung in RÖMBKE et al. 1997). Für einen bestimmten Standorttyp kann der Erwartungswert für die Regenwurmfauuna nach einem Baukastensystem zusammengesetzt werden. Dabei werden aus allen möglichen Arten diejenigen in die Erwartungsliste geschrieben, deren Ansprüche mit der Faktorenkombination des Standorttyps abgedeckt sind. Dabei wird nur die Anwesenheit einer Art berücksichtigt, nicht deren Häufigkeit oder Dominanz.

Bei den Tiergruppen, zu denen wenig Informationen zu Abhängigkeiten zu den von uns gewählten Bodenparametern aus der Literatur vorhanden ist, müssen die ausführlichen Untersuchungen aus Baden-Württemberg zur Erarbeitung des Erwartungswertes herangezogen werden. Dies ist zunächst noch als Näherung anzusehen, die bei besser Datenlage eventuell noch korrigiert werden kann. So wurden für die Raubmilben Korrelation zwischen der Dominanz von Arten und der Ausprägung von bestimmten Bodenfaktoren berechnet. Für wenige Arten konnten relativ enge Beziehungen mit hohem Bestimmtheitsmaß und Pearson'schen Korrelationskoeffizienten gefunden werden. Von den über 120 nachgewiesenen Arten zeigten nur 10 deutliche und signifikante Abhängigkeiten zu einem oder mehreren der gewählten Umweltparameter. Die Faktoren, zu denen sich die Dominanz dieser Arten am häufigsten und am besten korrelieren ließen, waren der pH-Wert und das C/N Verhältnis. Diese waren für je 5 Arten ein bestimmender Faktor, die Bodenart für nur 2 Arten und je eine Art war mit der Feuchte und der organischen Substanz korreliert. Aus diesen Korrelationen lassen sich Erwartungswerte für die Dominanz der jeweiligen Art für jeden Faktor ableiten. Nur zwei Arten sind bei für sie optimalen Bedingungen unter den dominanten Arten in der Gemeinschaft zu finden. Die anderen 8 weisen auch im besten Falle nur Dominanzen zwischen 4,6 und 1,6% auf. In diesem Bereich wird die Nachweisgrenze mit dem ausgewählten Stichprobenumfang von 9 Einstichen pro Standort wahrscheinlich gerade noch erreicht werden können. Die Genauigkeit der Schätzung der Dominanz ist somit der kritische Punkt bei den Gamasinen und ebenfalls bei den anderen artenreichen Taxa. Daher wird bei diesen Bodentiergruppen der Erwartungswert zunächst für integrierende Parameter formuliert, in wie weit die Artebene unter Praxisbedingungen anwendbar ist, muß die Untersuchung noch zeigen.

4. Zusammenfassung

Zum Konzept der bodenbiologischen Standortklassifikation können nach einer ersten Anwendung bisher folgende Aussagen gemacht werden:

- Es gibt eine überschaubare Zahl von Standorttypen, die bodenkundlich definiert sind und deren Flächenanteil an der Gesamtfläche der BRD mit Hilfe von geographischen Methoden abgeschätzt werden kann.
- Für jeden Standorttyp können Erwartungswerte für die Bodenbiozönose abgeleitet werden, sofern ein naturnaher Zustand vorliegt. Die Erwartungswerte beziehen sich entweder auf das Vorkommen bestimmter Arten oder auf den Zustand bzw. die Leistung der Gemeinschaft.
- Die bisherigen Arbeiten in einer begrenzten Region belegen die Praktikabilität des Ansatzes. Sie zeigen, daß durch die Untersuchung einer Palette von Bodentiergruppen eine differenzierte Beurteilung eines Standortes möglich ist.
- Die Anwendbarkeit unter Praxisbedingungen (einmalige Probennahme, schlechte Datenlage, schnelle Aussagen) wird derzeit geprüft. Ebenfalls geprüft wird die Übertragbarkeit auf andere geographische Regionen.

5. Literatur

- BECK, L., WOAS, S., & HORAK, F. (1997): Taxonomische Ebenen als Basis der Bioindikation - Fallbeispiele aus der Gruppe der Oribatiden. Abh. Ber. Naturkundesmus. Görlitz 69, 2: 67-86.
- BONGERS, T. (1990): The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematodes species composition. *Oecologia* 83: 14-19.
- RÖMBKE, J., BECK, L., FÖRSTER, B., FRÜND, H.-C., HORAK, F., RUF, A., ROSCICZEWSKI, K., SCHEURIG, M. & WOAS, S. (1997): Boden als Lebensraum für Bodenorganismen und die bodenbiologische Standortklassifikation: eine Literaturstudie. - Texte und Berichte zum Bodenschutz 4/97. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe: 390 S.
- RUF, A. (1997): Fortpflanzungsbiologie von Raubmilben und Charakterisierung von Böden - Ein Konzept zur Indikation von Belastungszuständen von Böden. Abh. Ber. Naturkundesmus. Görlitz 69, 2: 209-216.
- YEATES, G.W., BONGERS, T., DEGOEDE, R.G.M., FRECKMAN, D.W. & GEORGIEVA, S.S. (1993): Feeding habits in nematode families and genera - an outline for soil ecologists. *J. Nematol.* 25: 315-331.

¹ Universität Bremen, PF 330440, 28334 Bremen

² Staatliches Museum für Naturkunde, 76042 Karlsruhe

³ FhG - IUCT, 57392 Schmallenberg

⁴ TerraProtecta GmbH, 14129 Berlin

⁵ ECT Occotoxikologie GmbH, 65439 Flörsheim

Strukturmerkmale der Bodenbiozönose als Grundlage für ein natürliches System der Humusformen

von

GRAEFE,U., BELOTTI,E.

Die forstliche Standortskunde verwendet die Humusform zur Kennzeichnung des Oberbodenzustands in bodenbiologischer und bodenchemischer Hinsicht (KOPP et al. 1996). Auch außerhalb des Forsts steht der biologische Oberbodenzustand vielfach im Zentrum des Interesses z.B. bei der ökologischen Beurteilung von Böden oder im Rahmen des Umweltmonitoring (GRAEFE et al. 1998). Vor diesem Hintergrund gewinnen Überlegungen an Bedeutung, das Humusformenkonzept allgemeiner zu fassen und auf andere Ökosystemtypen und Bodennutzungsformen auszuweiten (BEYER 1996, MILBERT & BROLL 1998). Die Bodenbiologie ist davon insofern betroffen, als ein erweitertes System der Humusformen die Ähnlichkeitsbeziehungen der Bodenbiozönose berücksichtigen muß (GRAEFE 1994). Die von DUNGER (1998) formulierte Aufgabe, "Böden hinsichtlich ihrer Umweltkapazität für Bodenorganismen zu klassifizieren und damit ein echtes Pendant für die Ausprägung des Edaphon zu schaffen", bedeutet eine Herausforderung vor allem für die Humusformensystematik.

Die im folgenden vorgestellte Humusformengliederung orientiert sich einerseits an Strukturmerkmalen der Bodenbiozönose und andererseits an morphologischen Kennzeichen des Humuskörpers, die das Resultat profildifferenzierender Prozesse sind. Dagegen bleiben Substratmerkmale und Kriterien der Bodennutzung ausdrücklich unberücksichtigt. Dies hat zur Folge, daß so unterschiedliche Standorte, wie ein entwässertes und als Grünland genutztes Hochmoor und ein Kalkbuchenwald, die eine ähnliche Bodenbiozönose aufweisen (GRAEFE 1993), in die gleiche Humusformengruppe gestellt werden können. Tabelle 1 zeigt den Zusammenhang zwischen den Standortmerkmalen Substrat, Bodentyp, Humusform und Bodenbiozönose. Substrattyp und Bodentyp werden zur Bodenform verknüpft oder bilden in Anlehnung an KOPP et al. (1996) die Bodenstammform. Die Humusform und der Strukturtyp der Bodenbiozönose bilden gemeinsam den biologischen Bodenzustand bzw. die Bodenzustandsform. Die Veränderungsdynamik nimmt vom Substrat in Richtung Bodenbiozönose zu.

Tab. 1: Aggregierte Standortmerkmale

Substrattyp	Bodentyp	Humusform	Strukturtyp der Bodenbiozönose
Bodenform (Bodenstammform)		Biologischer Bodenzustand (Bodenzustandsform)	

→ → → zunehmend leicht veränderlich → → →

Da angestrebt wird, den Strukturtyp der Bodenbiozönose aus der Humusform abzuleiten, müssen beide Klassifikationen aufeinander abgestimmt werden. Ein wichtiges Kriterium ist die Zusammensetzung der Regenwurmzönose (GRAEFE 1993, 1998). Regenwürmer können als Habitatgestalter (Modulatoren) wirken. Das Vorhandensein oder Fehlen endogäischer und anecischer (tiefgrabender) Arten

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

** IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Winterlinger Weg 11, D-70567 Stuttgart

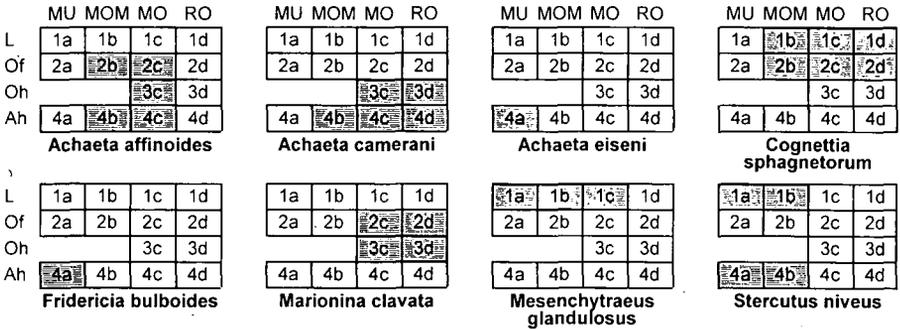


Abb. 1: Schwergewicht des Vorkommens (schattiert) ausgewählter Kleinringelwurmart im Kontinuum der Humushorizonte und Humusformen

beeinflusst sowohl die Humusform als auch die gesamte Bodenbiozönose. Weitere Differenzierungen sind mit Hilfe ökologischer Artengruppen der Mesofauna möglich. Abbildung 1 zeigt, wie diese Artengruppen gebildet werden können. Jede Art bevorzugt einen bestimmten Bereich auf dem Gradienten von Mull (MU) über mullartigen Moder (MOM) bis zu Rohhumus (RO). Ein zweiter Gradient entsteht durch die vertikale Horizontfolge von der Streu (L) bis zum humosen Mineralboden (Ah). Arten, die den gleichen Bereich im Kontinuum der Humushorizonte und der Humusformen einnehmen, lassen sich zu ökologischen Artengruppen zusammenfassen. Durch die kombinierte Erfassung der Regenwürmer und einer Mesofaunagruppe ist bereits eine sehr differenzierte Strukturbeschreibung der Bodenbiozönose möglich (GRAEFE 1997).

Die Dreiteilung in Mull, Moder und Rohhumus findet in der Struktur der Bodenbiozönose keine Entsprechung. Es fehlen durchgängig anwendbare Kriterien für die Abgrenzung zwischen Moder und Rohhumus. Auch die Zweiteilung in Mineralboden-Humusformen und Auflage-Humusformen (v. ZEZSCHWITZ 1976) ist problematisch, weil sie mitten durch den Moder verläuft und die organischen Böden ausschließt. Als Alternative schlagen wir eine Gliederung in zwei Abteilungen vor, die wir Mull-Humusformen und Moder-Humusformen nennen. Sie folgt dem Gradienten der Basensättigung und ist nicht nur morphologisch sondern auch zöologisch begründet. Das entscheidende Kriterium aus der Bodenbiozönose ist das Auftreten oder Fehlen endogäischer bzw. anecischer Regenwürmer. In zweiter Linie schlagen wir die Unterscheidung in aeromorphe, aerohydromorphe und hydromorphe Humusformen vor. Eine weitere Unterteilung erfolgt dann nach diagnostischen Horizonten und Horizontkombinationen (Tab. 2).

Zu den aeromorphen Humusformen gehören auch alle Ackerhumusformen und viele des Grünlands. Als A-Mull bezeichnen wir nach einem Vorschlag von MILBERT (1998) die technologischen Humusformen ohne organische Auflage auf Äckern und auf Wechselgrünland. L-Mull und F-Mull entsprechen weitgehend den bisherigen Definitionen, umfassen aber auch Standorte im Grünland und auf organischen Böden. Bei den Moder-Humusformen schlagen wir vor, auf die Bezeichnungen mullartiger Moder und Rohhumus zu verzichten und die Benennung wie bei den Mull-Humusformen nach diagnostischen Horizonten vorzunehmen.

Der A-Moder entspricht dem mullartigen Moder. Ansatzweise ist ein Oh-Horizont vorhanden, der aber nicht durchgängig entwickelt sein muß. Der Ah-Horizont erfährt aktuell keine bioturbative Prägung durch Regenwürmer. Er kann aber, wenn es sich um einen degradierten Mull handelt, früher durch Bioturbation entstanden sein. *Lumbricus rubellus* kommt in der Regel vor, endogäische Arten jedoch fehlen. Dennoch ist der Ah-Horizont stark belebt. Die Verteilung der Kleinringelwürmer und anderer Gruppen der Mesofauna kann hier einen Schwerpunkt haben, ebenso die Durchwurzelung, weil ein Großteil der Nährstoffe in diesem Horizont frei wird.

Tab. 2: Übersicht der Humusformen

	Mull-Humusformen			Moder-Humusformen		
Aeromorphe Humusformen	A-Mull Ap/- oder Hp/-	L-Mull L/Ah/- oder L/Hm/-	F-Mull L/Of/Ah/- oder L/Of/Hm/-	A-Moder L/Of/(Oh)/Ah/- Durchwurzelungsschwergewicht im <u>Ah</u>	H-Moder L/Of/Oh/A(e)h/- Durchwurzelungsschwergewicht im <u>Oh</u> Oh/A(e)h schlecht trennbar	F-Moder L/Of/Oh/Ahe/- Durchwurzelungsschwergewicht im <u>Of</u>
	Kryptomull, Wurmull, Sandmull, Ackermoder (Blume & Beyer 1996) Integrierter bis Disintegrierter Ackermull (Wiechmann 1996)	L-Mull, Sandmull, Kalkmull (KA4) (part.) Vermimull, (part.) Rhizomull (Green et al. 1993) Eumull, Mésomull (Jabiol et al. 1995)	F-Mull (KA4) (part.) Vermimull, (part.) Rhizomull (Green et al. 1993) Oligomull, Dysmull, (Jabiol et al. 1995)	Mullartiger Moder (KA4) Mullmoder (Green et al. 1993) Hémimoder (Jabiol et al. 1995)	Typischer Moder, (part.) Rohhumusartiger Moder (KA4) Graswurzelfilz-Moder, Typischer Tangelhumus (FS5) Leptomoder, Lignomoder, Mormoder (Green et al. 1993) Eumoder, Dysmoder (Jabiol et al. 1995)	Rohhumus, (part.) Rohhumusartiger Moder (KA4) Magerhumus, Mächtiger Tangelhumus (FS5) Hemimor, Humimor, Resimor, Lignomor (Green et al. 1993) Mor (Jabiol et al. 1995)
Aerohydromorphe Humusformen	A-Feuchtmull Ah/Go/- oder Ah/Sd/-	L-Feuchtmull L/Ah/Go/- oder L/Ah/Sd/-	F-Feuchtmull L/Of/Ah/Go/- oder L/Of/Ah/Sd/-	A-Feuchtmoder L/Of/(Oh)/Ah/Go/- od. L/Of/(Oh)/Ah/Sd/- Ah > L+Of+(Oh)	H-Feuchtmoder L/Of/Oh/Ah/Go/- od. L/Of/Oh/Ah/Sd/- L+Of+Oh < 10 cm	F-Feuchtmoder L/Of/Oh/Ah/Go/- od. L/Of/Oh/Ah/Sd/- L+Of+Oh > 10 cm
	(part.) Hydromull (Jabiol et al. 1995)	(part.) Hydromull (Green et al. 1993) (part.) Hydromull (Jabiol et al. 1995)	(part.) Hydromull (Green et al. 1993) (part.) Hydromull (Jabiol et al. 1995)	(part.) Hydromull (Green et al. 1993) (part.) Hydromoder (Jabiol et al. 1995)	Hydromoder (Green et al. 1993) (part.) Hydromoder (Jabiol et al. 1995)	Hydromor (Green et al. 1993) Hydromor (Jabiol et al. 1995)
Hydromorphe Humusformen	Anmoor Aa/-	Niedermoor basenreich nHr/-	Niedermoor mäßig basenhaltig nHr/-	Niedermoor basenarm nHr/-	Übergangsmoor uHr/-	Hochmoor hHr/-
	Anmoor (KA4) Anmoor (Jabiol et al. 1995)	(part.) Niedermoortorf (FS5) (part.) Saprimoder (Green et al. 1993)	(part.) Niedermoortorf (FS5) (part.) Saprimoder (Green et al. 1993)	(part.) Niedermoortorf (FS5) (part.) Mesimor (Green et al. 1993)	Übergangsmoortorf (FS5) (part.) Mesimor (Green et al. 1993)	Hochmoortorf (FS5) Fibrimor (Green et al. 1993)

Der H-Moder entspricht dem typischen Moder. Außerdem gehören der Graswurzelfilz-Moder und der typische Tangelhumus hierher. Der Oh-Horizont ist stets vollständig entwickelt, stark belebt und von Feinwurzeln durchzogen. Charakteristisch ist auch der unscharfe Übergang zum Mineralboden. Der F-Moder schließlich umfaßt den Rohhumus, Teile des rohhumusartigen Moder, den Magerhumus und den mächtigen Tangelhumus. Auch der F-Moder kann einen mächtigen Oh-Horizont aufweisen, doch ist dieser wenig belebt und nicht sehr stark durchwurzelt.

Der Begriff aerohydromorphe Humusformen ist neu. Wir schlagen ihn vor, um damit auszudrücken, daß das Humusprofil eine noch überwiegend aeromorphe Prägung hat, obwohl die tieferen Horizonte Hydromorphiemerkmale aufweisen. Aerohydromorphe Humusformen kommen vor allem an wechselfeuchten Standorten vor. Ihre Biozönosen ähneln weitgehend denen der aeromorphen, auch wenn sich Feuchte- und Nässezeiger hinzugesellen. Bei den aerohydromorphen Mull-Humusformen fehlen die tiefgrabenden Regenwürmer.

Davon abzugrenzen sind die hydromorphen Humusformen an dauerhaft nassen Standorten. Wir verwenden nicht die Namen der Torfe, weil es sich dabei um Substrate handelt, sondern benutzen die Bodentyp-Bezeichnungen Niedermoor und Hochmoor auch zur Benennung der Humusform. Die Grenze zwischen Mull und Moder liegt innerhalb der Niedermoorgruppe und wird vom Basengehalt bestimmt. Basenreiche Niedermoores können einen hohen Regenwurmbesatz aufweisen, wobei die Nässezeiger *Octolasion tyrtaeum* und *Eiseniella tetraedra* eine besondere Rolle spielen.

Tabelle 2 zeigt eine Gesamtübersicht, auf der auch die Bezeichnungen der kanadischen (GREEN et al. 1993) und der französischen Humusformensystematik (JABIOL et al. 1995) eingetragen sind, um zu verdeutlichen, wie wir diese synonymisieren und in das vorgeschlagene Klassifikationssystem einbetten würden. Dadurch werden die bisherigen Bezeichnungen nicht überflüssig. Sie behalten ihre Bedeutung vor allem für die weitere Feindifferenzierung der Humusformen.

Literatur

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Auflage (KA4). Hannover.
- AK Standortkartierung (1996): Forstliche Standortaufnahme. - 5. Auflage (FS5). Eching.
- BEYER, L. (1996): Humusformen und -typen. In: BLUME, H.-P. et al. (Hrsg): Handbuch der Bodenkunde, Kap. 2.2.1. ecomed, Landsberg. 20 S.
- BLUME, H.-P., BEYER, L. (1996): Zur Definition von Humusformen ackerbaulich genutzter Böden I. Diagnostische Merkmale. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 80: 183-185.
- DUNGER, W. (1998): Die Bindung zwischen Bodenorganismen und Böden und die biologische Beurteilung von Böden. Bodenschutz 3: 62-68.
- GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 69: 95-98.
- GRAEFE, U. (1994): Humusformengliederung aus bodenzoologischer Sicht. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 74: 41-44.
- GRAEFE, U. (1997): Von der Spezies zum Ökosystem: der Bewertungsschritt bei der bodenbiologischen Diagnose. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 69, 2: 45-53.
- GRAEFE, U., ELSNER, D.-C., NECKER, U. (1998): Monitoring auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen: Bodenzoologische Parameter zur Kennzeichnung des biologischen Bodenzustandes. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 87: 343-346.
- GRAEFE, U. (1998): Annelidenzönosen nasser Böden und ihre Einordnung in Zersetzergesellschaften. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 88: (im Druck).
- GREEN, R. N., TROWBRIDGE, R. L., KLINKA, K. (1993): Towards a taxonomic classification of humus forms. Forest Science Monograph 29. 1-49.
- JABIOL, B., BRÉTHES, A., PONGE, J.-F., TOUTAIN, F., BRUN, J.-J. (1995): L'Humus sous toutes ses formes. ENGREF, Nancy. 63 S.
- KOPP, D., DIECKMANN, O., KONOPATZKY, A. (1996): Methode der Humusformenansprache bei der forstlichen Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 80: 205-216.
- MILBERT, G., BROLL, G. (1998): Diskussionsvorschlag zur Gliederung der Humusformen unter Berücksichtigung von Bodenwasserhaushalt und Nutzung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 88: (im Druck).
- WIEHMANN, H. (1996): Sinn und Möglichkeiten der Klassifizierung von Ackerhumusformen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 80: 197-200.
- ZEZSCHWITZ, E. V. (1976): Ansprachemerkmale der terrestrischen Waldhumusformen des nordwestdeutschen Mittelgebirgsraumes. Geol. Jb. F3: 53-105.

Untersuchungen zur funktionellen Diversität der Bodenorganismen bei der Rekultivierung der Hochhalde auf dem Industriegelände Leuna

von

KLIMANEK, E.M.

Einleitung

Von der REBO Umwelttechnik GmbH werden seit 1994 Arbeiten zur Sicherung der südlichen Erweiterung der Hochhalde Leuna durchgeführt. Sie haben zum Ziel, auf die Oberflächen der Dämme und Permen eine Abdeckung aus begrünungsfähigem Material aufzubringen. Es dient der Sicherung der Halde gegen witterungsbedingte Erosionserscheinungen, verhindert Staub- und Schadstoffemissionen und bildet die Grundlage für eine Begrünung der Halden verbunden mit einer Verschönerung des Landschaftsbildes.

Die Halde hat eine Höhe von ca. 30 m und besteht aus einem dicht gelagerten Körper aus Asche der Kohlekraftwerke, Rückständen der Winkleranlage und Kalkschlämmen. Das Substrat wurde aus Haldenmaterial mit Zusätzen von kommunalem Klärschlamm, Komposten, Strukturmaterialien und Zusatzstoffen nach speziellen Rezepturen der REBO Umwelttechnik GmbH hergestellt. Durch den Zusatz von Klärschlämmen erhält das Substrat hohe C- und N-Mengen.

Die bei der Bildung bodenähnlicher Substrate ablaufenden biologischen Prozesse wurden mit Hilfe ausgewählter mikrobieller Parameter untersucht. Erste Ergebnisse zur biologischen Aktivität derartiger Substrate werden in Abhängigkeit von der Dauer ihrer Aufbringung und ihrer Lage auf der Halde vorgestellt.

Material und Methoden

Untersucht wurde das bodenähnliche Substrat von Haldenabschnitten unterschiedlichen Alters sowie die Ausgangsprodukte Asche und Klärschlamm auf die funktionelle, biologische Diversität an den Parametern mikrobielle Biomasse, Basalatmung, Enzymaktivitäten (Dehydrogenase **DH**, Protease **P**, alkalische Phosphatase **AP**, β -Glucosidase, Dimethylsulfoxid-Reduktion **DMSO**) und dem metabolischen Quotienten $q\text{CO}_2$. Über den Anteil der Bakterien und Pilze mit Hilfe der selektiven Hemmung von Bakterien und Pilzen sowie den Gehalt an „Kolonienbildenden Einheiten“ (KBE) von Bakterien, Pilzen und Actinomyceten sollen Aussagen über mikrobielle Sukzessionen getroffen werden. Die Langzeit-Inkubation bei 25° C und 60% WK_{max} charakterisiert die Mineralisierbarkeit der Substrate. Es wurden die chemischen Parameter C_{org} , N_i , C_{hwt} und der pH-Wert bestimmt.

Die Bodenproben wurden auf 5 Flächen mit unterschiedlich langer Einbauzeit des Substrates und Lage auf der Halde von jeweils 4 Teilstücken entnommen. Bis auf die 1997 angelegte Fläche weisen die Flächen einen Pflanzenbestand (Rasen, Sträucher, Bäume) auf. Sie haben folgende Bezeichnung:

1 SH 95 = Süd-Halde, Anlage 1995; **2 NH 94** = Nord-Halde, Anlage 1994; **3 NH 95** = Nord-Halde, Anlage 1995; **4 PL 96** = Plateau, Anlage 1996; **5 NH 97** = Nord-Halde, Anlage 1997

Ergebnisse

Die Substrate der untersuchten Flächen zeichnen sich durchweg durch eine hohe biologische Aktivität aus. Die mikrobielle Biomasse war wesentlich höher als auf Ackerböden, zurückzuführen auf den zugesetzten Klärschlamm. Aber auch in der Asche betrug der Biomassegehalt noch 112 $\mu\text{g C}_{\text{mik}}/\text{g TS}$. Das würde einem schlecht mit organischer Substanz versorgten Sandboden entsprechen. Die höchsten Biomassegehalte waren auf der 1997 abgedeckten Fläche zu finden (Tab. 1/ NH 97). Während des Untersuchungszeitraumes 1996/97 konnte auf den Flächen mit unterschiedlich alten Substraten noch keine deutlichen Veränderungen der mikrobiellen Biomasse festgestellt werden. Die Werte schwanken stark, bedingt durch die Inhomogenität des Materials.

Im Gegensatz zu Ackerböden lag eine sehr hohe Basalatumung mit 6-18 $\mu\text{g CO}_2\text{-C}/\text{g TS}$ und ein sehr hoher metabolischer Quotient vor. Das deutet auf eine große Masse an leicht mineralisierbaren C-Verbindungen hin. Es ist jedoch auch daraus abzuleiten, daß diese Substrate mehr der Erhaltung- atmung als der Vermehrung der Mikroorganismen dienen, wie die hohen $q\text{CO}_2$ -Werte zeigen. Das $\text{C}_{\text{mik}}/\text{C}_{\text{org}}$ -Verhältnis lag mit Ausnahme des Klärschlammes (0,68%) unter 0,4 %. Das bedeutet eine schwache mikrobielle Besiedlung des C-reichen Substrates.

Tab.1: Mikrobielle Biomasse und metabolischer Quotient $q\text{CO}_2$ von Substraten der Haldenabdeckung in Abhängigkeit von der Aufbringungsdauer

Flächen	Biomasse ($\mu\text{g C}_{\text{mik}} / \text{g TS}$)				$q \text{CO}_2$ ($\text{ng C} / \mu\text{g C}_{\text{mik}}$)			
	F 1996	H 1996	F 1997	H 1997	F 1996	H 1996	F 1997	H 1997
NH 94	441	424	243	511	17,98	19,12	18,58	13,31
NH 95	341	532	284	412	24,60	23,51	20,42	18,34
SH 95	333	406	345	423	22,19	17,09	48,67	13,93
PL 96	479	468	293	363	24,12	25,24	25,72	17,25
NH 97				612			25,26	20,76
Asche			112				9,46	
Klärschl			1831				61,72	

Die geprüften Enzyme wiesen im Vergleich zu natürlich gewachsenen Böden entsprechend der mikrobiellen Biomasse wesentlich höhere Aktivitäten auf. Ganz ausgeprägt zeigte sich eine Abstufung der Dehydrogenase mit der Ausbringungsdauer (Abb.1). Bei der alkalischen Phosphatase bestanden zwischen den einzelnen Flächen kaum Unterschiede. Die Werte lagen auf allen Prüfgliedern zu allen Terminen bis zum Vierfachen höher als auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Das deutet auf das Vorhandensein großer Mengen organisch gebundenen Phosphors hin.

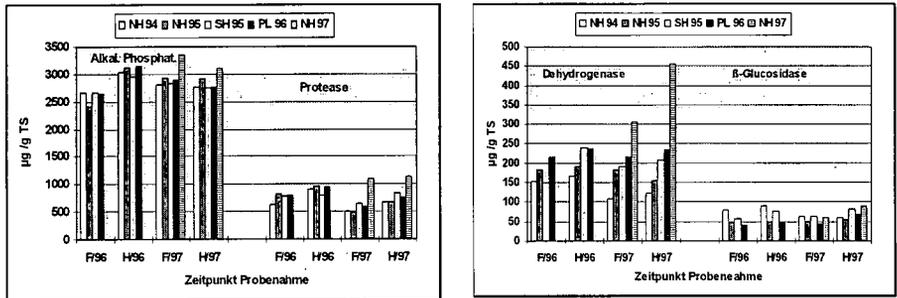


Abb. 1: Enzymaktivitäten der Substrate von Haldenabschnitten der Hochhalde Leuna unterschiedlichen Alters im Versuchszeitraum 1996/1997 (Dehydrogenase $\mu\text{g TPF}/\text{g}24\text{h}$; β -Glucosidase $\mu\text{g Saliginin}/\text{g}3\text{h}$; Alkalische Phosphatase $\mu\text{g p-NP}/\text{g}h$; Protease $\mu\text{g Tyr.}/\text{g}2h$)

Mit Ausnahme der 1997 angelegten Fläche NH 97 mit den höchsten KBE der Bakterien, Actinomyceten und Pilze, sind keine eindeutigen Unterschiede zwischen den unterschiedlich alten Flächen zu erkennen. Die Variabilität im Mikrobenbesatz zwischen den Teilstücken und die Streuung der Einzelergebnisse ist sehr hoch. Im Frühjahr 1997 waren die KBE der Bakterien und teilweise der Actinomyceten besonders stark erhöht, während die KBE der Pilze in der Größenordnung gewachsener Böden lag. Erste Untersuchungen zum Anteil der Bakterien und Pilze an der Gesamt-Bodenatmung mit Hilfe der selektiven Hemmung von Bakterien und Pilzen lassen mit der Lagerungsdauer des Substrates auf der Halde einen leichten Anstieg des Pilzanteils erkennen.

Die Substrate auf der Hochhalde zeichnen sich durch einen hohen Kohlenstoffgehalt aus. Er liegt in Abhängigkeit von der Aufbringungsdauer der Substrate auf die Halde zwischen 11 und 19 %. Die Asche weist einen C_T-Gehalt von 7 % mit ca. 2 % Carbonat-C auf, der Klärschlamm 26,8 %. Das C/N-Verhältnis liegt zwischen 17 und 21 bei den Substraten, in der Asche bei 29 und im Klärschlamm bei 5,4.

Während einer Inkubationsdauer von 100 Tagen wurde das Mineralisierungsvermögen der unterschiedlich alten Substrate geprüft. Das 1997 aufgebrachte Substrat (Fläche NH 97) wies die höchste Mineralisierbarkeit auf (Abb.3). Bei den übrigen Substraten war sie schon stark zurückgegangen und hängt, wie Abb.4 erkennen läßt, sehr stark vom leichtmineralisierbaren Kohlenstoffgehalt ab, der durch den heißwasserlöslichen C (C_{hw}) ausgedrückt werden kann. Zwischen ihm, der CO₂-Freisetzung und der mikrobiellen Biomasse bestehen lineare Korrelationen.

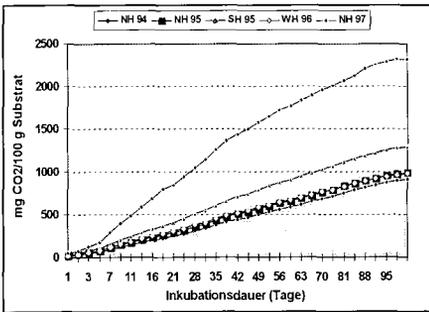


Abb. 2: CO₂-Freisetzung aus Substraten von Rekultivierungsflächen der Hochhalde Leuna unterschiedlicher Anlagedauer während einer Inkubationszeit von 100 Tagen unter Laborbedingungen

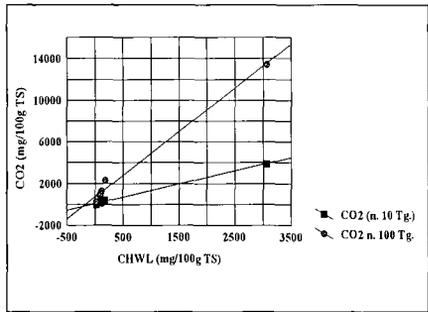


Abb. 3: Korrelationen zwischen heißwasserlöslichem Kohlenstoff, C-Mineralisierung und der mikrobiellen Biomasse der unterschiedlich alten Substrate

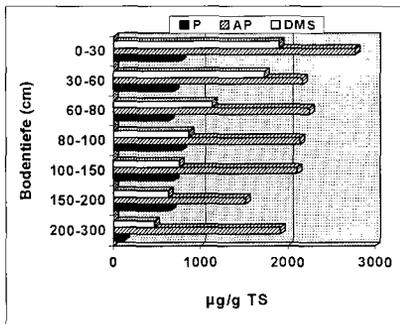
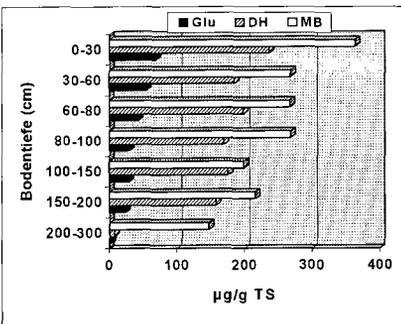
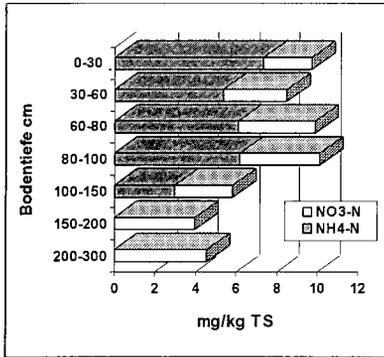


Abb. 4: Bodenmikrobiologische Parameter der Fläche PL 96 in Abhängigkeit von der Bodentiefe [MB mikrobielle Biomasse (µg C_{mi}/g); DH Dehydrogenase (µg TPF/g/24h); AP alkal. Phosphatase (µg p-NP/g/h); P Protease (µg Tyr/g/2h); β-Glu β-Glucosidase (µg Salig/g/3h); DMSO Dimethylsulfoxid-Reduktion (ng DMS/g/h)]

In natürlich gewachsenen Böden ist die höchste biologische Aktivität in der Regel in den oberen 10 cm zu finden und nimmt mit der Tiefe in Abhängigkeit vom Vorhandensein organischer Substanz stark ab. Die auf die Halde aufgebrachte ca. 2 m starke Substratschicht besteht aus einheitlichem Material mit annähernd gleichem C- und N-Gehalt. Bei der Erfassung der Tiefenverteilung der mikrobiellen Aktivität bis zu 3 m auf der Fläche PL 96 wurde die höchste Aktivität bei allen geprüften Parametern in den oberen 30 cm nachgewiesen. Im Gegensatz zu natürlich gewachsenen Böden nahmen die Aktivitäten bis in die Tiefe von 2 m nur sehr langsam ab. Erst in der Schicht 200-300 cm wurden die Werte merklich geringer. Besonders hohe Enzymaktivitäten konnten bei der alkalischen Phosphatase, Protease und Dehydrogenase bis in die Tiefe von 150 cm nachgewiesen werden.



Die N_{an}-Gehalte mit etwa 2/3 Ammonium-Stickstoff nahmen in der Tiefe von 100-150 cm um 50% ab. In den Schichten 150-200 und 200-300 cm war kein Ammonium mehr nachzuweisen, der mineralische Stickstoff lag nur noch in Nitratform vor (Abb. 5). Der leichte Anstieg des Nitratgehaltes in der Tiefe kann auf eine Verlagerung zurückzuführen sein. Eine Gefährdung des Grundwassers durch Nitratreintrag ist nicht zu erwarten.

Abb. 5: Mineralischer Stickstoffgehalt in unterschiedlicher Substrattiefe der Fläche PL 96 der Hochhalde Leuna

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

- Die aus Asche, Klärschlamm und Zuschlagstoffen hergestellten Substrate unterlagen im ersten Jahr ihrer Aufbringung der stärksten Mineralisierung. Sie wiesen die höchste mikrobielle Biomasse und die höchste Aktivität der Enzyme Dehydrogenase und Protease auf. Zwischen den 1994 bis 1996 angelegten Flächen bestanden bei den bodenbiologischen Parametern im Untersuchungsjahr 1997 nur noch geringe Unterschiede.
- Die Enzyme β -Glucosidase und alkalische Phosphatase waren auf den unterschiedlich alten Flächen annähernd gleich. Sie stehen nicht in Beziehung zur Höhe der mikrobiellen Biomasse.
- Eine hohe biologische Aktivität war in der gesamten Auflage von 200 cm Substrat festzustellen, die in die Tiefe nur leicht abnahm. Das weist neben der guten Nährstoffversorgung auf einen ausreichenden Sauerstoffgehalt bis in diese Tiefe hin.
- Unterhalb der Substratauflage hatte sich im Haldenkörper (200-300 cm Tiefe) nur die mikrobielle Biomasse und die alkalische Phosphatase geringfügig erhöht.
- Der mineralische Stickstoffgehalt unterschied sich in den einzelnen Bodentiefen bis 100 cm nur wenig, nahm dann bis zu 300 cm Tiefe um die Hälfte ab. Den größten Teil bildete der NH₄-N. Ab 150 cm war nur noch Nitrat zu finden. Im Haldenkörper war der Nitratgehalt nur leicht angestiegen.
- Das über selektive Hemmung bestimmte Pilz-Bakterien-Verhältnis hatte sich während des Versuchszeitraumes von vier Jahren kaum verändert. Zur Erfassung mikrobieller Sukzessionen während des Bodenbildungsprozesses in den Substraten wird bei künftigen Untersuchungen die Bestimmung des Phospholipid-Fettsäuremuster der Bodenmikroorganismen einbezogen.
- Durch diese Rekultivierungsmethode der Fa. REBO auf winderosionsgefährdeten Flächen wird in Industriegebieten die Staubbelastung der umliegenden Wohngebiete stark vermindert und kommunaler Klärschlamm einer sinnvollen Nutzung zugeführt.
- Derartig sanierte Flächen bieten sich durch die hohe Mineralisierbarkeit und biologische Aktivität des bodenähnlichen Substrates zum Anbau industriell nutzbarer Pflanzen oder bei der Anlage von Naherholungsgebieten an.

Substratinduzierte Respiration, Bodenatmung und Enzymaktivitäten in Böden eines Langzeitversuches zum biologischen Gemüsebau

von

MEISSNER, SMEJKAL, G.

Einleitung

Lange Zeit in eine Außenseiterrolle gedrängt, gewinnt die biologische Bewirtschaftungsweise zunehmend an Bedeutung. In Österreich wurden 1997 bereits 9 % der landwirtschaftlichen Betriebe biologisch bewirtschaftet. Doch nach wie vor ist weitgehend unbekannt, worin das Wesen der biologischen Bewirtschaftungsweise liegt und was den Unterschied zur konventionellen Methode ausmacht. Mit den üblichen bodenchemischen Methoden ist dieser Frage auch kaum beizukommen. Deutlich erfolgreicher sind dagegen bodenmikrobiologische Untersuchungsmethoden. Allerdings ist noch wenig über deren Aussagekraft bekannt. In der vorliegenden Arbeit wird daher versucht, sowohl Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsweisen als auch Zusammenhänge zwischen Bewirtschaftungsweisen und bodenmikrobiologischen Parametern aufzuzeigen. Bei der Interpretation der Meßergebnisse dieser Untersuchung steht vor allem das zeitliche Verhalten der mikrobiologischen Aktivitäten anstelle einer punktuellen Bewertung im Mittelpunkt. Zusätzlich wird versucht mittels „spezifischer Aktivitäten“, d. h. Aktivität pro Einheit mikrobieller Biomasse, die Aussagekraft bodenmikrobiologischer Parameter zu erhöhen. Während die üblichen „absoluten Aktivitäten“, d. h. Aktivität pro Einheit Boden, die Informationen über die Aktivität und die Menge der Mikroorganismen enthalten, wird bei spezifischen Aktivitäten der Einfluß unterschiedlicher Mikroorganismenmengen eliminiert. Dadurch kann zusätzlich die Aktivität der Mikroorganismen selbst und nicht nur die Gesamtaktivität des Bodens beurteilt werden. Obwohl bereits KOWALCZYK, Th., SCHRÖDER, D. (1988) und BECK, Th. (1989) über spezifische Aktivitäten berichten, finden sie bisher fast nur in Form des metabolischen Quotienten, d. h. Bodenatmung pro Einheit mikrobieller Biomasse, nicht jedoch für Enzymaktivitäten Anwendung.

Versuchsbeschreibung und Methoden

Gegenstand dieser Untersuchung ist ein 1980 angelegter Langzeitversuch zum biologischen Gemüsebau, der bereits an anderer Stelle detailliert beschrieben wurde, SMEJKAL, G. (1996). Die zweifaktorielle Versuchsanlage prüft in vier Wiederholungen die Faktoren „Bewirtschaftungsweise“ mit den Varianten biologisch, konventionell und unbehandelte Kontrolle (Tab. 1) und „Pflanzenart“ mit den Varianten Salat gefolgt von Weißkraut, Tomate, Sellerie, Kohlrabi gefolgt von Endivie.

	Bewirtschaftungsweise		
	biologisch	konventionell	unbehandelt
Chemischer Pflanzenschutz	nein	ja	nein
Herbizide	nein	ja	nein
Mechanische Unkrautkontrolle	ja	ja	ja
Mineraldünger	nein	ja	nein
Organische Düngung	100 dt Kompost/ha. a	200 dt Stallmist/ha.3a	nein

Tab. 1: Charakteristika der Bewirtschaftungsweisen

Die biologische Variante (BIO) erhielt jährlich eine Gabe von 100 dt/ha Kompost, der üblicherweise aus Gartenabfällen hergestellt wurde. Im Frühjahr 1990 wurde als Ausnahme von der Regel einmalig kompostierter Stallmist (KSTM) ausgebracht. Zusätzlich zur mineralischen Düngung nach Bedarf erhielt die konventionelle Variante (KON) alle drei Jahre eine Gabe von 200 dt/ha Stallmist (STM). Die unbehandelte Variante (NULL) erhielt keinerlei Düngung, weder organisch noch mineralisch.

Beginnend mit Herbst 1989 wurden sieben Probenahmen jeweils im Frühjahr, Sommer und Herbst durchgeführt. Die Mischproben aus 9 Einstichen pro Parzelle (0-8,5 cm, 26 m²) wurden auf 2 mm gesiebt und bei -25°C gelagert. Vor den Analysen wurden die Proben drei Tage bei +5°C aufgetaut.

Die aktive mikrobielle Biomasse wurde mittels substratinduzierter Respiration (SIR) im Isermeyer-Ansatz geschätzt. Auf eine Umrechnung der Ergebnisse auf „mg Biomassekohlenstoff“ wurde verzichtet. Dabei handelt es sich lediglich um eine Multiplikation mit einem Faktor, die keine Zunahme an Information bewirkt, dafür aber mit einigen Unsicherheiten behaftet ist. Zusätzlich wurden die Bodenatmung im Isermeyer-Ansatz und die Aktivitäten der Enzyme Dehydrogenase (TTC, THALMANN), Xylanase (SCHINNER, VON MERSI), alkalische Phosphatase, Phosphatase bei bodeneigenem pH-Wert (HOFFMANN), Protease (LADD, BUTLER) und Urease (KANDELER, GERBER) gemessen. Alle Methoden sind in SCHINNER, F., et al. (1993) ausführlich beschrieben. Abweichend von der heute üblichen Praxis wurde die Bodenatmung nur vier Stunden, die Dehydrogenase nur sechs Stunden bebrütet. Alle Analysen wurden in zweifacher Wiederholung durchgeführt, die Ergebnisse gemittelt und auf Trockenmasse (105°C) bezogen.

Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund der unterschiedlichen Ernährungssituation waren die Unterschiede der SIR zwischen biologischer und unbehandelter Variante zu erwarten (Abb. 1). Im Gegensatz zu deren eher gleichförmigen Verlauf zeigt die Kurve der konventionellen Fläche starke jahreszeitliche Schwankungen und eine starke Zunahme nach dem Stallmist im Frühjahr 1990. Erstaunlich ist, daß die SIR der biologische Variante dagegen keinerlei Reaktion auf den kompostierten Stallmist zeigt. Daraus läßt sich ableiten, daß die Bewirtschaftungsweisen Mikroorganismengesellschaften mit unterschiedlichen ökologischen Strategien begünstigen. Die Mikroorganismen der konventionellen Variante reagieren auf unterschiedliches Nahrungsangebot mit Zu- oder Abnahme der mikrobiellen Biomasse (r-Strategen), während sich die mikrobielle Biomasse der biologischen Flächen kaum mit dem jahreszeitlich wechselnden Nahrungsangebot ändert, und selbst der massive Nährstoffeintrag durch den kompostierten Stallmist im Frühjahr 1990 nicht in Wachstum umgesetzt wird (K-Strategen). Möglicherweise steht das damit im Zusammenhang, daß die Mikroorganismen der unbehandelten und der biologischen Flächen alle Nährstoffe aus der organischen Substanz freisetzen müssen und sich daher an deren Verwertung anpassen, während die Mikroorganismen der konventionellen Variante zusätzlich durch leicht lösliche mineralische Dünger mit Stickstoff und Phosphor versorgt werden und sich deshalb eher an ein wechselndes Nährstoffangebot anpassen. Die Wirkung des Stallmistes erstreckt sich allerdings nur auf das Jahr der Anwendung, denn 1991 liegt die SIR der konventionellen Fläche bereits wieder auf dem Niveau der ersten beiden Probenahmen.

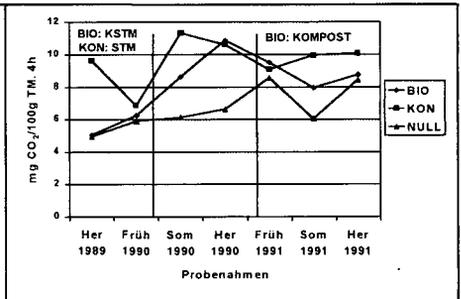
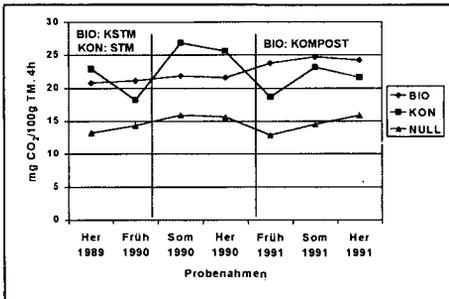


Abb. 1: Ergebnisse der substratinduzierten Respiration (Früh = Frühling, Som = Sommer, Her = Herbst)

Abb. 2: Ergebnisse der Bodenatmung (TM = Trockenmasse)

Ähnlich der SIR zeigt die Bodenatmung der konventionellen Fläche starke jahreszeitliche Schwankungen und eine Zunahme aufgrund des Stallmistes im Frühjahr 1990 (Abb. 2). Allerdings ist dessen Wirkung, anders als bei der SIR, auch noch 1991 an einer erhöhten Respirationsrate erkennbar. Ganz im Gegensatz zur SIR reagiert die Bodenatmung der biologischen Variante sehr wohl auf den kompostierten Stallmist im Frühjahr 1990. Ausgehend vom niedrigen Niveau der Kontrolle steigt sie bis zum Herbst auf den Wert der konventionellen Fläche an und sinkt danach wieder langsam ab. Allerdings erreicht sie nicht mehr die niedrigen Werte der ersten beiden Probenahmen.

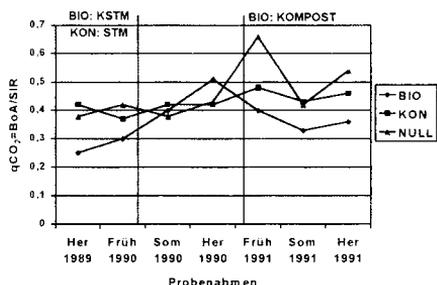


Abb. 3: Ergebnisse des metabolischen Quotienten ($=qCO_2$, BoA = Bodenatmung)

Statt die Ergebnisse der Bodenatmung direkt zu interpretieren, ist es günstiger, den metabolischen Quotienten (qCO_2) miteinander zu vergleichen (Abb.3). Wie der gleichförmige Verlauf des qCO_2 der konventionellen Variante zeigt, sind die starken Schwankungen der Bodenatmung auf Unterschiede in der mikrobiellen Biomasse und nicht auf Änderungen der Stoffwechselintensität zurückzuführen. Selbst der hohe Nährstoffimport durch den Stallmist läßt die Stoffwechselintensität nicht zunehmen, sehr wohl aber die mikrobiellen Biomasse. Der im Vergleich zur Bodenatmung nahezu unveränderte Verlauf des qCO_2 der biologischen Variante zeigt dagegen an, daß hier die Stoffwechselintensität tatsächlich zugenommen hat, obwohl der kompostierte Stallmist keine Veränderung der mikrobiellen Biomasse bewirkte.

Daß der qCO_2 der unbehandelten Kontrolle auf dem gleichen Niveau mit der konventionellen Fläche und zweimal sogar darüber liegt, läßt erkennen, daß die niedrigen Werte der Bodenatmung dieser Fläche auf deren kleinere mikrobielle Biomasse und nicht auf eine geringere Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen zurückzuführen sind.

All das unterstützt zwar die Vermutung, daß die Bewirtschaftungsweisen Mikroorganismengesellschaften mit unterschiedlichen Strategien der Nahrungsverwertung begünstigt, es bleibt aber zu klären, worauf die Unterschiede in der Biomassedynamik und im qCO_2 zurückzuführen sind. Daß die Größe der mikrobiellen Biomasse eines Bodens durch das Nahrungsangebot bestimmt wird, ist relativ offensichtlich. Weniger klar ist dagegen, wieso sich bei vergleichbarem Nahrungsangebot die Mikroorganismen der biologischen und der konventionellen Fläche dennoch in Menge, Biomassedynamik, Nahrungsverwertung und Atmungsintensität unterscheiden, während trotz aller sonstigen Differenzen kaum ein Unterschied zwischen dem qCO_2 der konventionellen und der unbehandelten Fläche besteht.

Die im Zusammenhang mit Unterschieden im qCO_2 häufig zitierte Vermutung von ANDERSON, T. H., DOMSCH, K. H (1990), daß unterschiedliche Bewirtschaftungsweisen Mikroorganismen mit unterschiedlicher energetischer Effizienz selektionieren würden, läßt leider offen, wie diese energetische Effizienz definiert ist und wie sie auf zellphysiologischer Ebene zustande kommen soll. Außerdem wäre bei energetischer Effizienz als Selektionskriterium zu erwarten, daß niedrige qCO_2 , als Zeichen hoher Effizienz, in kohlenstoffarmen Böden und hohe qCO_2 , als Zeichen geringer Effizienz, in kohlenstoffreichen Böden zu finden wären. Tatsächlich ist es aber genau umgekehrt, außer wenn auf kohlenstoffreichen Böden andere Ursachen für einen hohen qCO_2 verantwortlich sind.

Hohe qCO_2 gelten auch als Zeichen von Streß. Wie HEILMANN, B. et al. (1995) und LEBHUHN, M. et al. (1994) darlegen, dürfte ein streßbedingter hoher qCO_2 auf Reparaturmetabolismus bzw. auf „kryptisches Wachstum“ (POSTGATE, J. R., 1967), d. h. auf Wachstum, das auf der Nährstoffbasis von abgestorbenen Mikroorganismen beruht, zurückzuführen sein. Kryptisches Wachstum ist meines Erachtens essentiell für die Erklärung der Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungssystemen. Nach meiner Hypothese unterscheiden sich die Bewirtschaftungsweisen in der Turnoverrate ihrer Mikroorganismen, wodurch die Nährstoffe unterschiedlich schnell innerhalb der Mikroorganismengesellschaften zirkulieren. Da der Boden allerdings nur die Verluste an Kohlenstoff ersetzen muß, ist selbst Mikroorganismen von so unterversorgten Flächen, wie der unbehandelten, trotz klein bleibender mikrobieller Biomasse ein intensives Wachstum möglich. Bei konventioneller Bewirtschaftung erfolgt in Zeiten guter Nährstoffversorgung aufgrund der r-Strategie der Mikroorganismen intensives Wachstum. Sind die Nährstoffe verbraucht, erfolgt kryptisches Wachstum, das die mikrobielle Biomasse solange reduziert, bis der Nachschub aus dem Boden wieder ausreicht, um die Verluste zu ersetzen. Die Wachstumsrate und damit der metabolische Quotient bleiben dadurch über die Zeit weitgehend gleich, obwohl sich die mikrobielle Biomasse ändert. Zusätzlich könnten hohe lokale Düngerkonzentrationen die Turnoverrate beeinflussen (Nitrat kann mikrobielle Membranen schädigen, osmotische Belastung). Am ausgeglichensten scheinen die Bedingungen unter biologischer Bewirtschaftung zu sein. Allerdings überrascht, daß kompostierter Stallmist, der als die mildeste Anwendungsform von Stallmist gilt, die Mikroorganismen doch relativ stark belasten dürfte.

Am Beispiel der Xylanase läßt sich sehr schön der Zusammenhang zwischen den einzelnen Düngungsmaßnahmen und der Reaktion der Mikroorganismen darauf erkennen. Zwar unterscheiden sich die Grafiken der

Xylanase (Abb. 4) und der spezifischen Xylanase (Abb. 5) kaum voneinander, daran läßt sich aber erkennen, daß die Schwankungen der Xylanase tatsächlich Aktivitätsänderungen und nicht bloß Effekte unterschiedlich großer mikrobieller Biomassen sind. Außerdem lassen sich die Bewirtschaftungsweisen besser miteinander vergleichen. Da auf der unbehandelten Variante das Pflanzenwachstum geringer als bei den beiden anderen Varianten ist und die gesamte oberirdische Pflanzenmasse abgeführt wird, ist hier die Xylanase am geringsten. Etwas überrascht, daß trotz des jahreszeitlich schwankenden Angebotes an im Boden verbleibenden Pflanzenresten kaum Schwankungen der Xylanase auftreten. Daß die Werte der konventionellen Variante zu den ersten beiden Probenahmen auf der selben Höhe mit der unbehandelten liegen, läßt darauf schließen, daß der Abbau von Pflanzenmaterial auf der konventionellen Fläche eine deutlich geringe Rolle spielt als auf der biologischen, deren Xylanase signifikant höher ist. Die Applikation des Stallmistes führt zu einer enormen Steigerung der Xylanaseaktivität, was auf den hohen Strohgehalt des Stallmistes zurückzuführen ist. Wir erkennen auch, daß das Stroh im Boden sehr rasch abgebaut wird, weil die Xylanaseaktivität bereits im Herbst zurückgeht und im nächsten Jahr wieder auf der ursprünglichen Höhe liegt. Der Stallmistkompost auf der biologischen Fläche bewirkt dagegen kaum eine Steigerung. Das ist darauf zurückzuführen, daß dessen Stroh durch den Kompostierungsprozeß bereits weitgehend abgebaut ist. Der übliche Kompost aus Gartenabfällen im Frühjahr 1991 führt dagegen sehr wohl zu einem Anstieg der Xylanase. Da dieses Material vor allem aus Pflanzenresten besteht und weniger Stickstoff enthält als Stallmist, ist der Abbau weniger weit fortgeschritten, als beim Stroh des kompostierten Stallmistes.

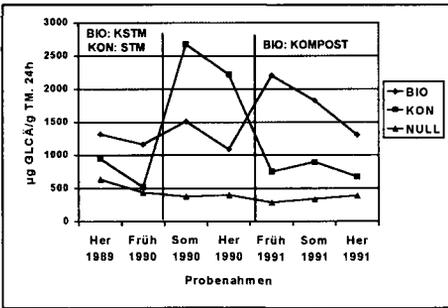


Abb. 4: Ergebnisse der Xylanase (GLCÄ = Glucoseäquivalente)

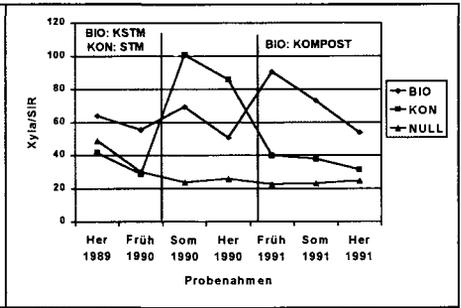


Abb. 5: Ergebnisse der spezifischen Xylanase (Xyla = Xylanase)

Literatur

- Anderson, T. H., Domsch, K. H. (1990): Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soil of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 22 (2): 251-255.
- Beck, Th. (1989): Einfluß langjähriger unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen auf bodenmikrobiologische Eigenschaften. *VDLUFA-Schriftenreihe* 28, Kongreßband 1988, Teil II, 879-892.
- Heilmann, B., Lebhuhn, M., Beese, F. (1995): Methods for the investigation of metabolic activities and shifts in the microbial community in a soil treated with a fungicide. *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 19: 186-192.
- Kowalczyk, Th., Schröder, D. (1988): Beeinflussung bodenbiologischer Parameter durch Bodeneigenschaften auf Standorten mit geringen Unterschieden im Corg.-Gehalt. *KALI-BRIEFE (Büntehof)*, Vol. 19 (5): 335-344.
- Lebhuhn, M., Heilmann, B., Hartmann, A. (1994): Effects of drying/rewetting stress on microbial auxin production and L-tryptophan catabolism in soils. *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 18: 302-310.
- Postgate, J. R. (1967): Viability measurements and the survival of microbes under minimum stress. *Advances in Microbial Physiology*, 1: 2-23.
- Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. 2. Aufl., Springer Verlag. ISBN 3-540-56206-0.
- Smejkal, G. (1996): Bodenbiologische Untersuchung zum ökologischen Gemüsebau – Aspekte der statistischen Auswertung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 81: 327-330.

Theoretische und experimentelle Ansätze zur Kennzeichnung der organischen Bodensubstanz als Produkt komplexer Organismengesellschaften

von

SIEWERT, Chr.

Die im Boden lebenden Organismen und ihre Wirkungen sind äußerst vielgestaltig. Nicht weniger heterogen ist die Zusammensetzung von Pflanzenrückständen. Hinzu kommt die Vernetzung von Wirkungen unterschiedlicher Organismen, die räumliche Variabilität und zeitliche Dynamik gegenseitiger Adaptionen sowie Wechselwirkungen mit abiotischen Komponenten.

Um ungeachtet dieser Spezifik Schlüsselprozesse der biologischen Bodenbildung beschreiben zu können, wird eine evolutionsbiologische Betrachtungsweise vorgeschlagen. Sie analysiert biogene Veränderungen abiotischer Umweltbedingungen, die sich in der globalen, erdgeschichtlichen Prägung der Sauerstoffatmosphäre und in zeitlich kürzeren, regionalen Veränderungen, wie z.B. der Bodenbildung äußern. Die damit verbundenen Modifikationsprozesse werden als Endergebnis der vielfältigen Wechselwirkungen in Ökosystemen angesehen, die den Charakter organischer Interaktionen widerspiegeln.

Zu den ersten Folgen dieses theoretischen Experiments zählen Thesen zur Bedeutung des Wasserhaushalts für die Organismenentwicklung und Prägung von Bodenbildungsprozessen seit dem Beginn des terrestrischen Lebens. So beeinflusst der Wasserhaushalt nicht nur Adaptionen und Entwicklungsmuster einzelner Organismenarten, sondern auch das Zusammenleben von Organismen. Die organische Bodensubstanz (OBS) - neben der Sauerstoffatmosphäre das Hauptprodukt der Lebenstätigkeit der Organismen - ist folglich nicht nur Produkt der Wirkungen einzelner Organismen. Insbesondere humifizierte Komponenten stellen ein Ergebnis der Wechselwirkungen unterschiedlicher Organismen dar, die vom Wasserhaushalt abhängig sind (vergl. Siewert, 1994). Ihre Anreicherung in geologischen Substraten induziert dauerhafte Veränderungen der Substrateigenschaften (analog zu Wirkungen der Sauerstoffatmosphäre auf das Klima). Die veränderten Substrateigenschaften wirken auf Adaptionen der Organismen zurück und beeinflussen dadurch - ebenfalls analog zur Sauerstoffatmosphäre - die evolutive Entwicklung der Arten, wodurch sich Humusstoffe und ihre Wirkungen coevolutiv verändern. Demnach unterliegen Funktionen der Humusstoffe im Unterschied zu allen anderen Komponenten der OBS einer erdgeschichtlichen Prägung, die an wasserabhängige Wechselwirkungen heutiger Organismen gebunden ist. Darauf aufbauend wurde vermutet, daß die Wirkungen heutiger Humusstoffe an eine spezifische Art der Wasserhaltefähigkeit gebunden sind, die sich unabhängig von Wirkungen einzelner Organismen und damit auch unabhängig von der chemischen Zusammensetzung ihrer Rückstände ausbildet.

Mit anderen Worten werden Humusstoffe als ein regionales Pendant der globalen Prägung der Sauerstoffatmosphäre durch sich entwickelnde Organismengesellschaften gesehen. Ihre Eigenschaften sind kein Einflußfaktor für erdgeschichtliche Entwicklungstendenzen der Arten, die sich aus Rückwirkungen biogener Veränderungen der globaler Umwelt auf die Organismen (z.B. Entstehung der Sauerstoffatmosphäre) ergeben. Sie stellen jedoch einen verifizierbaren Ansatzpunkt zur Beschreibung relativ kurzfristiger (10^2 - 10^5 Jahre) Fluktuationen und Spezifika des Zusammenlebens heutiger Organismen in einzelnen Klimaregionen, Standorten oder Ökosystemen etc. dar, die sich mit der Bodenbildung manifestieren und einer Analyse bisher nicht zugänglich waren.

Um diese Thesen zu überprüfen, wurde ein neues Verfahren der Bodenanalyse entwickelt (Siewert, 1998). Es ist auf eine kombinierte Erfassung der Menge an

- a) Humusstoffen
- b) der Wasserhaltefähigkeit der OBS bzw. der Größe von Humushydrathüllen sowie
- c) von biologisch umsetzbaren Bestandteilen

ausgerichtet. Die dafür notwendigen thermogravimetrischen Untersuchungen wurden mit Messungen der Bodenatmung über die CO₂-Freisetzung unter Laborbedingungen kombiniert, um vermutete Zusammenhänge zwischen der Wasserhaltefähigkeit der OBS und ihren biologischen Umsatzprozessen belegen zu können.

Untersuchungsobjekte waren Bodenproben aus allen wichtigen Klimazonen Ost- und Mitteleuropas unter natürlicher Vegetation, Ackerbau und Forstwirtschaft auf unterschiedlichen geologischen Substraten von drei Entnahmeterrinen (N = 148). Ihre Aufbereitung beinhaltete eine schonende Lufttrocknung und Siebung auf 2 mm mit anschließender Konditionierung bei 76 % relativer Luftfeuchte zur Herstellung vergleichbarer Ausgangsbedingungen bei der Menge gebundenen Wassers. Für die Experimente zur Bodenatmung wurden die luftgetrockneten Proben zusätzlich unmittelbar vor Versuchsbeginn auf 60 % der maximalen Wasserhaltefähigkeit befeuchtet.

Die Auswertung der Ergebnisse begann mit der Suche nach Korrelationsbeziehungen zwischen der Menge gebundenen Wassers, der Menge an Humusstoffen und Anteilen umsetzbarer Komponenten. Tatsächlich konnten alle drei Beziehungen nachgewiesen werden. Ihre Bestimmtheitsmaße überstiegen, ungeachtet der Heterogenität des Probenmaterials, Werte von 0,8, teilweise sogar von 0,9. Damit lagen erste Indizien für die postulierte Wirkungsweise der Humusstoffe vor.

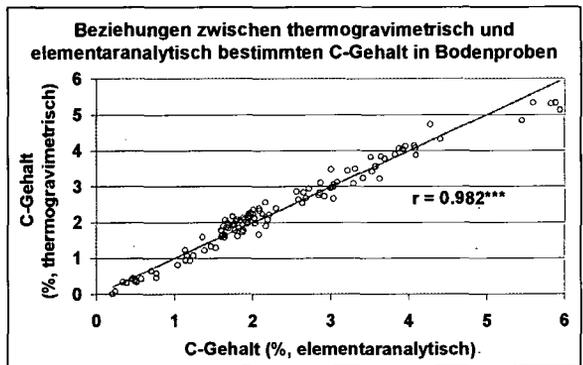
Im nächsten Schritt wurde die Lage aller Einzelproben auf den ermittelten Regressionsgeraden analysiert. Dabei zeigten sich plausible Zusammenhänge. Größere Mengen an Humusstoffen und gebundenen Wassers je C-Gehalt im Boden dokumentierten gleichermaßen den Humifizierungsgrad der OBS. Hingegen eignete sich die Beziehung zwischen umsetzbarer Substanz und gebundenem Wasser für eine Zuordnung der Proben zu Klimazonen, Vegetationstypen und Nutzungsrichtungen der Böden. Gleiche Aussagen ergaben sich aus der Beziehung zwischen humifizierten und umsetzbaren Komponenten.

Die unerwartete Eindeutigkeit dieser Möglichkeiten wurden als Bestätigung gewertet, daß die Qualität der organischen Bodensubstanz unabhängig von ihrer Zusammensetzung beschrieben werden kann und thermogravimetrische Untersuchungen unter Einbeziehung der Wasserhaltefähigkeit überregional vergleichbare, leicht klassifizierbare Ergebnisse liefern.

Weitere Hinweise auf die Richtigkeit der aufgestellten Thesen ergaben sich aus einer Gegenüberstellung der thermogravimetrischen Analysen mit Bodeneigenschaften. Auch hier fanden sich sehr enge Korrelationen. Sie wiesen auf die Möglichkeit einer Quantifizierung des Ton-, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Karbonatgehaltes (siehe Abb.).

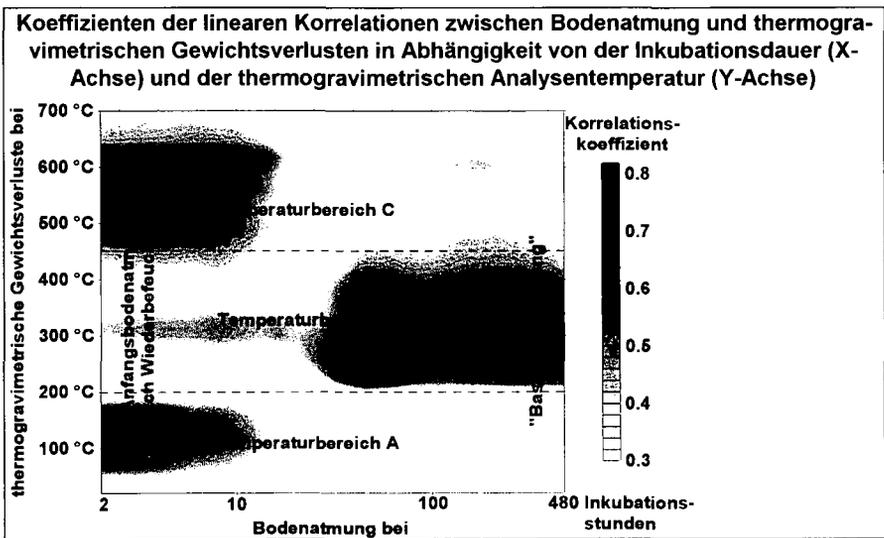
Die thermoanalytische Bestimmung des Karbonatgehaltes ist bekannt. Sie geht auf Gewichtsverluste beim Zerfall von Karbonaten

oberhalb von 650 °C zurück. Derart kausale Beziehungen sind jedoch bei der Bestimmung des C-Gehaltes und der anderen Parameter ausgeschlossen. Die Vielfalt chemischer Verbindungen des Kohlenstoffs und ihre unterschiedliche thermische Stabilität steht einer solchen Annahme entgegen.



Darüber hinaus waren beispielsweise die methodisch nutzbaren Korrelationen des elementaranalytisch bestimmten C-Gehaltes zu den thermogravimetrischen Gewichtsverlusten nur in einem sehr schmalen Temperaturintervall von 10 K bei einer Analysentemperatur von ca. 350 °C nachweisbar. Für die Bestimmung des C-Gehaltes eignen sich somit nur Bruchteile des thermischen Gesamtgewichtsverlustes, welche die Gesamtmenge organischer Verbindungen unvollständig repräsentieren. Die Übereinstimmung zwischen der thermogravimetrischen und elementaranalytischen Bestimmung ($B = 0,96$) geht demnach nicht auf kausale, sondern indirekte Beziehungen zurück. Mit anderen Worten beschreiben die Gewichtsverluste bei 350 °C nicht den C-Gehalt selbst, sondern Parameter oder Folgen einer einflußreichen Regulation des C-Gehaltes. Dies trifft analog auch für die thermogravimetrische Bestimmung der anderen Bodeneigenschaften (N- und Tongehalt) zu. Die Genauigkeit der thermogravimetrischen Analyse von Bodeneigenschaften wird damit zum Maß für die Wahrscheinlichkeit einer Erfassung wichtiger Mechanismen der Regulation von Bodeneigenschaften und Bodenbildungsprozessen.

Eine Analyse der Dynamik der Bodenatmung lieferte weitere Argumente in dieser Richtung. Unterschiede im Anfangsanstieg der Bodenatmung nach Wiederbefeuchtung waren nicht als Folge der Aktivität lebender Organismen erklärbar (s. Siewert, 1995b). Daraufhin wurden die Meßwerte zur CO₂-Freisetzung den Ergebnissen der Thermogravimetrie gegenübergestellt. Die folgende Abbildung faßt diese Analysen zusammen.



Die Intensität der Schwarzfärbung kennzeichnet in dieser Korrelationsmatrix die Höhe der berechneten Koeffizienten und damit die Enge der Beziehungen zwischen biologischer und thermischer Stabilität der OBS. Die Abbildung dokumentiert so die wechselnde Bedeutung thermogravimetrisch identifizierbarer Komponenten für die Bodenatmung mit steigender Inkubationsdauer.

Zum Inkubationsbeginn (bis ca. 10 Inkubationsstunden) weist beispielsweise eine intensive Schwarzfärbungen auf eine Abhängigkeit der Bodenatmung von Komponenten hin, die bei der thermogravimetrischen Analyse Gewichtsverluste zwischen 50 °C und 200 °C (Temperaturbereich A) verursachen und aus der Abgabe gebundenen Wassers resultieren. Ein ähnlicher Einfluß auf die Bodenatmung läßt sich für Gewichtsverluste im Temperaturbereich C (450 °C - 650 °C = Zerfallsbereich thermisch stabiler Humusstoffe) erkennen. Die Gewichtsverluste im Temperaturbereich B (200 °C - 450 °C, Zerfallsbereich der Biomasse und biologisch leicht abbaubarer, thermisch labiler Komponenten) spielen hingegen für die Anfangsbodenatmung eine untergeordnete Rolle.

Mit zunehmender Inkubationsdauer ändert sich das Bild. Schon nach ca. 15 Stunden verschwinden die Korrelationen der Bodenatmung zu den Gewichtsverlusten in den Temperaturbereichen A und C; die Beziehungen der Bodenatmung zum Temperaturbereich B werden enger. Ab ca. 40 Inkubationsstunden dominieren Beziehungen zwischen Gewichtsverlusten im Temperaturbereich B und der Bodenatmung (r_{\max} nach 44 Stunden zu Gewichtsverlusten bei 260 °C: 0.78).

Für die Interpretation dieser Ergebnisse waren u.a. Untersuchungen über Veränderungen thermogravimetrischer Gewichtsverluste durch die Inkubation wichtig (Siewert, 1995a). Sie zeigten, daß vor allem die Gewichtsverluste im Temperaturbereich B während der Inkubation durch Abbau und Transformation verändert werden. In den Temperaturbereichen A und C fanden sich demgegenüber nur selten eindeutig interpretierbare Veränderungen. Gestützt wurden diese Ergebnisse durch die bekannte Stabilität von Humusstoffen gegenüber biologischen Umsatzprozessen und auch durch die Korrelationen zwischen der Menge gebundenen Wassers in Böden und ihrem Tongehalt.

Damit wird aber zugleich die Möglichkeit einer direkten Beteiligung von Humusstoffen und des gebundenen Wassers an biologischen Umsatzprozessen während der Inkubation widerlegt. Letzteres ist allerdings ohnehin nicht möglich, weil Wasser nicht Ursache einer CO₂-Freisetzung sein kann. Zudem enthielten die Proben bei der Inkubation in Folge der Wiederbefeuchtung ein Vielfaches der thermogravimetrisch erfaßten Wassermenge.

Die festgestellten Korrelationen der CO₂-Freisetzung beim Inkubationsbeginn zu den Gewichtsverlusten gebundenen Wassers und der Humusstoffe können demnach nur Folgen einer regulativen Wirkung der Wasserhaltefähigkeit von Humusstoffen sein, die sich an biologischen Umsetzungen selbst nicht beteiligen. An Humusstoffe gebundene Effekte verlieren daher mit der Regeneration der Biomasse innerhalb von 15 Stunden Inkubation an Bedeutung bzw. treten sie hinter Prozesse zurück, die sich proportional zur Biomasse und dem Anteil umsetzbarer Komponenten entwickeln.

Damit scheinen die anfangs dargestellten Thesen und Vermutungen bestätigt. Gegenteilige Belege wurden nicht gefunden. Alle durchgeführten Experimente lieferten die erwarteten Ergebnisse und zahlreiche zusätzliche Argumente. Dennoch muß berücksichtigt werden, daß die durchgeführten Versuche keinen abschließenden Beweis darstellen. Sie wurden als erste Schritte einer neuen Herangehensweise konzipiert und konnten daher nur Indizien und indirekte Hinweise zur Kausalität wichtiger Teilaspekte vermuteter Wirkungsmechanismen von Humusstoffen liefern.

Der Nachweis einer coevolutiven Prägung von Humusstoffen und ihrer Funktionen dürfte auch weiterhin schwierig bleiben. Weiterführende Untersuchungen müssen demnach auf die heutige Wirkungsweise der Humushydrathüllen ausgerichtet werden. Dabei wird es vermutlich um eine Quantifizierung der Wasserhaltefähigkeit der OBS und ihrer Bedeutung für ökosystemare Stoffkreisläufe gehen. Erst mit diesen oder ähnlichen Experimenten ist eine sichere Grundlage für die Beschreibung klimaabhängiger Spezifika des Zusammenlebens von Organismen in Ökosystemen zu erwarten, die sich möglicherweise in Ergebnissen der thermogravimetrischen Bodenanalyse widerspiegeln.

Literatur:

Siewert, C. (1994): Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 1: Theoretisches Konzept zur Ableitung ökosystemarer Humusfunktionen. Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 38, 127-147

Siewert, C. (1995a): Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 3: Veränderungen thermogravimetrischer Charakteristika der organischen Bodensubstanz bei biologischer Umsetzung. Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 39, 53-68

Siewert, C. (1995b): Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 4: Besonderheiten der Atmungsdynamik unterschiedlicher Böden nach Lufttrocknung. Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 39, 131-153

Siewert, C.: (1998): Verfahren zur Bestimmung der qualitativen Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz von Mineralböden. Patentschrift zur thermogravimetrischen Bodenanalyse, Anmeldung vom 19.9.96, veröffentlicht vom Deutschen Patentamt unter G O 1 N 196 38 731 am 19.4.98

Einfluß der Bestockung auf mikrobielle und chemische Oberbodeneigenschaften eines Pseudogleystandortes

von

BARTELS,H., STETTER,U., MAKESCHIN,F.

1. Einleitung

Die Messung mikrobieller Biomasse und mikrobieller Aktivität ist ein zentraler Parameter zur Charakterisierung von Ökosystemen, da Mikroorganismen als Senke und Quelle von Energie und Stoffen wirken (JENKINSON u. LADD, 1981). Mikroorganismen besitzen mit 1 -3 % zwar nur einen geringen Anteil an den organischen Stoffen von Böden, jedoch liegen die Umsatzzeiten der mikrobiellen Biomasse mit durchschnittlich vier bis zehn Monaten relativ hoch (JÖRGENSEN, 1995).

Die Menge und Verteilung der mikrobiellen Biomasse in Böden sowie die Bedeutung der mikrobiellen Mineralisation und Mobilisation für die Nährstoffversorgung der Pflanzen hängt von dem jeweiligen Nutzungssystem eines Bodens ab. Die Bestockung eines Waldstandortes prägt beispielsweise durch ihren Bestandesabfall und das spezifische Bestandesklima die Lebensbedingungen von Pilzen und Bakterien im Boden und bestimmt dadurch in Kombination mit weiteren Faktoren die Größe der mikrobiellen Biomasse und das Ausmaß der mikrobiellen Stoffumsetzungen.

Bei mikrobiologischen Untersuchungen von Waldböden sollte den Humusaufgaben besondere Beachtung zukommen, da die mikrobielle Biomasse meist zum Großteil an diese gebunden ist und sich der Streuabbau hauptsächlich in den organischen Auflagen vollzieht.

Zielsetzung der vorgestellten Arbeit ist es, den Einfluß der Baumart bezüglich mikrobieller und chemischer Parameter in Böden auf vier unterschiedlich bestockten Waldflächen bei vergleichbarem Ausgangssubstrat zu untersuchen. Die Ergebnisse sollen Aufschluß geben über die Bedeutung der mikrobiellen Biomasse als labiler Nährstoffspeicher und für die Stoffumsetzungen in den organischen Auflagen und im oberen Mineralboden. Hierbei wurden insbesondere Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen berücksichtigt.

2. Standort und Untersuchungseinheiten

Lage: Untersuchungsflächen Leubnitz, Wuchsbezirk Unteres Vogtland, Sachsen

Geologisches Ausgangssubstrat: Silurische und kulmische Schiefer über Rotliegendem

Höhe: 360 - 390 m ü. NN, schwach geneigter Hang

Klima: Jahresdurchschnittstemperatur 7,0 - 8,2 °C, 600 - 700 mm Jahresniederschlag (Uk)

Böden: Typische Pseudogleye mittlerer Nährkraftstufe

Untersuchungseinheiten: Vier Parzellen mit unterschiedlicher Bestockung, je 400 m² groß und in zwei Teilflächen untergliedert

Parzelle 1: Fichte (*Picea abies*)

Parzelle 2: Europäische Lärche (*Larix decidua*)

Parzelle 3: Rotbuche (*Fagus sylvatica*)

Parzelle 4: Mischbestockung aus Roteiche (*Quercus rubra*) und Strobe (*Pinus strobus*)

3. Methodik

Probenahmetermin: Oktober 1997

Humusauflagen: Entnahme von L-, Of-, u. Oh-Material mittels Stechrahmen (20 x 20 cm)

Mineralboden: Bohrkern der Tiefenstufen 0 - 5, 5 - 10, 10 - 20 und 20 - 30 cm

pH-Werte: Bestimmung in H₂O dest. und CaCl₂, Mineralboden: 1 : 2,5; Humusauflagen: 1 : 5

C_{org} und N_t: Bestimmung an gemahlener Feinerde am „Leco CHN 1000“

Mikrob. C u. N: Bestimmung mittels Fumigations-Extraktionsmethode (nach VANCE et al., 1987)

Mikrobielle Aktivität: Bestimmung der Basalatmung nach ISERMEYER (1952)

4. Ergebnisse und Diskussion

Die untersuchten Böden weisen eine stark bis sehr stark saure Bodenreaktion mit pH(H₂O)-Werten von 3,2 bis 5,0 in den Humusauflagen bzw. von 3,5 bis 4,1 im Mineralboden auf. Während sich bei den pH-Werten unter verschiedenen Bestockungen im Mineralboden nur minimale Unterschiede zeigen, hebt sich von den Humusauflagen diejenige unter Fichte durch um 0,3 bis 0,5 pH-Einheiten niedrigere pH-Werte von den anderen ab. Die schwer zersetzbare Fichtenstreu ist als Hauptursache der starken Versauerung der Humusauflage auf dieser Fläche anzusehen. Zusätzlich kommt die unter Fichte hohe Gesamtdeposition von Säurebildnern und Protonen als Grund für die stark saure Bodenreaktion in Betracht.

In den organischen Auflagen finden sich C_{org}-Gehalte zwischen 30 und 50 %, welche vom L- zum Oh-Horizont hin abnehmen. Die N_t-Gehalte der Auflagehorizonte liegen zwischen 0,7 und 2 %. Die Gesamtstickstoffgehalte der frischen Laubstreu (L) sind deutlich niedriger als die der Nadelstreu. Dies liegt daran, daß in der Laubstreu hohe Anteile leicht abbaubarer C-Verbindungen vorliegen und eine mit dem Streuabbau einhergehende N-Anreicherung noch nicht stattgefunden hat. Die Of- und Oh-Horizonte der Fichtenparzelle unterscheiden sich von den anderen Parzellen durch hohe C_{org}- und niedrige N_t-Gehalte. In diesen Horizonten fallen unter Fichte vergleichsweise hohe Mengen an organischer Substanz in Form von abgestorbenen Wurzeln an, welche sich durch weite C/N-Verhältnisse auszeichnen.

Im Mineralboden nehmen die C_{org}- und N_t-Gehalte von der obersten Tiefenstufe (4,2 - 8,6 % C_{org} bzw. 0,2 - 0,6 % N_t) auf Werte um 0,6 % C_{org} bzw. 0,1 % N_t in der untersten Tiefenstufe ab. Die geringsten Gehalte an organischer Substanz liegen im Mineralboden unter Fichte vor. Unter Lärche fallen die in den obersten zwei Tiefenstufen hohen C_{org}- und N_t-Gehalte auf. Für diesen Bestand ist ein Einfluß der flächendeckenden Vergrasung und einer damit einhergehenden hohen Feinwurzelproduktion auf den C_{org}-Gehalt im oberen Mineralboden vorstellbar.

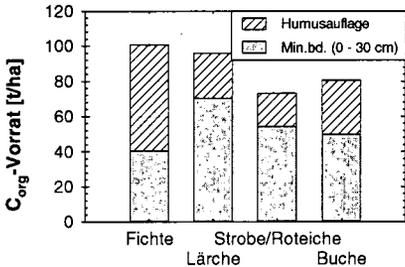


Abb. 1: Baumartenvergleich:
C_{org}-Vorräte

Mit ca. 100 t/ha liegen die höchsten in Humusauflage und Mineralboden (0 - 30 cm) gespeicherten C_{org}-Vorräte unter Fichte und Lärche vor (Abb. 1). Die Verteilung der C_{org}-Vorräte im Oberboden weist hierbei auf eine Humusakkumulation in der organischen Auflage unter Fichte hin, während unter Lärche der Hauptanteil des C_{org} im Mineralboden gespeichert ist. Für die Verhältnisse unter Fichte (60 % des C_{org}-Vorrats in der Humusauflage) ist wahrscheinlich die geringe biologische Aktivität im Boden sowie das flache Wurzelverhalten der Fichte verantwortlich. Unter Strobe/Roteiche und Buche betragen die C_{org}-Vorräte um 75 t/ha und liegen schwerpunktmäßig (ca. 70 %) im Mineralboden vor.

Die untersuchten organischen Auflagen enthalten C_{mic} -Gehalte in der Größenordnung zwischen 2 000 und 15 000 $\mu\text{g } C_{mic}/\text{g TS}$ (Abb. 2), während im Mineralboden deutlich geringere Gehalte bis max. 530 $\mu\text{g } C_{mic}/\text{g TS}$ vorliegen (Abb 3). In den organischen Auflagen der von Laubbäumen dominierten Parzellen sind deutlich höhere Gehalte an mikrobieller Biomasse zu verzeichnen als in den Humusauflagen unter Nadelbaumbestockung. Die Laubstreu fördert mikrobielles Wachstum, da sie ein an leicht verfügbaren C-Quellen reiches Substrat ist. Darauf weisen die unter Buche und Strobe/Roteiche festgestellten hohen C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse hin. Unter Fichte finden sich sowohl in der Humusauflage als auch im Mineralboden die im Gesamtvergleich geringsten Gehalte an mikrobieller Biomasse. In den Humusauflagen sind nach den Korrelationsanalysen (s.u.) niedrige pH-Werte als Ursache für die Hemmung der Mikroorganismen unter dieser Bestockung anzusehen. Im Mineralboden weisen die Fichten- und Buchenparzelle geringere C_{mic} -Gehalte als die Lärchen- und Stroben/Roteichenparzelle auf. Dies steht in direktem Zusammenhang mit den unter Fichte und Buche nachzuweisenden niedrigeren Gehalten an organischer Substanz im Mineralboden.

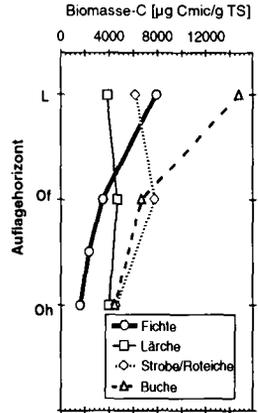


Abb. 2: Mikrobiell gebundener C in den Humusauflagen

Mit über 800 kg C_{mic}/ha sind die C_{mic} -Vorräte (Humusauflage und Mineralboden bis 30 cm) unter Lärche und Strobe/Roteiche größer als unter Fichte (580 kg C_{mic}/ha) und Buche (690 kg C_{mic}/ha) (Abb.4). Während sich unter Strobe/Roteiche der C_{mic} -Vorrat je zur Hälfte auf organische Auflage und Mineralboden aufteilt, liegt unter Lärche nur ein Drittel des gesamten C_{mic} in der Humusauflage vor. Unter Fichte und Buche konzentriert sich der Vorrat an mikrobieller Biomasse mit einem Anteil von ca. 70 % auf die Humusauflagen. Hier ist ein Großteil der mikrobiellen Biomasse und Aktivität außerhalb des Mineralbodens lokalisiert, da dort die Lebensbedingungen für Mikroorganismen vermutlich extrem ungünstig sind und deshalb eine Konzentration der mikrobiellen Biomasse auf die bodenökologisch vorteilhafteren organischen Auflagen erfolgt.

Die Basalatmung in den untersuchten Auflagehorizonten bewegt sich zwischen 50 und 500 $\mu\text{g CO}_2/\text{g TS}\cdot\text{h}$. Sie ist in den Of- und Oh- Horizonten der von Laubbäumen dominierten Flächen höher als

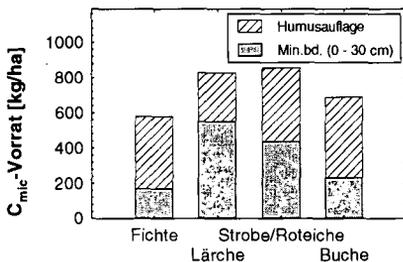


Abb. 4: Baumartenvergleich: C_{mic} -Vorräte

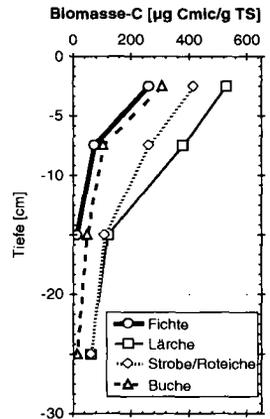


Abb. 3: Mikrobiell gebundener C im Mineralboden

unter Nadelbaumbestockung. Im Mineralboden waren mit Werten von 0 bis 10 $\mu\text{g CO}_2/\text{g TS}\cdot\text{h}$ weitaus geringere Atmungsaktivitäten als in den Auflagen zu verzeichnen. An den Gesamt-Stoffumsetzungen in den untersuchten Waldböden haben Pilze und Bakterien im Mineralboden damit einen sehr geringen Anteil. Hierbei zeichnet sich besonders der Boden unter Fichte durch minimale Atmungsaktivität in den obersten 10 cm des Mineralbodens und die Abwesenheit nachweisbarer mikrobieller Atmung in einer Bodentiefe ab 10 cm Tiefe aus.

Zwischen Basalatmung und mikrobieller Biomasse war in den Of- und Oh-Horizonten eine enge Korrelation zu verzeichnen ($r = 0,87$). Im Mineralboden ist diese Abhängigkeit weniger stark ausgeprägt ($r = 0,63$), was auf einen erheblichen Einfluß anderer Faktoren auf die mikrobielle Aktivität in diesem Bodenkompartment schließen läßt.

Der Anteil des mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs am C_{org} liegt auf den untersuchten Flächen im Mineralboden generell unter 1 %. In den L-Lagen und in den Humusauflagen unter von Laubbäumen dominierter Bestockung sind die C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse mit Werten über 1,2 % etwas höher. Die metabolischen Quotienten variieren im Hauptanteil des untersuchten Probenmaterials zwischen 2 und 10 ‰. Die auf dem Untersuchungsstandort im Vergleich zu anderen Böden geringen C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse und hohen metabolischen Quotienten weisen auf eine schlechte Substratverfügbarkeit und eine ineffiziente Substratnutzung hin. Das läßt sich wohl darauf zurückführen, daß die mikrobielle Population einer hohen Streßbelastung unterliegt. Diese kann einerseits durch den Mangel an leicht verwertbarer organischer Substanz und andererseits durch Streßfaktoren, wie beispielsweise die niedrigen pH-Werte, bedingt sein.

Aus den Korrelationsanalysen werden zwischen Auflagen und Mineralböden klare Unterschiede bezüglich der Haupteinflussfaktoren auf die mikrobielle Biomasse deutlich. Die Gehalte an mikrobieller Biomasse in den organischen Auflagen werden in erster Linie von den vorherrschenden pH-Werten bestimmt, während im Mineralboden eine starke Abhängigkeit der C_{mic} -Gehalte vom C_{org} -Gehalt des Bodens vorliegt. In den organischen Auflagen nimmt mit ansteigendem pH-Wert auch die mikrobielle Biomasse zu. Die versauernde Wirkung der schwer zersetzlichen Fichtenstreu führt somit zu geringeren Gehalten an mikrobieller Biomasse in der Humusaufgabe unter Fichte. Der Effekt des pH-Wertes wird im Mineralboden hingegen von dem Einfluß der vorhandenen organischen Substanz deutlich überlagert. Hier wurden mit zunehmender Bodentiefe in enger Beziehung zu abnehmenden C_{org} -Gehalten gleichermaßen abnehmende C_{mic} -Gehalte ermittelt.

5. Schlussfolgerungen

Auf dem Untersuchungsstandort zeichnet sich ein Einfluß der Bestockung auf bodenchemische und bodenmikrobiologische Eigenschaften ab. Dieser läßt sich in erster Linie in den Humusaufgaben nachweisen. Darüberhinaus werden deutliche Unterschiede in der Größe der Vorräte an organischer Substanz und mikrobieller Biomasse sowie in ihrer Verteilung auf Humusaufgaben und Mineralböden sichtbar.

Die Fichtenparzelle ist durch die im Gesamtvergleich ungünstigsten bodenökologischen Bedingungen und eine Konzentration der C_{org} -Vorräte auf die organischen Auflagen gekennzeichnet. Auf der Lärchenparzelle liegen auffallend hohe Gehalte an organischer Substanz und mikrobieller Biomasse in den obersten Tiefenstufen des Mineralbodens vor, die möglicherweise als Vergrasungseffekt zu deuten sind.

Insgesamt zeigt sich für den untersuchten Standort beim Anbau von Lärche, Buche sowie von Strobe/Roteiche im Mischbestand eine Verbesserung der bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Verhältnisse im Vergleich zum Bodenzustand unter langjähriger Fichtenbestockung.

6. Literatur

- Isermeyer, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Carbonate im Boden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 56, 26 - 38
- Jenkinson, D. S. u. Ladd, J. N. (1981): Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. *Soil Biochemistry*, 5, 415 - 471. Dekker, New York
- Jörgensen, R. G. (1995): Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 104, 1 - 229
- Vance, E. D., Brookes, P. C. u. Jenkinson, D. S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703 - 707

Einfluß von Stickstoffdüngung auf die Ektomykorrhizierung von *Salix viminalis* auf Schnellwuchsplantagen

von

BAUM, C., MAKESCHIN, F.

Einleitung

Die vorliegenden Untersuchungen auf zwei deutschen und einer schwedischen Versuchsfläche dienen der Abschätzung der Auswirkungen von Stickstoffdüngung auf die Ektomykorrhizierungsrate sowie die Zusammensetzung der Mykorrhizengemeinschaft von *Salix viminalis*. Für zahlreiche Baumarten ist der Rückgang der Mykorrhizierungsraten infolge hoher Stickstoffeinträge über Düngung und Immission und durch die sich daraus ergebende geringere Mykorrhizierungsneigung der untersuchten Pilzarten bekannt (Meyer, 1985). *Salix viminalis* wird zur Biomasseproduktion für die energetische Nutzung auf vormals landwirtschaftlichen Flächen mit hohen Nährstoffgehalten angebaut. Die Bestandesgründung erfolgt über Stecklingspflanzen, wodurch eine vorherige Inokulation mit ektomykorrhizierenden Pilzarten in Baumschulen ausgeschlossen ist. Die Biomasseerträge von *Salix viminalis* lassen sich im Gegensatz zu *Populus* sp. durch Stickstoffdüngung erheblich steigern. *Salix* sp. können sowohl Endo- als auch Ektomykorrhizierung ausbilden. Die Mykorrhizaentwicklung ist in starkem Maße von den Bodenverhältnissen beeinflusst (Kottke und Oberwinkler, 1988). Günstige Bodenverhältnisse für eine Mykorrhizierungsausbildung könnten zu einer verbesserten Nährstoffversorgung der Bestände ohne Düngungseinsatz beitragen. Mykorrhizierung erweitert über das Hyphen- und Rhizomorphennetz den Nährstoffeinzugsbereich und kann über die Oberflächenvergrößerung die, im Weidenanbau häufig ertragslimitierende, Wasserversorgung verbessern.

Material und Methoden

Standorte

Sowohl die deutschen Schnellwuchsplantagen Abbachhof (bei Regensburg) und Wildeshausen (bei Oldenburg) als auch die schwedische Versuchsfläche Ultuna (bei Uppsala) wurden auf Braunerden angelegt. Die pH-Werte in CaCl_2 liegen auf dem Abbachhof im Bereich von 5,3-6,4 in Wildeshausen von 5-5,4 und in Ultuna 6,6-7,4. Der Abbachhof befindet sich in einer Höhenlage von 350 m ü. NN, Wildeshausen 19 m ü. NN und Ultuna 5 m ü. NN. Die Düngung mit 100 kg N/ha in Form von Kalkammonsalpeter erfolgte auf dem Abbachhof jährlich einmal von 1984-1995, in Wildeshausen 1991-1995 und in Ultuna 1996. In Ultuna liegt zusätzlich eine zweimal wöchentlich über Tröpfchenbewässerung wasseroptimierte Düngungsvariante vor.

Probenahme und -aufbereitung

Die Probenahmen erfolgten im Frühjahr und Herbst 1997, wobei die Versuchsfläche Ultuna nur einmalig im Frühjahr beprobt wurde. Die Entnahme der Wurzeln erfolgte mit einem scharfen

Messer als 10 x 10 x 10 cm Würfeln in 0-10 cm Bodentiefe. Die Wurzeln wurden unter dem Bino- kular in Wasser vorsortiert und anschließend als Mantelpräparate mittels Interferenzkontrastmikro- skopie ausgewertet. Die morphologische Zuordnung der Mykorrhizierungstypen erfolgte auf der Grundlage des Colour Atlas of Ectomycorrhizae (Agerer, 1987-1995) nach folgenden Merkmalen: Bau des äußeren Mantels, Vorhandensein und Bau von Rhizomorphen, Vorhandensein und Bau von Cystiden. Die Erfassung und Artdetermination der Fruchtkörper erfolgte auf dem Standort Abbachhof in dreiwöchigem Abstand auf allen Untersuchungsparzellen.

Ergebnisse und Diskussion

Salix viminalis wies auf dem Abbachhof eine Ektomykorrhizierungsrate von 2-18 %, in Wildes- hausen von 2-19 % und in Ultuna von 2-20 % auf. In Wildeshausen und Ultuna war die Mykorrhiz- ierungsrate auf den mit Stickstoff gedüngten Parzellen signifikant reduziert. Dieser Effekt konnte durch Bewässerung eingeschränkt werden (Abb. 1). Auf dem Abbachhof konnte zwei Jahre nach Einstellung der Düngung kein signifikanter Düngungseinfluß mehr nachgewiesen werden.

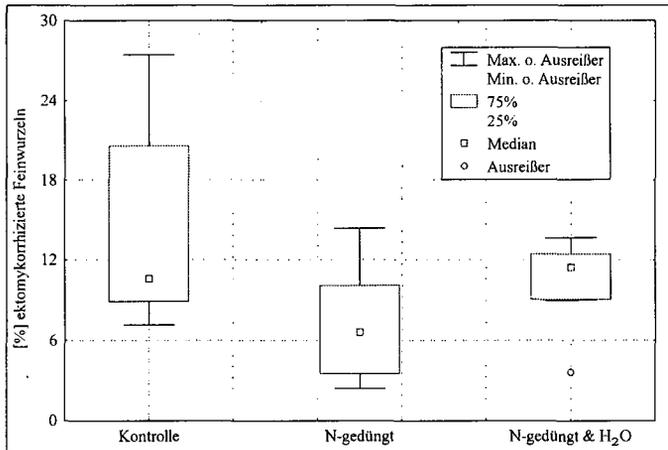


Abb. 1: Anteil vital ektomykorrhizierter Feinwurzeln von *Salix viminalis* (0-10 cm Bodentiefe) auf der Schnellwuchsplantage Ultuna (Schweden) im Mai 1997. Kontrolle – unbehandelt, N-gedüngt – 100 kg N/ha, N-gedüngt & H₂O – 100 kg N/ha und optimaler Wasserversorgung über Tröpfchenbewässerung.

Die Reduktion der Mykorrhizierungsrate nach Stickstoffdüngung wirkte sich über eine Verringerung die Anzahl ektomykorrhizierter Feinwurzeln, nicht jedoch über eine Erhöhung des Anteils nekrotischer Feinwurzeln mit abgestorbenem Pilzmantel aus (Abb. 2). Das läßt darauf schließen, daß die erhöhte Stickstoffzufuhr die Mykorrhizierungsneigung der Pilze, nicht jedoch die Vitalität der Pilzmäntel an den Feinwurzeln beeinflusst. Der Düngungseffekt vollzieht sich neben der Nährstoffzufuhr auch über die Beeinflussung des pH-Wertes. Endo- und ektomykorrhizierende Pilzarten konkurrieren im Rhizosphärenbereich von *Salix* sp., so daß sich Veränderungen in der Ektomykorrhizierungsrate auf die Infektionsrate mit endomykorrhizierenden Pilzen auswirken. Für die Versuchsfläche Ultuna ließ sich eine signifikante Erhöhung der Sporendichte von endomykorrhizierenden Pilzarten nach Stickstoffdüngung über Saccharosezentrifugation nachweisen. Die Sporendichte von an *Salix viminalis* endomykorrhizierenden Pilzen korrelierte mit den Biomasseerträgen. *Salix viminalis* wies damit auf den Versuchsflächen einen dominierenden Einfluß der

Endomykorrhizierung auf, während an *Salix repens* durch van der Heijden und Kuyper (1998) eine Dominanz der Ektomykorrhizierung mit Besiedlungsdichten > 85% der Feinwurzeln erfaßt wurde.

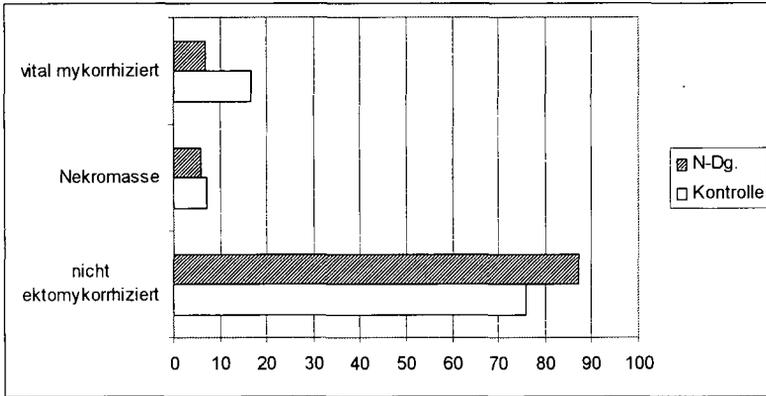


Abb. 2: Prozentuale Aufteilung der Feinwurzeln nach ihrem Ektomykorrhizierungszustand (Nekromasse – Feinwurzeln mit abgestorbenem Pilzmantel)

Folgende Mykorrhizierungstypen traten auf den Versuchsflächen auf: a) parenchymatischer äußerer Mantel ohne Rhizomorphen mit aalenförmigen Cystiden b) plectenchymatischer äußerer Mantel, keine Rhizomorphen oder Cystiden und c) plectenchymatischer äußerer Mantel mit Rhizomorphen, ohne Cystiden. Mykorrhizierungstyp b) dominierte auf allen Flächen und in beiden Versuchsvarianten. Die Stickstoffdüngung bewirkte eine Erhöhung des Anteils cystidenbildender Ektomykorrhizen und eine Reduktion Rhizomorphen bildender Arten (Abb. 3).

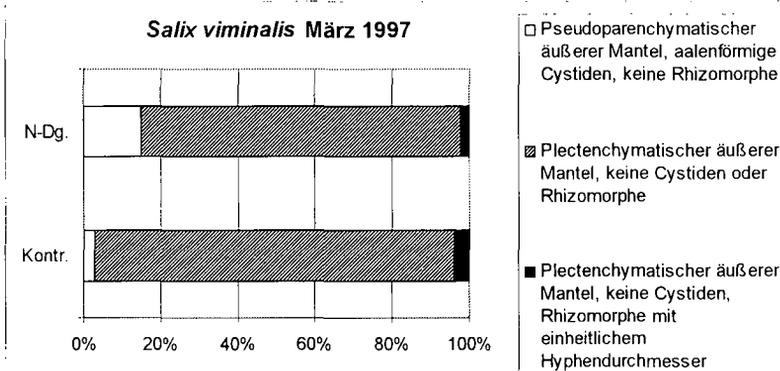


Abb. 3: Prozentuale Verteilung der Mykorrhizierungstypen an *Salix viminalis* in 0-10 cm Bodentiefe mit und ohne N-Düngung

Über die Fruchtkörperaufnahme wurde als einzige mykorrhizbildende Art *Inocybe microspora* erfaßt, die glatte Ektomykorrhizen mit plectenchymatischem äußerem Mantel ohne Rhizomorphen oder Cystiden (Typ b) bildet. Ein Zusammenhang zwischen Düngungsvariante und Fruchtkörperbildung konnte nicht festgestellt werden. Sowohl auf den Kontrollparzellen als auf den gedüngten

Parzellen traten Fruchtkörper der saprophytischen Arten *Coprinus micaceus* und *Mycena rosella* auf. Nur auf den Kontrollparzellen bildeten sich Fruchtkörper von *Coprinus disseminatus*, *Entoloma minutum* und *Polyporus brumalis*. *Agrocybe praecox* trat nur auf den gedüngten Parzellen auf.

Zusammenfassung

Die Ektomykorrhizierungsrate von *Salix viminalis* betrug auf den drei Versuchsflächen in 0-10 cm Bodentiefe ca. 2-20 %. Auf den deutschen Versuchsflächen liegen ungedüngte Kontrollparzellen sowie mit 100 kg N/ha gedüngte Parzellen vor. Auf der schwedischen Versuchsfläche existiert zusätzlich eine mit Bewässerung kombinierte Düngungsvariante. Stickstoffdüngung in diesem Umfang bewirkte auf einer deutschen und der schwedischen Versuchsfläche eine signifikante Reduktion der Ektomykorrhizierungsrate um bis zu 50 % sowie eine Verschiebung in der Verteilung der Mykorrhizierungstypen. Der Anteil Rhizomorphen bildender Mykorrhizen reduzierte sich zugunsten einfacher Mykorrhizierung mit glatter Oberfläche und plectenchymatischem äußeren Mantel. Optimale Wasserversorgung mittels Bewässerung auf der schwedischen Versuchsfläche reduzierte den N-Düngungseffekt um ca. 50 %.

Literatur

- Agerer, R. (1987-1995): Colour Atlas of Ectomycorrhizae, Einhorn Verlag Eduard Dietenberger GmbH, Schwäbisch Gmünd.
- Kottke, I. & F. Oberwinkler (1988): Vergleichende Untersuchungen der Feinwurzelsysteme und der Anatomie von Mykorrhizen nach Trockenstreß und Düngemaßnahmen, KfK-PEF 39.
- Meyer, F.H. (1985): Einfluß des Stickstofffaktors auf den Mykorrhizabesatz von Fichtensämlingen im Humus einer Waldschadensfläche. Allg. Forstzeitschrift **40**, 208-219.
- Van der Heijden L. & T.W. Kuyper (1998): Mycorrhizal diversity between and within functional types contributes to niche breadth of *Salix repens*. ICOM II, Uppsala, 174.

Danksagung

Die Autoren danken Herrn Prof. R. Agerer für zahlreiche hilfreiche Ratschläge sowie der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Finanzierung des Forschungsprojektes.

**Die mikrobielle Biomasse der Böden im Waldgrenzökoton am Stillberg
(Dischmatal bei Davos/Schweiz)**

von

BEDNORZ,F., REICHSTEIN,M., BROLL,G.

■ **Einleitung und Zielsetzung**

Die Untersuchungen wurden im Bereich eines sehr steilen, nordostexponierten Hanges des Dischmatal in 2000-2200 m ü. NN durchgeführt ("Stillbergalp" bei Davos/Schweiz; Versuchsfläche der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft). Reliefbedingte Unterschiede des morphologisch stark gegliederten Hanges bewirken eine mikroklimatische Differenzierung des Geländes. Diese spiegelt sich in der Verbreitung der Pflanzengesellschaften sowie der Boden- und Humusformen wider. Von Lawinentätigkeit beeinflusste Runsen werden von Wollreitgrasrasen (*Calamagrostietum villosae*) auf Eisenpodsolen mit Rhizomulls (Humusformenklassifikation nach GREEN et al. 1993) bedeckt. Im Bereich von parallel zu den Runsen verlaufenden Rippen sind Krahenbeeren-Vaccinienheiden mit Etagenmoos (*Empetro-Vaccinietum hylocomietosum*) über Eisenhumuspodsolen unter Humimors verbreitet (KUCH 1970, BLASER 1980, BEDNORZ et al. eingereicht).

Zur mikrobiellen Biomasse der Böden an Extremstandorten im Waldgrenzökoton sowie deren Abhängigkeit von kleinstandörtlichen Unterschieden ist bisher wenig bekannt (z.B. SCHINNER 1978). Ziel der Untersuchungen am Stillberg war daher:

- die Erfassung der mikrobiellen Biomasse an den Standorttypen Rippe und Runse
- sowie die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen der mikrobiellen Biomasse und der Qualität der organischen Substanz.

■ **Methoden**

Um eine Charakterisierung der Standorttypen in bezug auf die mikrobielle Biomasse vornehmen zu können, wurden im Juni 1996 an den Rippen die O-Horizonte und im Bereich der Runsen die A-Horizonte auf jeweils drei 27 m² großen Flächen beprobt. Pro Untersuchungsfläche standen zehn Flächenmischproben zur Verfügung, wobei eine Flächenmischprobe aus jeweils zehn Einzelproben bestand. Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse erfolgte mit der Substratinduzierten Respiration (SIR) nach ANDERSON & DOMSCH (1978), modifiziert nach MARTENS 1991, SCHINNER et al. 1993 und der Chloroform-Fumigation-Extraktion (CFE) nach VANCE et al. (1987) (vgl. hierzu Tab. 1). Die Kohlenstoff- und Stickstoffgesamtgehalte wurden gaschromatographisch (Carlo-Erba-Autoanalyzer, NA 1500) bestimmt. Die Messung der pH-Werte erfolgte mit der Glaselektrode in einer 0.01 M CaCl₂-Lösung. Zur Untersuchung der Lagerungsdichte der Auflagehorizonte der Rippen wurden auf jeder Untersuchungsfläche Stechzylinderproben mit 100 cm³ (n=36) entnommen. Um die Lagerungsdichte des Feinbodens der Runsen zu bestimmen, ist die Volumenersatzmethode nach DEUTSCHIMANN et al.

¹⁾ Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster.
e-mail: bednorz@uni-muenster.de; brollg@uni-muenster.de

²⁾ Institut für terrestrische Ökosystemforschung - BITÖK, Universität Bayreuth, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, 95440 Bayreuth

1994 verwendet worden (Probenvolumen ca. 2 Liter). Die Bestimmung der Lagerungsdichte erfolgte nach 24-stündiger Trocknung bei 105 °C gravimetrisch.

Tabelle 1: Bestimmungsmethoden zur Ermittlung der mikrobiellen Biomasse

Parameter	Methode	Gerät	Berechnung: Biomasse (C_{mic}) (E_c und E_{nin} : Differenz fümigiert - unfümigiert des betr. Parameters)
CFE: organischer Kohlenstoff im Kalium-sulfatextrakt	Oxidation der Kohlenstoff-verbindungen mit Peroxisulfat unter UV-Licht und IR-Analyse des CO_2	Heracus liquiTOC	$C_{mic} = E_c/k_{FC}$, Faktor $k_{FC} = 0.45$ (JOERGENSEN 1996a)
CFE: ninhydrinreaktiver Stickstoff im Kaliumsulfatextr.	Farbreaktion, photometrisch bei 570 nm (JOERGENSEN & BROOKES 1990)	Perkin Elmer Lambda 11 UV/VIS-Spektrometer	$C_{mic} = 35.3 \times E_{nin}$ - JOERGENSEN (1996b) für Böden mit pH (H_2O) < 5
SIR: CO_2 -Konzentration im Inkubationsgefäß (nach 4 h)	Gaskreislaufverfahren (KLIMANEK 1994)	IR-Gasanalysator (IRGA: Bios 1. Fa. Leybold-Heraeus)	$C_{mic-SIR} [mg] = 49.5 \times$ Respirationsrate $[ml CO_2/h]$ - 16.7 nach MARTENS (1987). für Böden mit pH-Wert < 6

■ **Ergebnisse und Diskussion**

C_{org} - und N_i -Gehalte, Bodenacidität, Lagerungsdichte

Die C_{org} - und N_i -Gehalte in den O-Horizonten der Rippen betragen 40,3 bzw. 1,4 Gew % (C/N: 30), die der A-Horizonte der Runsen 5,7 bzw. 0,4 Gew % (C/N: 15). Bei den Proben der Rippen wurde ein pH ($CaCl_2$) von 3,0 und bei denen der Runsen von 3,6 ermittelt. Die Lagerungsdichte der Auflagehorizonte der Rippen beträgt im Mittel 0,13 g/cm^3 (min.: 0,05 g/cm^3 , max.: 0,27 g/cm^3) und die des Feinbodens im Bereich der Runsen 0,42 g/cm^3 (min.: 0,39 g/cm^3 , max.: 0,45 g/cm^3).

Mikrobielle Biomasse

Unabhängig von der verwendeten Methode ist die auf den Trockenboden bezogene mikrobielle Biomasse in den Auflagehorizonten der Rippen größer als in den A - Horizonten der Runsen (Abb. 1). Im Gegensatz dazu ist die mikrobielle Biomasse bezogen auf den gesamten organischen Kohlenstoff an den Rippen kleiner als an den Runsen. Auf das Volumen der organischen Substanz (Rippen) bzw. des Feinbodens (Runsen) bezogen unterscheiden sich die Werte der mikrobielle Biomasse beider Standorte dagegen kaum (Abb. 2). Die Bestimmung der niedrigen Lagerungsdichten von Horizonten der Humusaufgabe (Rippen) ist jedoch nicht unproblematisch und kann somit zu Fehlern bei den volumenbezogenen Biomassewerten führen. Die starke Streuung der Werte an den Rippenstandorten läßt auf eine sehr große Variabilität der mikrobiellen Biomasse an diesen Standorten schließen. Innerhalb der Untersuchungsflächen der

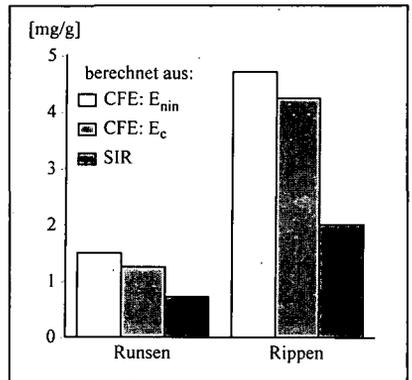


Abb. 1: Mikrobieller Kohlenstoff [mg/g]

Rippen konnte ebenfalls eine große räumliche Variabilität der Humusformen bzw. der Mächtigkeiten der Auflagehorizonte festgestellt werden (BEDNORZ et al. eingereicht). Zur Erfassung der mikrobiellen Biomasse und anderer bodenmikrobiologischer Parameter kann eine Kartierung der Humusformen Hinweise zur Wahl der Probennahmepunkte geben. Könnten beispielsweise an den Rippenstandorten drei Humusformen mit jeweils ähnlichen Lagerungsdichten differenziert werden, wäre eine realistischere Berechnung der mikrobiellen Biomasse möglich, da für die Beprobung eine Untergliederung der Rippenstandorte in drei Teilflächen möglich wäre.

Je nachdem welche Methode verwendet wurde, ergaben sich unterschiedliche Ergebnisse in bezug auf die mikrobiellen Biomassen (C_{mic}). Die höchsten Werte konnten bei der CFE-Methode festgestellt werden. Hierbei waren die aus dem ninhydrinreaktiven Stickstoff geschätzten Werte höher als die aus dem extrahierbaren Kohlenstoff abgeleiteten. Die nach der SIR-Methode berechneten mikrobiellen Biomassen lagen deutlich unter den Werten der CFE-Methode (vgl. Abb. 1, Abb. 2).

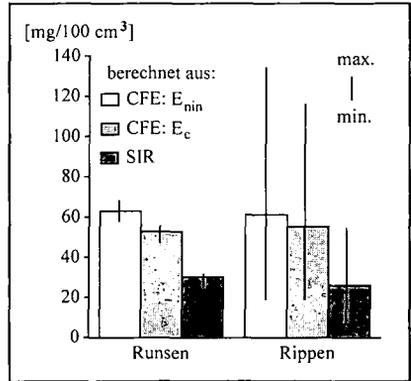


Abb. 2: Mikrobieller Kohlenstoff [$mg/100\text{ cm}^3$]

Die mit der CFE-Methode (geschätzt aus E_c und E_{min}) ermittelten Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff (C_{mic}) in der organischen Auflage der Rippen lagen mit 3 bis 6 mg pro g Trockenboden (Abb. 1) oder 8 bis 14 mg pro g organischem Kohlenstoff (C_{org}) in einer ähnlichen Größenordnung wie in vergleichbaren Untersuchungen aus organischen Auflagen (CHENG & VIRGINIA 1993, DILLY 1994, STOCKFISCH et al. 1995). Der A-Horizont der Rinsen kann aufgrund der Vegetation (Gräser und Hochstauden) und des C_{org} -Gehaltes am ehesten mit Grünlandoberböden verglichen werden. Der Gehalt an mikrobiellem Kohlenstoff (mit der CFE-Methode ermittelt) im A-Horizont der Rinsen liegt mit 0,8 - 1,9 mg C_{mic} pro g Trockenboden bzw. 13 - 33 mg C_{mic} pro g C_{org} im Bereich der für Grünlandoberböden gefundenen Werte (DILLY 1994, JOERGENSEN 1995).

Abbaubarkeit der organischen Substanz

In der vorliegenden Untersuchung könnten die im Vergleich zu den Ergebnissen der CFE-Methode festgestellten relativ niedrigen Werte der SIR-Methode, als einer relativen Messung der aktiven und auf Glucose reagierenden Biomasse, somit auf eine vorwiegend K-selektierte, d. h. auf leicht abbaubares Substrat nicht so schnell reagierende Mikroorganismengemeinschaft hindeuten (DILLY 1994, STOCKFISCH et al. 1995, WARDLE & GHANI 1995). Offenbar sind die Mikroorganismen im Bereich der untersuchten Horizonte eher an schwer verfügbare organische Substanz angepaßt. Bei den Proben der Rinsen waren die methodenbedingten Unterschiede kleiner als bei den Rippenproben, was auf ein höheres Angebot an leicht verfügbarer organischer Substanz im Bereich der Rinsen als im Bereich der Rippen schließen läßt.

Die C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse (berechnet mit CFE: E_c) waren in den untersuchten Horizonten der Rinsen höher als in denen der Rippen. Der Anteil der mikrobiellen Biomasse am gesamten organischen Kohlenstoff lag an den Rinsenstandorten bei etwa 2 Masse % ($C_{mic}/C_{org} : 0,02$), an den Rippenstandorten dagegen bei ca. 1 Masse % ($C_{mic}/C_{org} : 0,01$). In den meisten Untersuchungen wird ein höheres C_{mic}/C_{org} -Verhältnis mit einer hohen Verfügbarkeit des organischen Kohlenstoffs in Verbindung gebracht (z.B. JOERGENSEN et al. 1995).

Schlussfolgerung

Die C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse, die C_{org}/N_f -Verhältnisse und die Ergebnisse der substratinduzierten Respiration deuten darauf hin, daß die organische Substanz der A-Horizonte der Runsen für Mikroorganismen leichter verfügbar ist als die der Auflagehorizonte der Rippen. Die CFE-Methode ist der SIR-Methode für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse an derartigen Extremstandorten mit einem hohen Anteil an schwer abbaubarer Substanz vorzuziehen. Zur Untersuchung der großen Variabilität der mikrobiellen Biomasse an solchen Standorten kann eine Humusformenkartierung Hinweise zur Beprobung der Standorte geben. Dieses würde eine bessere Interpretation der Biomassedaten ermöglichen.

■ Literatur

- ANDERSON, J.P.A. & K.H. DOMSCH (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- BEDNORZ, F., REIFSTEIN, M., BROLL, G., HOLTMEIER, F.-K. & W. URFER (eingereicht): Humus forms in the forest-alpine tundra ecotone at Stillberg (Dischmal valley/Switzerland)-spatial heterogeneity and classification.
- BLASER, P. (1980): Der Boden als Standortfaktor bei Aufforstungen in der subalpinen Stufe (Stillberg, Davos). *Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswes.* 56, 535-581.
- CHENG, W. & R.A. VIRGINIA (1993): Measurement of microbial biomass in arctic tundra soils using fumigation-extraction and substrate-induced respiration procedures. *Soil Biol. Biochem.* 25, 135-141.
- DEUTSCHMANN, G., MALESSA, V. & H. RUMMENTOHL (1994): Bestimmung der Lagerungsdichte in stark skeletthaltigen Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 157, 77-79.
- DIELY, O. (1994): Mikrobielle Prozesse in Acker-, Grünland-, und Waldböden. *Ecosys. Beiträge zur Ökosystemforschung* Suppl. Bd. 8, 1-127.
- GREEN, R.N., TROWBRIDGE, R.I. & K. KLINKA (1993): Towards a taxonomic classification of humus forms. *Forest Science Monograph* 29. Society of American Foresters.
- JOERGENSEN, R.G. (1995): Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 104, 1-229.
- JOERGENSEN, R.G. (1996a): The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: Calibration of the K_{f1} value. *Soil Biol. Biochem.* 28, 25-31.
- JOERGENSEN, R.G. (1996b): Quantification of the microbial biomass by determining ninhydrin-reactive N. *Soil Biol. Biochem.* 28, 301-306.
- JOERGENSEN, R.G. & P.C. BROOKES (1990): Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 M K_2SO_4 soil extracts. *Soil Biol. Biochem.* 22, 1023-1027.
- JOERGENSEN, R.G., ANDERSON, T.H. & V. WOLFERS (1995): Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soils in beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Soil Biol. Biochem.* 19, 141-147.
- KLIEMANEK, E.M. (1994): Messung der CO_2 -Freisetzung aus Bodenproben von Laborinkubationsversuchen im Gaskreislaufverfahren. *Agrobiol. Res.* 47, 280-283.
- KUCHL, R. (1970): Die Vegetation auf Stillberg (Dischmal, Kt. Graubünden). *Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswes.* 46, 329-342.
- MARFENS, R. (1987): Estimation of microbial biomass in soil by respiration method: Importance of soil pH and flushing methods for measurement of respired CO_2 . *Soil Biol. Biochem.* 19, 77-81.
- MARFENS, R. (1991): Methoden zur quantitativen Bestimmung und Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse im Boden. *Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig.*
- SCHINNER, F. (1978): ATP-Messungen und Abschätzung der mikrobiellen Biomasse in verschiedenen Böden der oberen subalpinen Stufe. In: CERNUSKA, A.: *Ökologische Analysen von Aunflächen im Gasteiner Tal*. Veröffentlichungen des Österreichischen Maß-Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern, Band 2, 299-310. Wagner, Innsbruck.
- SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDLER, E. & R. MARGESIN (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer, Berlin.
- STOCKHISEL, N., JOERGENSEN, R.G., WOLFERS, V., KLEIN, T. & U. FRIEDHARDT (1995): Examination of microbial biomass in beech forest moder profiles. *Biol. Fert. Soils* 19, 209-214.
- VANOT, F.D., BROOKES, P.C. & D.S. JENKINSON (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703-707.
- WARREN, D.A. & A. GIANNI (1995): Why is the strength of relationships between pairs of methods for estimating soil microbial biomass often so variable? *Soil Biol. Biochem.* 27, 821-828.

- **Danksagung:** Wir danken insbesondere Dr. Walter Schönenberger, Dr. Josef Seim und Arnold Streule von der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) (Birmensdorf/Schweiz) für die freundliche Unterstützung unserer Arbeiten.

Einfluß von pH-Wert und Bodenfeuchte auf die Reproduktion von *Enchytraeus buchholzi* (Oligochaeta, Enchytraeidae) unter Laborbedingungen

von

Beylich, A., Achazi, R.K.

Einleitung

Seit 1993 werden im Raum Berlin Freilanduntersuchungen zur Enchytraidenpopulation kontaminierter Rieselfeldböden durchgeführt. Die Abundanzen sowie das Artenspektrum der Enchytraiden sind auf den meisten der untersuchten Flächen sehr niedrig (BEYLICH ET AL. 1996). Zu den Faktoren, die Enchytraidenpopulationen in Böden wesentlich beeinflussen, gehören unter anderem Bodenfeuchte, Bodenazidität sowie die Belastung mit organischen und anorganischen Schadstoffen. Die bisherigen Untersuchungen deuten darauf hin, daß eine ungünstige Kombination dieser Faktoren die Etablierung individuen- und artenreicher Enchytraidenpopulationen auf den stillgelegten Rieselfeldflächen bisher behindert hat.

Mit Hilfe von Laborversuchen soll geklärt werden, inwieweit ungünstige Aziditäts- und Feuchteverhältnisse schon unabhängig von einer zusätzlich vorhandenen Schadstoffbelastung die Enchytraidenpopulation beeinträchtigen können. Dazu wurde bisher untersucht,

- welcher Bodenwassergehalt noch eine Reproduktion von Enchytraiden erlaubt,
- welcher pH-Wert noch eine Reproduktion von Enchytraiden erlaubt,
- ob sich suboptimale Bedingungen hinsichtlich pH-Wert und Feuchte in ihrer Wirkung verstärken.

Für die Laborversuche wurde eine auf den Berliner Rieselfeldflächen dominante Art, *Enchytraeus buchholzi*, ausgewählt.

Methoden

Die Reproduktionsversuche wurden im Standardboden LUFA 2.2 der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer durchgeführt. Die angestrebte Bodenfeuchte wurde mit Aqua dest. eingestellt. Die Einstellung des pH-Wertes erfolgte mit CaCO_3 bzw. HCl. Als Nahrung wurde dem Boden jeweils eine kleine Menge Haferflocken (250 mg / 100 g TG) untergemischt. Je Testgefäß wurden 10 adulte Individuen einer synchronisierten Laborzucht von *Enchytraeus buchholzi* eingesetzt. Die fest verschlossenen Testgefäße wurden im Klimaschrank 21 Tage bei 15 ± 2 °C inkubiert und während dieser Zeit zweimal wöchentlich belüftet. Am Versuchsende wurden die Mortalität der anfangs eingesetzten Adulten und die Zahl der Nachkommen (Juvenilen) bestimmt.

* Freie Universität Berlin, Institut für Tierphysiologie, AG Ökotoxikologie, Ehrenbergstraße 26-28, 14195 Berlin

Ergebnisse

Es konnte gezeigt werden, daß bei *Enchytraeus buchholzi* im verwendeten Standardboden die Reproduktion bei Wassergehalten unter 20% (TG) eingeschränkt war (Abb. 1). Ergänzende Versuche ergaben, daß Wassergehalte über 20% keine weitere Steigerung der Reproduktion bewirkten (hier nicht dargestellt). Eine erhöhte Mortalität der adulten Testorganismen konnte auch bei dem geringsten getesteten Wassergehalt nicht festgestellt werden.

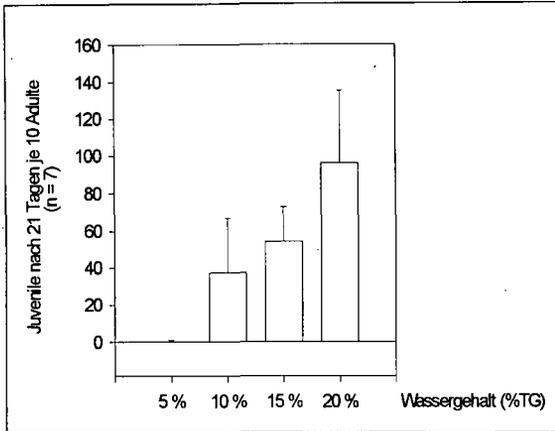


Abb. 1: Reproduktion von *Enchytraeus buchholzi* bei unterschiedlichen Wassergehalten in LUFA 2.2 Standardboden (pH 5,8)

Der pH-Wert des Standardbodens LUFA 2.2 beträgt im Mittel 5,8. Bei einem pH-Wert von 4,8 war die Reproduktion von *E. buchholzi* im Vergleich stark herabgesetzt (Abb. 2). Bei pH 4,2 kam die Reproduktion völlig zum Erliegen. Auch bei pH 6,5 war die Reproduktion signifikant niedriger als im unbehandelten Standardboden, während bei pH 7,0 kein deutlicher Unterschied nachzuweisen war.

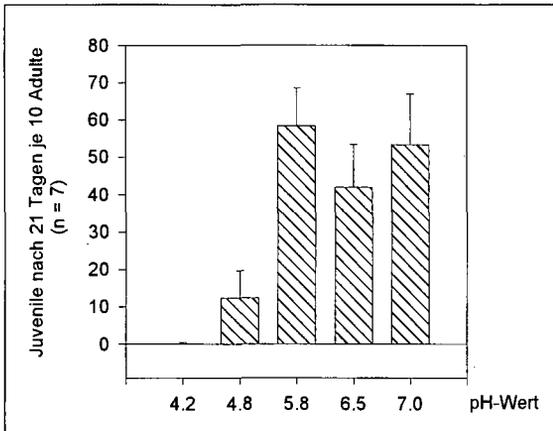


Abb. 2: Reproduktion von *Enchytraeus buchholzi* bei unterschiedlichen pH-Werten in LUFA 2.2 Standardboden (Wassergehalt 20% TG)

Ein Kombinationsversuch mit je zwei verschiedenen Feuchtestufen und pH-Werten zeigte, daß sich suboptimaler pH-Wert und Wassergehalt in ihrer Wirkung auf die Reproduktion verstärken (Abb. 3). Wurde gegenüber dem optimalen Zustand nur **entweder** der pH-Wert **oder** die Bodenfeuchte herabgesetzt, so ergaben sich keine signifikant negativen Auswirkungen auf die Reproduktion. Wurden dagegen **beide** Faktoren in den ungünstigen Bereich verschoben, trat eine signifikante Verringerung der Vermehrungsrate auf.

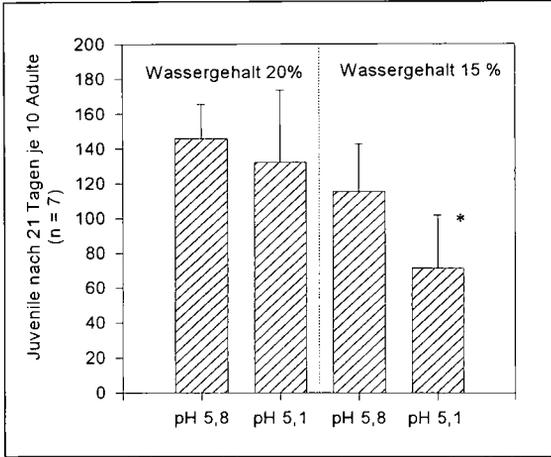


Abb. 3: Reproduktion von *Enchytraeus buchholzi* bei zwei verschiedenen pH-Werten kombiniert mit zwei verschiedenen Wassergehalten
*: signifikant verschieden von den anderen Varianten mit $p < 0,05$

Diskussion

Auf den Rieselfeldflächen im Norden Berlins treten regelmäßig Bodenwassergehalte von etwa 5% (TG) auf (BEYLICH & ACHAZI, im Druck). Die Ergebnisse der Laborversuche deuten darauf hin, daß adulte Individuen von *Enchytraeus buchholzi* derartige Trockenperioden überleben können, jedoch unter diesen Bedingungen die Reproduktion einstellen. Untersuchungen von HEALY (1980) zeigten, daß diese Art vergleichsweise häufig an trockenen Standorten vorkommt. Über das Reproduktionsverhalten während Trockenperioden gibt es dagegen keine Untersuchungen.

Aus verschiedenen Felduntersuchungen ist bekannt, daß *E. buchholzi* ein schwach saures Milieu bevorzugt (ABRAHAMSEN 1972, HEALY 1980, GRAEFE 1993). Dies hat sich im Laborversuch bestätigt. Bei pH-Werten $> 6,0$ traten allerdings widersprüchliche Ergebnisse auf, die erst nach weiteren Versuchen interpretierbar sein werden. Die niedrige Reproduktion bei pH 4,8 ist ein Indiz dafür, daß sich die Population nach einem streßbedingten Populationszusammenbruch im Freiland bei niedrigem pH-Wert langsamer erholen würde als bei höherem pH-Wert. Berücksichtigt werden muß jedoch, daß die Laborzuchten von *E. buchholzi* vor Versuchsbeginn unter günstigen Bedingungen gehältert wurden, während im Freiland möglicherweise langfristig eine Adaptation der Population an die dort herrschenden, suboptimalen Bedingungen stattfindet.

Erwartungsgemäß verstärken sich die Faktoren „Säure“ und „Trockenheit“ in ihrer Wirkung. Ob dies auch für weitere Faktoren, wie z. B. die Schwermetalltoxizität gilt, muß in weiteren Versuchen ermittelt werden. Erkenntnisse hierzu wären besonders für die Diskussion von Grenzwerten für die Lebensraumfunktion des Bodens wünschenswert. Bekannt ist, daß die Verfügbarkeit vieler Schwermetalle im Boden mit sinkendem pH-Wert steigt (VAN STRAALEN & BERGEMA 1995, GISI 1997). Nicht bekannt ist dagegen, inwieweit eine erhöhte Bodenazidität auch eine stärkere Anfälligkeit der Bodenorganismen gegenüber der toxischen Wirkung von Schwermetallen verursacht. Hinsichtlich der Bodenfeuchte konnten PUURTINEN & MARTIKAINEN (1997) nachweisen, daß die Toxizität zweier Pestizide auf eine Art der Gattung *Enchytraeus* vom Bodenwassergehalt abhängig war. Die Autoren führen diesen Effekt zumindest zum Teil auf ungünstige Lebensbedingungen in der Variante mit der geringsten Bodenfeuchte zurück.

Bei einem Vergleich der „Kontrollvarianten“ der drei Versuche (d. h. LUFA 2.2 Standardboden mit 20% Wassergehalt und pH 5,8) fallen die recht unterschiedlichen Reproduktionsraten auf. Dies wird auf technisch bedingte, geringe Abweichungen der Inkubationstemperaturen (± 2 °C) zurückgeführt. Versuche zu diesem Problem ließen eine starke Temperaturabhängigkeit der Reproduktion von *Enchytraeus buchholzi* erkennen.

Insgesamt deutet ein Vergleich der Laborergebnisse mit Felduntersuchungen (BEYLICH ET AL. 1996) darauf hin, daß die Bedingungen hinsichtlich Bodenazidität und Bodenfeuchte auf einigen der untersuchten Rieselfeldflächen suboptimal für die betrachtete Enchytraeidenart sind. Ein nennenswerter Populationsanstieg ist daher ohne geeignete Meliorationsmaßnahmen auf absehbare Zeit unwahrscheinlich.

Literatur

- ABRAHAMSEN, G. (1972): Ecological study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. *Pedobiologia* 12, 26-82.
- BEYLICH A., HECK M., THIELEMANN U., ZUPKE F. (1996) Abundanzen und Artenspektrum von terrestrischen Oligochaeten auf den ehemaligen Rieselfeldern Berlin-Buch. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* (Schriftenreihe im Fachbereich Umwelt und Gesellschaft der Technischen Universität Berlin), Bd. 101: 39-47.
- BEYLICH, A., ACHAZI, R. K.: Influence of low soil moisture on enchytraeids. Newsletter on Enchytraeidae 6 (im Druck).
- GISI, U. (1997): Bodenökologie. Thieme Verlag, Stuttgart, 2. Auflage.
- GRAEFE U. (1993) Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. *Mitteilungen Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 69: 95-98.
- HEALY B. (1980) Distribution of terrestrial Enchytraeidae in Ireland. *Pedobiologia* 20: 159-175.
- PUURTINEN H. M., MARTIKAINEN E. (1997) Effect of Soil Moisture on Pesticide Toxicity to an Enchytraeid Worm, *Enchytraeus* sp. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 33: 34-41.
- VAN STRAALEN, N., BERGEMA, W. (1995): Ecological risks of increased bioavailability of metals under soil acidification. *Pedobiologia*, 39: 1-9.

Wirkung der Mikrofauna (Protozoen, Nematoden) auf die Mikroflora bei der Zersetzung von organischen „Hotspots“ im Boden und ihr Einfluß auf das Wachstum von Graspflanzen (*Lolium perenne* L.)

von

BONKOWSKI, M., GRIFFITHS, B.S.

Einleitung

Nährstoffe sind im Boden nicht gleichmäßig verteilt, sondern örtlich konzentrierte Vorkommen von organischer Substanz (sog. 'Hotspots') bilden Zentren besonders hoher mikrobieller Aktivität. Die Funktion von bakterivoren Protozoen und Nematoden bei der Mineralisation von Nährstoffen aus unterschiedlich großen, fleckenhaft verteilten Ressourcen und ihre Wirkung auf das Wachstum von Weidelgras (*Lolium perenne* L.) wurde in einem Laborexperiment untersucht.

Material und Methoden

Labormikrokosmen wurden mit defauniertem Ackerboden (Herkunft Dundee, Schottland) befüllt und als Nährstoffquelle wurde markiertes (¹³C, ¹⁵N), zerkleinertes Pflanzenmaterial in unterschiedlicher Verteilung eingebracht. Drei Abstufungen der Verteilung (a) homogen verteiltes Substrat (**mix**), (b) gleiche Menge Substrat in 4 Bodenschichten konzentriert (**4-layer**), (c) gleiche Menge Substrat in 1 Bodenschicht konzentriert (**1-layer**) bildeten die 'Hotspot'-Varianten. Die Mikrokosmen wurden mit steril angezogenem Weidelgras (*Lolium perenne* L.) bepflanzt. Um die Rolle der Mikrofauna zu untersuchen, wurde ein Teil der Mikrokosmen mit Protozoen- und Nematodenkulturen beimpft. Dies ergab für jede der drei Substratvarianten folgende Ansätze: 1) tierfreie Kontrolle (**Ctrl**), 2) mit Nematoden (**Nem**), 3) mit Protozoen (**Prot**), 4) mit Nematoden und Protozoen (**NxP**). Bei jeweils vier Parallelen ergab dies 48 Mikrokosmen die mit je einer Pflanze von steril angezogenem Weidelgras bepflanzt waren.

Kontinuierlich wurde die Respiration des Bodens gemessen. Die Pflanzen wurden regelmässig bewässert und überschüssiges Bodenwasser zur Nährstoffanalyse abgesaugt. Nach 4 Wochen waren schon mit bloßem Auge deutliche Unterschiede im Wachstum der Pflanzen erkennbar und eine Zwischenernte der Graspflanzen wurde eingeschoben (1. Ernte); nach weiteren 2 Wochen konnte der Versuch beendet werden (2. Ernte).

Ergebnisse und Diskussion

Die Respiration von CO₂ und die Freisetzung von ¹³CO₂ aus dem Hotspotmaterial waren in Varianten mit Nematoden um 10 % und mit Protozoen um 17 % erhöht (Tab. 1). Die Effekte der Nematoden und Protozoen addierten sich, so daß in den kombinierten Varianten (PxN) die Bodenatmung um 21 % über der der tierfreien Kontrollvarianten lag. Hieraus kann ein erhöhter Stoffwechsel der Mikroorganismen in den Tiervarianten abgeleitet werden.

Auch der über die Respiration von ¹³CO₂ gemessene zeitliche Verlauf der Zersetzung des 'Hotspot'-Materials unterschied sich sehr deutlich in Varianten mit und ohne Protozoen (Tab.1). In Anwesenheit von Protozoen wurde nach zwei Wochen ein Zersetzungsmaximum erreicht das doppelt so hoch wie in Varianten ohne Protozoen war, wo die Zersetzung des 'Hotspot' schon nach zehn Tagen deutlich abnahm.

* Abt. Ökologie, Inst. f. Zoologie u. Anthropologie, Berliner Str. 28, D-37073 Göttingen

#Soil Plant Dynamics Unit, Scottish Crop Research Institute, Invergowrie, Dundee DD2 5DA, U.K.

Tab. 1 Kumulative Werte der Respiration von CO₂ und ¹³CO₂ im Hotspot-Experiment. Werte mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant (P < 0,05, Tukey-Test).

	CO ₂ (mg CO ₂ -C Mikrokosmos ⁻¹)		¹³ CO ₂ (mg CO ₂ -C Mikrokosmos ⁻¹)
Ctrl	2813	a	33.6
Nem	3103	b	37.2
Prot	3286	bc	40.8
NxP	3416	c	42.5

mix	3106	a	38.0
4-layer	3159	a	38.8
1-layer	3184	a	38.7

Die Biomasse der Pflanzen wurde sowohl von der Verteilung der organischen Substanz im Boden (Hotspot), als auch von der Mikrofauna (Protozoen und Nematoden) beeinflusst (Abb. 1). Die Biomasse der Graspflanzen stieg um 35% und die Pflanzen enthielten deutlich mehr Stickstoff wenn das Hotspotmaterial in Schichten konzentriert war (Tab. 2,3). Bei der Ernte wurde ein lokal verstärktes Wurzelwachstum in den 'Hotspots' aus organischer Substanz beobachtet. Dieser als 'root foraging' (Hutchings & Wijesinghe 1997) bekannte Mechanismus gilt als hauptverantwortlich für die Erschließung von fleckenhaft verteilten Nährstoffquellen bei Pflanzen. War die organische Substanz dagegen homogen im Boden verteilt (mix), war 22 % mehr austauschbarer Stickstoff an der Bodenmatrix verfügbar, 36 % mehr N in mikrobieller

Biomasse gebunden und es wurde 65 % weniger N ausgewaschen. Anscheinend war ein Großteil dieses N nicht für die Pflanzen verfügbar, denn die Graspflanzen in mix-Varianten waren kleiner und enthielten 33 % weniger N als in Varianten mit fleckenhaft verteiltem Substrat.

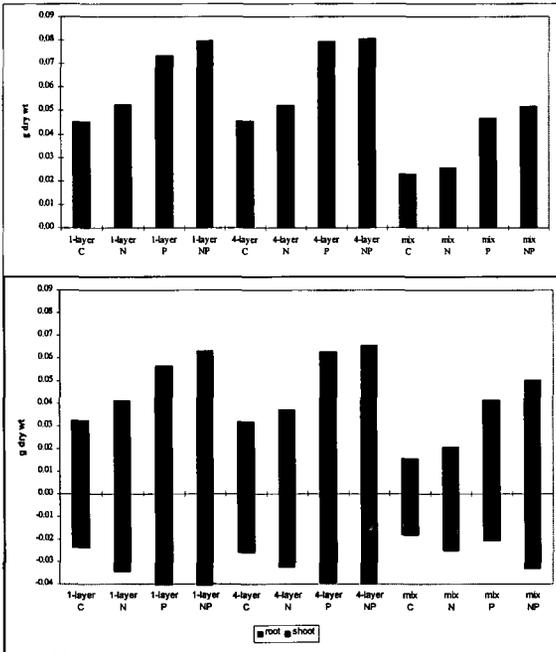


Abb. 1 Sproßbiomasse der Graspflanzen (*Lolium perenne*) nach der 1. Ernte und Sproß und Wurzelbiomasse nach der 2. Ernte.

Grundsätzlich konkurrieren Pflanzenwurzeln mit den allgemein konkurrenzstärkeren Mikroorganismen in der Rhizosphäre um verfügbare Nährstoffe (Newman 1985, Wang & Bakken 1997). Die Nährstoffaufnahme der Wurzeln verbesserte sich wenn das organische Material in Schichten konzentriert war, obwohl sich die Freisetzung von Nährstoffen in den Hotspotvarianten wahrscheinlich nicht unterschied. Denn die Verteilung des Hotspotmaterials hatte keinen Einfluß auf die Zersetzungsrate der organischen Substanz. In Varianten mit Protozoen belegen dagegen eine erhöhte Rate der ¹³CO₂-Freisetzung zusammen mit gesteigerten Konzentrationen von austauschbarem N im Boden und verdoppelten N-Gehalten im Bodenwasser, eine gesteigerte Zersetzung des Hotspotmaterials und eine anschließend erhöhte Nährstoffverfügbarkeit.

Die reduzierte Nährstoffaufnahme der Pflanzen in den mix-Varianten wurde durch die Mikrofauna, speziell die Protozoen kompensiert und führte zu einer 2,3-fach gesteigerten Biomasse der Pflanzen.

Tab. 2

Biomasse der Pflanzen und Gehalte an C, ¹³C, N und ¹⁵N. F-Werte und Varianzzerklärung (%SS) einer Varianzanalyse mit den Faktoren Hotspot und Mikrofauna.

	C	¹³ C	N	¹⁵ N	Pflanze
Model	14.2 ***	14.0 ***	29.5 ***	26.0 ***	14.7 ***
Hotspot	36.2 ***	35.4 ***	43.3 ***	3.0 (*)	33.8 ***
Mikrofauna	26.9 ***	26.7 ***	76.1 ***	89.3 ***	30.7 ***
Interaktion	0.5	0.5	1.6	2.1 (*)	0.3
% SS	81.3	81.1	90.0	88.8	81.8

Tab. 3

Biomasse der Pflanzen (Pfl.) und Gehalte an C, ¹³C, N und ¹⁵N. Mittelwerte mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant (P < 0.05, Tukey-Test)

	C (mg)	¹³ C (mg)	N (mg)	¹⁵ N (mg)	Pfl. (mg)
Ctrl	47 a	0.5 a	3.6 a	0.41 a	121 a
Nem	58 a	0.6 a	4.1 a	0.53 a	150 a
Prot	76 b	0.8 b	6.7 b	1.02 b	200 b
NxP	81 b	0.9 b	7.1 b	1.11 b	217 b
mix	45 a	0.5 a	4.1 a	0.71 a	125 a
4-layer	74 b	0.8 b	6.0 b	0.76 ab	194 b
1-layer	75 b	0.8 b	6.1 b	0.82 b	195 b

Denn eine verstärkte N-Mineralisation (Coleman et al. 1984, Bååth et al. 1981) und N-Aufnahme von Pflanzen bei Präsenz von Mikrofauna, besonders von Protozoen (Clarholm 1985, Ritz & Griffiths 1987, Kuikman et al. 1990) und damit einhergehende Steigerungen der Biomasse von Pflanzen (Kuikman et al. 1990, Jentschke et al. 1995, Alpei et al. 1996, Ritz & Griffiths 1987) wurden wiederholt nachgewiesen. Nährstoffeffekte bilden die häufigste Erklärung für das gesteigerte Pflanzenwachstum in Präsenz von Mikrofauna (Clarholm 1985, Zwart et al. 1994). Das Beweiden der Mikroflora durch Nematoden und Protozoen stimuliert allgemein den mikrobiellen Umsatz (Yeates & Coleman 1982, Alpei et al. 1996) und das enge C:N Verhältnis der Mikroflora zwingt mikrobivore Prädatoren viel von dem aufgenommenen Stickstoff in Form von Ammonium wieder auszuscheiden (Stout 1973). Allgemein wird 60% N und P der aufgenommenen mikrobiellen Biomasse durch Protozoen (Griffiths 1994) und Nematoden (Ferris et al. 1997) wieder ausgeschieden, wodurch eine konstante Freisetzung von pflanzenverfügbaren Nährstoffen in den Boden erfolgt. Es fanden komplizierte Wechselbeziehungen innerhalb der Mikrofauna und zwischen Mikrofauna und Mikroflora statt. In kombinierten Varianten (NxP) verdoppelte sich die Abundanz der als 'Bakterienfresser' eingestuften Nematoden. Gleichzeitig war die Abundanz der Amöben reduziert, was zu einem gleichzeitigen Anstieg der Flagellaten- und Ciliatendichte führte. Nematoden und Protozoen allein führten zu einem Ansteigen der mikrobiellen Biomasse. Bei Präsenz beider Tiergruppen wurde die mikrobielle Biomasse dagegen verringert.

Summenparameter der mikrobiellen Biomasse (Cmic, Nmic) lieferten daher kein schlüssiges Erklärungsmuster für die beobachteten Nährstoffeffekte der Mikrofauna. Anschließende Untersuchungen mit dem BIOLOG-System, sowie Untersuchungen der bakteriellen DNA und Phospholipidsäuremuster (PLFA's) der Mikroorganismen zeigten, daß das Beweiden der Mikroflora

Die Pflanzenbiomasse war in Varianten mit Nematoden um ca. 30 % und in den tierfreien Kontrollvarianten um ca. 50 % geringer als in Varianten mit Nematoden x Protozoen. Auch wenn die organische Substanz in 'Hotspots' konzentriert war, war ein Großteil des N nicht für das Wachstum der Pflanzen verfügbar. Die Effekte von 'Hotspot' und 'Mikrofauna' addierten sich und führten zu einer dreifach gesteigerten Pflanzenbiomasse bei Präsenz von Nematoden und Protozoen wenn die organische Substanz fleckenhaft im Boden konzentriert war. Das Beweiden der Mikroflora durch die Mikrofauna gewährleistet wahrscheinlich eine kontinuierliche Nährstoffverfügbarkeit für das Wachstum der Pflanzen.

durch Protozoen sehr selektiv erfolgt und hierdurch nicht allein der Umsatz, sondern auch die funktionelle Diversität und Artenzusammensetzung der Mikroflora verändert werden. So steuert die Mikrofauna nicht nur die Umsatzrate, sondern auch die katabolische Leistung der Mikroflora bei der Zersetzung der organischen Substanz im Boden.

Zusammenfassung

In Varianten mit fein verteiltem organischen Substrat (mix) war das Wachstum von Weidelgras am stärksten nährstofflimitiert. Über verstärktes Wurzelwachstum (root-foraging) waren die Pflanzen in der Lage aus konzentrierten organischen 'Hotspots' vergleichsweise mehr Nährstoffe aufzunehmen und mehr Biomasse zu bilden. Protozoen kompensierten nicht nur die verschlechterte Nährstoffverfügbarkeit in mix-Varianten, sondern führten zu einer zusätzlichen Wachstumssteigerung der Pflanzen wenn die organische Substanz im Boden konzentriert war. Nematoden bewirkten nur geringe Wachstumssteigerungen bei Pflanzen, aber die Effekte der Nematoden und Protozoen addierten sich. Der Fraßdruck der Protozoen bewirkte nicht allein einen erhöhten Umsatz der Mikroorganismen, sondern veränderte die Zusammensetzung und die katabolische Leistung der mikrobiellen Gemeinschaft.

Literatur

- Alpei, J.; Bonkowski, M.; Scheu, S. (1996) Protozoa, Nematoda and Lumbricidae in the rhizosphere of *Hordelymus europaeus* (Poaceae): Faunal interactions, response of microorganisms and effects on plant growth. *Oecologia* 106: 111-126.
- Bååth, E.; Lohm, U.; Lundgren, B.; Rosswall, T.; Söderström, B.; Sohlenius, B. (1981) Impact of microbial-feeding animals on total soil activity and nitrogen dynamics: a soil microcosm experiment. *Oikos* 37: 257-264.
- Clarholm, M. (1985) Interactions of bacteria, protozoa and plants leading to mineralization of soil nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* 17:181-187.
- Coleman, D.C.; Ingham, R.E.; McClellan, J.F.; Trofymow, J.A. (1984) Soil nutrient transformation in the rhizosphere via animal-microbial interactions. In J.M. Anderson, A.D.M. Rayner & D.H.W. Walton (eds.) *Invertebrate-microbial interactions*. pp35-58
- Drew, M.C.; Saker, L.R. (1975) Nutrient supply and the growth of the seminal root system in barley. *J. of Exp. Botany* 26: 79-90.
- Ferris, H.; Venette, R.C.; Lau, S.S. (1997) Population energetics of bacterial-feeding nematodes: carbon and nitrogen budgets. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1183-1194.
- Griffiths B.S. (1994) Soil nutrient flow. In J.F. Darbyshire (ed) *Soil Protozoa*. CAB Int., Oxon, U.K., pp. 65-92.
- Hutchings, M.J.; Wijesinghe, D.K. (1997) Patchy habitats, division of labour and growth dividends in clonal plants. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 390-394.
- Jentschke, G.; Bonkowski, M.; Godbold, D. L.; Scheu, S. (1995) Soil protozoa and forest tree growth - non-nutritional effects and interaction with mycorrhizae. *Biol. Fertil. Soils* 20: 263-269.
- Kuikman, P.J.; Jansen, A.G.; van Veen, J.A.; Zehnder, A.J.B. (1990) Protozoan predation and the turnover of soil organic carbon and nitrogen in the presence of plants. *Biol.Fert.Soils* 10:22-28.
- Newman, E.I. (1985) The rhizosphere: carbon sources and microbial populations. In A.H. Fitter (ed.) *Ecological Interactions in Soil*. Blackwell Scientific Publ., Oxford. pp107
- Ritz, K.; Griffiths, B.S. (1987) Effects of carbon and nitrate additions to soil upon leaching of nitrate, microbial predators and nitrogen uptake by plants. *Plant and Soil* 102: 229-237.
- Stout J.D. (1973) The relationship between protozoan populations and biological activity in soils. *Amer. Zool.* 13: 193-201.
- Wang, J.; Bakken, L.R. (1997) Competition for nitrogen during decomposition of plant residues in soil: effect of spatial placement of n-rich and n-poor plant residues. *Soil Biol. Biochem.* 29:153-162.
- Yeates G.W., Coleman D.C. (1982) Nematodes and decomposition. In: *Nematodes in Soil Ecosystems.* D.W. Freckman (ed.) University of Texas Press, Austin. pp. 55-80
- Zwart K.B., Kuikman P.J., Van Veen J.A. (1994) Rhizosphere protozoa: their significance in nutrient dynamics. In J.F. Darbyshire (ed) *Soil Protozoa*. CAB International, Oxon, U.K., pp. 93-122.

Danksagung

Wir danken dem Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD) und dem Scottish Office Agriculture, Environment and Fisheries Department für die finanzielle Unterstützung.

Ökophysiologie der mikrobiellen Gemeinschaft in Böden unter Acker, Grünland, Wald und Mineralölkontamination

von

DILLY,O., SOLLMANN,J., BÖLTER,M., HÜTTMANN,S., KUTSCH,W.L.

Zusammenfassung - In sieben Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung, unter Wald und mit Mineralölkontamination wurden mikrobiologische Strukturelemente und Funktionen (C und N-Mineralisation) analysiert. Direktzählungen ergaben, daß im kontaminierten Boden die Anzahl der Bakterien am höchsten lag, wobei gleichförmige, kurze Stäbchen dominierten. Demgegenüber waren C_{mic} - und N_{mic} -Gehalt der mikrobiellen Biomasse, ermittelt per Fumigation-Extraktion am höchsten in der Normpararendzina. Das C_{mic}/N_{mic} -Verhältnis war deutlich erhöht im sanierten und kontaminierten Boden und deutet auf eine Dominanz von C-reichen Organismen hin, wobei die Direktzählungen wiederum wachsende Bakterienpopulationen im kontaminierten Boden vermuten lassen. Während die höchsten Gehalte an löslichen C-Verbindungen in den Waldböden gemessen wurden, waren die löslichen N-Verbindungen aufgrund von Zuschlagstoffen besonders hoch im kontaminierten Boden. Die Basalrespirationsrate lag am höchsten im Oberboden der Normpararendzina und dem kontaminierten Boden, wobei Messungen bei 22 und 4 °C die geringsten Veränderungen in den landwirtschaftlich genutzten Böden zeigten. In den Waldböden und den mineralöhlhaltigen Böden scheinen Mikroorganismen zu dominieren, die zu diesem Untersuchungszeitpunkt sensibel auf die Veränderung der Temperatur sowie eine dadurch veränderte Substratverfügbarkeit reagierten. Die Argininammonifikation zeigte eine ähnliche Abfolge wie der Gehalt an mikrobieller Biomasse, auffallend war jedoch die simultane Zunahme der Nitratgehalte in der Normpararendzina.

Mikroorganismen sind von entscheidender Bedeutung für die Umsetzung von zahlreichen Elementen und Verbindungen in Böden (Richards, 1987; Paul & Clark, 1989; Killham, 1994; Haider, 1996). Aufgrund ihrer Bedeutung rückt die Bodenmikrobiologie daher zunehmend ins bodenkundliche Interesse, so daß bodenmikrobiologische Untersuchungen auch in Vorhaben mit physikalischem oder chemischem Forschungsschwerpunkt berücksichtigt werden. Aufgrund des mikrobiologischen Potentials, organische Verbindungen umzusetzen und abzubauen, werden anthropogen belastete Böden zunehmend mikrobiologisch untersucht (Alef, 1994). Während Böden in natürlichen Ökosystemen häufig hinsichtlich Konzentration und Aktivität der mikrobiellen Gemeinschaft untersucht werden, können im Rahmen von routinemäßigen Bodensanierungsmaßnahmen aus Wirtschaftlichkeitsgründen lediglich Schadstoffgehalte sowie mikrobiologische Schnelltests durchgeführt werden. Interessant erscheint daher, Daten zur Konzentration, Zusammensetzung und Aktivität von Mikroorganismen zu kombinieren. Aus 'ökophysiologischen' Quotienten sollten Aussagen zur mikrobiellen Ökologie in verschiedenen Böden abgeleitet werden. Der Begriff 'Ökophysiologie' wurde verwendet, um die mikrobielle Biomasse - in ihrer Gesamtheit als Organismus betrachtet - in Beziehung zum Habitat zu kennzeichnen.

¹ Ökologie-Zentrum, Schauenburgerstraße 112, 24118 Kiel, Deutschland

² Institut für Polarökologie, Universität Kiel, Wischhofstraße 1-3, 24148 Kiel, Deutschland

³ Bodensanierungsanlage Itzehoe, Groth & Co. Feldmannstraße 1, 25524 Itzehoe, Deutschland

Folgende Oberböden/Bodenmaterialien wurden untersucht: Basenreiche Braunerde unter Fruchtfolge, erodierte Rostbraunerde unter Mais-Monokultur, Braunerde-Kolluvium unter Grünland, basenarme Braunerde unter Buchenwald (alle aus den Forschungsareal "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette"; s. Leitungsgremium, 1992), Normpararendzina unter Laubmischwald aus Trümmerschutt (Profil 2; Blume & Schließ, 1997), sowie Material eines *ex-situ* sanierten, mineralöhlaltigen (Versuchsboden 3; MKW-Gehalt < 500 µg g⁻¹TS) und eines mineralölkontaminierten Bodens (MKW-Gehalt > 5000 µg g⁻¹TS; Hüttmann & Beyer, 1997). An jedem Standort wurden drei unabhängige Einzelproben genommen. Die Proben wurden auf 2 mm gesiebt und bis zur Analyse im Kühlschrank gelagert. Ausgewählte Bodeneigenschaften zum Probenahmezeitpunkt zeigt Tab. 1.

Das Bodentrockengewicht wurde bei 105 °C ermittelt und der C_{org}-Gehalt über den Glühverlust abgeschätzt. Die Gesamtzellzahl wurde nach Anfärbung mit Acridinorange am Epifluoreszenzmikroskop unterstützt mit digitaler Bildanalyse ausgezählt (Bölter, 1995). Es wurden in folgende Größenklassen gebildet: Kokken <0.5 µm = 0.02 µm³, Kokken 0.5 - 1.0 µm = 0.245 µm³, Kokken >1 µm = 2 µm³, Stäbchen 0.5 - 1 µm = 0.08 µm³, Stäbchen 1 - 1.5 µm = 0.193 µm³, Stäbchen 1.5 - 2 µm = 0.325 µm³, Stäbchen 2 - 3 µm = 0.541 µm³, Stäbchen >3 µm = einzeln ausmessen. Die mikrobielle Biomasse wurde per (i) Fumigation-Extraktion nach Vance et al. (1987) mit Bestimmung der C- und N-Konzentrationen im Extrakt am DIMA-TOC 100 und DIMA-N (Fa. DIMATEC, Essen) bei den Umrechnungsfaktoren k_{EC} = 0.38 und k_{EN} = 0.54 (Alef, 1991), (ii) Substrat-induzierter Respiration nach Anderson & Domsch (1978) am Sapromaten über O₂-Aufnahme und titrimetrisch-ermittelter CO₂-Produktion und (iii) Fumigation-Inkubation nach Jenkinson & Powelson (1976) ermittelt. Die Biomassedaten der Fumigation-Inkubation sind hier nicht berücksichtigt, da sich für die sauren Böden negative Biomassewerte ergaben. Die Basalatmung bei 22 °C und 40 bis 70 % der maximalen Wasserhaltekapazität wurde sowohl am Sapromaten als auch aus den Blindwerten der Fumigation-Inkubation (10 d) bestimmt. Die Atmung wurde zusätzlich bei 4 °C, der Standorttemperatur zur Probenahme im November 1997, ermittelt. Die Argininammonifikation wurde unter Berücksichtigung des Veränderung des NO₃⁻-Gehalts untersucht (Dilly, 1997).

Tab. 1. Ausgewählte Eigenschaften der Böden unter Acker, Grünland, Wald und mit Mineralölkontamination.

	WG [% tr.Bo.]	pH [CaCl ₂]	C _{org} [mg g ⁻¹ tr.Bo.]	extr. C _{org} [µg g ⁻¹ tr.Bo.]	extr. N _i [µg g ⁻¹ tr.Bo.]	exC _{org} / exN _i [w w ⁻¹]	Bodentyp
Acker-FF	13.7	5.41	14.8	43.8	10.1	4.3	basenreiche Braunerde
Acker-MM	12.6	5.08	12.4	50.2	11.4	4.4	erodier. Rostbraunerde
Grünland	10.8	5.49	13.7	36.3	11.6	3.1	Braunerde-Kolluvium
Buchenwald	20.4	3.61	25.1	102.8	15.1	6.8	basenarme Braunerde
Laubmischwald	23.3	7.40	34.1	98.0	21.3	4.4	Normpararendzina
'Saniert'*	5.0	7.42	7.5	17.3	15.2	1.1	'Auffüllung'
'Kontaminiert'	11.8	7.30	14.5	90.0	35.9	2.5	'Auffüllung'

* gedüngt mit harnstoffhaltigem NPK-Dünger

Die Zellzahlen in den Böden lagen zwischen 8,0·10⁸ und 8,6·10⁹ g⁻¹ TS (Tab. 2). Obwohl sieben BearbeiterInnen gezählt haben, streuten die drei Wiederholungen für jeden Boden nur wenig. Während unter Buchenwald und Laubmischwald die Zahlen geringfügig höher lagen, waren sie im kontaminierten Boden um etwa eine Zehnerpotenz höher und zeigten dort eine intensive bakterielle Besiedlung an. Zellvolumen und -oberfläche waren dort ebenfalls erhöht. Im kontaminierten Boden dominierten zudem kleine Organismen, was auf wachsende Populationen hindeutete. Beim Mikroskopieren fiel auf, daß gleichmäßig kleine, kurze Stäbchen vorherrschten. Möglicherweise handelte es sich hierbei um wenige Arten oder Stämme, etwa Pseudomonaden, die an den Abbau von Xenobiotika angepaßt sind. Diese Größe ist ein Charakteristikum für r-Strategen, die schnell auf für sie günstige Bedingungen reagieren. Die C_{mic}-Gehalte, ermittelt durch Fumigation-Extraktion, lagen in den beiden Ackerböden mit 136 und 107 µg C_{mic} g⁻¹TS am niedrigsten, wobei der Acker unter Mais-Monokultur die geringsten Werte aufwies. Deutlich höher lagen die Gehalte in dem sanierten und dem kontaminierten Boden, den beiden Waldstandorten im Buchenwald und im Laubmischwald sowie im Grünland.

Die Basalrespirationsraten, ermittelt aus der 10tägigen Inkubation der Blindwerte der Fumigation-Inkubation, betragen für die beiden Ackerböden, den Grünland- und den sanierten Boden etwa

0.4 $\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1}\text{TS h}^{-1}$. Mehr als doppelt so hoch lagen sie im kontaminierten Boden und dreimal so hoch im Buchenwald- und Laubmischwaldboden. Die Argininammonifikation war im sanierten Boden am geringsten. Etwas höher waren die Freisetzungsraten im kontaminierten Boden. Die in Relation zur Zellzahl und mikrobiellem C-Gehalt geringe N-Mineralisationsaktivität steht möglicherweise mit der guten C-Versorgung in Verbindung. Im Grünland und im Acker unter Mais-Monokultur war die Argininammonifikation deutlich höher. Interessant ist, daß der Acker unter Fruchtfolge gegenüber dem Acker unter Mais-Monokultur eine doppelt so hohe Ammonifikationsleistung aufwies. Während der Ammonifikation nahm der Nitratgehalt in den drei landwirtschaftlich genutzten Böden geringfügig, im Boden unter Laubmischwald deutlich zu.

Tab. 2. Zell-Charakteristika, Gehalt an mikrobieller Biomasse, Basalrespirationsrate und Argininammonifikationsrate incl. Veränderung des NO_3^- -Gehalts in Böden unter Acker, Grünland, Wald und mit Mineralölkontamination

	Zellzahl	Z-größe	Z-volumen	Z-oberfläche	C_{mic} -Gehalt	$C_{\text{mic}}/N_{\text{mic}}$	Respiration	Arg	A-d NO_3^-
	[$\text{g}^{-1}\text{tr.Bo.}$]	[$\mu\text{m}^3\text{Z}^{-1}$]	[$\text{mm}^3\text{g}^{-1}\text{t.B.}$]	[$\text{cm}^2\text{g}^{-1}\text{t.Bo.}$]	[$\mu\text{gC}_{\text{mic}}\text{g}^{-1}\text{t.Bo.}$]	[$\text{C}_{\text{mic}}\text{N}_{\text{mic}}^{-1}$]	[$\mu\text{gC g}^{-1}\text{Bo h}^{-1}$]	[$\mu\text{gNg}^{-1}\text{tr.Bo.h}^{-1}$]	
Acker-FF	8.08E+08 c	0.082 a	0.067 c	7.9bc	135.8bc	6.7b	0.34 c	1.19bc	0.07 b
Acker-MM	9.87E+08bc	0.074 a	0.062 c	7.9bc	107.6 c	7.8b	0.42bc	0.47bc	0.15 b
Grünland	7.97E+08 c	0.099ab	0.081bc	8.9bc	201.6bc	8.5b	0.38 c	0.64bc	0.06 b
Buchenwald	1.78E+09 b	0.064 b	0.111 b	12.7 b	184.5bc	6.0b	1.46 a	0.47bc	-0.34ab
Laubmischwald	1.28E+09 b	0.079ab	0.098bc	11.5bc	843.5 a	6.4b	1.52ab	19.12 a	0.56 a
Saniert	1.06E+09bc	0.060 a	0.062 c	7.0 c	237.4 b	16.3a	0.39 c	0.22 c	0.01ab
Kontaminiert	8.63E+09 a	0.042 c	0.348 a	46.3 a	185.7bc	10.9b	0.96ab	0.78 b	-0.26 b

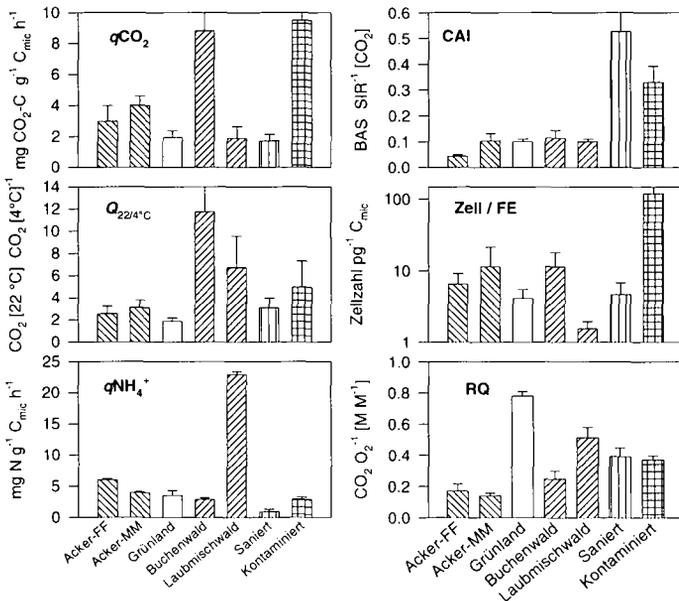


Abb. 1. Metabolischer Quotient ($q\text{CO}_2$), C-Verfügbarkeit (CAI), Veränderung der Respirationsrate bei Temperaturänderung von 4 auf 22 °C ($Q_{22/4}^{\text{C}}$), respiratorischer Quotient der Basalatmung am Sapromaten (RQ), biomasse-spezifische Argininammonifikationsrate ($q\text{NH}_4^+$) und biomasse-spezifische Zellzahl (Zell/FE) in Böden unter Acker, Grünland, Wald und mit Mineralölkontamination; Balken zeigen die Standardabweichungen.

Weit verbreitet ist der ökophysiologische Quotient qCO_2 . Er war zur winterlichen Probenahme hoch im Buchenwald (Abb. 1, hier berechnet per Fumigation-Extraktion und den Blindwerten aus Fumigation-Inkubation) und deutete eine intensive mikrobielle Aktivität an. Hohe extrahierbare C_{org} -Gehalte in den Waldböden, bei denen es sich möglicherweise um aus der frischen Streu ausgewaschenen Verbindungen handelt, und dem kontaminierten Boden deuteten schließlich auf eine gute Nährstoffversorgung hin (Tab. 1). Demgegenüber war der qCO_2 am niedrigsten im Boden unter Laubmischwald und Grünland sowie im sanierten Boden. Interpretiert man den qCO_2 als 'Effizienz', ist die mikrobielle Gemeinschaft zum Untersuchungstermin in den letztgenannten Böden am effizientesten im Umgang mit den C-Verbindungen. Im Oberboden des Laubmischwaldes lag auch der Gehalt an mikrobieller Biomasse hoch (Tab. 2), so daß Konkurrenz der Grund dafür sein kann. Als weiterer ökophysiologischer Quotient kann der C-Verfügbarkeits-Index (Cheng et al. 1996), der aus Basalrespiration und Substrat-induzierter Respiration gebildet wird, angesehen werden. Hohe Werte zeigten eine gute Versorgung der mineralöhlhaltigen Böden. Die Respirationsrate bei 22 °C unterschied sich von der bei 4 °C besonders stark für den Buchenwaldoberboden. Möglicherweise handelt es sich hierbei um eine Reaktion einer Teilkomponente der Biomasse. Kutsch & Kappen (1997) zeigten, daß der Q_{10} -Wert der Bodenatmung im Winter deutlich erhöht ist. Dies würde bedeuten, daß der auf 22 °C bezogene Q_{10} -Wert für den Buchenwald artifiziell zu hoch ist. Generell reagierten die Böden auf die Temperaturveränderung am stärksten, die bei 22°C hohe Atmungsraten aufwiesen (Spearman Rang $r = 0.95$, $n = 7$). Neben schlechterer Substratversorgung aufgrund eines weiteren C/N-Verhältnisses der extrahierbaren Substanzen und einer ligninreichen, schlechter abbaubaren Streu sowie die Sättigung der Enzyme in den mineralöhlhaltigen Böden, kann Eurythermie und die Sensibilität der mikrobiellen Gemeinschaft gegenüber Temperaturveränderungen und eine höhere Diversität die Unterschiede erklären. Weiter zeigte das Verhältnis zwischen Zellzahl und Gehalt an mikrobieller Biomasse, daß die Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft zwischen den Böden variierte. mit den höchsten bakteriellen Dichten im kontaminierten Boden und den niedrigsten im Oberboden des Laubmischwaldes. Schließlich unterschied sich die biomasse-spezifische Argininammonifikation und der respiratorische Quotient der Basalatmung signifikant in den Böden. was mit N-Status und der Zusammensetzung der mineralisierten C-Verbindungen ökophysiologisch interpretiert werden kann.

Wir bedanken uns bei den Studenten des bodenmikrobiologischen Laborpraktikums, die durch Ihren Einsatz zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

- Alef K. (1991) Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie: Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. Ecomed, Landshut
- Alef K. (1994) Bodenökologische Bodenсанierung. VCH, Weinheim
- Anderson J.P.E., Domsch K.-H. (1978) A physiological method for measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221
- Böttler M. (1995) Distribution of bacterial numbers and biomass in soils and on plants from King George Island (Arctowski Station, Maritime Antarctica). *Polar Biol.* 15, 115-124
- Cheng W., Zhang Q., Coleman D.C., Carroll C.R., Hoffmann C.A. (1996) Is available carbon limiting microbial respiration in the rhizosphere? *Soil Biol. Biochem.* 28, 1283-1288
- Dilly O. (1997) Ammonification of amino acids in field, grassland and forest soils. In: Insam H., Rieger A. (eds.) *Microbial communities. Functional versus structural approaches*. Springer, Berlin, p. 248-260
- Haider K. (1996) Biochemie des Bodens. Enke, Stuttgart
- Hüttmann S., Beyer L. (1997) Bodenqualitätsziele für mikrobiologische Reinigung mineralöhlhaltiger Böden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85, 1583-1586
- Jenkinson D.S., Powelson D.S. (1976) The effect of biocidal treatment on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8, 209-213
- Killham K. (1994) *Soil Ecology*. Cambridge University Press, U. K.
- Kutsch W.L., Kappen I. (1997) Aspects of carbon and nitrogen cycling in soils of the Bornhöved Lake district. II. Modelling the influence of climate on soil respiration and organic matter content in arable soils under different management. *Biogeochemistry* 39, 207-224
- Leitungsgremium (1992) Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *Arbeitsbericht* 1988 - 91. *EcoSys* 1, 1-338
- Paul E.A., Clark F.E. (1989) *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, San Diego
- Richards B.N. (1987) *The microbiology of terrestrial ecosystems*. Longman Scientific and Technical, Essex

Einfluß der Substratqualität auf die streubesiedelnde Fauna

von

Dohn-Hofmann, M., Wolters, V.

Einleitung

Die Streuqualität beeinflusst die Struktur und Leistungsfähigkeit der Bodenfauna. In der vorliegenden Studie wurde der Einfluß der Streuart und des Streualters auf die Zersetzergemeinschaft untersucht. Die folgenden Hypothesen wurden getestet: (i) die Besiedlung der Streu durch Bodentiere wird durch die Substratqualität gesteuert, und (ii) verschiedene Taxa reagieren spezifisch auf diese Steuerparameter.

Material und Methode

Die Untersuchung fand auf einer Buchenfläche (*Fagus sylvatica*) und auf einer Fichtenfläche (*Picea abies*) im Vogelsberg (Hessen) statt. Auf beiden Standorten wurden von Oktober 1997 bis März 1998 je 16 Litterbags mit einer Maschenweite von 1000 µm in einem Zufallsdesign ausgelegt. Jeweils vier Netzbeutel wurden mit je 40 g der folgenden Streuqualitäten gefüllt: (i) frische Buchenstreu, (ii) stark zersetzte Buchenstreu, (iii) frische Fichtenstreu und (iv) stark zersetzte Fichtenstreu. Am Versuchsende wurden alle Litterbags eingesammelt. Die Tiere wurden aus Aliquots mit verschiedenen Standardmethoden extrahiert und in Großgruppen eingeteilt (Collembolen, Milben, Enchytraeiden, Nematoden). Die Collembolen wurden bis zur Art determiniert. Außerdem wurden der

Tab. 1: abiotische und biotische Bodenfaktoren der Streuqualitäten in den Litterbags der Untersuchungsflächen

	Wasser- gehalt [%]	pH	Basis- respiration [µg*(g TG*h) ⁻¹]	Dekomposition (Gewichts- verlust [%])	N _{mik} [µg*g TG ⁻¹]
Buchenfläche:					
Fichte frisch	227,9	5,9	31,1	8,7	40,9
Fichte alt	221,1	5,3	19,7	6,6	44,2
Buche frisch	136,1	5,6	15,4	0	72,3
Buche alt	165,7	5,3	10,9	1,3	1,8
Fichtenfläche:					
Fichte frisch	208,8	5,8	24,9	2,3	62,6
Fichte alt	230,3	4,9	21,6	7,4	25,7
Buche frisch	109,5	5,5	21,7	0	110,3
Buche alt	147,3	5,5	9,5	0	41,8

Wassergehalt, pH, CO₂-Freisetzung und Dekompositionsrate (Gewichtsverlust) bestimmt.

Die Auswertung erfolgte mit einer 3-faktoriellen ANOVA (Standort x Streualter x Streutyp). Die Homogenität der Varianzen wurde nach Sen & Puri überprüft, die Daten entsprechend transformiert. Korrelationsanalysen gaben Hinweise auf den Einfluß abiotischer und biotischer Faktoren auf die Fauna.

Ergebnisse

Die durchschnittliche Gesamtdichte aller Taxa betrug 51 Ind. g⁻¹ TG auf der Fichtenfläche, auf der Buchenfläche dagegen nur 24. Im Mittel lag der Anteil der einzelnen Tiergruppen bei 88% (Nematoden), 1% (Enchytraeiden), 5% (Collembolen) und 6% (Milben). Die Zahl der Enchytraeiden war so gering, daß keine Varianzanalyse durchgeführt werden konnte.

Tab. 2: 3-faktorielle ANOVA. Zusammenfassung der Varianzanalysen. F-Werte und p-Level^a werden dargestellt. Haupteffekte: Standort (Buchen-, Fichtenfläche), Streualter (frisch, alt) und Streutyp (Buche, Fichte). Probenanzahl = 32

	Standort	Alter	Typ	S x A	S x T	A x T
Collembolen [Ind g⁻¹ TG]	2,1 n.s.	63,9 ****	2,9 n.s.	1,5 n.s.	3,6 n.s.	2,0 n.s.
Poduriden [Ind g⁻¹ TG]	0,2 n.s.	0,4 n.s.	0,7 n.s.	0,1 n.s.	0,3 n.s.	0,9 n.s.
Onychiuriden [Ind g⁻¹ TG]	8,1 n.s.	23,0 ****	0,0 n.s.	1,7 n.s.	0,0 n.s.	1,6 n.s.
Isotomiden [Ind g⁻¹ TG]	0,0 n.s.	26,4 ****	2,5 n.s.	0,0 n.s.	0,4 n.s.	1,2 n.s.
Entomobryiden [Ind g⁻¹ TG]	10,9 **	0,4 n.s.	1,6 n.s.	1,0 n.s.	0,1 n.s.	0,1 n.s.
Milben [Ind g⁻¹ TG]	2,8 n.s.	4,1 n.s.	0,4 n.s.	1,9 n.s.	5,1 *	0,4 n.s.
Nematoden [Ind g⁻¹ TG]	9,4 **	3,5 n.s.	8,3 **	1,8 n.s.	0,0 n.s.	4,3 *
Wassergehalt [% TG]	1,7 n.s.	3,9 n.s.	62,3 ****	0,8 n.s.	0,7 n.s.	1,6 n.s.
Basisrespiration [µg * (g TG*^h)⁻¹]	0,0 n.s.	26,8 ****	47,1 ****	0,0 n.s.	1,0 n.s.	2,7 n.s.
Dekompositionsrate [%]	2,8 n.s.	1,4 n.s.	14,0 **	0,8 n.s.	0,4 n.s.	0,4 n.s.
Nmik [µg *g⁻¹ TG]	2,0 n.s.	8,8 *	0,8 n.s.	0,4 n.s.	1,7 n.s.	3,3 n.s.
pH_{H2O}	2,6 n.s.	7,9 **	0,0 n.s.	0,5 n.s.	0,5 n.s.	9,4 **

^a Signifikanz des p-levels: n.s. > 0,05, * < 0,05, ** < 0,01, *** < 0,001, **** < 0,0001

Die Ergebnisse der Varianzanalyse zeigten, daß die verschiedenen Taxa spezifisch auf die unterschiedlichen Treatments reagierten (Tab. 2). Für die Collembolen war nur der Haupteffekt 'Streualter' signifikant, sie besiedelten bevorzugt die zersetzte Streu (Abb. 1). Auf Familienebene zeigte sich ein unterschiedliches Muster (Tab. 2). Während die Isotomidae und Onychiuridae ebenfalls nur durch den Faktor 'Streualter' beeinflusst wurden, reagierten die Poduriden gar nicht auf die Varianten und bei den Entomobryidae hatte nur der Faktor 'Standort' einen signifikanten Effekt (für die Sminthuriden war wegen der geringen Dichte keine ANOVA möglich).

Für die Milben fand sich eine signifikante Interaktion zwischen Standort und Streutyp (Tab. 2). Erstaunlicherweise waren auf der Fichtenfläche mehr Milben in der Buchen- als in der Fichtenstreu, auf der Buchenfläche waren dagegen mehr Tiere in der Fichten-

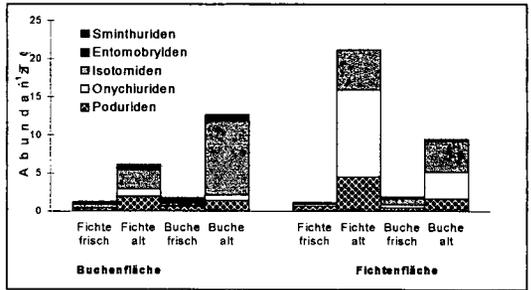


Abb. 1: Abundanzen der Collembolen und ihrer Familien in den Litterbags der Untersuchungsflächen [Ind.g⁻¹TG].

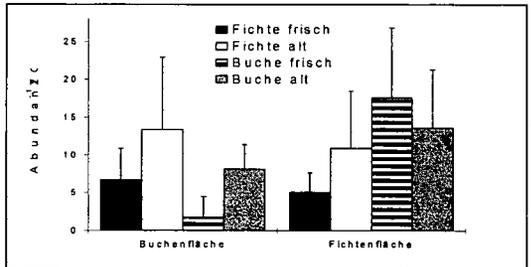


Abb. 2: Abundanzen der Milben [Ind.g⁻¹TG] mit Standardabweichung in den Litterbags der Untersuchungsflächen

als in der Buchenstreu (Abb. 2).

Für die Nematoden ergaben sich signifikante Haupteffekte des 'Standortes' und des 'Streutyps', außerdem fand sich eine signifikante Interaktion 'Streualter' x 'Streutyp' (Tab. 2). Sie hatten eine deutlich höhere Abundanz auf der Fichtenfläche und fanden sich auch auf der Buchenfläche vor allem in Fichtenstreu (Abb. 3). Buchenstreu wurde nur auf der Fichtenfläche in nennenswerter Weise besiedelt.

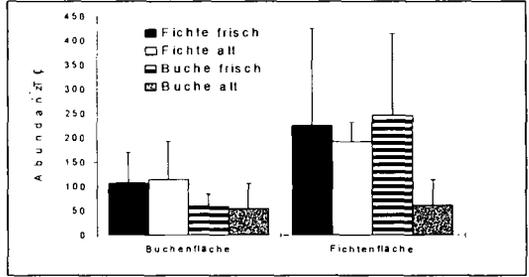


Abb. 3: Abundanz der Nematoden [Ind. g⁻¹TG] mit Standardabweichung in den Litterbags der Untersuchungsflächen

Die Basisrespiration als Maß

für die Aktivität der Mikroorganismen wurde gemäß der ANOVA signifikant durch 'Streutyp' und 'Streualter' beeinflusst (Tab. 1 und 2). Für den Wassergehalt war nur der Haupteffekt 'Streutyp' signifikant. Die Dekompositionsrate wurde durch 'Streutyp' und 'Streualter', N_{mik} nur durch 'Streualter' und der pH-Wert durch 'Streualter' x 'Typ' signifikant beeinflusst.

Korrelationsanalysen (Tab. 3) ergaben einen großen Einfluß des Wassergehaltes auf die Besiedlung und Leistungsfähigkeit der Bodenlebewelt.

Bislang wurden 20 Collembolenarten determiniert (Tab. 4). Die Litterbags auf der Fichtenfläche waren mit 17 Arten artenreicher als die auf der Buchenfläche (12 Arten).

In der frischen Streu wurden 10 Arten, in der zersetzten 16 Arten gefunden. Die größte Artenvielfalt aller Varianten befand sich mit 12 Arten in der alten Fichtenstreu auf der Fichtenfläche.

Tab. 3: signifikante Korrelationen und p-Level^a zwischen abiotischen, biotischen Bodenparametern und Bodenfauna.

	Basisrespiration	Dekompositionsrate	N _{mik}	pH	Enchytraeiden
Wassergehalt	pos **	pos ****	neg **		
Dekompositionsrate	pos *				
Nematoden	pos **				pos *
Collembolen, gesamt			neg **	neg *	
Poduridae			neg **		
Isotomidae	neg *		neg *	neg *	
Entomobryidae					neg *

^a Signifikanz des p-levels: * < 0,05, ** < 0,01, *** < 0,001, **** < 0,0001

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, daß die Besiedlung der Streu durch Bodentiere von der Substratqualität gesteuert wird, und daß verschiedene Taxa spezifisch auf diese Steuerparameter reagieren. Es konnten also beide Hypothesen bestätigt werden. Überraschend war der relativ geringe bzw. inkonsistente Einfluß des Faktors Fläche auf die Besiedlung der Litterbags. Immerhin war die Bodengemeinschaft durch den langfristigen Eintrag sehr unterschiedlicher Streuqualitäten stark vorgeprägt.

Die Streubesiedelung durch Springschwänze wurde stark durch den Zersetzungsgrad beeinflusst. Dies stimmt mit Untersuchungen von SCHOLLE ET AL. (1995) und SADAKA ET AL. (1989) überein. Die Vorzersetzung vermindert den Gehalt an Polyphenolen und erlaubt eine gute Besiedelung durch Mikroorganismen (HOPKIN, 1997). Die Attraktivität für die Collembolen wird dadurch offensichtlich gesteigert. Die Milben dagegen besiedelten anscheinend die Streu unabhängig von der Qualität.

Nematoden zeigten eine sehr differenzierte Reaktion auf das experimentelle Design. Dies weist auf eine mögliche Eignung dieser Gruppe für die Bewertung von Umweltfaktoren hin. Nematoden beeinflussen die Stoffdynamik im Waldboden vor allem über ihre Interaktion mit der Mikroflora (ANDERSON ET AL., 1981; COLEMAN ET AL., 1984). Das erklärt möglicherweise die signifikante Korrelation zwischen Nematoden und Basisrespiration.

Die Fichtenstreu zeigte die stärkste Aktivität der Bodenlebewelt. Metabolische Aktivität der Mikroflora, Artenanzahl der Collembolen sowie Dichte der Nematoden, Enchytraeiden und Collembolen waren in diesem Substrat am höchsten. Die Faktoren für diesen Effekt bedürfen weiterer Klärung. Unglücklicherweise identifizieren multivariante statistische Techniken immer nur einen einzigen Faktor als dominanten Einfluß für die Verteilung. Tatsächlich aber tragen viele Parameter (Temperatur, Bodentyp, Wassergehalt, pH, An- oder Abwesenheit von einer Streuschicht, Charakteristik der Pilzgemeinschaft) zur Verteilung bei (HOPKIN, 1997).

Tab. 4: vorläufige Artenliste der bislang determinierten Collembolen

Collembolenarten	Buchenfläche				Fichtenfläche			
	Fichte frisch	Fichte alt	Buche frisch	Buche alt	Fichte frisch	Fichte alt	Buche frisch	Buche alt
<i>Willemia anophthalma</i> BÖRNER 1901	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Frisea mirabilis</i> (TULLBERG 1871)		X	X		X	X		
<i>Protaphorura quadriocellata</i> (GISIN 1947)		X	X	X		X		
<i>Mesaphorura spec.</i> BÖRNER						X	X	X
<i>Folsomia quadrioculata</i> (TULLBERG 1871)	X	X	X	X		X	X	X
<i>Pseudanurophorus binoculatus</i> KSENEMANN 1934				X			X	X
<i>Lepidocyrtus curvicolis</i> (BOURLET 1839)	X	X	X	X				X
<i>Protaphorura fimata</i> (GISIN 1952)		X		X				X
<i>Protaphorura bicampata</i> (GISIN 1956)		X						
<i>Protaphorura islandica</i> (BÖDVARSSON 1959)						X		
<i>Isoioma viridis</i> BOURLET 1839						X		
<i>Sminthurus fuscus</i> (LINNE 1758)								X
<i>Cryptopygus thermophilus</i> (AXELSON 1900)						X		
<i>Isoioma notabilis</i> SCHÄFFER, 1876						X		
<i>Isoiomiella minor</i> (SCHÄFFER 1896)				X		X		X
<i>Isoioma violacea</i> TULLBERG 1876						X		
<i>Tomocerus flavescens</i> (TULLBERG 1871)				X				
<i>Megalothorax minimus</i> (WILLEM 1900)		X						X
<i>Isoptomurus palustris</i> (MÜLLER 1776)					X			
<i>Sphaeridia pumilis</i> KRAUSBAUER 1898			X					



Ubiquisten



Arten, die nur in alter Streu vorkommen



Arten, die nur in frischer Streu vorkommen

Literatur

- ANDERSON, R.V., COLEMAN, D.C., COLE, C.V., ELLIOT, E.T. 1981: Effects of the nematods *Acrobeloides* sp. and *Mesodiplogaster lheritieri* on substrate utilization and nitrogen and phosphorus mineralization in soil, *Ecology* 62, 549 - 555
- COLEMAN, D.C., ANDERSON, R.V., COLE, C.V., MCCLELLAN, J.F., WOODS, L.E., TRFYMOW, J.A., ELLIOT, E.T. 1984: Roles of protozoa and nematods in nutrient cycling: In: Krol, D.M. (ed.): *Microbial-Plant Interactions*. Agronomy Society of America Special Publications No. 47, Madison, WI. Pp.17-28
- HOPKIN, S.P. 1997 *Biology of springtails*, Oxford University press
- SADAKA, N., POINSOT-BALAGUER, N., TALIN, J. 1989: Relations trophique feullies de chêne vert (*Q. ilex* L.): Collemboles. Influence de la qualité du matériel foliaire sur la biologie d'*Onychiurus zschokkei* Handschin et *Folsomia candida* Willem. *Vie et Milieu*, 39, 33-9
- 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, 171-5

**Experimente zur Individualentwicklung von Regenwürmern in rekultivierten
tertiären Kippsubstraten der Niederlausitz und Möglichkeiten der Förderung
durch organische Reststoffe**

von

EMMERLING, Chr.

1. Einleitung

Regenwürmer spielen als saprophage Organismen eine bedeutende Rolle im Dekompositionsgeschehen. Sie können durch ihre Nahrungsaufnahme, ihre Grabtätigkeit und Darmpassage die Mineralisation und Humifikation der organischen Substanz im Boden fördern (LAVELLE 1988; MARINISSEN and DE RUITER 1993). Indirekt wird hierdurch die mikrobielle Biomasse und Aktivität sowie die Mobilisation von Nährstoffen im Boden stimuliert und erhöht. Durch ihre Tätigkeiten sind sie wesentlich am Aufbau von Bodenaggregaten und an der Bildung biogener, stabiler Poren und somit an der Stabilität und Infiltrationskapazität von Böden beteiligt.

Darum besteht großes Interesse, im Zuge der Rekultivierung von Kippenflächen die Besiedlung durch Regenwürmer zu fördern (DUNGER 1968). Rekultivierte Böden aus kohlehaltigen Tertiärsubstraten in der Niederlausitz weisen aber auch nach langjähriger Bodenentwicklung (> 20 - 30 Jahren) im Vergleich zu kohlefreien quartären Kippböden eine äußerst geringe Regenwurmbesiedlung auf. Anhand von einigen Laborexperimenten wurde versucht, die bestimmenden Faktoren für diese geringe Besiedlung zu finden. Hierzu wurden 3 *Aporrectodea caliginosa*-Individuen jeweils zu Gemischen aus kohlefreiem quartären Sand und Asche, 3 % Braunkohle und 1 % Schwefel als CaSO₄ oder FeS in 4-facher Wiederholung über einen Zeitraum von 13 Wochen exponiert. Zum Vergleich diente ein kohlehaltiges Tertiärmaterial mit einem Kohlegehalt von ca. 3 %. Es wurde die Veränderung der Lebendbiomasse erfaßt. Außerdem wurde die Mobilisation von Nährstoffen durch die Regenwürmer untersucht. Desweiteren wurde die Frage verfolgt, wie Regenwürmer (*Lumbricus terrestris*, *A. caliginosa*) und ihre Tätigkeiten durch die Aufbringung von verschiedenen Sekundärrohstoffen gefördert werden können. Dies wurde exemplarisch an rekultivierten quar-

tären und tertiären Bodensubstraten untersucht. Hierzu wurde die Entwicklung der Individualbiomasse und das Konsumptionsverhalten in Kleinlysimetern sowie die Bioturbationsleistung (Anzahl der Gänge, Ganglänge, Anzahl der Verzweigungen) in Glasküvetten verfolgt.

Folgende Varianten an Sekundärrohstoffen und Applikationsmengen wurden eingesetzt (t TS ha⁻¹): 10t Klärschlamm - 25t Klärschlamm + 100t Kohletrübe - 25t Klärschlammkompost - 50t Grünkompost - 500t Grünkompost. Als Kontrolle diente eine mineralisch (NPK) gedüngte Variante.

2. Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 ist die Entwicklung der Frischbiomasse von *A. caliginosa* nach 13-wöchiger Exposition an verschiedene simulierte Habitats dargestellt. Ein Biomasseverlust konnte lediglich in den Varianten mit Zufuhr von, bzw. im Gemisch mit Braunkohlenasche (QS + BA; TS + BA) nachgewiesen werden.

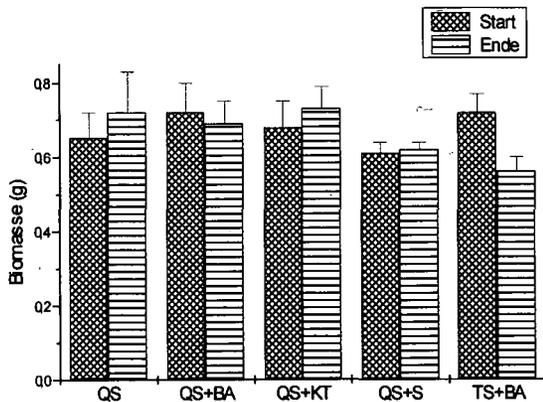


Abb.1: Entwicklung der Individualgewichte von *Aporrectodea caliginosa* in simulierten Habitats im Kleinlysimeterversuch. QS=Quartärer Sand; QS+BA= Quartärer Sand + Braunkohlenasche; QS+KT= Quartärer Sand + Kohletrübe; QS+S= Quartärer Sand + Schwefel (CaSO₄); TS+BA= Tertiärer Sand + Braunkohlenasche)

Ausgehend von dem vorgestellten Experiment scheint somit die Braunkohlenasche ein bestimmender Faktor für die geringe Besiedlung kohlehaltiger Tertiärsstrate durch Regenwürmer zu sein. Die im Experiment verwendete Braunkohlenasche aus dem

Niederlausitzer Braunkohlerevier wies einen sehr niedrigen N-Gehalt (0,07 %), ein extremes C/N-Verhältnis von > 100 und einen hohen Schwefelgehalt von z.B. 2,3 % auf. In der Losung der Regenwürmer waren die N-, P- und K-Gehalte im Vergleich zum Substrat nicht erhöht, sondern auffallend niedrig. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, daß das Aufnahmevermögen von Nährstoffen durch Regenwürmer in Anwesenheit von Braunkohlenasche eventuell gehemmt ist. Der hohe Schwefelgehalt schien von untergeordneter Bedeutung zu sein, da die Entwicklung der Regenwürmer weder durch die Exposition an CaSO₄ noch an FeS geschwächt war (Abb. 1).

Die Individualentwicklung von *A. caliginosa*-Individuen (Nahrungsaufnahme und Entwicklung der Individualbiomasse in Kleinkosmenversuche) sowie das Grabverhalten von *Lumbricus-terrestris* in Glasküvetten konnte durch die Applikation von organischen Reststoffen zu tertiärem Kohlelehmsand insgesamt signifikant gefördert werden (Tab.1; Abb. 2). Im Vergleich zu Komposten zeigte Klärschlamm die günstigste Wirkung an.

Tab.1: Einfluß unterschiedlicher organischer Reststoffe auf Parameter der Bioturbationsleistung von Regenwürmern (*Lumbricus terrestris*) - Küvettestest. Dargestellt sind die Ergebnisse der vitalsten Individuen je Variante.

KS=Klärschlamm; KT=Kohletrübe; KKS=Kompostierter KS; K=Kompost (Biogrünkompost)

	Kontrolle	10 KS	25KS+ 100KT	25 KKS	50 K	500 K
Gangzahl	32	49	37	39	44	31
Ganglänge (mm)	180,0	265,5	251,0	226,0	258,5	183,5
Verzweigungen	48	76	75	60	76	41

3. Schlußfolgerungen

Eine Melioration tertiärer Kippenböden mit Braunkohlenasche dient dem Eintrag von Basen und der Kompensation der Pyritoxidation. Braunkohlenasche scheint anhand der hier vorgestellten Versuche aber die Besiedlung durch Regenwürmer aufgrund

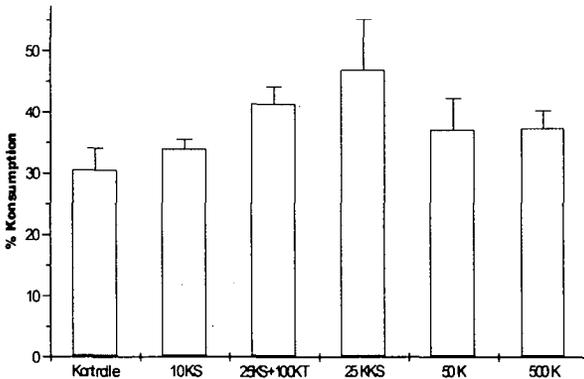


Abb.2: Konsumtion von getrockneten Rinderkot durch *Aporrectodea caliginosa* nach Einmischung verschiedener organischer Reststoffe (Mittelwerte \pm S.D.; n=4)

ungünstiger Nahrungsbedingungen, bzw. Nährstoffmobilisation zu erschweren. Die Einmischung der verschiedenen Bodenwertstoffe in einen Kippkohleanlehmsand führte nach einer 13-wöchigen Exposition insgesamt zu einer Förderung der Regenwurmaktivitäten. Die höchsten Konsumptionsraten von getrocknetem Rinderkot wurden in der Variante mit 25 t Klärschlamm- und Klärschlammkompost ermittelt. Die höchste Bioturbationsleistung wurde dagegen in der 10 KS-Variante ermittelt. Sowohl die Zahl der Gänge als auch die Ganglänge war hier vergleichsweise höher. Die höchste Zahl an Verzweigungen wurde in beiden Klärschlammvarianten und der 50t Kompost-Variante festgestellt. Die eingesetzten Regenwurmarten reagierten somit v.a. positiv auf das Einbringen von Klärschlamm und Klärschlammkompost, während die Zugabe von Biogrünkompost vergleichsweise geringe Leistungen bewirkte. Dies kann auf das bessere Nährstoffangebot durch eine Klärschlammapplikation zurückgeführt werden.

Literatur

- Lavelle P 1988 Earthworm activities and the soil system. Biol. Fertil. Soil, 6, 237-251.
- Marinissen J C Y and De Ruiter P C 1993 Contribution of earthworms to carbon and nitrogen cycling in agro-ecosystems. Agric. Ecosystems Environ., 47, 59-74.
- Dunger W 1968 Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlebergbaues. Ein Beitrag zur pedozoologischen Standortdiagnose. Abh. Ber. Naturkundemuseum Görlitz, Bd. 43, Leipzig.

Standardization of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) for the Assessment of the Fate and of the Effects of Chemicals on the Soil Biocenosis

von

FÖRSTER, B., JONES, S.E., KNACKER, T., UFER, A., SOUSA, J.P.,
VAN GESTEL, C.A.M.

¹ ECT Oekotoxikologie GmbH, Flörsheim, Germany; ² Jones, S.E., School of Biological Sciences, University of Wales, Bangor, Gwynedd LL57 2UW, U.K.; ³ Ufer, A., BASF-AG, Agricultural Center, Limburgerhof, Germany; ⁴ Sousa, J.P.; IAV, Instituto Ambiente e Vida, Departamento de Zoologia da Universidade de Coimbra, 3000 Coimbra, Portugal; ⁵ Van Gestel, C.A.M., Vrije Universiteit Amsterdam, Department of Ecology and Ecotoxicology, De Boelelaan 1087, 1081 HV Amsterdam, The Netherlands.

Introduction

The fate and effect of chemicals in the soil compartment is usually assessed using of standardised laboratory test systems. These tests are highly reproducible but lack ecological relevance. Extrapolation of data from laboratory tests to the real field situation is therefore rather difficult. Field studies, on the other hand, can hardly be standardised and underlie a high spatial and temporal heterogeneity; interpretation of the results is therefore often difficult. To overcome these problems, terrestrial microcosms are of increasing interest (Morgan & Knacker, 1994; Knacker & Römbke, 1997).

Based on the work presented by Van Voris and co-workers in 1985, a test with Terrestrial Model Ecosystems (TMEs) was developed which, for the time being, is in the state of a draft guideline (UBA 1994). A TME consists of an intact soil core of 40 cm length and 17.5 cm in diameter encased by a HDPE tube.

In a project comparable to a ring-test ECT co-ordinates a TME study at 5 different European locations: Amsterdam, Bangor, Coimbra, Flörsheim and Limburgerhof. To allow an evaluation of the method and to improve the comparability of the data each ring-test participant uses identical equipment and is bound to the same test design, test chemical (carbendazim), test chemical concentration levels, measurement end-points, and sampling intervals. After having conducted a TME pre-test in 1998, a TME main-test and a field validation study will be performed in 1999. The validation study will take place at the same field sites from which the soil cores have been taken for the pre-test and which are thought to represent 4 different so called EU standard soils (Kuhnt & Muntau, 1992).

Materials and Methods

At each location intact soil cores were extracted from the selected field sites and the TMEs were placed in temperature controlled carts either in the greenhouse or in a climatic chamber. The temperature inside the carts was adjusted to 10-15 °C. The TME pre-test was performed with 80 soil cores. Carbendazim was chosen as the test chemical which was applied at four different concentration levels (Table 1). Sampling was done one week before application and 1, 4, 8 and 16 weeks after application of the test chemical. Fate and effect end-points measured in the pre-test are summarised in Table 2. The institute at a specific location was responsible for the measurement of particular end-points which meant that the respective samples were shipped from all locations to that laboratory which was in charge of the specific measurement.

Table 1: Design of the TME-pre-test with respect to the number of replicate soil cores and time schedule for sampling.

Weeks	Control	T1	T2	T3	T4	Sum
-1	8	-	-	-	-	8
Application	-	-	-	-	-	-
1	6	3	3	3	3	18
4	6	3	3	3	3	18
8	6	3	3	3	3	18
16	6	3	3	3	3	18
Sum	32	12	12	12	12	80

T: Treatment Level; PEC: Predicted Environmental Concentrations which equals 360 g carbendazim/ha. T1: PEC; T2: 6 x PEC; T3: 36 x PEC; T4: 216 x PEC.

Table 2: Design of the TME-pre-test with respect to the end-points, the responsibility for the measurement of the respective end-point, the sampling time (weeks in relation to chemical application) and the investigated soil profile depth.

End-point	Responsibility	Sampling time	Soil profile
Nutrients in Soil	Amsterdam/Limburgerhof	-1, +1, +4, +8, +16	0-5 cm (5-15)
Nutrients in Leachate	Amsterdam/Limburgerhof	+4, +8, +16	0 – 40 cm
Microbial Biomass	Coimbra/Limburgerhof	-1, +1, +4, +8, +16	0-5 cm
Enzyme Activity	Coimbra	-1, +1, +4, +8, +16	0-5 cm
Bacterial Growth Rate	Bangor	+4, +16	0-5 cm
Collembola/Gamasida	Limburgerhof	-1, +1, +4, +8, +16	0-5 cm
Enchytraeidae	Flörsheim/Limburgerhof	-1, +1, +4, +8, +16	0-5 cm
Earthworms	Flörsheim/Limburgerhof	-1, +1, +4, +8, +16	Total soil core
Bait Lamina	All Institutions	+4, +8, +16	0-15 cm

Results

Bacterial growth rates, determined as radiolabelled thymidine incorporation, ranged between 12.4 – 45.0 pmoles/g dry weight in untreated soils; these values appeared to be soil-dependent and agreed with other published data. Negative effects on thymidine incorporation rates were apparent at the highest dosage of carbendazim.

Substrate induced respiration (SIR) showed a strong relation with moisture content and a tendency to decrease with chemical concentration. This was particularly evident in Amsterdam and Flörsheim soils where a dose-related response was obtained after 4 and 8 weeks from chemical application. In the other two soils either no clear decrease could be observed (Bangor) or even an increase was reported (Coimbra). Besides other possible causes, these findings may be attributed to the strong effect of soil moisture content that, in some cases, could mask the effect of the chemical.

In the control TMEs (T0) the abundance of enchytraeids (approximately 10.000-30.000 individuals/m²) was in the range given in literature for comparable sites throughout the entire investigation period (Römbke et al. 1998). Except for Bangor, in the treated TMEs a dose-related decrease in the number of enchytraeids could be determined with an EC₅₀ value ranging from 0.3 to 1.5 g/m² for the various locations after an exposure period of 16 weeks. Separate assessment of the soil layers 0-2.5 cm and 2.5-5 cm revealed that effects mainly occurred in the upper soil layer. The number of enchytraeid species found in the TMEs was also reduced in the treated soil cores, especially in the two highest concentrations. Species usually dwelling in the uppermost layer like *Fridericia sp.* seemed to be more affected than species like *Achaeta sp.* dwelling in the deeper soil layers.

Microarthropods were determined only in the controls and the highest treatment level after one and four weeks of chemical application. The microarthropods were not affected after one week. After four weeks some taxa increased in numbers in the treated soil cores. The decreasing number of earthworms correlated with the increasing chemical concentration.

The biological (i.e. feeding) activity of the soil animals was studied for the first time in a microcosm by using the bait-lamina method (Von Törne 1990). Strong effects were observed at most locations despite the problem of finding the optimum exposure time for the bait-lamina strips in the soil cores.

Nitrate leaching and nitrate concentrations in the top soil layer were correlated with the amounts of leachate collected and soil moisture content, respectively. Ammonium concentrations did not show such a correlation. Nitrate levels in the top 5 cm soil layer showed a tendency to increase with time, but ammonium levels did not show any relationship with time. In both the 0-5 and 5-15 cm soil layers nitrate levels slightly decreased with increasing carbendazim dosages, whereas ammonium levels showed a slight increase.

Discussion

Effects of carbendazim treatment were most clear on the feeding activity as measured with bait lamina, earthworm numbers and enchytraeids. These results are in good agreement with data obtained in laboratory as well as in field studies (e.g. Van Gestel, 1991; Federsmidt & Römcke, 1994). The abundance of some Collembola taxa was higher in the treatments with the highest carbendazim concentration compared to the control. Effects on microbial parameters had diminished by the end of the 16 week exposure period. In contrast to biological parameters, little effects were observed on soil nutrients (ammonium and nitrate). Nutrient concentrations showed large variations in time and between soil cores and were not related to carbendazim treatment. Soil moisture content seemed to attribute to these differences. A detailed discussion of the TME method is postponed until the TME-main test and the field validations study will have been performed in 1999.

Acknowledgment

All research institutions involved in this work, except Limburgerhof, were financially supported by the European Union (Project No.: ENV4-CT97-0470). The test substance Derosal (a.i. 360 g Carbendazim/L) was kindly provided by the company AgrEvo.

References

- Federsmidt, A. & Römcke, J. (1994): Erfahrungen mit dem Köderstreifen-Test auf zwei fungizidbelasteten Standorten. Braunsch. naturkd. Schr. 4: 675-680.
- Morgan, E. & Knacker, T. (1994). The role of laboratory terrestrial model ecosystems in the testing of potentially harmful substances. *Ecotoxicology*, 3: 213-233.
- Knacker T. & Römcke J. (1997) Terrestrische Mikrokosmen.- UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 9: 219-222.
- Kuhnt G. & Muntau H. (eds.) (1992) EURO - Soils: Identification, Collection, Treatment, Characterization.- European Joint Research Centre, Ispra, 144 p.
- Römcke, J., Moser, T. & Knacker, T. (1998): Enchytraeid Reproduction Test. In: *Advances in Earthworm Ecotoxicology*. Sheppard, S. et al. (eds.). SETAC Press, Pensacola. 83-97.
- UBA (1994) UBA-Workshop on Terrestrial Model Ecosystems.- Texte 54/94, Umweltbundesamt, Berlin.
- Van Gestel, C.A.M. (1991): Earthworms in Ecotoxicology. Dissertation University of Utrecht. 197 pp.
- Van Voris P., Tolle D.A. & Arthur M.F. (1985) Experimental Terrestrial Soil-Core Microcosm Test Protocol.- Report for the U.S. EPA, EPA/600/3-85/047.
- Von Törne, E. (1990): Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-Lamina tests. *Pedobiologia* 34: 89-101.

Bewertung von Böden nach ihrer Eignung als Lebensraum für Organismen am Beispiel von Mikroorganismen und Regenwürmern

von

FRIEDEL, J.K., SOMMER, M., EHRMANN, O.

Böden bieten einer Vielzahl von Organismen einen Lebensraum. Bislang gibt es jedoch kein Bewertungsverfahren für die Leistungsfähigkeit von Böden in dieser Funktion, was aber Voraussetzung für eine Berücksichtigung dieser Bodenfunktion im Rahmen des Bodenschutzes wäre.

Unser **Ziel** ist es daher, ein Verfahren zur Bewertung des Potentials von Böden, Lebensraum für Organismen zu sein, zu entwickeln und anzuwenden. Die Bewertung soll anhand weniger, einfach zu erhebender, essentieller abiotischer Standortfaktoren erfolgen. Am Beispiel weniger ausgewählter Organismengruppen soll an naturnahen Standorten dieses Potential von Böden aus der Beziehung der Standortfaktoren zum aktuellen Organismenbesatz abgeleitet werden.

Für die **Untersuchungsmethodik** ergibt sich aus dem mit den Erhebungen verbundenen Aufwand die Notwendigkeit einer Beschränkung auf wenige Organismengruppen und Parameter.

Die ausgewählten Bodenorganismengruppen sollten

- prinzipiell einen Zusammenhang zu Bodeneigenschaften aufweisen,
- im Stoffkreislauf der Böden funktional eine wichtige Rolle spielen,
- einen nicht unerheblichen Anteil an der Bodenbiomasse ausmachen und
- mit vertretbarem Aufwand bearbeitbar sein.

Die gewählten Gruppen '**Mikroorganismen**' und '**Regenwürmer**' erfüllen diese Anforderungen sehr gut.

Eine Bewertung der Lebensraumfunktion von Böden bei **Mikroorganismen** anhand bodenfaunistisch sinnvoller Kriterien wie dem Artenspektrum erscheint derzeit nicht möglich. Die Mikroorganismengemeinschaft soll statt dessen anhand ihrer Biomasse und Umsatzaktivität charakterisiert werden. Die mikrobielle Biomasse wird mittels der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode erfaßt (Vance et al. 1987), die Aktivität durch die Basalatmung im Labor sowie durch das *in situ* Transformationsvermögen (Streuabbau nach der Litterbag Methode). Eine Berücksichtigung der mikrobiellen Diversität zu einem späteren Zeitpunkt erscheint sinnvoll und notwendig.

Bei der **Regenwurmpopulation** wird neben dem Arteninventar auch die Abundanz und die Biomassen erfaßt. Die Regenwurmfänge werden mit einer Kombination aus Elektromethode und nachfolgender Handauslese durchgeführt (Ehrmann und Babel 1991).

Die Untersuchung der Mikroorganismen wird vorwiegend im Jahre 1999 durchgeführt (die Litterbags wurden im Herbst 1998 ausgebracht). Daher liegen noch keine Ergebnisse vor.

Ein großer Teil der Regenwurmuntersuchungen erfolgte im Frühjahr 1998. Erste Ergebnisse sind bei Vollmer et al. (1998) zusammengestellt.

Die **Standortsauswahl** wurde anhand hierarchisch geordneter Faktoren (v.a.: Feuchte, pH-Wert, Humusmenge) getroffen (vgl. Martin et al. 1998). Ein breites Spektrum von Böden bzw. Bodengesellschaften soll die Grundlage der Bewertung bilden, um die Spannbreite der relevanten Eigenschaften abzudecken.

Nach einer **Faktoranalyse** sollen Matrizes für einzelne Parameter erstellt und zu einem Bewertungsschema für die jeweilige Organismengruppe zusammengefaßt werden (Abb. 1). Die Ergebnisse der einzelnen Organismengruppen sollen in ein einheitliches Bewertungsverfahren integriert werden, das zukünftig eine Berücksichtigung der Bodenfunktion 'Lebensraum für Organismen' im Rahmen des Bodenschutzes ermöglicht.

Die Vorgehensweise ist **offen** für die Integration weiterer Organismengruppen. Ergebnisse zu 'Gehäuselandschnecken' liegen bereits vor und sollen in das Bewertungsschema mit einfließen. (vgl. Sommer & Martin 1998).

Literatur

- Martin K., Hufnagel J., Sommer M. (1998): Böden als Lebensraum für Organismen. Interdisziplinäre, regionalspezifische Analyse und Bewertung am Beispiel der Gehäuselandschnecken, Endbericht PWAB-Vorhaben PW 96.176.
- Sommer, M., Martin, K. (1998): Böden als Lebensraum für Gehäuselandschnecken, Standortsfaktoren. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., dieser Band.
- 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.
- Vollmer, T., Sommer, M., Ehrmann, O. (1998): Die Regenwürmer südwestdeutscher Wälder - Vorkommen und Abhängigkeit von Standortsfaktoren. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., dieser Band.

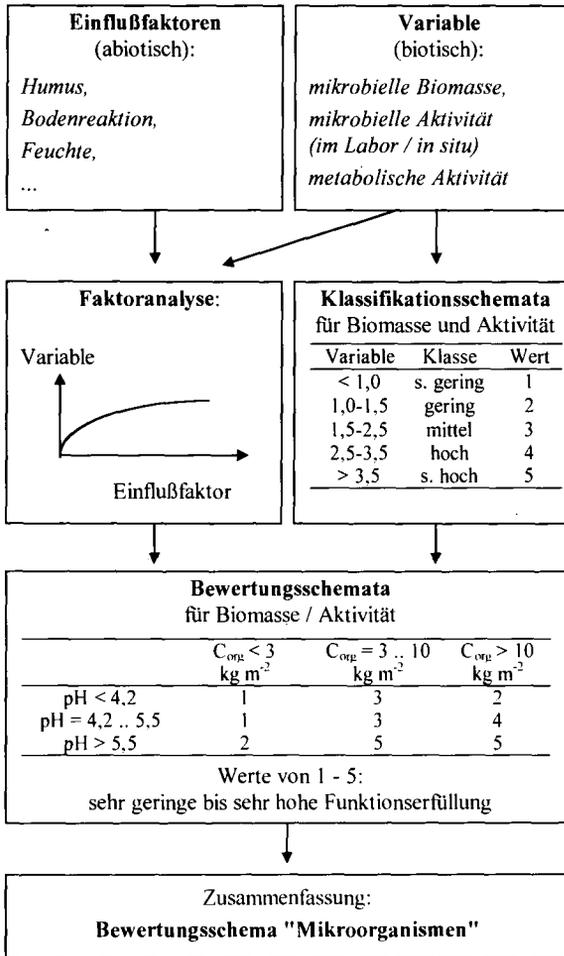


Abb. 1: Vorgehen zur Erstellung eines Bewertungsschemas am Beispiel der Bodenfunktion "Lebensraum für Mikroorganismen" (Daten hypothetisch).



Phospholipide als Biomarker zur gleichzeitigen Bestimmung von methanogenen und methanotrophen Mikroorganismengemeinschaften in Horizonten landwirtschaftlicher Böden

von

GATTINGER, A., ZELLES, L., MUNCH, J. C.

Einleitung

Phospholipide sind geeignete Substanzen für die Quantifizierung von lebender mikrobieller Biomasse in komplexen Habitaten (White *et al.*, 1979). In diesem Beitrag wird eine Methode vorgestellt, die es ermöglicht aus einem Phospholipid-Extrakt methanogene und methanotrophe Mikroorganismen in Bodenökosystemen zu bestimmen. Während Methanotrophe, einer Untergruppe Gram negativer Bakterien zugehörig, in ihren Phospholipiden estergebundene, einfach ungesättigte Fettsäuren aufweisen, fehlen den Methanogenen Phospholipid-Fettsäuren gänzlich. Die Membranlipide der Methanogenen und aller anderen Vertretern der Domäne *Archaea* bestehen aus zwei isoprenoid-verzweigten Kohlenwasserstoffketten, die via Ätherbindung mit dem Glycerophosphat-Gerüst verbunden sind.

Methodischer Ansatz

Die Lipidextraktion und die Gewinnung der Phospholipide erfolgt nach Zelles & Bai (1993). Ein Aliquot des Phospholipid-Extrakts wird für die Fettsäurebestimmung verwendet, bei der durch verschiedene Fraktionierungs- und Derivatisierungsschritte insgesamt 6 Fraktionen erhalten werden (Zelles & Bai, 1993; siehe auch Abb. 1 im Anhang). Die Fraktion MUFAs enthält die für Methanotrophen typischen „Monounsaturated Fatty Acids“. Das andere Phospholipid Aliquot wird für die Bestimmung der Ätherlipide eingesetzt, die nach saurer Hydrolyse in 2 Gruppen unterschiedlicher Polarität getrennt werden, da aus C₂₀-C₃₀ Archaeolen und C₂₀-C₃₀ Hydroxyarchaeolen nach der Ätherspaltung mit Jodwasserstoff und nachgelagerter Reduktion mit Zink die gleichen isoprenoiden Kohlenwasserstoffe, entstehen. Die Quantifizierung der jeweiligen Fettsäurederivate und der äthergebundenen Kohlenwasserstoffe erfolgt mit derselben GC/MS Ausstattung.

Methanogene und Methanotrophe in einem erwässerten Niedermoor

Im Juni 1998 wurde kurz vor der Wiedervernässung Probenmaterial (0-20cm) eines Niedermoorbodens (bei Neuburg/Donau) entnommen. Insgesamt wurden 419579 nmol kg⁻¹ Phospholipid-Fettsäuren gemessen, die ausschließlich aus Zellen der Domainen *Bacteria* und *Eukarya* stammen. Methanotrophe der Gruppe I enthalten 16:1 und Methanotrophe der Gruppe II enthalten 18:1 Fettsäuren. Insgesamt wurden 126887 nmol kg⁻¹ dieser Substanzen bestimmt.

Tabelle 1: Übersicht der in der MUFA Fraktion identifizierten 16:1 und 18:1 Fettsäuren

	Fettsäure	c [nmol kg ⁻¹]	in Methanotrophen nachgewiesen ^a	Indikator für Methanotrophe ^a
16:1	16:1ω4 ^b	1909,7	-	-
	16:1ω5	5802,0	+	+
	16:1ω7	1101,3	+	-
	16:1ω9	1118,3	+	-
	16:1ω10	12059,7	-	-
	16:1ω11	8781,7	-	-
	gesamt	30772,7		
18:1	18:1ω9	27823,3	+	-
	18:1ω11	64457,0	-	-
	18:1ω13	3834,3	+	-
	gesamt	96114,7		
16: 1 + 18:1	gesamt	126887,3		

^a zusammengestellt aus Nichols *et al.* (1987), Bowman *et al.* (1991), Bowman *et al.* (1993)

^b 16:1ω4 bedeutet: Eine Fettsäure mit 16 C Atomen und einer Doppelbindung, an der 4. C-C-Bindung im Molekül.

Durch das Vorkommen der Indikator-Fettsäure 16:1ω5 und weiteren Fettsäuren, die für Methanotrophe charakteristisch sind, kann von der Präsenz dieser Organismen ausgegangen werden. Es wurden folgende Biomarker für Methanogene und andere Archeen nachgewiesen.

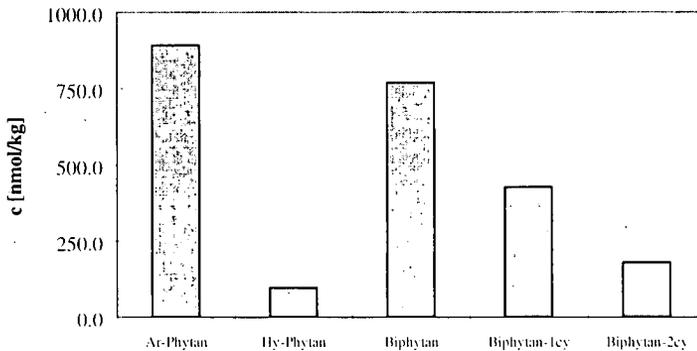


Abbildung 1: Konzentration an äthergebundenen Isoprenoiden in einem Moorboden

Ar-Phytan: Archaeal gebundenes Phytan; Hy-Phytan: Hydroxyarchaeal gebundenes Phytan; Biphytan-1cy: Biphytan mit einem Cyclopentanring

Archaeol gebundenes Phytan nimmt mit einer Konzentration von 892 nmol kg⁻¹ den größten Anteil an den nachgewiesenen Isoprenoïden ein. Hydroxyarchaeol gebundenes Phytan tritt in vergleichsweise niedriger Konzentration auf. Einerseits kommt dieser Biomarker nur in bestimmten Methanogen Familien vor (u.a. in den mesophilen *Methanosarcinaceae*), andererseits wurde die Lipiduntersuchung vor der Wiedervernässung, sprich vor der „Anaerobisierung“ des Standortes durchgeführt, so daß man hierbei von grundsätzlich niedrigeren Ätherlipid Konzentrationen ausgehen kann.

Tabelle 2: Übersicht der identifizierten Isoprenoïde als Biomarker für Methanogene

	c [nmol kg ⁻¹]	in Methanogenen nachgewiesen ^a	Indikator für Methanogene ^a
Ar-Phytan ^b	892,1	+	-
Hy-Phytan ^b	97,2	+	+
Biphytan	770,2	+	-
Biphytan-1cy ^c	428,4	?	-
Biphytan-2cy ^c	179,2	?	-
gesamt	2366,9		

^a zusammengestellt aus Kates (1993) und Koga *et al.* (1993)

^b Ar-Phytan bedeutet Archaeol gebundenes Phytan, dementsprechend Hy-Phytan: Hydroxyarchaeol gebundenes Phytan

^c Biphytan-1cy: Biphytan mit 1 Cyclopentanring

Durch das Vorkommen von Hydroxyarchaeol gebundenem Phytan welches bisher nur in Methanogenen nachgewiesen wurde und das Vorkommen von weiteren charakteristischen Substanzen, kann von der Präsenz von Methanogenen im beprobten Niedermoorboden ausgegangen werden: Biphytane mit 1-4 Cyclopentanringen (z.B. Biphytan-1cy und Biphytan-2cy) wurden bisher nur in Vertretern der Ordnung *Crenarchaeota* nachgewiesen. Methanogene dagegen sind der Ordnung *Euryarchaeota* angehörig.

Abschließende Bemerkungen

Mit der Erweiterung des Phospholipid-Ansatzes können nun Organismen aller 3 Domänen: *Bacteria*, *Eukarya* und *Archaea* erfaßt werden. Ein Vergleich mit molekularbiologischen Methoden erscheint notwendig, wenn ausgehend von Fettsäuren- oder Ätherlipid-Konzentrationen auf Methanogenen- bzw. Methanotrophen-Zellzahlen hochgerechnet werden soll. Ferner treten bei der Ätherlipid-Bestimmung Kohlenwasserstoffe auf, die bisher weder in Methanogenen noch in anderen Archeen nachgewiesen wurden. Inwieweit diese aus schwer hydrolysisierbaren Lipiden stammen und, ob sie den Archeen zugeordnet werden können, ist noch zu prüfen.

Literatur

- Bowman JP, Skeratt JH, Nichols PD, Sly LI (1991) Phospholipid fatty acid and lipopolysaccharide fatty acid signature lipids in methane-utilizing bacteria. *FEMS Microbiol Ecol* 85:15-22
- Bowman JP, Sly LI, Nichols PD, Hayward AC (1993) Revised taxonomy of the methanotrophs: description of *methylobacter* gen. nov., emendation of *methylococcus*, validation of *methylosinus* and *methylocystis* species, and a proposal that the family *methylococcaceae* includes only the group I methanotrophs. *Int J Sys Bact* 43:735-753
- Kates M, Kushner DJ, Matheson AT (eds) (1993) *The Biochemistry of Archaea (Archaeobacteria)*, 26, Elsevier

Koga Y, Akagawa-Matsushita M, Ogha M, Nishihara M (1993) Taxonomic significance of the distribution of component parts of polar ether lipids in methanogens. *Sys Appl Microbiol* 16:342-351

Nichols PD, Mancuso CA, White DC (1987) Measurement of methanotroph and methanogen signature phospholipids for use in assessment of biomass and community structure in model systems. *Org Geochem* 11:451-461

White DC, Davis WM, Nickels JS, King JD, Bobbie RJ (1979) Determination of the sedimentary microbial biomass by extractable lipid phosphate. *Oecologia* 40:51-62

Zelles L, Bai QY (1993) Fractionation of fatty acids derived from soil lipids by soil phase extraction and their quantitative analysis by GC-MS. *Soil. Biol. Biochem.* 25:130-134

Anhang

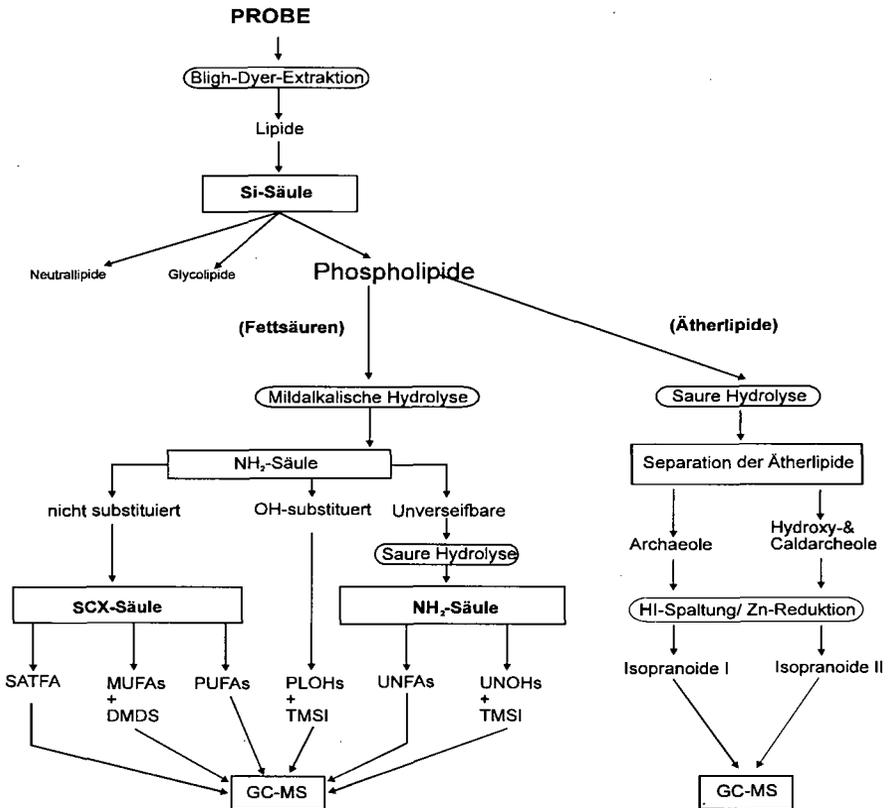


Abbildung A: Schematische Darstellung der verschiedenen Arbeitsgänge und Reaktionsprodukte zur Bestimmung der Phospholipid-Fettsäuren und -Ätherlipide.

Mikrobielle Umsatzraten im Boden von Naturwäldern

von

HACKLE, E., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., BACHMANN, G.

Einleitung

Böden aus 12 Naturwäldern wurden hinsichtlich der mikrobiellen Gasumsetzungsprozesse (CO_2 , N_2O , CH_4), der mikrobiellen Aktivität (Grundatmung) und der mikrobiellen Biomassegehalte (FE, SIR) verglichen. Als Kennwerte für die Substratqualität wurden die in den Böden enthaltenen Zucker und Aminosäuren analysiert.

Die untersuchten Wälder sind zum Großteil in Naturwaldreservaten gelegen und von der forstwirtschaftlichen Nutzung ausgenommen. Ziel der Untersuchung war es, den mikrobiellen Stoffumsatz unter dem Einfluß einer natürlichen, weitgehend ungestörten Waldvegetation zu erheben. Auf diese Weise sollten unter dem Ausschluß der wirtschaftlichen Nutzung Grundwerte der bodenmikrobiologischen Aktivität gewonnen werden. Darüber hinaus wurde untersucht, zu welchem Ausmaß Wälder mit einer ähnlichen Vegetationszusammensetzung Übereinstimmungen in ihren bodenmikrobiologischen Umsetzungen zeigen.

Material und Methoden

Als für den Osten Österreichs charakteristische, natürliche Waldgesellschaften wurden Eichen-Hainbuchenwälder, Waldmeister-Buchenwälder, Silikat-Buchenwälder, Fichten-Tannen-Buchenwälder, Auwälder und Schwarzföhrenwälder ausgewählt. Es wurden jeweils 2 Wälder des gleichen Waldtyps unter ähnlichen standörtlichen Gegebenheiten untersucht. Auf den 12 Waldstandorten wurden im Frühjahr und Herbst 1997 und 1998 entlang von Transekten von 50 m nach Entfernung des Auflagehorizontes jeweils 10 Bodenproben (0-10 cm Tiefe) und 30 intakte Bodenzyylinder entnommen.

Für die Ermittlung der mikrobiellen Gasumsatzraten (CO_2 , CH_4 , N_2O) wurden die intakten Bodenzyylinder im Labor inkubiert. Die Änderung der Gaskonzentrationen im Zeitraum von 6 h wurde am Gaschromatographen gemessen. Die Messung von N_2O erfolgte mittels ECD (Injector 120 °C, Detector 330 °C, Trägergas N_2) und Porapak Q-Säulen (Zechmeister-Boltenstern 1994), von CO_2 mittels TCD und von CH_4 mittels FID. Die Bestimmung der

¹⁾ Institut für Forstökologie, FBVA - Waldforschungszentrum

Seckendorff-Gudent-Weg 8 1131 Wien

Email: evclyn.hackl@fbva.bmlf.gv.at

sophie.zechmeister@fbva.bmlf.gv.at

²⁾ Institut für Pflanzenphysiologie, Universität Wien

Althanstraße 14 1091 Wien

Email: gbachmann@pflaphy.pph.univie.ac.at

Bodenatmung erfolgte durch Analyse der CO₂-Produktion von gesiebten Bodenproben an einem IRGA (Infra-Red Gas Analyser). Für die Bestimmung der Substrat-induzierten Respiration (SIR) wurden die gesiebten Bodenproben mit 0,05 % Glucose versetzt und dann am IRGA analog der Basalatmung vermessen.

Der Stickstoff der mikrobiellen Biomasse wurde nach Fumigation der gesiebten Bodenproben mit Chloroform und anschließender Extraktion mit Kaliumchloridlösung mittels Ninhydrin-Reaktion bestimmt (Öhlinger 1996). Für die Bestimmung der Zucker und Aminosäuren wurden die Böden mit 60 % Azeton extrahiert. Die Extrakte wurden mit Hilfe von Ionenaustauschern in Fraktionen der Anionen und der ungeladenen Substanzen aufgetrennt. Die Fraktionen wurden im Vakuum eingedampft; aus ihnen erfolgte die Analyse der Zucker mit GC und GCMS, die Analyse der Aminosäuren mittels HPLC (Bachmann 1989).

Ergebnisse und Diskussion

Standorte mit ähnlicher Vegetationszusammensetzung zeigten ähnliche Muster bezüglich der CO₂-Bildung (Abb. 1a). Wie in einer Untersuchung von Dulohery et al. (1996) über biogene Gasflüsse in Waldböden beschrieben wurde, könnte auch in den Naturwäldern die unterschiedliche Streuqualität der Wälder maßgeblichen Einfluß auf die C-Mineralisationsprozesse und den C-Turnover haben, der sich in den CO₂-Bildungsraten manifestiert. Eine weitere Abhängigkeit der CO₂-Bildung ist von den zu den verschiedenen Beprobungsterminen wirksamen klimatischen Faktoren gegeben. So zeigten sich auf den beiden Schwarzföhrenstandorten nur im Frühjahr 1998 hohe Raten der CO₂-Bildung, die mit der gegenüber 1997 höheren Bodenfeuchte in Zusammenhang stehen dürften. In den Böden der Schwarzföhrenwälder wurden sehr große Mengen an Zuckern und signifikant höhere Gehalte an Aminosäuren vorgefunden, die nur bei ausreichender Wasserverfügbarkeit eine hohe mikrobielle Aktivität und daher auch hohe CO₂-Bildungsraten ermöglichen konnten.

In allen Waldböden wurde eine Netto-Methanaufnahme festgestellt (Abb. 1b). Die höchsten Aufnahmeraten von 28,9 µg CH₄ m⁻² h⁻¹ wurden im Frühjahr 1997 in einem Auboden gemessen. Die Raten der Methanaufnahme in Böden scheinen vom Zusammenwirken vieler Faktoren (Bodentextur, Bodenklima, Art der Landnutzung, Gleichgewicht von Bildungs- und Aufnahmeprozessen, Stickstoffeinträge und andere Umwelteinflüsse) abhängig zu sein (Macdonald et al. 1996), die den Einfluß der Vegetationszusammensetzung modifizieren.

Bezüglich der N₂O-Bildungsraten verhielten sich die Böden der Eichen-Hainbuchenwälder, der Waldmeister-Buchenwälder und der Silikat-Buchenwälder anders als die Auböden, die Böden der Fichten-Tannen-Buchenwälder und der Schwarzföhrenwälder (Abb. 1c). Die Frühjahrsmessungen ergaben hohe N₂O-Emissionen in den Böden der Eichen-Hainbuchenwälder, der Waldmeister-Buchenwälder und der Silikat-Buchenwälder, die in Zusammenhang mit dem Wassergehalt und der Substratverfügbarkeit als saisonale oder episodische Ereignisse (Brumme et al. 1997) gesehen werden können. Die Auböden zeigten auch bei guter Wasser- und Kohlenstoffverfügbarkeit geringere N₂O-Bildungsraten als aus der Literatur für Auböden bekannt sind (Schipper et al. 1993). Durchwegs sehr niedrige N₂O-Bildungsraten wurden in den trockenen Schwarzföhrenwäldern gemessen.

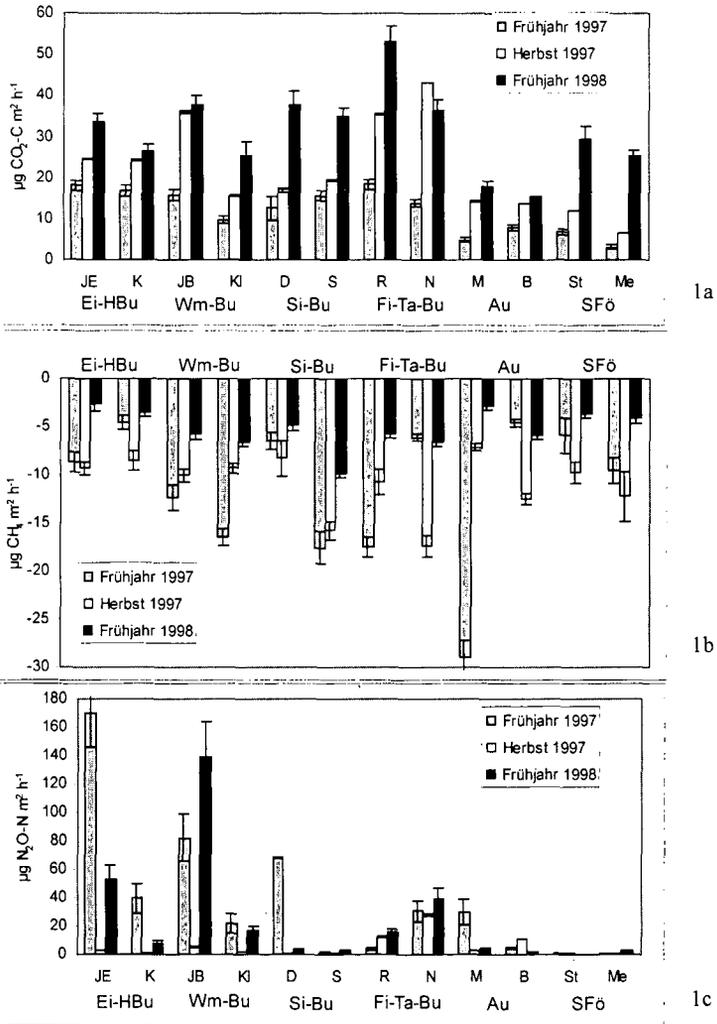


Abb. 1: CO₂- und N₂O-Bildungsraten sowie CH₄-Aufnahmeraten der untersuchten Böden (n=30, Fehlerbalken = Standardfehler). Ei-HBu= Eichen-Hainbuchenwald, Wm-Bu= Waldmeister-Buchenwald, Si-Bu= Silikat-Buchenwald, Fi-Ta-Bu= Fichten-Tannen-Buchenwald, Au= Auwald, SFö= Schwarzföhrenwald.

Bezüglich der Gehalte der Böden an Biomasse-Stickstoff waren keine deutlichen Unterschiede zwischen den verschiedenen Waldgesellschaften gegeben. Nur der Urwald Rotwald (Fichten-Tannen-Buchenwald) unterschied sich mit signifikant höheren Gehalten an Ninhydrin-reaktivem Stickstoff von allen anderen Wäldern. Der Urwald Rotwald liegt im

östlichen Teil der nördlichen Kalkalpen in Niederösterreich und stellt einen primären Urwald mit zum Teil 600-jährigen Altbäumen dar.

Die Wälder unterschieden sich allerdings in ihrer bodenmikrobiologischen Aktivität: Die Untersuchung der Grundatmung und der Substrat-induzierten Respiration (SIR) belegten eine höhere mikrobielle Aktivität und einen höheren Gehalt an aktiver Biomasse in den Böden der Fichten-Tannen-Buchenwälder, Auwälder und Schwarzföhrenwälder als in den Böden der Eichen-Hainbuchenwälder, der Waldmeister-Buchenwälder und der Silikat-Buchenwälder (Abb. 2). In den Böden mit hoher Aktivität wurden auch signifikant größere Mengen an Aminosäuren gemessen, die als N-hältige Substrate für die Mikroorganismen dienen. Die höchsten Gehalte an Zuckern wurden in den Böden des Urwalds Rotwald festgestellt. Diese leicht verfügbaren Substrate könnten gemeinsam mit den Aminosäuren zu der hohen mikrobiellen Aktivität und den hohen Biomassegehalten an diesem Standort beigetragen haben.

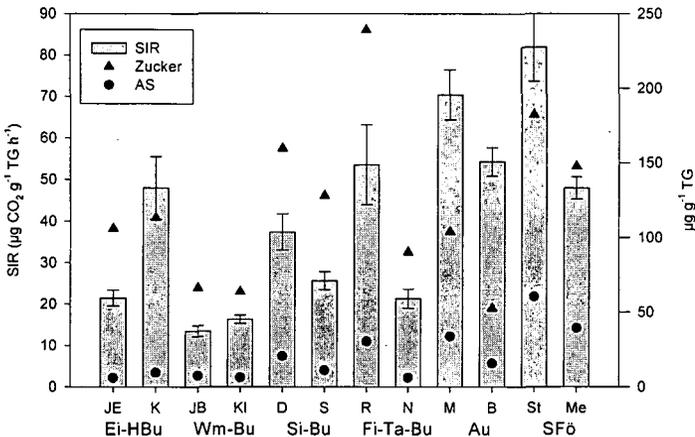


Abb. 2: SIR ($\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TG h}^{-1}$; n= 10, Fehlerbalken= Standardfehler) und Gehalte der Böden an Zuckern und Aminosäuren ($\mu\text{g g}^{-1} \text{ TG}$) im Frühjahr 1997. Abkürzungen siehe Abb. 1.

Literatur

- Bachmann G. (1989) Physiologische Aktivitäten von Wurzeln in ihren Wechselwirkungen mit dem wurzelnahen Bodenbereich. Dissertation am Inst. f. Pflanzenphysiologie der UNI Wien
- Brumme R., Borken W. & Finke S. (1997) Temporal dynamics and annual site variation of nitrous oxide emissions from forest ecosystems. *Proceedings of the 7th International Workshop on Nitrous Oxide Emissions, Cologne, Germany*, pp. 255-262.
- Doluhery C.J., Morris L.-A. & Lowrance R. (1996) Assessing forest soil disturbance through biogenic gas fluxes. *Soil Sci Soc Am J.* **60**, pp. 291-298.
- Macdonald J.A., Skiba U., Sheppard L.J., Hargreaves K.J., Smith K.A. & Fowler D. (1996) Soil environmental variables affecting the flux of methane from a range of forest, moorland and agricultural soils. *Biogeochemistry* **34**, pp. 113-132.
- Öhlinger R. (1996) Biomass-N by fumigation-extraction technique. In: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (eds.) *Methods in Soil Biology*. Springer Berlin, pp. 58-60.
- Schipper L.A., Cooper A.B., Harfoot C.G. & Dyck W.J. (1993) Regulators of denitrification in an organic riparian soil. *Soil Biol. Biochem.* **25**, pp. 925-933.
- Zechmeister-Boltenstern S. (1994) Measurement of actual and potential denitrification and soil respiration with an automated gas chromatographic system. *Die Bodenkultur* **45**, pp. 219-226.

Spurengas-Emissionen von drei Buchenwaldstandorten und Einfluß von Temperatur, Bodenfeuchte und N_{\min} -Gehalt

von

HAHN, M., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S.

Einleitung

Temperate Wälder machen 24 % der weltweit bewaldeten Fläche aus (Bowden et al., 1990). In Österreich sind 46 % der Landesfläche von Wäldern bedeckt (UBA, 1997). Aufgrund ihrer flächenmäßigen Ausdehnung spielen Waldböden als Quellen und Senken der klimarelevanten Spurengase N_2O , CH_4 und CO_2 eine bedeutende Rolle, doch über ihre Quellen- oder Senkenstärke herrscht noch immer Unsicherheit (Bouwman, 1990). Zur Abschätzung des Beitrages der temperaten Waldökosysteme zu den globalen Spurengas-Budgets benötigt man genaue Informationen über die Quellen- und Senkenstärke dieser Ökosysteme. Boden- und Klimaparameter, wie Temperatur, Bodenfeuchte, O_2 -Gehalt, verfügbarer mineralischer N, C_{org} und der pH-Wert nehmen Einfluß auf diese spurengasbildenden mikrobiellen Prozesse (Nitrifikation, Denitrifikation, aerobe und anaerobe Atmung).

Im Rahmen der Arbeit führten wir Spurengasmessungen an drei unterschiedlichen Buchenwaldstandorten im Flysch-Wienerwald durch. Wir konzentrierten uns dabei auf folgende Fragestellung: Gibt es Unterschiede in der Höhe und im jahreszeitlichen Verlauf der N_2O -, CH_4 - und CO_2 -Emissionen zwischen den drei untersuchten Buchenwaldstandorten? Welchen Einfluß haben Temperatur, Bodenfeuchte und N_{\min} -Gehalt auf die Höhe der Emissionsraten? .

Tab. 1: Charakterisierung der drei untersuchten Buchenwald-Standorte^v

Standorte	Mittelhang	Nassfläche	Mittelhang
	Klausenleopoldsdorf (KL1)	Klausenleopoldsdorf (KL2)	Schottenwald (SW)
Bodentyp*	Braunerde	Hanggley	pseudovergleyte Braunerde
Exposition, Seehöhe	NO, 510 m	NO, 510 m	SO, 370 m
Vegetation (nach Ellenberg)	<i>Asperulo-odoratae-</i> <i>Fagetum</i>	<i>Caricon remotae</i>	<i>Lathyro-Fagetum</i> <i>allietosum</i>
Bestandesalter (Jahre)	55	55	135
Wasserverhältnisse	mäßig frisch	naß bis frisch	frisch
atm. N-Deposition ($kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$)	10,0	10,0	35,0
pH (in $CaCl_2$)	5,0		4,3
N_{tot} (mg/g)	4,8		2,4
C_{org} (mg/g)	74,5		37,7
KAK (mmolc/kg)	400,0		76,9

^v chemische Parameter von 0-5 cm Bodentiefe

* österreichische Bodensystematik

Material und Methoden

Die Messung von N₂O, CO₂ und CH₄ erfolgte 14tägig von April bis November 1997 nach der „closed chamber“-Methode. Als Gasauffanggefäße verwendeten wir adaptierte Frühbeete aus Polyethylen mit einer Grundfläche von 0,6 m². Parallel dazu wurden die Boden- und Lufttemperaturen, der Bodenwassergehalt sowie der N_{min}-Gehalt im A_h-Horizont ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Distickstoffoxid (N₂O)

Während der Vegetationsperiode 1997 zeigten die drei untersuchten Standorte gleichlaufende N₂O-Emissionen mit ansteigender N₂O-Bildung im Frühjahr, maximalen Emissionsraten im Sommer und signifikant niedrigeren Raten im Herbst. Der N₂O-Jahresverlauf korrelierte hoch ($p < 0,01$) an den Mittelhangstandorten SW und KL1 ($r = 0,919$) und zwischen KL1 und KL2 ($r = 0,794$). In SW wurden die höchsten N₂O-Emissionsraten gemessen (Tab.2 und Abb.1), hier war der N₂O-Jahresgang am ausgeprägtesten. Die beiden Mittelhangstandorte SW und KL1 unterschieden sich nicht bezüglich Bodenfeuchte und Temperatur, jedoch war der NO₃⁻-Gehalt in SW signifikant höher (Tab.2). Der hohe Nitratanteil in SW steht in Zusammenhang mit der Ausbildung einer flächendeckenden Krautschicht im Frühjahr in dem lichtdurchlässigerem Altbestand.

Am Standort mit dem höchsten Bodenwassergehalt, der Nassfläche KL2, wurden die niedrigsten N₂O-Emissionsraten gemessen. Der Jahresgang war hier wenig ausgeprägt. Aufgrund der vorherrschenden anaeroben Bodenverhältnisse waren die aeroben mikrobiellen Prozesse gehemmt. Im Vergleich zu SW und KL1 wurde in KL2 ein höherer NH₄⁺- und ein niedrigerer NO₃⁻-Gehalt gemessen (Tab.2). An diesem Standort war der Gehalt an leicht verfügbarem Kohlenstoff halb so hoch wie in SW und KL1. Das könnte u.a. ein Grund für die niedrigen N₂O- und CO₂-Emissionen sein.

Nach Erkenntnissen von Scott und Binkley (1997) können Faktoren wie Klima und Bestandesalter einen Einfluß auf die N-Verfügbarkeit haben. Die Entwicklungsphase eines Baumbestandes kann die N-Aufnahme durch die Wurzel beeinflussen, da N-Bedarf und N-Speicherpools von jungen und alten Bäumen unterschiedlich sind (Gessler et al., 1998). Wir nehmen an, daß das unterschiedliche Alter des Buchenbestandes (in SW 135 Jahre; in KL1 55 Jahre) der Grund für eine unterschiedliche N-Dynamik sein könnte.

Der Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre beeinflusst die Höhe der N₂O-Emissionen (Butterbach-Bahl et al., 1998). Die höhere atmosphärische N-Deposition (35 kg N ha⁻¹ a⁻¹) in SW könnte ebenfalls eine mögliche Erklärung für die bedeutend höheren N₂O-Emissionsraten an diesem Standort sein.

Tab. 2: Emissionsraten der Spurengase N₂O, CH₄ und CO₂ sowie NO₃⁻- und NH₄⁺-Gehalt, Bodenwassergehalt und Temperatur^v

Standorte	Mittelhang	Nassfläche	Mittelhang
	Klausenleopoldsdorf (KL1)	Klausenleopoldsdorf (KL2)	Schottenwald (SW)
µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹	27,3 ± 21,9 a*	15,09 ± 1,7 a	70,0 ± 66,7 b
µg CH ₄ m ⁻² h ⁻¹	-20,2 ± 14,2 a	30,7 ± 11,0 b	-11,5 ± 6,7 c
mg CO ₂ -C m ⁻² h ⁻¹	52,1 ± 8,8 a	24,0 ± 2,5 b	56,8 ± 8,8 a
NO ₃ ⁻ µg N g ⁻¹ TS	0,3 ± 0,1 a	0,2 ± 0,0 b	1,0 ± 0,2 c
% Nitrat von N _{min}	17,2 ± 2,6 a	10,2 ± 1,7 b	51,4 ± 4,0 c
NH ₄ ⁺ µg N g ⁻¹ TS	1,7 ± 0,2 a	2,1 ± 0,2 a	0,9 ± 0,1 b
Wassergehalt %	31,4 ± 1,4 a	39,3 ± 0,9 b	29,7 ± 1,0 a
Lufttemperatur °C	15,0 ± 1,6 a	15,0 ± 1,6 a	16,0 ± 1,4 a
Bodentemperatur °C	11,4 ± 1,3 a	11,4 ± 1,3 a	12,6 ± 1,1 a

^v Mittelwert ± Standardfehler

* verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede der Mittelwerte zwischen den jeweiligen Standorten (U-Test nach Mann und Whitney)

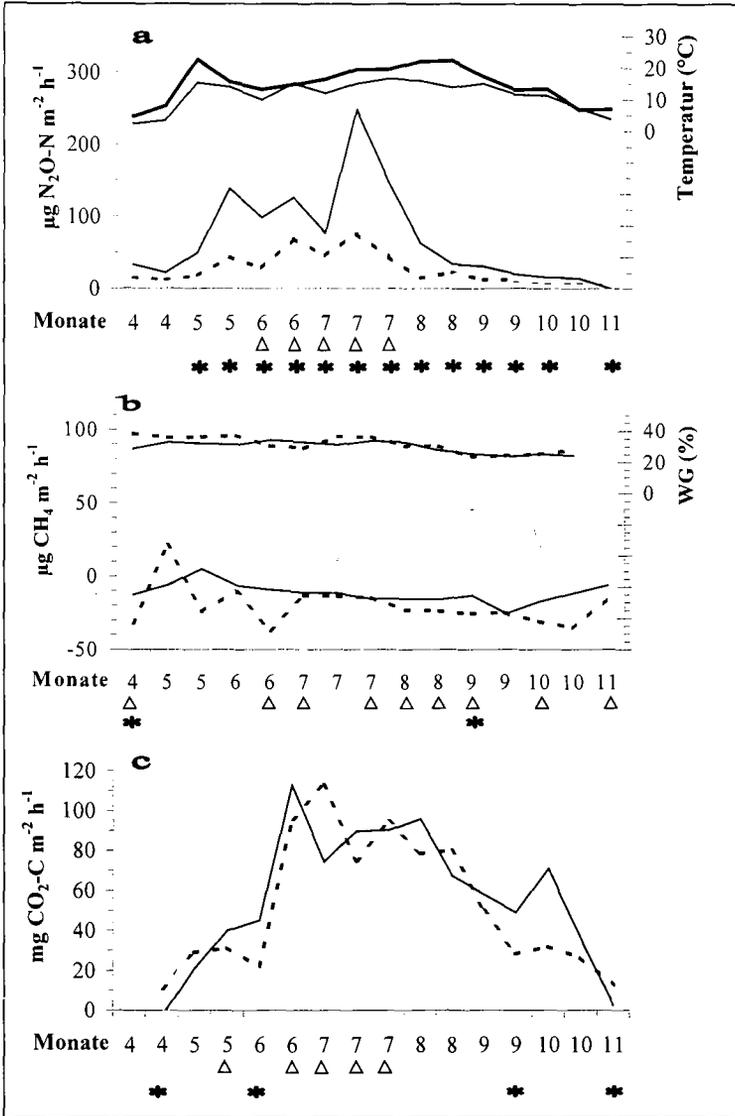


Abb. 1: Jährlicher Verlauf der Spurengas-Emissionen an den drei unterschiedlichen Buchenwaldstandorten von April bis November 1997: Mittelhang Schottenwald (SW, schwarze Linie), Mittelhang Klausenleopoldsdorf (KL1, unterbrochene Linie) und Nassfläche Klausenleopoldsdorf (KL2, graue Linie):

a - N_2O -Emissionen und gemittelte Lufttemperatur (dicke Linie) und Bodentemperatur in 3 cm Tiefe (dünne Linie)

b - CH_4 -Bildung auf der Nassfläche KL2 und CH_4 -Abbau an den Mittelhangstandorten SW und KL1 sowie Bodenwassergehalt; **c** - Netto- CO_2 -Abgabe

Die Ergebnisse der Mittelwertsvergleiche (U-Test; $p < 0,05$) zwischen den Standorten sind folgendermaßen dargestellt:

Δ zeigt einen signifikanten Unterschied der Mittelwerte von KL1 und KL2

* bedeutet einen signifikanten Unterschied der Mittelwerte von den Mittelhangstandorten SW und KL1

Methan (CH₄)

Die Mittelhangstandorte SW und KL1 fungierten als Senke für CH₄, während auf der Nassfläche KL2 eine Netto-CH₄-Bildung beobachtet wurde, die durch die anaeroben Bodenverhältnisse zu erklären ist.

Kohlendioxid (CO₂)

Die Netto-CO₂-Bildungsraten in SW und KL1 unterschieden sich nicht signifikant in ihrer Höhe und verliefen ähnlich jenen der N₂O-Emissionen mit maximaler CO₂-Abgabe im Sommer. Die deutlich niedrigeren CO₂-Emissionen auf der Nassfläche KL2 lassen auf eine reduzierte mikrobielle Aktivität bedingt durch den hohen Wassergehalt im Boden schließen. Auf allen Standorten konnte eine positive Korrelation zwischen N₂O und CO₂ festgestellt werden (Tab.3).

Tab. 3: Ergebnisse der Korrelationsanalyse nach Spearman zwischen Spurengas-Emissionen und verschiedenen Bodenparametern

Standort	N ₂ O			CH ₄			CO ₂		
	KL1	KL2	SW	KL1	KL2	SW	KL1	KL2	SW
Lufttemperatur				*		*	*	**	
Wassergehalt %			**		**				
NO ₃ ⁻ Gehalt			*						
Netto-CO ₂ -Abgabe	*	*	*						

* signifikante Korrelation bei p<0,05

** signifikante Korrelation bei p<0,01

Literatur

Bouwman A.F., 1990, Soils and the Greenhouse Effect, Proceedings of the Int. Conf. Soils and the Greenhouse Effect, published by John Wiley and sons, Chichester, 575 p.

Bowden R.D., Steudler P.A., Melillo J.M. & Aber J.D., 1990: Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the Northeastern United States. J. Geophys. Res. 95, 13997-14005.

Butterbach-Bahl K., Gasche R., Huber Ch., Kreutzer K., Papen H., 1998: Impact of N-input by wet deposition on N-trace gas fluxes and CH₄-oxidation in spruce forest ecosystems of the temperate zone in Europe. Atmos. Environ., 32, 559-564.

Gessler A., Schneider S., Von Sengbusch D., Weber P., Hanemann U., Huber C., Rothe A., Kreutzer K., Rennenberg H., 1998: Field and laboratory experiments on net uptake of nitrate and ammonium by the roots of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) trees. New Phytol., 138, 275-285.

Scott N.A. and Binkley D., 1997: Foliage litter quality and annual net N mineralization: comparison across North American forest sites. Oecol., 111, 151-159.

Umweltbundesamt (UBA), 1997: State of the environment in Austria; Federal environmental agency Austria; Federal ministry for environment, youth and family, Wien.

Haben Ionenaustauscherharze einen Einfluß auf die Stickstoffmineralisationsrate?

von

HERMANN,A., FRIEDEL,J.K., KLEBER,M., STAHR,K.

1.) Einleitung

Die Stickstoffnettomineralisation (NNM) wird häufig mit Hilfe der buried bag Methode, einer *in situ*-Bebrütungsmethode nach ENO (1960), gemessen. Dabei muß die Entnahme von mineralisiertem Stickstoff durch die Pflanze verhindert werden, um die NNM zu bestimmen. Dies könnte Rückwirkungen auf die N-Mineralisationsrate haben, wenn die Mineralstickstoffkonzentration und die Wurzelausscheidungen einen Einfluß auf die Stickstoffmineralisation haben. Während der Bebrütung ist die N-Aufnahme von Pflanzenwurzeln unterbunden. Ionenaustauscherharze (IER) sollten die N-Aufnahme von Pflanzenwurzeln durch Sorption der mineralisierten Stickstoffionen an ihren Austauscheroberflächen simulieren (DOBERMANN et al. 1994).

Ziel dieser Untersuchung war es, den Einfluß von IER auf die Stickstoffmineralisationsrate bei unterschiedlicher Substratverfügbarkeit in einem 12-wöchigen Brutversuch zu überprüfen.

2.) Material und Methoden

Als Bodenmaterial diente der Ah-Horizont (pH = 5,9; C_{org} = 1,3%; N_t = 0,15%) einer pseudovergleyten Parabraunerde aus Löß. Als Ionenaustauscher wurde Amberlite® MB-3 (Gegenionen: H^+/OH^-) verwendet. Drei Substratvarianten wurden jeweils mit und ohne Zusatz von IER inkubiert:

- a) Bodenproben ohne Substratzugabe (**HA**)
- b) Bodenproben mit Weizenstrohzugabe, Substrat mit einem weitem C/N-Verhältnis (**HAS**)
- c) Bodenproben mit Zuckerrübenblattzugabe, Substrat mit einem engen C/N-Verhältnis (**HAR**)

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

² Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur, A-1180 Wien

³ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg, D-06108 Halle

Die Proben wurden bei Probenaufbereitung auf einen Wassergehalt von 60% wassergefülltem Porenraum angefeuchtet. Die Bebrütungstemperatur betrug 15°C. Zu Beginn und anschließend alle zwei Wochen wurden die Bodenproben mit einer 2 M KCl-Lösung extrahiert (KEENEY & NELSON 1982). Die Extraktionsmethodik zur N_{\min} -Bestimmung wurde geändert, um in den Proben mit IER-Zusatz eine nahezu vollständige Desorption zu gewährleisten. Das Verhältnis von Einwaage zu Extraktionslösung wurde erweitert (1:20) und die Schütteldauer verlängert (2 h).

3.) Ergebnisse

Der Brutversuch ergab folgende N- Mineralisationsraten (Tab. 1):

In der Variante ohne Substratzugabe (**HA**) war die mineralisierte Stickstoffmenge in den Behandlungen mit IER-Zusatz genauso hoch wie ohne IER-Zusatz. In der Variante mit Zugabe eines Substrates mit weitem C/N-Verhältnis in Form von Weizenstroh (**HAS**) war die mineralisierte Stickstoffmenge mit IER-Zusatz signifikant höher als ohne IER-Zusatz. Bei Zugabe von Substrat mit einem engem C/N-Verhältnis in Form von Zuckerrübenblatt (**HAR**) war die mineralisierte Stickstoffmenge mit IER-Zusatz signifikant niedriger als ohne IER-Zusatz.

Tab. 1: N-Mineralisationsrate der Substratvarianten (FE = Feinerde)

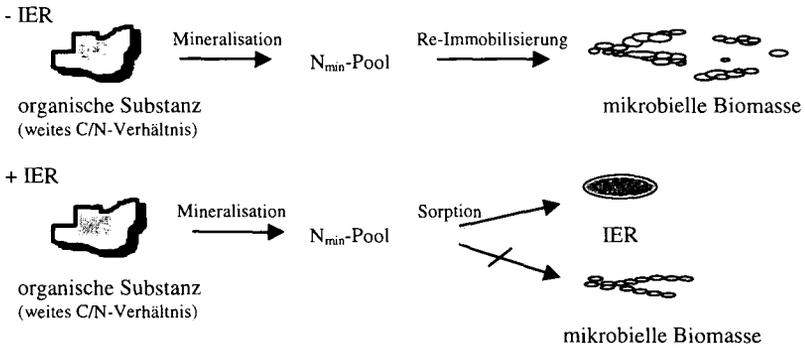
Substratvariante	Behandlungsvariante	t ₁	N _{netto} (µg N g ⁻¹ FE d ⁻¹)						
			t ₂	t ₃	t ₄	t ₅	t ₆	t ₇	
HA	- IER	0	0,2	0,3	0,7	0,4	0,3	0,3	
	+ IER	0	0,8*	0,3	0,6	0,5	0,5	0,3	
HAS	- IER	0	-0,5	-0,1	-0,1	0	-0,1	-0,1	
	+ IER	0	0,5*	0,7*	0,7*	1,2*	0,1	0,2*	
HAR	- IER	0	6,1	11,1	12,1	8,8	6,6	5,9	
	+ IER	0	7,3*	5,5*	4,9*	4,4*	3,0*	2,3*	

signifikante Unterschiede sind mit * gekennzeichnet (Mann und Whitney-Test; $\alpha = 0,05$)

IER hatten anscheinend keinen Einfluß auf die N-Mineralisationsrate in Systemen ohne umsetzbare organische Substanz (**HA**). In Systemen mit C-limitierenden Bedingungen (**HAS + IER**) - umsetzbare organische Substanz mit einem weitem C/N-Verhältnis - wurden dagegen Stickstoffionen an den Austauscheroberflächen sorbiert, bevor sie von einem Teil der Mikroorganismengemeinschaft reimmobilisiert werden konnten (Abb. 1a).

In Systemen mit N-limitierenden Bedingungen (**HAR + IER**) - umsetzbare organische Substanz mit engem C/N-Verhältnis - wurde durch IER-Zusatz die N-Freisetzung "gebremst". Die mineralisierten Stickstoffionen wurden an den Austauscheroberflächen sorbiert und standen daher nicht mehr zur Produktion von mikrobieller Biomasse zur Verfügung. In dieser Variante herrschte durch den Zusatz von IER Stickstoffmangel. Ohne IER konnten die Mikroorganismen sich länger vermehren und weiterhin organisch gebundenen Stickstoff mineralisieren (Abb. 1b).

a) Variante HAS



b) Variante HAR

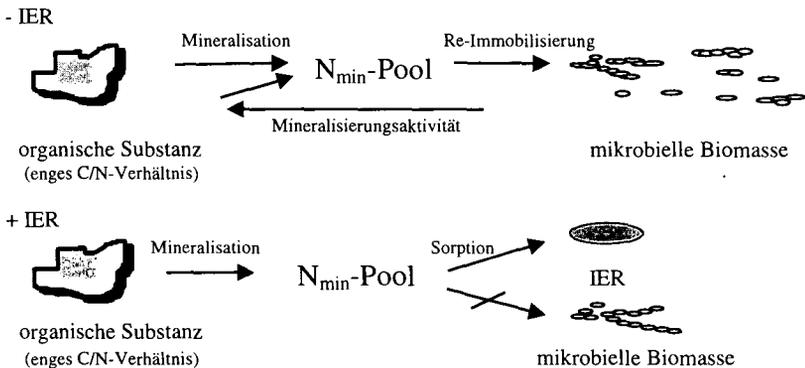


Abb. 1: Schematischer Ablauf der Stickstoffmineralisation der Varianten HAS und HAR

4.) **Schlußfolgerungen**

- Das Ergebnis stützt die Vorstellung, daß zwei unabhängig voneinander arbeitende (autochthone und zymogene) Mikroorganismengruppen im Boden vorkommen (vgl. GERSON & CHET 1981).
- Ionenaustauscherharze hatten nur in Systemen mit umsetzbarer organischer Substanz einen Einfluß auf die Stickstoffmineralisationsrate.
- Die Stickstoffaufnahme durch pflanzlichen Entzug und ihre Rückwirkung auf die N-Mineralisationsrate darf in Systemen mit umsetzbarer organischer Substanz während der Inkubationsphase nicht unberücksichtigt bleiben.

5.) **Literatur**

DOBERMANN, A., H. LANGNER, H. MUTSCHER, J. E. YANG, E. O. SKOGLEY, M. A. ADVIENTO & M. F. PAMPOLINO (1994): Nutrient adsorption kinetics of ion exchange resin capsules: A study with soils of international origin. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 25(9&10):1329-1353.

ENO, C. F. (1960): Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Science Society of American Proceedings* 24:277-279.

GERSON, U. & I. CHET (1981): Are allochthonous and autochthonous soil microorganisms r and K-selected? *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 18(3):285-289.

KEENEY, D. R. & D. W. NELSON (1982): Nitrogen-inorganic forms. In: *Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and microbiological properties-agronomy monograph no. 9* (2nd Edition). ASA-SSSA, 677 S. Segoe Rd., Madison, WI 53711, USA.

Die Bedeutung abiotischer Bodeneigenschaften für bodenmikrobiologische Kennwerte. - Ergebnisse aus der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

von

HÖPER, H.

Einleitung und Problemstellung

Das Bundesbodenschutzgesetz hat zum Ziel, Böden vor schädlichen Bodenveränderungen zu schützen. Bezogen auf Bodenlebewesen gilt es, insbesondere die Bodenfunktionen „Lebensraum für Bodenorganismen“ und „Boden als Stofftransformator“ zu bewahren. Die landwirtschaftliche Bodennutzung ist so zu gestalten, dass „die biologische Aktivität des Bodens [...] erhalten oder gefördert“ wird (Anonym, 1998).

Für eine Bewertung von Bodennutzung und Bodenbelastungen aus bodenbiologischer Sicht ist die Kenntnis von Referenzwerten erforderlich. Im Gegensatz zu Versuchen, bei denen neben den verschiedenen Versuchsvarianten eine Kontrolle angelegt wird, fehlt bei der Bewertung von belasteten Böden in der Praxis häufig ein unbelasteter Vergleichsboden mit gleichen Eigenschaften.

Bei der Erstellung von Referenzwerten ist zum einen der Vielfalt der Böden Rechnung zu tragen. Zum anderen ist die natürliche, räumliche und zeitliche Variation der biologischen Parameter zu berücksichtigen.

Es soll hier ein **Referenzsystem für bodenmikrobiologische und ökophysiologische Kennwerte** dargestellt werden. Als Kennwerte werden die mikrobielle Biomasse (C_{mik}), der metabolische Quotient (qCO_2 : Quotient aus Basalatmung und C_{mik}) und der Anteil der mikrobiellen Biomasse am organischen Kohlenstoff (C_{mik}/C_{org}) verwendet. Als Referenzsituation wird der ackerbaulich genutzte, praxisüblich bewirtschaftete Boden, der im Frühjahr vor Vegetationsbeginn beprobt wird, definiert. Die jahreszeitliche Variation wird somit durch eine standardisierte Probenahme ausgeschlossen. Die räumliche Variation wird dadurch integriert, dass von jeder Referenzfläche 4 Teilflächen und 2 Tiefen beprobt werden. Die zeitliche Variation zwischen Jahren findet bei diesem ersten Ansatz keine Berücksichtigung.

Das Referenzsystem wird aus der multiplen linearen Regression zwischen biologischen und abiotischen Bodeneigenschaften anhand der Ergebnisse aus der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen entwickelt. Der Weg über die multiple Regression erlaubt eine Einzelfallbetrachtung für jeden zu bewertenden Boden und vermeidet die bei Klassenbildungen (z.B. Klassifizierung in Sand-, Schluff- und Tonböden) auftretenden Bewertungsschwierigkeiten an den Klassenrändern. Aus der Gleichung der multiplen linearen Regression läßt sich für jeden Boden anhand seiner abiotischen Eigenschaften ein Referenzwert (= Sollwert) ermitteln und dem tatsächlich gemessenen Wert gegenüberstellen.

Material und Methoden

Es wurden die 1997 an 35 ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF), jeweils auf 4 Kernflächen und 2 Tiefen (0-10 und 10-20 cm) gemessenen Werte ausgewertet. Die Korngrößenanalyse wurde jeweils nur einmal pro Kernfläche durchgeführt. Die Proben stammen von Flächen praxisüblich, konventionell wirtschaftender Betriebe. Die Betriebe unterteilen sich nach Betriebsform in Marktfrucht- (Anzahl: 20), Veredlungs- (9), und Futterbaubetriebe (4) sowie Mischformen (2). Die durch die BDF abgedeckten Hauptbodentypen, die nach ihrer Verbreitung im

Land Niedersachsen repräsentativ ausgewählt worden sind, verteilen sich auf Braunerden (10), Parabraunerden (7), Podsole und Gleye (je 3), Auenböden, Pseudogleye, Pelosole und Schwarzerden (je 2), eine Flußmarsch und drei anthropogen veränderte Böden (Sandmischkultur, Esch, Rigisol). Probenahme und Methodik sind bei Höper *et al.* (1997) beschrieben. Die statistische Auswertung erfolgte mit Statistica 5.0. Alle Parameter bis auf Sandgehalt und pH-Wert wurden für die Auswertung log-transformiert.

Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1: Mittelwerte, Mediane und Schwankungsbereiche der verrechneten abiotischen und mikrobiologischen Bodeneigenschaften in Ackerböden, 0-10 und 10-20 cm, Werte aus der Bodendauerbeobachtung Niedersachsen 1997 (n=280).

Parameter	Einheit	Mittelwert	Standard-abweichung	Median	Minimalwert	Maximalwert
Ton	[%]	12,1	10,3	9,2	0,5	52,5
Schluff	[%]	38,2	29,1	35,9	1,7	86,0
Sand	[%]	49,7	35,7	60,3	0,1	96,8
pH (CaCl ₂)		5,9	0,9	6,0	4,1	7,5
Corg	[%]	1,77	1,04	1,44	0,68	6,30
Ntot	[%]	0,15	0,06	0,14	0,04	0,36
Corg/Ntot		11,9	4,0	10,5	5,9	26,0
Cmik (SIR)	[mg C kg ⁻¹]	225,8	106,5	203,2	73,5	583,7
Resp	[mg C kg ⁻¹ h ⁻¹]	0,36	0,12	0,32	0,16	0,91
qCO ₂	[mg C g ⁻¹ Cmik h ⁻¹]	1,82	0,74	1,66	0,68	5,56
Cmik/Corg	[%]	1,54	0,86	1,41	0,34	4,13

Mittelwerte, Mediane und Wertebereiche der physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Bodeneigenschaften sind in Tab. 1 aufgeführt. Es zeigt sich, dass die mikrobielle Biomasse (Cmik) eng mit den Korngrößenfraktionen und dem pH-Wert korreliert ist (Tab. 2). Daneben ergibt sich eine Korrelation mit dem Gesamt-N-Gehalt (Ntot) und dem Corg/Ntot-Verhältnis. Keine Beziehung ergibt sich zum Gehalt an organischem Kohlenstoff (Corg). Die Basalatmung (Resp) ist nur schwach mit den physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften korreliert. Der Anteil des mikrobiell gebundenen am organischen Kohlenstoff (Cmik/Corg) ist hoch mit dem Corg/Ntot-Verhältnis, dem pH-Wert und den Korngrößenfraktionen korreliert. Der metabolische Quotient (qCO₂) ist wie Cmik mit den Korngrößenfraktionen, dem pH-Wert und dem Corg/Ntot-Verhältnis korreliert.

Tabelle 2: Lineare Korrelationskoeffizienten (R) zwischen physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Bodeneigenschaften für die 1997 untersuchten Boden-Dauerbeobachtungsflächen (280 Datensätze). R ≥ 0.7 sind fett hinterlegt.

	log Ton	log Schluff	Sand	pH _(CaCl₂)	log C _{org}	log N _{tot}	log C/N
log C _{mik}	0,74	0,71	-0,76	0.65	0.13	0,57	-0,53
log Resp	0,17	0,19	-0,24	0,22	0,22	0,32	-0,07
log C _{mik} /C _{org}	0,66	0,74	-0,77	0,71	-0,66	-0,14	-0,83
log qCO ₂	-0,72	-0,68	0,70	-0,58	0,02	-0,42	0,56

Die multiple lineare Regression ergibt die in Tabelle 3 aufgeführten Gleichungen. Die mikrobielle Biomasse und der Anteil von Cmik am organischen Kohlenstoff lassen sich mit einem Bestimmtheitsmaß > 0.7 vorhersagen. Für den metabolischen Quotienten wird ein Bestimmtheitsmaß von 0.58 erreicht. Die Basalatmung läßt sich nur ungenügend anhand der physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften abschätzen. Hier spielt die Bodennutzung, z.B. der Kohlenstoffeintrag, eine wichtigere Rolle als die Bodeneigenschaften. Der Standardfehler liegt zwischen 0.1037 und 0.1133 und entspricht damit einer Abweichung von ca. +29 % bzw ca. -22 % vom Schätzwert.

Tabelle 3: Ergebnisse der multiplen linearen Regression (vorwärts, schrittweise)

<u>mikrobielle Biomasse:</u> $\log_{10} \text{Cmik} = 2,216 - 0,003 \text{ Sand} + 0,367 \log_{10} \text{Ntot} + 0,121 \log_{10} \text{Ton} + 0,240 \log_{10} \text{C/N} + 0,030 \text{ pH}$ $R^2 = 0,724$; FG (5; 272). Der Standardfehler des Schätzwertes ist 0,1066
<u>Basalatmung</u> $\log_{10} \text{Resp} = -1,81 + 0,569 \log_{10} \text{Cmik} - 0,123 \log_{10} \text{Ton} - 0,052 \log_{10} \text{Schluff} + 0,019 \text{ pH} + 0,096 \log_{10} \text{C/N}$ $R^2 = 0,376$; FG (5; 272). Der Standardfehler des Schätzwertes ist 0,1037
<u>Cmik/Corg-Verhältnis:</u> $\log_{10} \text{Cmik/Corg} = 0,216 - 0,760 \log_{10} \text{C/N} - 0,633 \log_{10} \text{Ntot} - 0,003 \text{ Sand} + 0,121 \log_{10} \text{Ton} + 0,03 \text{ pH}$ $R^2 = 0,840$; FG (5; 272). Der Standardfehler des Schätzwertes ist 0,1066
<u>metabolischer Quotient:</u> $\log_{10} \text{qCO}_2 = 0,422 - 0,190 \log_{10} \text{Ton} - 0,121 \log_{10} \text{Schluff} - 0,173 \log_{10} \text{Ntot}$ $R^2 = 0,581$; FG (5; 272). Der Standardfehler des Schätzwertes ist 0,1133.

Aus der Kenntnis des Schätzwertes und des Standardfehlers lassen sich die gemessenen Werte der bodenbiologischen und ökophysiologischen Parameter bewerten (Anhang: Abb. 1a und 1b). Dabei werden gemessenen Werte, die in dem Bereich Schätzwert ± 1 Standardfehler liegen, als „normal“ gewertet. Gemessene Werte, die in dem Bereich Schätzwert $\pm 1 - 2$ Standardfehler liegen, werden als „hoch“ bzw. „niedrig“ eingestuft. Bei noch stärkeren Abweichungen werden die gemessenen Werte als „sehr hoch“ bzw. „sehr niedrig“ eingeordnet.

Die Vorgehensweise läßt sich beispielhaft am Boden Schladen (SCHL) verdeutlichen. Für die Schichten 0-10 und 10-20 cm wurde eine mikrobielle Biomasse von 555 bzw. 316 mg C kg⁻¹ Boden gemessen. Die errechneten Referenzwerte liegen bei 415 bzw. 391 mg C kg⁻¹ Boden. Die Schicht 0-10 cm enthält somit eine hohe, die Schicht 10-20 cm eine normale Biomasse. Die Fläche Schladen wird seit 7 Jahren minimal bearbeitet (Frässaat, Parapflug, Zinkenrotor). Es zeigt sich hier deutlich ein Tiefendifferenzierung der mikrobiellen Biomasse mit einer Zunahme in 0-10 cm Tiefe.

Schlussfolgerungen

Das vorgestellte Referenzsystem gibt die Möglichkeit, bodenmikrobiologische Kennwerte in Abwesenheit von Vergleichsböden klassenunabhängig zu bewerten. Dazu ist die Kenntnis der Korngrößenzusammensetzung, des pH(CaCl₂)-Wertes und der Gehalte an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff erforderlich. Es kann festgestellt werden, wie stark die mikrobielle Biomasse, das Cmik/Corg-Verhältnis und der metabolische Quotient einer analysierten Bodenprobe von der durchschnittlichen Bodenprobe aus einem praxisüblich bewirtschafteten Ackerboden Niedersachsens abweichen. Die Abweichung kann sowohl eine Belastung (z.B. erniedrigte mikrobielle Biomasse) als auch eine Entlastung (erhöhte mikrobielle Biomasse) im Vergleich zur Referenzsituation darstellen. Bei einer sehr niedrigen Biomasse sollte der Boden im Hinblick auf eine mögliche Belastungssituation (z.B. mangelnder Kohlenstoffeintrag, Schadstoffe, Bodenverdichtung) untersucht werden. Eine sehr hohe mikrobielle Biomasse deutet möglicherweise auf eine erhöhte Stickstoffmineralisationskapazität des Bodens und damit auf eine erhöhte Gefahr der Nitratauswaschung im Frühjahr und Herbst hin.

Literatur

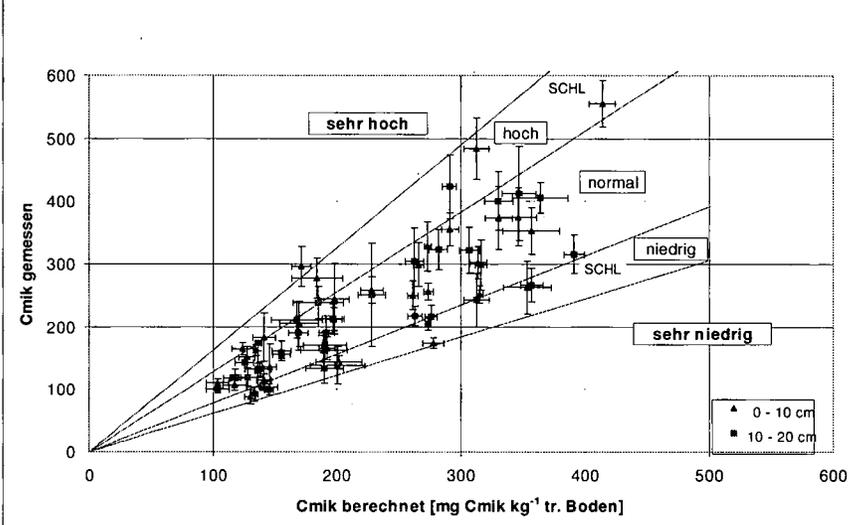
- Anonym (1998). Gesetz zum Schutz des Bodens vom 17.03.1998. BGBl. I, 502 ff.
- Höper, H., Heinemeyer, O. und Kleefisch, B. (1997). Erfassung bodenmikrobiologischer Parameter im Rahmen der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85: 913-916.

Anhang

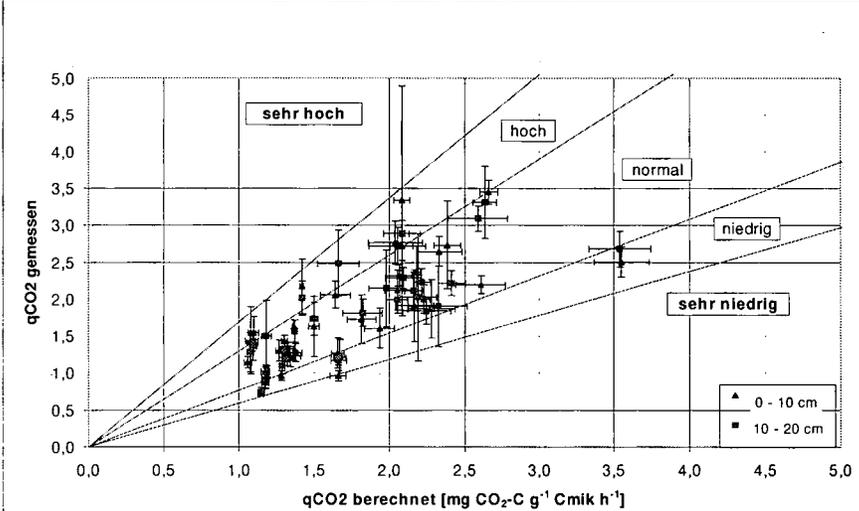
Abbildung 1: Gegenüberstellung der anhand der Regressionsgleichung (Tab. 3) berechneten und der gemessenen Werte für die mikrobielle Biomasse (a) und den metabolischen Quotienten (b). Jeweils Mittelwerte und Standardabweichung aus den 4 Kernflächen jeder Boden-Dauerbeobachtungsfläche für die Tiefen 0-10 und 10-20 cm.

Bewertung: **normal:** Mittelwert +/- < 1 Standardfehler (67% der Werte)
hoch/tief: Mittelwert +/- 1-2 Standardfehler
sehr hoch/sehr tief: Mittelwert +/- > 2 Standardfehler

(a) mikrobielle Biomasse (Cmik)



(b) metabolischer Quotient (qCO₂)



Spurengasflüsse eines degradierten Niedermoorstandortes nach Wiedervernässung

von

KAMP, T., WILD, U., MUNCH, J. C.

Einleitung

Die süddeutschen Niedermoore im Donautal sind geprägt durch eine 200jährige Kultivierungsgeschichte mit tiefgreifender Entwässerung und intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. Infolgedessen haben diese Gebiete ihren ursprünglichen Moorcharakter fast vollständig eingebüßt. Niedermoore im natürlichen, nicht entwässerten Zustand fungieren als Senken im Stoffhaushalt und zeichnen sich im Vergleich zu terrestrischen Ökosystemen durch einen drastisch verminderten Abbau der organischen Substanz aus. Die Entwässerung der Moore setzt eine ganze Reihe von Prozessen in Gang, die unter dem Begriff Torfschwund zusammengefaßt werden. Durch den Abbau der organischen Substanz kommt es zu einem ständigen Niveauperlust sowie zu einer allgemeinen Bodendegradierung, die Belastungen von Atmosphäre sowie Grund- und Oberflächenwasser zur Folge haben. Vor allem Kohlenstoff <sowie Stickstoff werden freigesetzt womit die ursprüngliche Senke Niedermoor damit zu einer Quelle für Nährstoffe und gasförmige Verbindungen wird. Die Renaturierung landwirtschaftlich genutzter Niedermoore in wiedervernäßte Feuchtgebiete könnte die ursprüngliche Senkenfunktion wiederherstellen.

Begleitend zu Renaturierungsmaßnahmen eines degradierten Niedermoorstandorts in Süddeutschland werden Freiland- und Laboruntersuchungen durchgeführt, um zu prüfen, ob eine Senkenfunktion mit der Wiedervernässung wiederhergestellt werden kann. Die zentralen Fragestellungen der Untersuchungen zum Stoffhaushalt bestehen in (i) Belastungen der Atmosphäre durch klimarelevante Spurengase, (ii) Belastungen des Grundwassers durch C- und N-Verbindungen und (iii) Abschätzungen zum Torfschwund bzw. zur Torfneubildung.

Material und Methoden

Im Donaumoos (Ingolstadt/Bayern) wurden in einem neu angelegten Projektversuch (Fertigstellung der Versuchsflächen 06/98) etwa 7 ha eines stark degradierten und landwirtschaftlich genutzten Niedermoorstandortes verwallt, mit Wasser eines nährstoffbelasteten Entwässerungsgrabens beschickt und mit Rohrkolben-Setzlingen (*Typha angustifolia* und *T. latifolia*) bepflanzt (WILD *et al.*, 1998). Im Projektdesign werden drei Versuchsflächen hinsichtlich ihres Stoffhaushaltes untersucht: (I) Rohrkolbenanbau, Überflutungshöhe 0,4 m; (II) Rohrkolbenanbau, Überflutungshöhe 0,2 m; und (R) nicht geflutete Referenzfläche, konventionell landwirtschaftlich bewirtschaftet (extensives Dauergrünland, Glatthaferwiese, 3-4 Schnitte a⁻¹).

Die mittlere Jahrestemperatur des Versuchsstandortes beträgt 7,6°C und die mittleren Jahresniederschläge liegen bei 700 mm. Im Ausgangszustand ist der Standort tiefgreifend entwässert, der Boden ist stark degradiert und weist im Oberboden (20 cm) einen Zersetzungsgrad von H9 auf. Die Torf-

* GSF - Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 85764 Neuherberg, kamp@gsf.de

** TUM - Lehrstuhl für Vegetationsökologie, Am Hochanger 6, 85350 Freising-Weißenstephan

mächtigkeit liegt bei ca. 80 cm. Der mittlere Grundwasserstand (GWS) liegt bei ca. 50 cm und kann in trockenen Sommermonaten bis unter 150 cm fallen. Der pH wurde mit 5,8 bestimmt, das C/N Verhältnis mit 13,5, der Nt beträgt 2,7 % und der DOC liegt bei 20,2 ppm (FLESSA *et al.*, 1996).

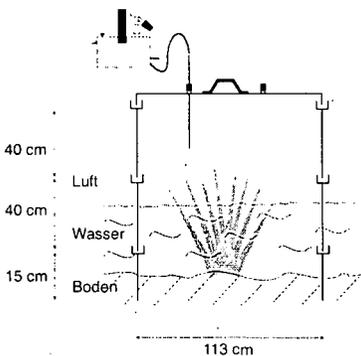


Abb. 1: Schematische Darstellung der benutzten Anreicherungshauben. Die einzelnen Zwischenstücke sind 40 cm hoch und besitzen am oberen Ende eine Wasserrinne, in die das nächste Zwischenstück oder der Abschlußdeckel mit Septum eingesetzt wird. Die abgedeckte Fläche der runden, abgedunkelten Hauben beträgt 1m².

Auf den drei Versuchsflächen (I, II, R) wurden je acht runde Bodenringe von 1 m² Fläche installiert (Abb. 1). In jeweils fünf der acht Bodenringe konnten sich die Pflanzen normal entwickeln, jeweils drei Bodenringe wurden pflanzenfrei gehalten.

Zur wöchentlichen Probennahme wurden abgedunkelte, runde Hauben (closed-chamber technique), die in der Höhe dem wachsenden Pflanzenbestand angepasst werden können, auf die permanent installierten Ringe aufgesetzt.

Über ein Septum wurde ein Aliquot des eingeschlossenen Luftvolumens mittels transportabler Vakuumpumpen in 100 ml Glasflaschen überführt. Während der Anreicherungszeit von 30 bis 90 min wurden je 5 Proben genommen. Die Analytik erfolgte an einem Gaschromatographen (Shimadzu 14B) mit FID (flame ionization detector) für CH₄ und ⁶³Ni-ECD (electron capture detector) für CO₂ und N₂O (LOFTFIELD *et al.*, 1997).

Ergebnisse und Diskussion

Die CO₂ Abgaben aus der degradierten Referenzfläche (R) waren um den Faktor 3 bis 3,5 gegenüber den Verlusten aus den überstauten Flächen (I, II) erhöht (Abb. 2A). Erhebungen der Spurengasflussraten unter Ausschluss von Pflanzen zeigten für alle drei Versuchsflächen um 50 bis 70 % reduzierte CO₂ Abgaben (Abb. 2D). Die in diesen Untersuchungen erhobenen CO₂ Abgaben sind durch die Verwendung abgedunkelter Hauben derzeit nur bedingt zur Bilanzierung nutzbar, bisher war es nicht möglich zwischen pflanzliche Dunkelatmung und mikrobieller Respiration zu unterscheiden. Die Vergleiche zwischen bewachsenen und unbewachsenen Flächen bestätigen aber den Trend von höheren Verlusten aus degradierten Standorten gegenüber vernässten Flächen. Diese Freilandergebnisse konnten bereits durch begleitende Laborexperimente kontrolliert werden (KAMP *et al.*, 1998). Erhebungen zu Biomasseparametern werden derzeit durchgeführt und PAR-durchlässige Anreicherungshauben werden demnächst eingesetzt.

Die überstauten Flächen wiesen leichte N₂O Aufnahmen auf, während aus der Referenzfläche über den Beprobungszeitraum (22.07.98 - 16.09.98) ca. 0,4 kg N₂O-N ha⁻¹ emittiert wurden (Abb. 2B). Die Referenzfläche fungierte als leichte Methan-Senke, während aus der 40 cm hoch überstauten Rohrkolbenfläche (I) ca. 9 kg CH₄-C ha⁻¹ und aus der 20 cm hoch überstauten Fläche (II) ca. 45 kg CH₄-C ha⁻¹ freigesetzt wurden (Abb. 2C). Im Vergleich zwischen bewachsenen und unbewachsenen Flächen zeigte sich bisher kein einheitlicher Trend für die Flussraten von N₂O und CH₄ (Abb. 2E, 2F).

Sowohl Laborversuche (KAMP *et al.*, 1998) und die hier dargestellten, ersten Freilandergebnisse zeigen, daß die Umwandlung degradierter Niedermoorflächen in wiedervernässte Standorte einen

Wechsel von einer starken N₂O Quelle und einer leichten CH₄ Senke in eine leichte N₂O Senke und in eine starke CH₄ Quelle mit sich bringt.

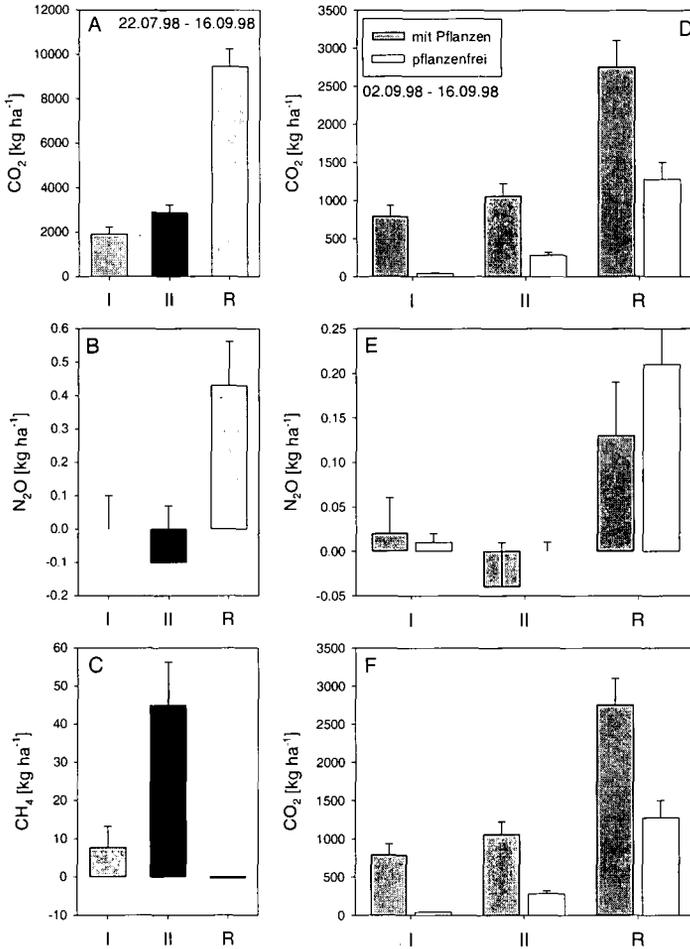


Abb. 2: Flussraten von CO₂ (A, D), N₂O (B, E) und CH₄ (C, F) der untersuchten Flächen. Gegeben sind die kumulierten Flussraten über den Zeitraum vom 22.07.98 bis 16.09.98 aus bewachsenen Beprobungsflächen (A, B, C), sowie der Vergleich aus bewachsenen und unbewachsenen Beprobungsflächen vom 02.09.98 bis 16.09.98 (D, E, F). I = Rohrkolbenanbau, 40 cm Überstauung; II = Rohrkolbenanbau, 20 cm Überstauung; R = Referenzfläche, extensives Grünland.

Die Umrechnung der Flußraten der untersuchten Spurengase in CO₂-Äquivalente (IPCC, 1996) ist in Tabelle 1 gegeben. Nur unter Nichtberücksichtigung der CO₂ Abgaben ergibt sich für die wieder vernässten Flächen eine höhere atmosphärische Belastung als für den degradierten Standort (Tab. 1). Aus den Vergleichsmessungen mit unbewachsenen Flächen läßt sich vermuten, daß eine günstigere Klimarelevanz der Maßnahme in erster Linie auf die erhöhte mikrobielle Respiration in

den aeroben, degradierten Flächen zurückzuführen sein könnte. Vergleiche der Spurengasflüsse aus verschiedenen Niedermoorstandorten hinsichtlich ihrer Klimarelevanz zeigten für natürliche Standorte eine günstigere Bilanz gegenüber kultivierten (degradierten) Standorten auf (AUGUSTIN *et al.*, 1996). Renaturierungsmaßnahmen könnten somit einen wichtigen Beitrag zur Minimierung der Atmosphärenbelastung leisten.

Die Quellen- (N_2O) und Senkenfunktion (CH_4) aerober Standorte (R), bzw. Quellen- (CH_4) und Senkenfunktion (N_2O) gesättigter, anaerober Böden (I, II) ist hinlänglich bekannt. Eine genauere Bilanzierung der atmosphärischen Belastung durch degradierte oder wiedervermäste Niedermoorstandorte wird mit den vorliegenden und weiter andauernden Untersuchungen angestrebt, kann aber erst nach ausreichend langen Messzeiträumen befriedigend erstellt werden.

Tab. 1: Kumulierte Flussraten von CO_2 , N_2O und CH_4 der untersuchten Flächen für den Zeitraum vom 22.07.98 bis 16.09.98. In Klammern sind für N_2O und CH_4 die umgerechneten CO_2 -Äquivalente angegeben, mit $N_2O = 310$ und $CH_4 = 21$ (IPCC, 1996).

	CO ₂	N ₂ O		CH ₄	
		[kg ha ⁻¹]			
I	1914	0.00	(-0.3)	7.7	(160.9)
II	2888	-0.10	(-29.9)	44.9	(943.9)
R	9451	0.43	(133.9)	-0.4	(-8.6)

Literatur

- AUGUSTIN, J., W. MERBACH, W. SCHMIDT & E. REINING (1996) Effect of changing temperature and watertable on trace gas emission from minerotrophic mires. *J. Appl. Bot.* **70**: 45-51.
- FLESSA, H., WILD, M. KLEMISCH & J. PFADENHAUER (1996) C- und N-Stoffflüsse auf Torfstichsimulationsflächen im Donaumoos. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* **38**: 11-17.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1996) *Climate Change 1995 - The Science of Climate Change*. J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, 572 pp.
- KAMP, T., H. STEINDL, U. WILD, J. PFADENHAUER & J.C. MUNCH (1998) Flussraten der klimarelevanten Spurengase N_2O , CH_4 und CO_2 während der Renaturierung eines degradierten Niedermoores - erste Ergebnisse eines Laborversuches. *Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Kom. IV, 21.-24. Mai 1998, Müncheberg*.
- LOFTFIELD, N., H. FLESSA, J. AUGUSTIN & F. BEESE (1997) Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases CH_4 , CO_2 and N_2O . *J. Environ. Qual.* **26**: 560-564.
- WILD U. & J. PFADENHAUER (1998) Alternative Landnutzungsformen für degradierte Niedermooere in Süddeutschland. *Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Kom. IV, 21.-24. Mai 1998, Müncheberg*.

Danksagung

Die vorliegenden Untersuchungen werden finanziert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU, AZ 10628) und sind Teil des Vorhabens 'Rohrkolbenanbau in Niedermooeren - Integration von Rohstoffgewinnung, Wasserreinigung und Moorschutz zu einem nachhaltigen Nutzungskonzept' (Projektbeginn 01.01.98).

Effect of Chloroform Fumigation on Enzyme Activities in Soils

von

KLOSE, S., TABATABAI, M. A.

Introduction

Theoretical approaches in soil enzyme research have been focused on separating extracellular enzyme activities, stabilized in a three-dimensional network of clay-organic complexes (McLaren, 1975) from that associated with the living organisms. This information is needed (i) because microorganisms are considered to be the primary source for the majority of enzyme activity in soils, and (ii) to assess the contribution of microbial populations to specific biochemical reactions involved in nutrient cycling in soils. The chloroform fumigation technique has been successfully employed to estimate microbial biomass in soils based on the detection of increases in extractable C, N, P and S compounds after lysing of the microbial cell membrane, and calculating the total microbial biomass by using element specific conversion factors. Accordingly, it appears that along with the cytoplasm, active intracellular enzymes are also released into the soil environment. Assuming that neither adsorption and inactivation of the released enzyme proteins by soil colloids nor their hydrolysis by proteolytic enzymes occur, and considering the fraction inactivated by the fumigation, higher activity values should be detectable within a short time after chloroform fumigation. The objective of this work was to determine the influence of chloroform fumigation on the activities of 12 soil enzymes involved in C, N, P, and S cycling in soils and purified reference proteins to evaluate this method for its ability to quantify the activities of the intracellular fractions of glycosidases, amidohydrolases, phosphatases and arylsulfatase in soils.

Material and Methods

Soils: Ten surface soils with wide ranges in pH (H₂O) (5,5–7,9), organic C (12–44 g kg⁻¹), total N (1,0–3,9 g kg⁻¹), texture (clay: 170–356 g kg⁻¹; sand: 13–330 g kg⁻¹), and microbial biomass C and N (31–784 and 6–28 mg kg⁻¹, respectively) were used. The pH was determined by a combination

glass electrode (soil:water or 0,01M CaCl₂ ratio = 1:2,5), organic C by the Mebius method (1960), total N by a semimicro-Kjeldahl method (Bremner and Mulvaney, 1982), and particle-size distribution by a pipette analysis (Kilmer and Alexander, 1949). Microbial biomass C and N were estimated by the chloroform-fumigation-extraction method (Vance *et al.*, 1987) and by the chloroform-fumigation-incubation method (Horwath and Paul, 1994), respectively.

Enzyme activities: Enzyme activities were assayed in the chloroform-fumigated soils and its nonfumigated counterpart in the presence and absence of toluene by standard methods described by Tabatabai (1994). The activity values of the reference proteins were assayed in a chloroform-fumigated and a nonfumigated solid protein sample incubated with an enzyme-specific buffered substrate solution. The activity values of the fumigated samples were estimated within one hour after chloroform fumigation.

Enzyme Proteins: The reference enzyme proteins were obtained from Sigma (St. Louis, MO). The sources of the reference protein used were: L-asparaginase and L-glutaminase (*Escherichia coli*), amidase (*Pseudomonas aeruginosa*), urease (*Canavalia ensiformis*), L-aspartase (*Hafnia alvai*), α - and β -galactosidase (*Aspergillus niger*), α -glucosidase (*Bacillus stearothermophilus*), β -glucosidase (*Caldocellum saccharolyticum*), acid phosphatase (Wheat germ, Type I), alkaline phosphatase (*Escherichia coli*, Type III) and arylsulfatase (*Helix pomotia* (A), and *Patella vulgata*, (B)), respectively.

All results reported are averages of duplicated assays and analyses, and are expressed on a moisture-free basis. Moisture was determined after drying at 105°C for 48 h. Statistical analyses were performed by using the SAS version 6.11 (SAS Institute, 1996).

Results and Discussion

Chloroform fumigation increased the activities of urease and arylsulfatase in 10 Iowa soils, on average, by 14 and 30 % (Fig.1). This activity increase is presumably due to enzyme activity released from lysed microbial cells and thus, intracellular in nature. Urease and arylsulfatase activity associated with the microbial biomass was calculated from total activity (chloroform fumigated soils with toluene treatment) minus extracellular activity (nonfumigated soils without toluene treatment). This calculation is based on the hypothesis that the activity values obtained in the nonfumigated samples in the absence of toluene represent the extracellular fraction, even though some of this activity could have been associated with the outer cell membrane of microorganisms. A fraction of 54 and 58 % of the entire urease and arylsulfatase activities in soils, respectively, was intracellular, indicating, that a remarkable portion of both enzyme activities is associated with the

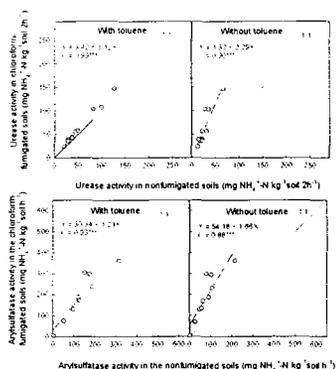


Fig. 1. Effect of chloroform-fumigation on the activities of urease and arylsulfatase in the presence and absence of toluene.

value between 23 and 50% for arylsulfatase.

Treatment of nonfumigated soils with toluene before enzyme assay led to an increase in the activities of all soil enzymes studied, with the exception of amidase, that was decreased by toluene in the nonfumigated soils (Table 1). In the chloroform fumigated soils however, no effect of toluene

Table 1. Effect of toluene treatment and chloroform fumigation on the activities of soil enzymes and purified enzyme preparations.

Enzyme	Changes (%) of enzyme activity resulting from		
	toluene treatment		chloroform fumigation
	Soil †	Soil †	Purified enzyme preparation ‡
α-Galactosidase	16	-45	-29
β-Galactosidase	35	-52	- 7
α-Glucosidase	-15	-40	-40
β-Glucosidase	9	-22	-30
L-Asparaginase	25	-41	- 7
L-Glutaminase	65	-78	-99
Amidase	-49	-28	-29
Urease	46	14	-29
L-Aspartase	45	-76	-18
Acid phosphatase	7	-12	-17
Alkaline phosphatase	14	-16	- 8
Arylsulfatase A	40	30	-50
Arylsulfatase B			-23

† [(nonfumigated sample with toluene - fumigated sample with toluene) / nonfumigated sample with toluene] x 100.

‡ [(nonfumigated sample - fumigated sample) / nonfumigated sample] x 100.

living microorganisms in soils. In contrast, the activity values of purified preparations of urease and arylsulfatase A or B were decreased upon chloroform fumigation by 29 and 50 (A) or 23% (B), respectively (Table 1). Assuming that chloroform fumigation has a similar effect on urease and arylsulfatase in soil and that soil components have no effect on the activity of released enzymes, the results suggest that the total and the activity of the microbial biomass are underestimated by about 29% for urease and by a

was observed, with the exception of amidase and aspartase activities, that were decreased by toluene. From these results, it is clear that toluene treatment neither inhibits the activities of most enzymes in soils nor does it lead to the recovery of the entire intracellular activities of urease and arylsulfatase in soils.

The activities of glycosidases in soils were

decreased upon chloroform fumigation, on average, by values between 22 and 52%, and those of

the corresponding reference proteins by 7 to 40% (Table 1). Chloroform fumigation decreased the activity values of amidohydrolases in 10 soils, on average, by values between 28 and 78%, and those of the reference proteins by 7 to 99%. The activity values of phosphatases decreased after chloroform fumigation, on average, by 12 to 16 %, those of their reference proteins by 8 to 17%.

The chloroform fumigation method was successfully employed to estimate intracellular urease and arylsulfatase activity in soils, but failed for the other soil enzymes studied. The decline in activities of the latter may indicate that the intracellular enzymes released after lysing of the microbial cell membrane are (i) denatured by chloroform fume, (ii)inhibited or adsorbed by soil constituents, and (iii) hydrolysed by proteolytic enzymes.

Acknowledgments— This work was supported in part by Biotechnology Byproduct Consortium of Iowa. The senior author would like to thank the German Academy of Sciences “LEOPOLDINA” and the German Research Foundation (DFG) for the fellowship support while at Iowa State University.

References

- Bremner, J. M. and Mulvaney, C. S. (1982) Nitrogen - total. p. 595-624. *In* A. L. Page (ed) *Methods of Soil Analysis. Part 2.* 2nd ed., ASA, Madison, WI.
- Horwath, W. R. and Paul, E. A. (1994) Microbial biomass. p.753-773. *In* R. W. Weaver, G. S. Angel, and P. S. Bottomley (eds) *Methods of Soil Analysis. Part 2.* SSSA Book Series No.5, Madison, WI.
- Kilmer, V. J. and Alexander, L. T. (1949) Methods of making mechanical analysis of soils. *Soil Sci.* 68:15-24.
- McLaren, A. D. (1975) Soil as a system of humus and clay immobilized enzymes. *Chem. Scr.* 8:97-99.
- SAS Institute 1996. SAS procedure guide. Version 6.12 ed. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Tabatabai, M. A. (1994) Soil enzymes. p.797-798. *In* R. W. Weaver, G. S. Angel, and P. S. Bottomley (eds) *Methods of Soil Analysis. Part 2.* SSSA Book Series No.5, Madison, WI.
- 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.

Dynamik der mikrobiellen Biomasse unter verschiedenen Brachevarianten auf einem Sandbraunerdestandort in Sachsen

von

LANDGRAF,D., MAKESCHIN,F.

1. Einleitung

Im Rahmen eines seit März 1996 laufenden interdisziplinären Forschungsprojektes werden auf einem 10 ha großen, in der Vergangenheit ackerbaulich sehr intensiv genutzten Ackerschlag bei Riesa (Mittelsachsen) Untersuchungen zur Stickstoffdynamik im Boden unter verschiedenen Bracheformen durchgeführt. Ein Hauptaugenmerk gilt dabei der mikrobiellen Biomasse und deren Verhältnis zur C- und N-Dynamik im Boden. Es wurden drei verschiedene Brachevarianten untersucht: (I) Sukzessionsbrache (FB), ab Frühjahr 1996; (II) Sukzessionsbrache (Ro/HB), ab Herbst 1996 nach Roggenanbau; und (III) Phacelia (Ph), im Frühjahr 1996 gesät (Saat Frühjahr 1997 wiederholt). 1996 und 1997 wurden an insgesamt 11 Terminen Oberbodenproben in sechswöchigem Abstand über die Vegetationsperioden verteilt genommen. Diese wurden in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm auf mikrobiellen Kohlenstoff (C_{mic}) und Stickstoff (N_{mic}) mittels der Fumigation-Extraktion-Methode (FEM) untersucht. Weiterhin wurden der pH-Wert in H_2O , organischer Gesamt-C, Gesamt-N, heißwasserlöslicher C_{org} und N_t sowie KCl-extrahierbarer N_t und N_{min} bestimmt. Die C_{mic} - und N_{mic} -Gehalte wurden mittels der Feinerderaumgewichte auf die Gesamtvorräte im Oberböden hochrechnet.

2. Mikrobielle Biomasse

Die Vorräte an mikrobieller Biomasse bewegten sich in dem sandigen Solum auf einem insgesamt niedrigen Niveau. So wurden von Juni bis August 1996 in der Tiefenstufe 0-10 cm Vorräte von 60-140 kg/ha mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs bestimmt (Abb. 1). Diese nahmen zum Herbst hin zu und lagen bis Frühsommer 1997 bei Werten um 100-200 kg C_{mic} /ha. Im Juli 1997 nahmen die Vorräte dann wieder deutlich ab, um zum Herbst hin wiederum anzusteigen. Diese zeitliche Entwicklung des mikrobiell gebundenen C zeichnete sich auch in der Tiefenstufe 10-30 cm ab, allerdings mit Werten von 50-100 kg C_{mic} /ha auf einem insgesamt deutlich geringeren Niveau (Abb. 2). Das Ansteigen der C_{mic} -Vorräte zum Jahresende hin läßt

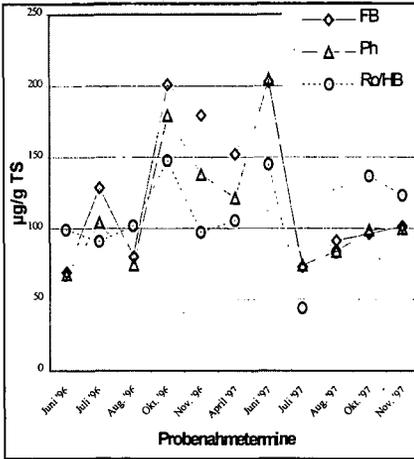


Abb. 1: C_{mic} im Boden (0-10 cm Tiefe)

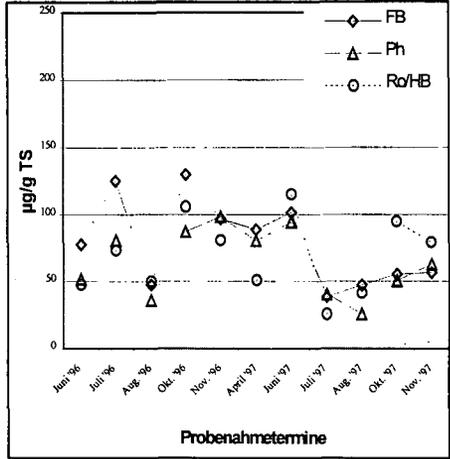


Abb. 2: C_{mic} im Boden (10-30 cm Tiefe)

sich mit einer Zunahme der Bodenfeuchte und einem vermehrten Angebot von Blatt- und Wurzelstreu erklären. Die mikrobiellen Biomassen lagen dabei unter Frühjahrs-Sukzessionsbrache (FB) über denen unter Phacelia, während diese wiederum i.d.R. höhere Werte als unter Herbstbrache (Ro/HB) aufwies. Wie aus den Tabellen 1 und 2 ersichtlich wird, sind diese Unterschiede jedoch i.d.R. statistisch nicht gesichert.

Tab. 1: Vergleich von C_{mic} unter unterschiedlichen Brachevarianten (0-10 cm) mittels zweiseitigen Mann-Whitney-U-Test

Brachevarianten	Juni '96	Juli '96	Aug. '96	Okt. '96	Nov. '96	April '97	Juni '97	Juli '97	Aug. '97	Okt. '97	Nov. '97
FB-Ph	†	†	†	†	†	†	†	†	†	†	†
FB-Ro/HB	†	†	†	*	****	†	†	*	†	†	†
Ph-Ro/HB	***	†	†	†	†	†	†	**	†	†	†

Tab. 2: Vergleich von C_{mic} unter unterschiedlichen Brachevarianten (10-30 cm) mittels zweiseitigen Mann-Whitney-U-Test

Brachevarianten	Juni '96	Juli '96	Aug. '96	Okt. '96	Nov. '96	April '97	Juni '97	Juli '97	Aug. '97	Okt. '97	Nov. '97
FB-Ph	*	†	†	†	†	†	†	†	*	†	†
FB-Ro/HB	*****	†	†	†	†	†	†	*	†	*	†
Ph-Ro/HB	†	†	†	†	†	†	*	†	†	*	†

* ** *** **** ***** signifikante Unterschiede bei 0.2%, 0.1%, 0.05%, 0.02%, 0.01% bzw. 0.002% Irrtumswahrscheinlichkeit †

Die Vorräte des mikrobiell gebundenen Stickstoffs lagen um ca. 40-50 kg N_{mic} /ha und zeigen einen im Vergleich zum C_{mic} ähnlichen jahreszeitlichen Verlauf in den beiden korrespondierenden Tiefenstufen (Abb. 3 und 4). Auch bei N_{mic} konnten zwischen den verschiedenen Brachevarianten i.d.R. keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

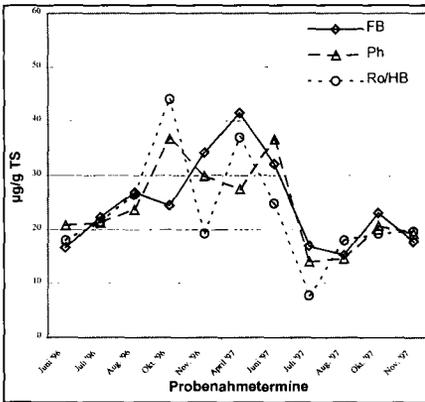


Abb. 3: N_{mic} im Boden (0-10 cm Tiefe)

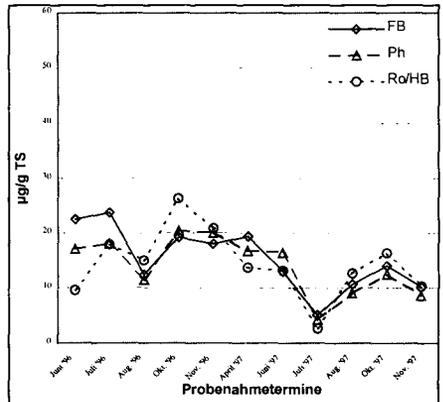


Abb. 4: N_{mic} im Boden (10-30 cm Tiefe)

Die C_{mic}/N_{mic} -Verhältnisse in den Oberböden bewegten sich 3-6 ohne klare Differenzierung zwischen den Brachevarianten. Nur im Hochsommer 1997 nahm das C_{mic}/N_{mic} -Verhältnis aller Brachevarianten auf Werte von 8-10 zu, um allerdings bereits im Herbst wieder auf das Ausgangsniveau zurückzufallen. Bei einem C_{mic}/N_{mic} -Verhältnis von 4-6 kann von einer Dominanz der mikrobiellen Biomasse durch Bakterien ausgegangen werden (Campbell et al., 1991; Anderson und Domsch, 1989; Jenkinson, 1976); inwieweit die festgestellte Verschiebung in der Tiefenstufe 10-30 cm im Sommer 1997 bereits auf einer stärkeren Dominanz von Bodenpilzen beruht, wird derzeit untersucht.

3. Korrelative Beziehungen mikrobieller Biomassewerte zu weiteren Bodenparametern

Die Korrelationsanalyse mikrobieller Bodenparameter mit anderen C- (C_{org} , $C_{org(HWL)}$ und $C_{org(KCl)}$) und N-haltigen Verbindungen (N_t , $N_{t(HWL)}$, $N_{t(KCl)}$, $N_{org(KCl)}$, NH_4^+-N und NO_3^-N) sowie pH-Wert und dem aktuellen Feuchtegehalt des Bodens in der Tiefenstufe 0-10 cm während der zwei Untersuchungsjahre 1996 und 1997 ergab folgende signifikante Abhängigkeiten ($p < 0,001$):

- C_{mic}/N_{mic}	$r = 0,83$ (FB) bzw. $0,72$ (Ph)
- C_{mic}/NH_4^+-N	$r = 0,39$ (FB)
- $C_{mic}/N_{t(HWL)}$	$r = 0,43$ (Ph)
- $C_{mic}/pH\text{-Wert}$	$r = 0,45$ (FB) bzw. $0,47$ (Ph)
- N_{mic}/C_{org}	$r = 0,37$ (FB)
- $N_{mic}/N_{t(HWL)}$	$r = 0,41$ (FB) bzw. $0,49$ (Ph)
- N_{mic}/NH_4^+-N	$r = 0,42$ (FB)
- $N_{mic}/pH\text{-Wert}$	$r = 0,53$ (FB) bzw. $0,40$ (Ph)
- $N_{mic}/\text{Bodenfeuchte}$	$r = 0,35$ (FB) bzw. $0,37$ (Ph)

4. Zusammenfassung

Nach Auswertung der Versuchsergebnisse der ersten beiden Untersuchungsjahre wurden folgende Ergebnisse deutlich: Der mikrobielle Biomasse-C und -N liegt auf dem leichten Sandstandort insgesamt auf einem niedrigen Niveau. Beide Parameter zeigen eine deutliche Abhängigkeit von der Vegetationsperiode, sie veränderten sich jedoch im Laufe der ersten beiden Jahre der Brache nur geringfügig. Die verschiedenartigen Brachen (Sukzessionsbrachen mit Beginn im Frühjahr und Herbst, gezielte Einsaat von Phacelia) zeigen keinen signifikanten Einfluß auf die gemessenen mikrobiellen Bodenparameter. Hochsignifikante Korrelationen waren zwischen dem mikrobiell gebundenen Kohlenstoff und dem mikrobiell gebundenen Stickstoff festzustellen. Signifikante, wenngleich schwächere Beziehungen bestanden zwischen den gemessenen mikrobiellen Bodenparametern und dem Ammonium-N, dem heißwasserlöslichen N und dem pH-Wert einerseits sowie zwischen dem mikrobiellen Biomasse-N und dem aktuellen Feuchtegehalt des Bodens andererseits.

Literatur

- Anderson, T.-H., Domsch, K.H. (1989): Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21(4), 471-479.
- Campbell, C.A., Biederbeck, V.O., Zentner, R.P., Lafond, G.P. (1991): Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin black Chernozem. *Can. J. Soil Sci.* 71, 363-376.
- Jenkinson, D.S. (1976): The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-IV. The decomposition of fumigated organisms in soil. *Soil Biol. Biochem.* 8, 203-208.

Der Einfluß zunehmender funktioneller Diversität von Bodentieren auf die Dichte von Collembolen, Oribatiden, Gamasinen und Nematoden im Boden eines Mull-Buchenwaldes: Laborexperimente in Mikrokosmen

von

MARAUN,M., SALAMON,J., ALPHEI,J., SCHEU,St.

Einleitung

Die Kenntnis über die Bedeutung funktioneller Diversität in Waldböden ist gering. Durch ihren hohen Beitrag zu Stoffumsetzungsprozessen werden Regenwürmer oft als Schlüsseltiergruppe angesehen; über ihre Bedeutung für das Vorkommen und die Diversität anderer Tiergruppen ist jedoch nur wenig bekannt. In der vorliegenden Arbeit wurde die Komplexität der Bodentiergemeinschaft eines Kalkbuchenwaldes in hierarchischer Weise manipuliert. Hierzu wurden Mikrokosmen im Labor durch Defaunierung in Komplexitätsstufen zunehmender funktioneller Diversität etabliert: mit Collembolen, zusätzlich mit Oribatiden, zusätzlich mit Regenwürmern, zusätzlich mit Gamasinen, zusätzlich mit Chilopoden und eine nicht-defaunierte Kontrolle mit dem Tierbesatz des Freilands. Im Verlauf von 19 Monaten wurde die Entwicklung von Collembolen, Oribatiden, Gamasinen und Nematoden untersucht. Ziel dieser Untersuchung war, die Bedeutung zunehmender Komplexität der Bodentiergemeinschaft für Zusammensetzung, Abundanz und Diversität dieser Tiergruppen zu erkennen.

Material und Methoden

Ungestörter Mineralboden und Streu eines Kalbuchenwaldes (Göttinger Wald) wurden mittels Trocknen und Frieren von Meso- und Makrofauna befreit und in Labormikrokosmen (Id=23 cm, Höhe=25 cm) eingesetzt. Danach wurden folgende Varianten mit zunehmender funktioneller Diversität etabliert: mit Collembolen (250 Individuen verschiedener Arten), zusätzlich mit Oribatiden (250 Ind. verschiedener Arten), zusätzlich mit Regenwürmern (9 *Aporrectodea caliginosa* und 6 *Octolasion tyrtaeum*), zusätzlich mit Gamasinen (30 Ind. verschiedener Arten), zusätzlich mit Chilopoden (11 Lithobiomorpha und 5 Geophilomorpha). Eine unbehandelte Versuchsvariante, die den Tierbesatz des Freilands enthielt, verblieb als höchste Diversitätsstufe. Nach 7, 11 und 19 Monaten wurde die Dichte von Collembolen, Oribatiden und Gamasinen in den Mikrokosmen durch Entnahme von Teilproben bestimmt. Außerdem wurde nach 19 Monaten die Dichte der Nematoden ermittelt. Nematoden und Collembolen der dritten Probenahme wurden auf Gruppen- bzw. Artebene ausgewertet.

¹ TU Darmstadt, Institut für Zoologie, AG Ökologie, Schnitzspahnstrasse 3, 64287 Darmstadt

² Universität Göttingen, Institut für Zoologie und Anthropologie, Abt. Ökologie, Berliner Str. 28, 37073 Göttingen

Ergebnisse

Die Dichte der Collembolen war in allen Varianten außer in der unbehandelten Kontrolle nach 7 Monaten sehr hoch. Im weiteren Verlauf des Experiments nahm die Dichte der Collembolen stetig ab (Abb. 1). Dies deutet darauf hin, daß Collembolen nach einer Anfangsphase durch Nahrung limitiert waren. Den größten Einfluß auf die Collembolen hatten Regenwürmer, deren Anwesenheit zu einem Rückgang der Collembolendichte führte. Gamasinen und Oribatiden beeinflussten die Dichte der Collembolen nur wenig. Beide Tiergruppen entwickelten in den Versuchsgefäßen keine hohen Dichten (Abb. 1). Die Dichte der Nematoden nahm in Varianten mit höherer Diversität ab. In allen Versuchsansätzen war die Gemeinschaft der Nematoden durch bakterienfressende und wurzelfressende Arten dominiert.

Dichte ausgewählter Collembolenarten nach 19 Monaten Versuchsdauer

Insgesamt dominierten nach 19 Monaten die drei Collembolenarten *Isotoma notabilis*, *Folsomia quadrioculata* und *Onychiurus furcifer*, die in allen Diversitätsstufen einen Anteil von über 80 % an der Gesamtpopulation aufwiesen. Die drei Arten zeigten folgende gemeinsame Trends (Abb. 2):

- Sie erreichten in der unbehandelten Kontrolle signifikant geringere Dichten als in den meisten anderen Varianten.
- Die Anwesenheit von Oribatiden führte zu einem Anstieg der Dichten.

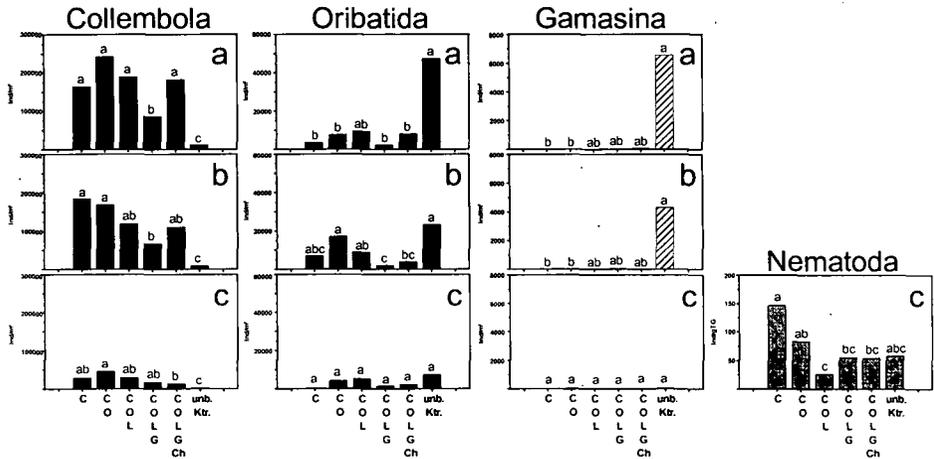


Abb. 1: Dichte von Collembolen, Oribatiden, Gamasinen und Nematoden in Versuchsgefäßen mit unterschiedlichen Diversitätsstufen nach 7 (a), 11 (b) und 19 (c) Monaten. Die Daten der jeweiligen Probenahmen wurden für jede Tiergruppe und für jeden Termin mit Varianzanalysen (ANOVA) ausgewertet (SAS Institut 1995, Sokal & Rohlf 1995), log-transformiert und für die grafische Auftragung rück-transformiert (C=Collembolen, O=Oribatiden, L=Lumbriciden, G=Gamasinen, Ch=Chilopoden, unb. Ktr.=unbehandelte Kontrolle).

In Varianten, die zusätzlich mit Regenwürmern besetzt waren, ging die Dichte von *Isotoma notabilis* und *Onychiurus furcifer* zurück. *Folsomia quadrioculata* zeigte einen entgegengesetzten Trend: Die Anwesenheit von Regenwürmern führte zumindest in einer Variante zu einem leichten Anstieg der Dichte.

Dichtedominanzen ausgewählter Nematodengruppen nach 19 Monaten Versuchsdauer

In Varianten mit zugesetzten Regenwürmern hatten Nematoden der C-P-Gruppen 3, 4 und 5 (zu denen vor allem langlebige Mononchiden und Dorylaimiden gehören) signifikant geringere Dominanzen als in den übrigen Ansätzen (Abb. 3).

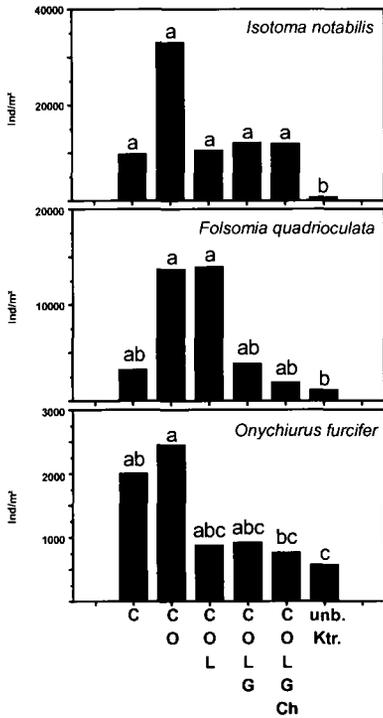


Abb. 2: Dichte von *Isotoma notabilis*, *Folsomia quadrioculata* und *Onychiurus furcifer* in Versuchsgefäßen mit unterschiedlichen Diversitätsstufen (Legende s. Abb. 1).

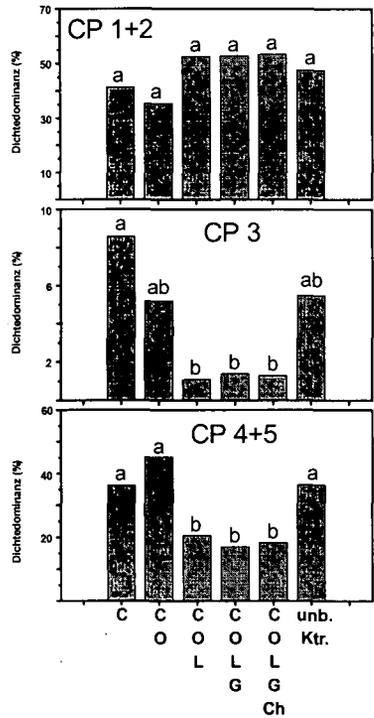


Abb. 3: Dichtedominanzen (in Prozent der Gesamtdichte) von Nematoden der Colonizer-Persister (C-P) - Gruppen 1+2, 3 und 4+5 (Legende s. Abb. 1).

Im Gegensatz dazu hatten Nematoden der C-P-Gruppen 1 und 2 (zu denen kurzlebige Bakterienfresser gehören) tendenziell höherer Dominanzen in Varianten mit zugesetzten Regenwürmern.

Zusammenfassung und Diskussion

- Den größten Einfluß auf die Gemeinschaftsstruktur der Bodentiere hatten die Regenwürmer. Sie können daher als 'key-stone'-Organismen des untersuchten Kalkbuchenwaldes angesehen werden.
- Die Dichte der Collembolen ging im Verlauf des Versuchs stetig zurück. Dies deutet darauf hin, daß die Collembolen durch das Angebot an Nahrung limitiert waren.
- Die drei häufigsten Collembolenarten reagierten unterschiedlich auf die Anwesenheit von Regenwürmern: Während die Abundanz von *Onychiurus furcifer* und *Isotoma notabilis* bei Anwesenheit von Regenwürmern zurückging wurde die Abundanz von *Folsomia quadrioculata* in Varianten in die neben Collembolen und Oribatiden nur Regenwürmer zugesetzt waren leicht erhöht. Vermutlich reduzierten die Regenwürmer das für die Collembolen wichtige Habitat (Streu) durch Fraß und verschlechterten gleichzeitig die Lebensbedingungen im Mineralboden durch dessen Kompaktierung.
- Die Dichte der Oribatiden in den Versuchsgefäßen war generell gering. Wahrscheinlich war die Versuchsdauer für die Populationsentwicklung von Oribatiden zu kurz.
- Gamasinen konnten sich in den Versuchsgefäßen nicht etablieren. Möglicherweise war die Anfangsdichte der Tiere zu gering, um eine Populationsentwicklung zu ermöglichen.
- Nematoden der Colonizer-Persister (C-P)-Gruppen 3, 4 und 5 wurden in Ansätzen mit Regenwürmern stark reduziert. Vermutlich wurden die Lebenszyklen dieser stärker K-selektierten Arten durch die Grabaktivität der Regenwürmer beeinträchtigt.

Literatur

SAS Institute (1995) SAS User's Guide: Version 6.11. SAS Institute Inc., Cary
SOKAL RR, ROHLF FJ (1995) Biometry. Freeman, New York

Mikrobielle Kenngrößen in Aggregaten von Ackerböden unter verschiedenen Fruchtfolgen

von

MENZEL, A., DILLY, O.

Zusammenfassung - Im Rahmen von Fruchtfolgeuntersuchungen mit Raps-Raps-Weizen, Raps-Weizen-Weizen und Weizen-Monokultur wurden mikrobielle Kenngrößen in Aggregaten in Abhängigkeit des Aggregatbereiches untersucht. Zur Probenahme stand auf allen Schlägen Winterweizen. Als mikrobielle Kenngrößen wurden der Gehalt an mikrobieller Biomasse per Fumigation-Extraktion und Substrat-induzierter-Respiration sowie Aktivitäten der Organismen im C- und N-Kreislauf herangezogen. Neben der Basalatmung, die sich in den Aggregatbereichen nicht signifikant unterschied, wurde die Methanumsetzung als Indikator für anaerobe Verhältnisse ohne und mit Zugabe von Glucose sowie nach verschiedenen Inkubationszeiten am Gaschromatographen quantifiziert. Die anfangs ermittelte Methanaufnahme im Aggregatinneren lies auf eine an Sauerstoff angepaßte Mikroflora schließen. Unterstützend zu dieser Annahme wurde eine Nitratfreisetzung sowie eine niedrige DMSO-Reduktion im Aggregatinneren ermittelt. Mit Zunahme der Inkubationszeit und vor allem nach Zugabe von Glucose nahmen die Sauerstoffgehalte ab und Methan wurde freigesetzt. Hohe Gehalte an mikrobieller Biomasse im Aggregatäußeren und unter Weizen-Monokultur korrelierten mit einer hohen Verfügbarkeit an kaliumsulfatlöslichen, organischen Kohlenstoffverbindungen. Die Argininammonifikation zeigte eine höhere Ammonifikationsrate im Aggregatäußeren als im -inneren sowie bei der Weizen-Monokultur im Vergleich zu den Raps-Weizen-Fruchtfolgen, was möglicherweise mit der besseren Stickstoffversorgung infolge mineralischer Düngung in Verbindung stand. Veränderungen des Gehaltes an mikrobieller Biomasse sowie der Substratumsetzungsleistungen unter dem Einfluß von Fruchtfolge und Aggregatbereich wurden hinsichtlich der Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft diskutiert.

Im Boden variieren die Umweltbedingungen auf kleinstem Raum, woran sich Mikroorganismen anpassen, indem sie sich in angemessenen ökologischen Nischen anreichern. Bevorzugte Siedlungsräume der Organismen sind die Räume zwischen den festen Bestandteilen des Bodens und die Oberflächen von Ionenaustauschern und Nährstofflieferanten (Gisi, 1990; Haider 1996). Die Strukturierung des Bodens durch Aggregierung hat damit eine wichtige Funktion für die Verteilung der mikrobiellen Aktivität im Boden. Strukturverändernde natürliche Prozesse und anthropogene Eingriffe beeinflussen somit das Bodenleben. Kulturmaßnahmen sind mehr oder weniger schwerwiegende Eingriffe in den Lebensraum der Organismen (Scheffer & Schachtschabel, 1992), da durch die Bodenbearbeitung das Gefüge und damit Wasser-, Gas- und Nährstoffflüsse gezielt verändert und über Nutzungsart und Fruchtfolge aufgrund unterschiedlicher Mengen und stofflicher Zusammensetzung der Wurzelexsudate und Ernterückstände das Bodenleben beeinflusst wird. Um diese Effekte zu analysieren, wurden mikrobielle Kenngrößen in Aggregaten von Ackerböden unter verschiedenen Fruchtfolgen untersucht, wobei neben Feinboden speziell das Aggregatäußere und -innere analysiert wurde.

Die Untersuchung der mikrobiellen Kenngrößen erfolgte im Rahmen von Fruchtfolgeversuchen mit Raps-Raps-Weizen, Raps-Weizen-Weizen und Weizen-Monokultur. Zur Probenahme stand auf allen Schlägen Winterweizen. Bodenproben wurden mittels Stechzylindern zu drei Terminen in einer Bodentiefe von 0 bis 20 cm entnommen und daraus Aggregate zu den Analysen separiert, geschält und das Bodenmaterial in Aggregatäußen- und -innenbereich getrennt. Als

mikrobielle Kenngrößen wurden der Gehalt an mikrobieller Biomasse sowie Aktivitäten im C- und N-Kreislauf herangezogen. Zur Anwendung kamen Methoden, die eine Miniaturisierung und somit die Untersuchung von Aggregaten ermöglichen und möglichst viele Mikroorganismen erfassen. Der Gehalt an mikrobieller Biomasse wurde mittels der Fumigations-Extraktionsmethode und der Substrat-induzierten-Respiration (SIR) bestimmt. Als Aktivitätsparameter wurde gaschromatisch die CO₂-, O₂- und CH₄-Produktion bzw. Aufnahme ohne und mit Zugabe von Glucose, die Argininammonifikation (gleichzeitig Messung der Nitratgehaltsveränderung) sowie die DMSO-Reduktion quantifiziert. Ergänzend zu den mikrobiellen Kenngrößen wurden der Gehalt an kaliumsulfatlöslichen, organischen Kohlenstoffverbindungen und anorganischen Stickstoffverbindungen bestimmt (Dilly, 1994; Menzel 1997).

Die Fruchtfolgeversuche wurden im Herbst 1989 auf dem Versuchsgut Hohenschulen der Universität Kiel von dem Lehrstuhl Allgemeiner Pflanzenbau angelegt. Der Versuchsstandort lag 15 km westlich von Kiel in der pleistozänen Endmoränenlandschaft des Östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein. Als Bodentypen lagen lessivierte Braunerden aus Geschiebelehm, teilweise pseudovergleyt sowie Kolluvien vor. Die Bodenart schwankte zwischen Sl₄ und Slu. Als Gefügeform hatte sich ein Subpolyedergefüge entwickelt. Ausgewählte Bodeneigenschaften zeigt Tab. 1.

Tab. 1 Eigenschaften des Ap-Horizontes der Versuchsschläge (R = Raps, W = Weizen)

Schlag	Stechzylinder	Bodentyp	Textur ¹	d _B		pH Gesamtboden ¹ (CaCl ₂)	C _{org} (%)	C/N
				des Profils (g cm ⁻³)	Aggregate ¹ (g cm ⁻³)			
RWW	1	BB-SS, koll. überprägt	Sl ₄	1,4 - 1,6	1,79	6,5	1,01	9
	2	LL-SS, geköpft	Sl ₄	1,4 - 1,8	1,79	6,7	0,83	8
	3	BB-SS	-	1,4 - 1,8	1,83	7,0	0,87	10
RRW	1	BBn	Sl ₄	1,4 - 1,6	1,83	6,7	-	-
	2	sBB	Sl ₄	1,6 - 1,8	1,80	6,9	0,88	9
	3	SSn	Sl ₄	1,6 - 1,8	1,79	6,7	0,86	9
WWW	1	Ykn	Slu	1,4 - 1,6	1,64	6,4	1,29	10
	2	Ykn	Slu	1,4 - 1,6	1,67	6,9	-	-
	3	Ykn	Slu	1,4 - 1,6	1,69	6,6	1,12	10

¹ Ailland (1997)

Einfache Varianzanalysen zeigten einen hoch signifikanten Einfluß der Fruchtfolge auf den Gehalt an mikrobieller Biomasse (Abb. 1). Die gaschromatographisch aus der Substrat-induzierten-Respiration quantifizierten Biomassegehalte lagen lediglich 5% höher als die per Fumigation-Extraktion. Als Durchschnittswerte, gemittelt über alle Untersuchungen, ergaben sich bei der Fumigation-Extraktion 181 µg C_{mic} g⁻¹TS und bei der Substrat-induzierten-Respiration 191 µg C_{mic} g⁻¹TS. Im Vergleich der Fruchtfolgevarianten war der Gehalt an mikrobieller Biomasse bei der Weizen-Monokultur höher als bei den Raps-Weizen-Fruchtfolgen. Hohe Gehalte an mikrobieller Biomasse korrelierten mit einer hohen Verfügbarkeit an kaliumsulfatlöslichen, organischen Kohlenstoffverbindungen (C_{KS}), die möglicherweise von den Organismen als Nährstoffquelle genutzt werden. Höhere C_{KS}-Werte sowie eine wahrscheinlich größere Menge an Wurzelrückständen und Wurzelexsudaten könnten zu einer besseren Substratversorgung bei Weizen-Monokultur und somit zu höheren Gehalten an mikrobieller Biomasse geführt haben (Friedel, 1993). Die mikrobiellen Aktivitäten zeigten kaum Unterschiede zwischen den Fruchtfolgen. Dies wurde zum Teil durch die Variabilität der Meßergebnisse verursacht. Die Argininammonifikation und die Basalatmung verdeutlichten lediglich höhere mikrobielle Aktivitäten bei der WWW- als bei der RRW-Fruchtfolge, was mit den Gehalten an mikrobieller Biomasse und der verbesserten Substratversorgung in Beziehung gesetzt werden konnte. Die hohe Ammonifikationsrate ließ einen geringen N-Bedarf der Mikroorganismen vermuten, was möglicherweise mit einer guten Versorgung infolge mineralischer Düngung in Verbindung stand. Diese Annahme wurde durch eine hohe Argininammonifikation nach erfolgter Stickstoffdüngung (Abb. 1, TER-3) unterstützt. Als weitere Erklärung der höheren Ammonifikationsrate bei der

Weizen-Monokultur könnte der hohe Anteil an pilzlichen Biomasse infolge wiederholter Einarbeitung C-reichen Materials angeführt werden, unter der Annahme, daß Pilze aufgrund eines weiteren C/N-Verhältnisses bzw. eines niedrigeren N-Gehaltes einen geringeren Stickstoffbedarf als Bakterien aufweisen (Haider, 1996) und damit mehr Ammonium freisetzen. Zusätzlich wurde ein erhöhtes phytopathogenes Potential durch *Gaeumannomyces graminis* unter der Weizen-Monokultur festgestellt (Christen, 1998), was die Förderung pilzlicher Biomasse im Boden vermuten läßt. Die geringere Lagerungsdichte der Aggregate (Tab. 1) und das höhere Gesamtporenvolumen, zurückzuführen auf Veränderungen der Anteile an engen Grobporen und Mittelporen (Ailland, 1997), könnten die Bodenmikroorganismen unter WWV-Fruchtfolge begünstigt haben.

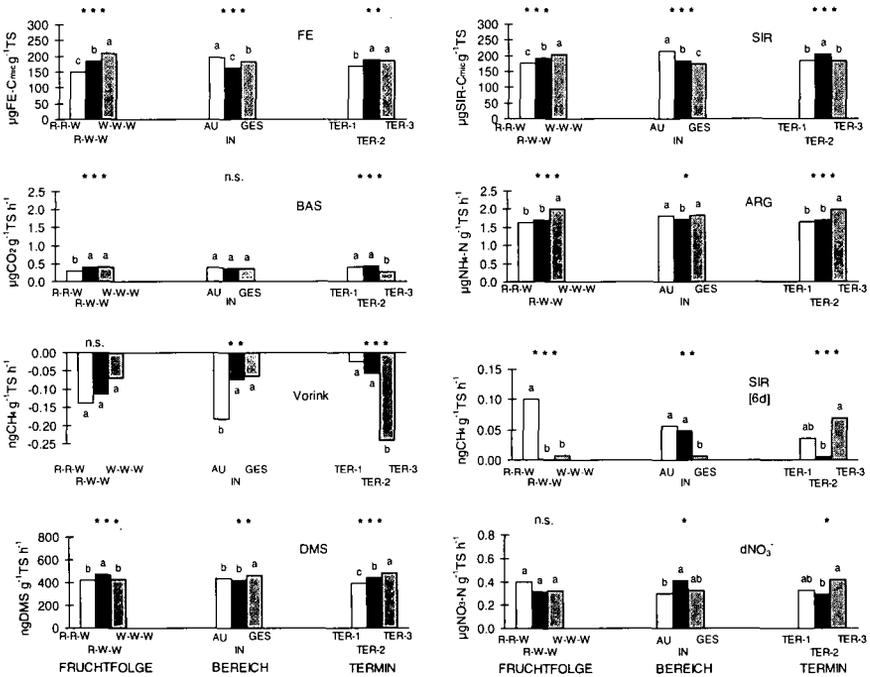


Abb. 1. Mikrobielle Kenngrößen in Abhängigkeit von Fruchtfolge, Aggregatbereich und Probenahmetermin; Gehalt an mikrobieller Biomasse per Fumigations-Extraktionsmethode (FE) und Substrat-induzierter-Respiration (SIR), CO₂-Produktion der Basalatmung (BAS) und Argininammonifikation (ARG), CH₄-Aufnahme während der Vorinkubation und CH₄-Freisetzung 6 d nach Glucosezugabe (Langzeit-SIR), DMSO-Reduktion und Nitratgehaltsveränderung.

Im Aggregatäußeren ergaben Fumigation-Extraktion und Substrat-induzierte Respiration signifikant höhere Gehalte an mikrobieller Biomasse als im Aggregatinneren (Abb. 1). Dies korrelierte mit einer besseren Kohlenstoffverfügbarkeit im Aggregatäußeren (höhere C_{K5}-Werte), könnte jedoch auch auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse zurückzuführen sein. Infolge der durch Strukturierungsprozesse hervorgerufenen unterschiedlichen Korn- und Porengrößenverteilung innerhalb eines Aggregates (Hartmann, 1993) mit höherem Feinporenanteil im Aggregatäußeren und mehr Mittelporen im Aggregatinneren (Albers, 1994) ist zu erwarten, daß Pilze vorwiegend an

der Aggregatoberfläche, Bakterien dagegen innerhalb von Aggregaten dominieren (Robert & Chenu, 1992). Da Bakterien generell höhere biomasse-spezifische Aktivitäten und eine schlechtere Ausnutzung der Energie aufweisen, kann der höhere Pilzanteil die geringen Aktivitätsunterschiede zwischen Aggregatäußerem und -innerem erklären.

Das in Feinporen des Aggregatäußeren verstärkt kapillar gebundene, immobile Wasser, stellt eine Diffusionsbarriere für Gase dar. Dies führt in Abhängigkeit von Wassergehalt, Nährstoffangebot und mikrobieller Aktivität zu einer Limitierung des Gasaustausches in Bodenaggregaten (Albers, 1994), wodurch anaerobe Bereiche in den Aggregaten auftreten können (Zausig & Horn, 1992). Als Indikator für anaerobe Verhältnisse wurde die Methanfreisetzung ohne und mit Zugabe von Glucose sowie nach verschiedenen Inkubationszeiten am Gaschromatographen quantifiziert. Die anfangs ermittelte Methanaufnahme im Aggregatinneren zeigte, daß zunächst keine anaeroben Prozesse vorherrschten. Nitratfreisetzung sowie niedrige DMSO-Reduktionsraten im Aggregatinneren unterstützten diese Ergebnisse insofern, als daß Nitrat und möglicherweise auch Dimethylsulfoxid unter anaeroben Bedingungen als alternative Elektronenakzeptoren genutzt werden können. Die nach der Glucosezugabe stark abnehmenden Sauerstoffgehalte führten im Aggregatinneren und -äußeren zu einer Stimulation der Methanogenen (Peters & Conrad, 1996), die Energie- und Kohlenstoff aus den hohen CO₂-Mengen in der Umgebung nutzten (Wagner & Pfeiffer, 1995).

Wir bedanken uns bei Prof. Dr. R. Horn und PD. Dr. O. Christen für die Anregung und Unterstützung dieser Arbeit.

- Ailland W. (1997) Chemische und physikalische Kenngrößen in Ackerböden in Abhängigkeit von Fruchtfolge und Aggregatbereich. Diplomarbeit, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel.
- Albers B.P. (1994) Mikrobiologie von Bodenaggregaten eines Pelosols: Abhängigkeiten von Aggregatgröße, Wasserpotential und Substratverfügbarkeit. Dissertation, Universität Bayreuth, Verlag Shaker.
- Alef K. (1991) Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie: Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. Ecomed, Landshtut.
- Christen O. (1998) Untersuchungen zur Anbautechnik von Winterweizen nach unterschiedlichen Vorfruchtkombinationen. Habilitationsschrift an der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der CAU, Bd. 7.
- Dilly O. (1994) Mikrobielle Prozesse in Acker-, Grünland- und Waldböden einer norddeutschen Moränenlandschaft. Dissertation, EcoSys Suppl Bd.8.
- Friedel J. (1993) Einfluß der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf mikrobielle Eigenschaften im C- und N-Kreislauf von Ackerböden. Dissertation, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte Nr.11.
- Gisi U. (1990) Bodenökologie. Thieme, Stuttgart.
- Haider K. (1996) Biochemie des Bodens. Enke, Stuttgart.
- Hartmann A. (1993) Charakterisierung der durch Quellung und Schrumpfung induzierten Wasserspannungs-/Wassergehalts- sowie Wasserleitfähigkeits-/Wasserspannungs-Beziehungen von Aggregaten. Diplomarbeit, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel.
- Menzel A. (1997) Mikrobielle Kenngrößen in Ackerböden in Abhängigkeit von Fruchtfolge und Aggregatbereich. Diplomarbeit, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel.
- Peters V., Conrad R. (1996) Sequential reduction processes and initiation of CH₄ production upon flooding of oxic upland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 3, 371-382.
- Robert M., Chenu C. (1992) Interactions between soil minerals and microorganisms. In Stotzky G., Bollag J.M. *Soil Biochemistry*, Vol.7, 307-404.
- Scheffer / Schachtschabel (1992) Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Wagner D., Pfeiffer E.-M. (1995) Methanbildung einer Flußmarsch der Unterelbe in Abhängigkeit von der Temperatur. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, Bd. 30, 155-167.
- Zausig J., Horn R. (1992) Soil water relations and aeration status of single soil aggregates, taken from a gleyic vertisol. *Z. Pflanzenern Bodenk* 155, 237-245

The Microbial Activities as a Function of the Soil Clay Content
- Preliminary Results -

von

MÜLLER, T., HÖPER, H.

Introduction

The characteristic capacity of soils to protect organic matter and microbial biomass against the microbial turnover depends on the clay content (van Veen *et al.*, 1984 and 1985). Consequently, the

soil clay content is used as an abiotic factor modifying microbial decomposition activity in models of the soil organic matter turnover. DAISY is a model of the Water and Energy flows, and of the C and N turnover in the system Soil-Plant-Atmosphere (Hansen *et al.*, 1993). In the DAISY model, the microbial activity decreases 50% if the soil clay content increases from 0 to 25% (Fig. 1).

The metabolic quotient (qCO_2 , Equ. 1) can be used as a specific microbial activity parameter to assess the effects of environmental conditions (Andersen and Domsch, 1993).

$$qCO_2 = \frac{C_{CO_2}}{t} \cdot \frac{1}{C_{mic}} \quad (1)$$

C_{CO_2} is the respired CO_2 -C [$g\ kg^{-1}$], C_{mic} is the microbial biomass C [$g\ kg^{-1}$] and t is the time interval [d]. In this study, we used qCO_2 in order to determine the effect of the soil clay content on the microbial activity under steady state conditions (microbial death \approx microbial growth). A second aim of this study is to evaluate the clay modifier function of the DAISY model.

In the DAISY-model, the turnover of the different pools of organic matter is described

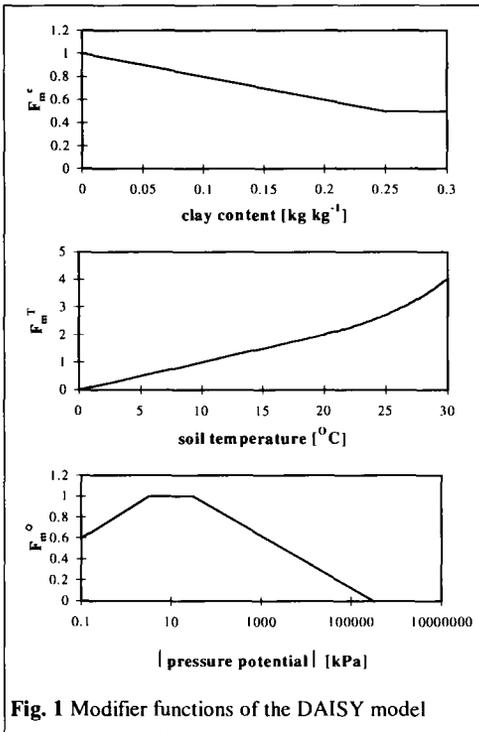


Fig. 1 Modifier functions of the DAISY model

¹Plant Nutrition and Soil Fertility Lab., The Royal Veterinary and Agricultural University, Thorvaldsensvej 40, DK 1871 Frederiksberg C, Denmark; phone +45 35283499, fax +45 35283460, e-mail tm@kvl.dk, <http://www.agsci.kvl.dk/~tomuj5>

²Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Bodentechnologisches Institut Bremen, Friedrich-Mißler-Straße 46/50, 28211 Bremen; Tel.: 0421-20346-15, Fax.: 0421-20346-10, e-mail: heinrich.hoeper@bgr.de

by a first order kinetic (Equ. 2).

$$\frac{dC}{dt} = kC, \quad (2) \quad k = k^* F_m^c F_m^T F_m^\Psi \quad (3)$$

C is the carbon in a soil organic matter pool [kg m⁻³], t is the time [s] and k is the decomposition rate coefficient [s⁻¹]. k is calculated from the decomposition rate coefficient k^* [s⁻¹] under DAISY standard conditions (10°C, 0% clay, 10 kPa) which is modified by the DAISY modifiers for clay content (F_m^c), soil temperature (F_m^T), and soil water tension (F_m^Ψ) as shown in Equ. 3.

Data Acquisition and Transformation

29 papers dealing with 229 soils were examined for soil microbial biomass C, basal respiration and qCO_2 . qCO_2 was calculated or recalculated if necessary. It was assumed that all measurements were done under steady state conditions and that the soil water content was optimal during incubation. qCO_2 was normalised to an incubation temperature of 10 °C using the DAISY temperature-modifier (Fig. 1, Hansen *et al.*, 1993).

In addition to the literature study, 806 qCO_2 -data from the Lower Saxony soil monitoring programme 1992 - 1997 were included in our investigation. The soils was examined for microbial biomass C (Substrate Induced Respiration) and basal respiration using a Heinemeyer-apparatus and for total organic C. For each of the 152 sites and for up to two depths, mean values over all investigated years were calculated. qCO_2 was then calculated and normalised to an incubation temperature of 10 °C using the DAISY temperature-modifier (Fig. 1, Hansen *et al.*, 1993).

A specific turnover quotient (tCO_2) was calculated for all data.

$$tCO_2 = \frac{C_{CO_2}}{t} \cdot \frac{1}{C_{org}} \quad (4)$$

tCO_2 is the specific turnover coefficient [g C_{CO2} g⁻¹ C_{org} d⁻¹], C_{CO_2} is the respired CO₂-C [g kg⁻¹], C_{org} is the soil organic carbon [g kg⁻¹] and t is the time [d].

Theoretical F_m^c values were calculated for the clay contents of all investigated soils using the DAISY clay modifier function (Fig. 1). tCO_2 was then transformed to empirical values of F_m^c using a transformation factor (f):

$$f = \frac{\sum \text{theoretical } F_m^c}{\sum tCO_2} \quad (3) \quad \text{empirical } F_m^c = tCO_2 : f \quad (4)$$

Results and Discussion

The values of qCO_2 decrease with increasing soil clay content (Fig. 2). However, this relationship is weak, indicating that other factors than clay content alone are important. The negative relationship between qCO_2 and soil clay content is in accordance with the concept of a clay dependent protection capacity for soil organic matter and soil microbial biomass (van Veen *et al.* 1984 & 1985).

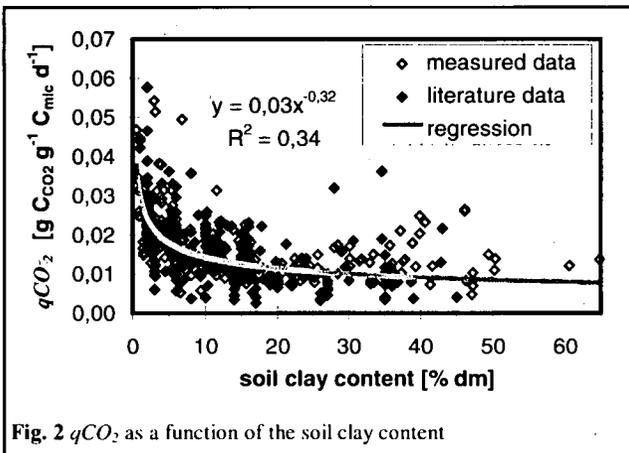
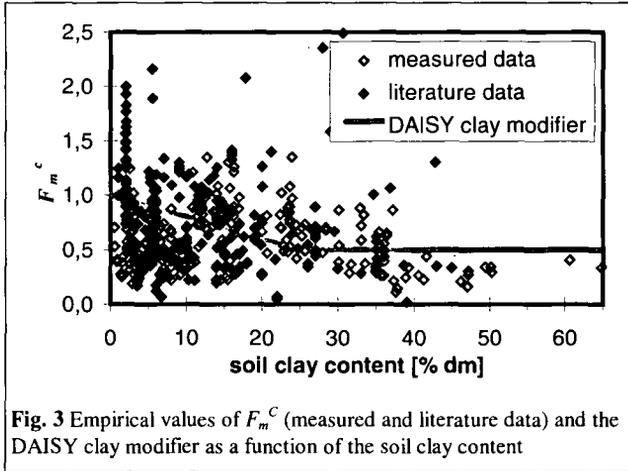


Fig. 2 qCO_2 as a function of the soil clay content



The DAISY modifier function F_m^c lies within the empirical data points (Fig. 3). However, there is no relationship between the empirical data of F_m^c and soil clay content (Fig. 3). The variability of the quotient C_{mic}/C_{org} may be responsible for the poor relationship between F_m^c and soil clay content. This is in contrast to the DAISY-model where the turnover rates of the organic matter pools are independent of the amount of C_{mic} . Some of the studies

Fig. 3 Empirical values of F_m^c (measured and literature data) and the DAISY clay modifier as a function of the soil clay content

cited from the literature include several treatments. In a statistical sense, these treatments are not always independent. Therefore, further statistical tests are limited.

Literature

- * Andersen T.H. and Domsch K.H. (1985) Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biology and Fertility of Soils* 1, 81-89.
- Andersen T.H. and Domsch K.H. (1993) The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 25, 393-395.
- * Bonde T.A., Schnürer J and Rosswall T. (1988) Microbial biomass as a fraction of potentially mineralizable nitrogen in soils from long-term field experiments. *Soil Biology & Biochemistry* 20, 447-452.
- * Brookes P.C. and McGrath S.P. (1984) Effect of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass. *Journal of Soil Science* 35, 341-346.
- * Garcia C., Hernandez T. and Costa F. (1994) Microbial activity in soils under mediterranean environmental conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 26, 1185-1191.
- * Gupta V.V.S.R., Grace P.R. and Roper M.M. (1994) Carbon and nitrogen mineralization as influenced by long-term soil and crop residue management systems in Australia. In *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Special Publication 35, 193-200.
- * Franzluebbers A.J., Hons F.M. and Zuberer D.A. (1994) Seasonal changes in soil microbial biomass and mineralizable C and N in wheat management systems. *Soil Biology & Biochemistry* 26, 1469-1475.
- * Harden T., Joergensen R.G., Meyer B. and Wolters V. (1993) Mineralization of straw and formation of soil microbial biomass in a soil treated with Simazine and Dinoterb. *Soil Biology & Biochemistry* 25, 1273-1276.
- Hansen S., Jensen H.E. Nielsen N.E. and Svendsen H. (1993) *The Soil Plant System Model DAISY*. Jordbrugsforlaget, Copenhagen.
- * Insam H. (1990) Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime?. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 525-532.
- * Insam H., Mitchell C.C. and Dormaar J.F. (1991) Relationship of soil microbial biomass and activity with fertilization practice and crop yield of three ultisols. *Soil Biology & Biochemistry* 23, 459-464.
- * Jans-Hammermeister D.C. (1996) Is there a correlation among factors used to estimate soil microbial biomass? *Applied Soil Ecology* 3, 79-83.
- * Joergensen R.G., Brookes P.C. and Jenkinson D.S. (1990) Survival of the soil microbial biomass at elevated temperatures. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 1129-1136.
- * Joergensen R.G., Schmaedeke F., Windhorst K. and Meyer B. (1995) Biomass and activity of microorganisms in a fuel oil contaminated soil. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 1137-1143.
- * Kandeler E. and Eder G. (1993) Effect of cattle slurry in grassland on microbial biomass and on activities of various enzymes. *Biology and Fertility of Soils* 16, 2490-254.
- * Kaiser E.A. and Heinemeyer O. (1993) Seasonal variations of soil microbial biomass carbon within the plough layer. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 1649-1655.

- * Kaiser E.-A., Mueller T., Joergensen R.G., Insam H. and Heinemeyer O. (1992) Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. *Soil Biology & Biochemistry* 24, 675-683.
- * Lovell R.D. and Jarvis S.C. (1996) Effect of cattle dung on soil microbial biomass C and N in a permanent pasture soil. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 291-299.
- * Mäder P., Pfiffner L., Jäggi W., Wiemken A., Niggli U. and Besson J.-M. (1993) DOK-Versuch: Vergleichende Langzeituntersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell. III. Boden: Mikrobiologische Untersuchungen. *Schweizer Landwirtschaftliche Forschung* 32, 509-545.
- * Menasseri S., Houot S. and Chaussod R. (1994) Field test of biological and chemical methods to estimate the soil nitrogen supply under a temperate climate. In *Nitrogen Mineralization in Agricultural Soils* (Neetson J.J. and Hassink J., eds.). AB-DLO Thema's, AB-DLO, Haren (NL), 33-43.
- * Miller M. and Dick R.P. (1995) Dynamics of soil C and microbial biomass in whole soil and aggregates in two cropping systems. *Applied Soil Ecology* 2, 253-261.
- * Ocio J.A. and Brooks P.C. (1990) An evaluation of methods for measuring the microbial biomass in soils following recent additions of wheat straw and the characterization of the biomass that develops. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 685-694
- * Powlsen D.S., Brookes P.C. and Christensen B.T. (1987) Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology & Biochemistry* 19, 159-164.
- * Sagar S., Tate K.R., Feltham C.-W., Childs W. and Parshotham A. (1994) Carbon turnover in a range of allophanic soils amended with ¹⁴C-labelled glucose. *Soil Biology & Biochemistry* 26, 1263-1271.
- * Santruckova H and Straskraba M. (1991) On the relationship between specific respiration activity and microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 23, 525-532.
- * Schneider R (1996) Unpublished data.
- * Schneider R and Schröder D. (1996) Properties of soils under different types of management developed in a sandy substrate covering boulder clay at Mecklenburg (north eastern Germany). *Sciences of Soils* 1, <http://www.hintze-online.com/sos/1996/Articles/Art1>
- * Schnürer J., Clarholm M. and Rosswall T. (1985) Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. *Soil Biology & Biochemistry* 17, 611-618.
- Sibbesen E. (1980) Description of the Soil Collection of the Laboratory of Plant Nutrition and Soil Fertility, KVL. Unpublished.
- * Valsecchi G., Gigliotti C and Farini A. (1995) Microbial biomass, activity, and organic matter accumulation in soils contaminated with heavy metals. *Biology and Fertility of Soils* 20, 253-259.
- * Van Gestel M., Merckx R. and Vlassak K. (1993) Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: The fate of fast- and slow-growing microorganisms in soils from different climates. *Soil Biology & Biochemistry*, 25, 109-123.
- Van Veen J.A., Ladd J.N. and Amato M. (1995) Turnover of carbon nitrogen and phosphorus through the microbial biomass in soils incubated with [¹⁴C(U)]-glucose and [¹⁵N](NH₄)₂SO₄ under different moisture regimes. *Soil Biology & Biochemistry* 17, 747-756.
- Van Veen J.A., Ladd J.N. and Frissel M.J. (1984) Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soils. *Plant and Soil* 76, 257-274.
- * Wu J., Brookes P.C. and Jenkinson D.S. (1993) Formation and destruction of microbial biomass during the decomposition of glucose and ryegrass in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 25, 1435-1441.

* = used for data acquisition from the literature

Acknowledgements

Torsten Müller was financed by the Danish Environmental Research Programme and by the SLUSE consortium. The authors thank Raimund Schneider (Dep. VI, University of Trier) who made unpublished data from 16 soils (included in Fig. 2 and 3) available.

Kurzfristige Auswirkungen kleinräumiger Klimaveränderungen auf Ameisen (Formicidae) und andere Bodentiere einer Grünlandbrache

von

PLATNER, Chr., SCHEU, St., SCHAEFER, M.

Einleitung

Die Klimafaktoren Sonneneinstrahlung und Niederschlag sind die wesentlichen Quellen der Ressourcen Licht, Wärme und Wasser, von deren Verfügbarkeit direkt oder indirekt alle Kompartimente und Stoffflüsse von Ökosystemen abhängen: Ameisen beispielsweise sind in ihrem Vorkommen und ihrer Aktivität auf bestimmte klimatische Bedingungen angewiesen und beeinflussen ihrerseits viele andere Tiergruppen, biologische Vorgänge und Bodeneigenschaften.

Offenlandbiotope mit ihren klimatischen Besonderheiten sind in Mitteleuropa typische Ameisenlebensräume. Sie hängen in ihrer Existenz oft von anthropogener Tätigkeit ab; Bewirtschaftung oder Brache mit anschließender natürlicher Sukzession sowie regionale Klimaverschiebungen können das Mikroklima z.T. erheblich verändern. Solche Veränderungen sollten starke Auswirkungen auf die ober- und unterirdischen Lebensgemeinschaften haben.

Untersuchungsflächen und Methoden

Im Werratal bei Witzenhausen-Freudenthal wurden auf einer brachliegenden, südexponierten ehemaligen Rinderweide auf Kalkgestein, die eine hohe Dichte von Hügelnestern der gelben Wiesenameise (*Lasius flavus*) aufweist, die Faktoren „Sonne“ und „Regen“ experimentell verändert: Die Sonneneinstrahlung wurde mit regendurchlässigen Schattendächern aus PE-Geflecht vermindert, die Niederschlagsmenge mit lichtdurchlässigen Regendächern aus Klarsichtfolie minimiert bzw. durch zusätzliches Beregnen mit demineralisiertem Wasser ($10 \text{ l} \cdot \text{m}^{-2} \cdot 14 \text{ d}^{-1}$) vermehrt.

Mitte August 1998, ein Vierteljahr nach Beginn der Manipulation, wurde aus Bodenproben die Makrofauna durch Hitzeextraktion (KEMPSON, 1963, SCHAUERMANN, 1982), die mikrobielle Biomasse durch Messung der SIR (ANDERSON & DOMSCH 1978, SCHEU 1992), der Kohlen- und Stickstoffgehalt gaschromatographisch und der Wassergehalt gravimetrisch (105° C , 24h) bestimmt.

¹ Universität Göttingen, Institut für Zoologie und Anthropologie, Abteilung Ökologie, Berliner Straße 28, D-37073 Göttingen, Germany; Tel.: 0551/39-5468, Fax: -5448; e-mail: cplate@ZooEco.Uni-Zooll.gwdg.de; homepage: <http://www.gwdg.de/~zoocco>.

² Technische Universität Darmstadt, Institut für Zoologie, AG Ökologie, Schnittspahnstraße 3, D-64287 Darmstadt, Germany.

Ergebnisse

Bodentiere...

Phytophage:

Auf den besonnten, trockenen Flächen traten deutlich mehr Pflanzenläuse (**Sternorrhyncha**, v.a. Röhrenschildläuse (**Ortheziidae**)) und Fransenflügler (**Thysanoptera**) auf als auf den feuchteren und beschatteten Flächen. Für die Dichte der Fransenflügler war dabei der Faktor Sonne, für die Dichte der Läuse der Faktor Regen signifikant.

Zoophage:

Die hochdominanten Hundertfüßer (**Chilopoda**, mittlere Dichte: 650 Ind./m²) zeigten keine deutlichen Unterschiede in der flächenbezogenen Zahl der Individuen; auch für die Spinnen (**Araneida**), deren mittlere Dichte zwar auf den besonnten trockenen Flächen mit 970 Ind./m² mehr als doppelt so hoch wie auf den zusätzlich begossenen Flächen war, konnte kein signifikanter Einfluß nachgewiesen werden.

Auf die Dichten der teilweise auch pantophagen Ameisen (**Formicidae**, v.a. *Lasius flavus*, *L. niger* und *Myrmica spec.*) und Weberknechte (**Opilionida**, überwiegend Fadenkanker (**Nemastomatidae**)) hatte die Beschattung jedoch einen hochsignifikanten Einfluß; Ameisen traten auf den besonnten Flächen, die Weberknechte dagegen auf den beschatteten und feuchteren Flächen in jeweils deutlich höheren Dichten auf.

Pantophage & Saprophage:

Für die Dichten der Regenwürmer (**Lumbricidae**, v.a. *Lumbricus castaneus* und *Octolasion lacteum*) war der Faktor Regen signifikant, sie traten fast nur auf den feuchteren Flächen auf.

Für alle anderen untersuchten vorwiegend saprophagen Tiergruppen hatten beide manipulierte Faktoren, Regen und Sonne, einen signifikanten Einfluß auf die Individuendichten. Schnellkäferlarven (**Elateridae**) hatten die höchsten Dichten auf den besonnten, trockenen Flächen; Asseln (**Isopoda**, v.a. *Philoscia muscorum*, *Hyloniscus riparius*, *Haplophthalmus mengii* und *Armadillidium spec.*), Tausendfüßer (**Diplopoda**) und Schnecken (**Gastropoda**) hatten, im Vergleich auf den jeweils feuchteren und schattigeren Flächen die höhere Dichten.

... und ihr Lebensraum

Die **Wassergehalte** des Bodens veränderten sich signifikant entsprechend der Behandlung. Die **C- und N-Gehalte** unterliegen deutlich räumlichen Gradienten, wobei der Faktor Sonne den C-Gehalt unter Berücksichtigung des Blockeffektes signifikant beeinflusst (besonnte Flächen: 4,71 gC/gTGBoden; beschattete Flächen: 4,25 gC/gTGBoden).

Der Faktor Regen hatte einen signifikanten Einfluß auf die **Basalatmung** des Bodens, sie wird durch Niederschlagsminimierung und auch durch die zusätzliche Beregnung im Vergleich zur Kontrolle erniedrigt. Die **mikrobielle Biomasse** wird vom Wassergehalt und der Menge der organischen Substanz signifikant beeinflusst. Wird der räumlich stark schwankende C_{org}-Gehalt als Kovariable berücksichtigt (ANCOVA), hat auch der Faktor Niederschlagsmenge einen signifikanten Einfluß auf die mikrobielle Biomasse.

Bodentiere...

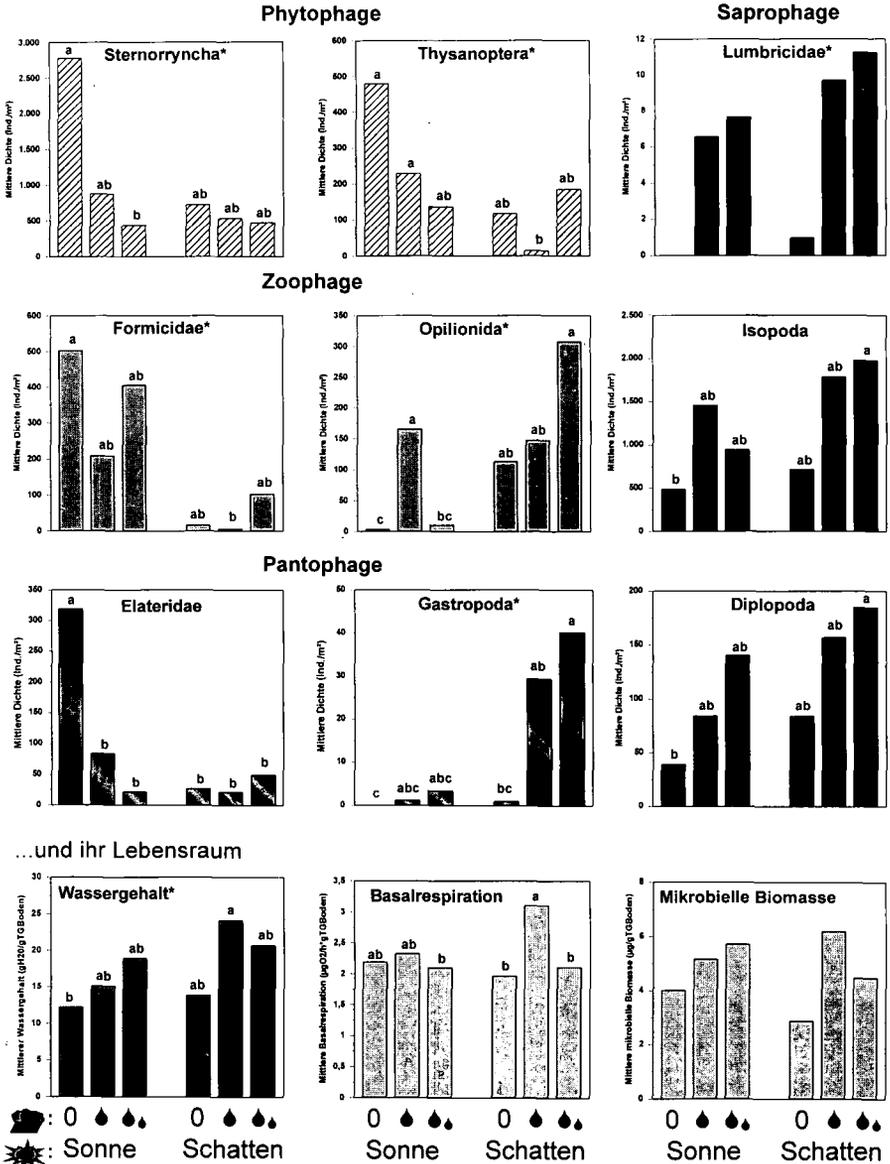


Abb. 1: Arithmetische bzw. geometrische (*) Mittelwerte der Individuenzahlen wichtiger Tiergruppen pro m² und der Meßwerte abiotischer und biotischer Umweltfaktoren; Ausprägungen des Faktors Regen: 0 = kein Niederschlag, 1 = natürlicher N. und 2 = natürl. + 10mm/14d N. Mittelwerte mit den gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Tukey's Studentized Range Test).

Zusammenfassung und Diskussion

Die experimentell veränderten Faktoren Niederschlagsmenge und Sonneneinstrahlung hatten auf die meisten der untersuchten Bodentiergruppen und wichtige biotische und abiotische Faktoren ihres Lebensraumes deutliche Auswirkungen. Die Tiere reagierten entsprechend ihrer Lebens- und Ernährungsweise unterschiedlich auf die Veränderungen des Mikroklimas:

- Die Pflanzensaft-saugenden Tiere (**Phytophage**) und die Larven der Elateridae hatten ihre höchsten Dichten auf den trockenen, besonnten Flächen.
- Die überwiegend **saprophagen** Tiere hatten dagegen generell auf den beschatteten und stärker beregneten Flächen höhere Dichten als auf den jeweils sonnigeren und trockeneren Flächen.
- Die Beutegreifer (**Zoophage**) zeigten unterschiedliche Muster in ihren Abundanzen: Für Chilopoda und Araneida ließen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Behandlungen finden; Formicidae (z.T. auch in Trophobieose mit Sternorrhyncha → positive Wechselwirkungen) reagierten negativ, Opilionida (z.T. auch saprophag) positiv auf die Beschattung.
- Die **Wassergehalte** des Bodens veränderten sich erwartungsgemäß entsprechend der Behandlung; die **C- und N-Gehalte** unterliegen deutlich räumlichen Gradienten, wobei die Beschattung den C-Gehalt erniedrigte (verringertes Pflanzenwurzelwachstum, weniger Ameiseneinfluß als auf den sonnigeren Flächen?); die **mikrobielle Biomasse** wurde von der Niederschlagsmenge, dem C- und H₂O-Gehalt positiv beeinflusst.
- Zur detaillierteren Bewertung müssen wichtige Taxa auf Artniveau mit geostatistischen und multivariaten Methoden ausgewertet und die mittelfristigen Veränderungen im Verlaufe des Experiments analysiert werden.

Literatur

- ANDERSON, J.P.E. & K.H. DOMSCH (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10, 215-221.
- KEMPSON, D., M. LLOYD & R. GHELARDI (1963): A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia* 3, 1-21.
- SCHAUERMANN, J. (1982): Verbesserte Extraktion der terrestrischen Bodenfauna im Vielfachgerät modifiziert nach Kempson und Macfadyen. *Mitteilungen SFB 135 I*, 47-50.
- SCHUE, S. (1992): Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 1113-1118.

Ethylenproduktion durch Ektomykorrhizapilze

von

RAUSCH,C., KELLER,G., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN,S.

Einleitung

Ziel unserer Arbeit war es, die Ethylenproduktion von ausgewählten Ektomykorrhizapilzen der Baumarten Fichte, Lärche und Zirbe zu messen. Diese Baumarten spielen in Schutzwäldern der Alpen eine besondere Rolle.

Dabei stellte sich die Frage, ob durch die Pilze Ethylenkonzentrationen erreicht werden, die die Bäume über die Wurzeln beeinflussen können. Im Boden kann Ethylen in einer Konzentration von mehr als $0,1 \mu\text{l l}^{-1}$ das Wurzelwachstum von Pflanzen hemmen. Zusätzlich wurden die Veränderungen der Kohlendioxidkonzentration als Maß für die Atmungsaktivität der Pilze erfaßt.

Was ist Ektomykorrhiza ?

Der Begriff „Ektomykorrhiza“ beschreibt eine Form des symbiontischen Zusammenlebens von Pilzen mit den Wurzeln vieler Landpflanzen. Die Pilzhyphen dringen dabei in die äußersten Zellen und in die Intercellularen der Wurzelrinde ein, wobei die Endodermis die Grenze darstellt und bilden so das Hartig'sche Netz. Es besteht aus komplizierten fächerförmigen oder labyrinthartigen Verzweigungen, so daß eine möglichst große Oberfläche zwischen den Symbionten ausgebildet ist (Abb. 1).

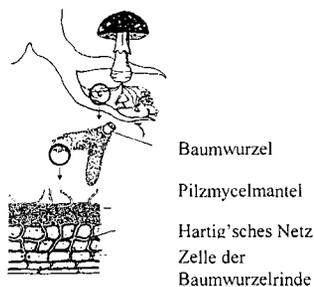


Abb. 1: Ektomykorrhiza (Otto 1994)

Der Wachstoffsstoff Ethylen

Das gasförmige Ethylen $\text{H}_2\text{C} = \text{CH}_2$ ist ein wachstumsregulierendes Phytohormon. Die ständige Bildung geringer Ethylenmengen scheint für die normale Entwicklung der höheren Pflanzen notwendig zu sein (Nultsch 1986).

Ethylen steuert vor allem Fruchtreifung und Alterung der Pflanze und inhibiert das Längenwachstum (Strzelczyk 1994). In manchen Pflanzen kann es aber auch die Infloreszenzbildung fördern und das Zellwachstum stimulieren.

Im Boden kann Ethylen durch verschiedene Bakterien und Pilze gebildet werden. Die meisten ethylenproduzierenden Organismen sind fakultativ anaerob und werden bevorzugt unter niedrigen Sauerstoffkonzentrationen aktiv. Solche Verhältnisse finden sich in der Rhizosphäre aufgrund des hohen Respirationsniveaus.

^{1,3} Forstliche Bundesversuchsanstalt

Seckendorff-Gudent Weg 8

A-1130 Wien

² Bodenbiologie

Langgasse 88

A-6460 Imst

Die Aminosäure Methionin wurde oft als Vorstufe zur Ethylenbildung beobachtet. Manche Mikroorganismen können dieses Hormon auch ohne Methionin bilden, wenn andere Kohlenstoffquellen wie z. B. Phenolsäure vorhanden sind (Considine und Patching 1975). Es wird angenommen, daß Ethylen in Verbindung mit Auxinen und Cytokinin für die Mykorrhiza-Formation und deren Funktion wichtig ist (Slankis 1974, Gogala 1991).

Warum schließen sich Pflanze und Pilz zusammen?

In Böden mit geringen Mineralisierungsraten erschließen die Sproßpflanzen mit Hilfe der größeren biochemischen Leistungsfähigkeit von symbiontischen Pilzen schwer zugängliche Mineralstoffe. Die in den Boden ausstrahlenden Hyphen des Pilzes vergrößern die resorbierende Oberfläche gegenüber einer unverpilzten Wurzel auf das Hundert- bis Tausendfache. Über das ausgedehnte Mycelnetz im Boden schafft der Pilz Nährstoffe und Wasser herbei und leitet beides an die Wirtspflanze weiter. Waldbäume können die Hauptmenge des benötigten Stickstoffs und Phosphors über mit Pilzen vergesellschaftete Wurzeln zugeführt bekommen.

Methodik der Untersuchung

Die Pilzkulturen wurden auf 20 ml Nährboden in 125 ml Erlenmeyerkolben angesetzt, mit Gummistopfen verschlossen und bei 20 °C im Dunkeln inkubiert (Nährboden nach Moser 1963). Zu Versuchsbeginn wurden die Kolben in der Sterilbank belüftet. Nach 4 bis 6 Tagen wurde je 1 ml Gasprobe entnommen und am Gaschromatographen (FID, TCD) vermessen.

Durch die parallele Analyse von Leerproben konnten auch abiotische Veränderungen der Ethylenkonzentration erfaßt werden. Diese sind durch physikalische Absorptions- und Desorptionsvorgänge, sowie durch chemische Reaktionen erklärbar.

Die untersuchten Pilze:

Amanita muscaria (L.: Fr.) Hook., Fliegenpilz

Von August bis Spätherbst häufig in Laub- und Nadelwaldgesellschaften besonders auf sauren Böden, vorzugsweise bei Fichten, Kiefern und Birken. Mykorrhiza mit *Picea abies*, montan bis subalpin (Schmid-Heckel 1988).

Amanita rubescens, Perlpilz

Mykorrhiza mit *Picea abies*. Montan bis hochmontan (Schmid-Heckel 1988).

Boletinus cavipes (Opat.) Kalchbr., Hohlfuß-Röhrling

Auf Kalk- und Silikatböden überall verbreitet (Moser 1963). Obligater Mykorrhizapilz der Lärche, der von der montanen bis subalpinen Region häufig zu finden ist (Schmid-Heckel, 1985).

Boletus edulis, Steinpilz, Herrenpilz

Bei Fichte (*Picea abies*) (Schmid-Heckel 1985).

Cortinarius variegator Fr., Erdig riechender Schleimkopf, Erdig riechender Schleierling

In Europa weit verbreitet. Wurde regelmäßig im montanen und hochmontanen Fichtenwäldern nachgewiesen (Schmid-Heckel 1985). Er wächst gesellig in Ringen. Sommer-Herbst (Cetto 1988).

Lactarius deterrimus Gröger (*L. deliciosus* var. *picei* Vass.), Fichten-Reizker

Ausschließlich unter Fichten (Cetto 1988). Häufig und regelmäßig ist er in Fichtenwäldern der montanen und hochmontanen Stufe anzutreffen, gelegentlich findet man ihn auch im subalpinen Bereich bei *Picea abies*. Er tritt bereits im Juli auf (Schmid-Heckel 1985).

Lactarius porninsis Roll., Lärchen-Reizker, Lärchen-Milchling

Bei Lärchen, vorzugsweise auf sauren Böden (Moser 1963). Innerhalb der Gattung *Lactarius* ist der Lärchen-Reizker der einzige obligate Mykorrhizapilz von *Larix decidua* (Schmid-Heckel 1985).

Lactarius rufus (Scop.: Fr.) Fr., Rotbrauner Reizker, Rotbrauner Milchling

Von Horak (1963, 1985) als Mykorrhizapilz bei *Picea*, *Pinus cembra* und *P. mugo* beschrieben (Keller 1997).

Paxillus involutus (Batsch) Fr., Kahler oder Empfindlicher Krempling

Zwischen *Vaccinium myrtillus*, auf Humus (mit Nadelstreu) bzw. zwischen Moos. Mykorrhiza mit *Picea abies* (Schmid-Heckel 1988).

Rhizopogon spp., Wurzeltrüffel

Er ist der einzige untersuchte Pilz, der unterirdische Fruchtkörper ausbildet.

Suillus aeruginascens (Secr.) Snell, Grauer Lärchen-Röhrling

Lärchenbegleiter auf Kalk- und Silikatböden (Moser 1963) bis in die subalpine Zone (Schmid-Heckel 1985).

Suillus placidus (Bon.) Sing., Elfenbein-Röhrling

Mykorrhizapilz der Zirbe (*Pinus cembra*). Dieser Pilz zeigt seine üppigste Entwicklung in jungen, moosreichen, feuchten Zirbenbeständen, kommt aber auch an trockeneren Standorten vor (z.B. an Südhängen). Fruktifikation bei Zirben aller Alterskategorien mit Schwerpunkt bei mittleren und Altzirben. Er ist außerdem auch mit der Weymuthskiefer (*Pinus strobus*) vergesellschaftet (Moser 1963).

Suillus plorans (Roll.) Sing., Zirben-Röhrling

Mykorrhizapilz der Zirbe (*Pinus cembra*). Die Art ist bei Zirben in der subalpinen Stufe fast überall verbreitet und ist auch noch in der Kampfzone oft reichlich vorhanden. Es dürfte sich wohl um den wichtigsten Begleitpilz der Zirbe aller Alterskategorien handeln, mit einem vergleichsweise hohen Anteil an Jungzirben. Sie haben einen sehr weiten ökologischen Bereich, und sind daher vielseitig anwendbar. Er fruktifiziert gerne an grasigen oder moosigen Stellen, aber auch noch auf blankem Humus oder zwischen *Vaccinium spp.* Selten stammnahe Fruktifikation (Keller 1997).

Suillus tridentinus (Bres.) Sing., Rostroter Lärchenröhrling

Im Bereich der Kalkalpen ein häufiger Lärchenbegleiter, außerhalb der Alpen seltener und nur auf kalkhaltigen Böden (Moser 1963). Obligater Mykorrhizapilz der Lärche (Schmid-Heckel 1985).

Ergebnisse und Diskussion

Ethylenbildung

Die höchste Produktion zeigte der langsam wachsende Pilz *Cortinarius variecolor* mit $49,3 \text{ pmol C}_2\text{H}_4 \text{ h}^{-1} \text{ cm}^{-2}$ (Abb. 2). Die anderen langsam wachsenden Pilze *Amanita muscaria*, *Amanita rubescens* und *Boletus edulis* zeigten keine entsprechend hohen Raten der Ethylenbildung. Die schnell wachsenden Pilze *Boletinus cavipes*, *Paxillus involutus* und *Rhizopogon spp.* wiesen eine eher niedrige Bildungsrate auf.

Es wird angenommen, daß Methionin und Glucose die Precursor für die Ethylenproduktion darstellen. Graham und Lindermann (1980) konnten nur bei Ektomykorrhizapilzen in deren Flüssignährmedium Methionin enthalten war eine Ethylenproduktion nachweisen. Strzelczyk et al (1994) untersuchten die Ethylenproduktion von Ektomykorrhizapilzen bei verschiedenen pH-Werten und Temperaturen. Sie fanden die höchste Produktion bei $26 \text{ }^\circ\text{C}$ und einem pH von 6,0, unabhängig von der An- oder Abwesenheit von Methionin.

Ältere Kulturen, deren Wachstumszentrum bis zu 70 Tage alt war, zeigten zu diesem Zeitpunkt zumeist eine geringere Ethylenproduktion (Abb. 2), als bei einer früheren Messung. Graham und Linderman (1980) haben festgestellt, daß bei Entfernen der Metabolite aus dem Substrat durch Austausch des Flüssignährmediums die Ethylenproduktion wieder gesteigert werden konnte. Die Abnahme der Produktion in älteren Kulturen könnte daher auf die Anreicherung von Ausscheidungen im Nährboden zurückzuführen sein. Bei *Suillus placidus* und *Suillus plorans* stieg

die Ethylenproduktion mit dem Alter an. Bei *Lactarius deterrimus* zeigte sich auch noch im fortgeschrittenen Alter von 73 Tagen eine Steigerung der Ethylenbildung.

Auch Strzelczyk et al. (1989) fanden in ihren Untersuchungen eine Abnahme der Ethylenproduktion mit zunehmendem Alter der Pilzkulturen. Sie erwogen sogar einen Ethylenabbau in alten Pilzmycelien (Strzelczyk 1994).

Kohlendioxidbildung

Die Kohlendioxidproduktion zeigte bei *Cortinarius varicolor* ein Maximum von $6,61 \mu\text{mol h}^{-1} \text{cm}^{-2}$ (Abb. 3). Zwischen der Kohlendioxid- und der Ethylenproduktion bestand eine positive Korrelation ($r=0,82$), wobei zur Berechnung der Regression immer die erste Messung einer Kultur herangezogen wurde.

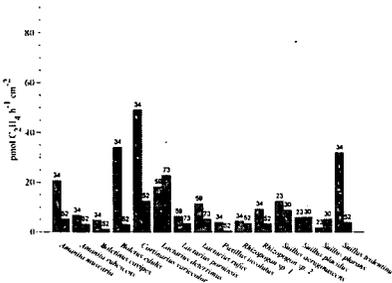
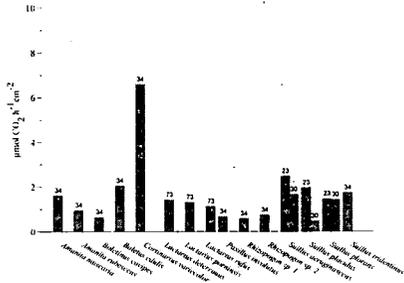


Abb. 2: 1. und 2. Messung der Ethylenproduktion der untersuchten Pilzarten. Die Zahlen bei den Balken geben das Alter der Kulturen in Tagen zum Zeitpunkt der Messung wieder. n=4, Fehlerbalken=Standardabweichung



Die Regenwürmer südwestdeutscher Wälder - Vorkommen und Abhängigkeit von Standortfaktoren

von

VOLLMER, T., SOMMER, M., EHRMANN, O.

1 Zielsetzung

Die Regenwurmfauna stellt ein ökologisch bedeutsames Segment der Biozönosen vieler Waldböden dar. Systematische Untersuchungen wurden bisher in mitteleuropäischen Wäldern selten durchgeführt. Ziele der vorliegenden Arbeit sind:

- ◆ die Beschreibung der Regenwurmfauna südwestdeutscher Wälder
- ◆ die Ermittlung der Abhängigkeit der Regenwurmpopulation von Standortfaktoren.

Zukünftig soll anhand dieses Datenmaterials auf regionaler Ebene eine Prognose der Regenwurmpopulation möglich sein. Erhebungen der Regenwurmpopulation - z.B. im Rahmen des Bodenschutzes - wären dann in vielen Fällen nicht mehr notwendig (Konzept: siehe FRIEDEL et al., 1998).

2 Standorte

Untersucht wurden 45 verschiedene Waldstandorte in Baden-Württemberg. Diese weisen große Unterschiede bei pH-Wert und Bodenfeuchte (bei diesen beiden Faktoren wird das in Baden-Württemberg vorkommende Spektrum an Standorten abgedeckt), sowie bei Bodenart, Humusform, Humusmenge und Gründigkeit auf.

Die große Vielfalt der anthropogenen Einflüsse konnte nicht berücksichtigt werden. Daher wurden Standorte mit geringem Hemerobiegrad ausgewählt (nach Möglichkeit Standorte mit potentieller natürlicher Vegetation). Die Untersuchungen erfolgten jeweils auf kreisförmigen Arealen von ca. 100 m² Größe.

3 Methoden

Der **Regenwurmfang** erfolgte einmalig im Frühjahr 1998 mit einer Kombination der von THIELEMANN (1986) entwickelten Elektromethode (Probefläche: 1/8 m²) und nachfolgender Handauslese einer Teilfläche (1/30 m², bis 30 cm Tiefe) in sechsfacher Wiederholung. Bei allen Aufnahmen wurden Abundanzen und Biomassen (Frischgewicht der lebenden Tiere) ermittelt. Adulte Tiere wurden bis zur Art bestimmt.

Der **pH-Wert** des Oberbodens wurde in Wasser gemessen. Die Bestimmung der **Humusformen** erfolgte nach KA4 (AG BODENKUNDE 1994).

Außerdem wurden folgende Parameter an den Standorten erhoben, aber bisher nicht ausgewertet:

- | | | |
|----------------------------------|---------------|--------------------------|
| ◆ Bodenart und -typ | ◆ Klima | ◆ reduktomorphe Merkmale |
| ◆ pH (0,01 M CaCl ₂) | ◆ Exposition | ◆ C- und N-Mengen |
| ◆ Horizontmächtigkeit | ◆ Inklination | ◆ Carbonatgehalt |
| ◆ Lagerungsdichte | ◆ Vegetation | ◆ Steingehalt |

Der Wasserhaushalt der Standorte wird aus einem Teil dieser Parameter abgeleitet.

¹ Institut für Bodenkunde und Standortlehre (310), Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

4 Ergebnisse und Diskussion

Die **Regenwurmpopulationen** (Abb. 1) der vier Waldtypen zeigen eine deutliche Zunahme von Biomasse und Artenzahl in der Reihenfolge Nadelwälder, Buchenwälder, Erlenwälder/Edellaubholzwälder.

Die für Südwestdeutschland ermittelten Regenwurmbiomassen sind für alle Waldtypen größer als die von BALTZER (1956) für Westfalen und NORDSTRÖM UND RUNDGREN (1974) für Südschweden publizierten. Ursache könnten Standortsunterschiede oder unterschiedliche Erfassungsmethoden der Regenwurmfauuna sein (Westfalen: Handauslese bis max. 1 m Tiefe, Südschweden: Formalinmethode).

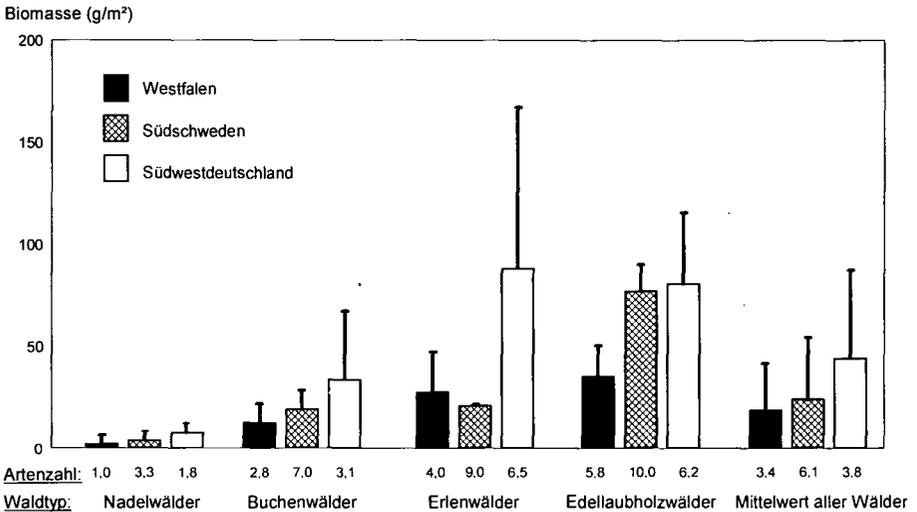


Abb. 1: Biomassen und Artenzahlen der Regenwurmpopulationen verschiedener Waldtypen Südwestdeutschlands im Vergleich mit Untersuchungen von BALTZER (1956) in Westfalen und von NORDSTRÖM UND RUNDGREN (1974) in Südschweden.

Der **pH-Wert** (Abb. 2) hat einen deutlichen Einfluß auf das Vorkommen von Regenwurmart. Im Vergleich zu Südschweden sind die für Südwestdeutschland ermittelten Verbreitungsbereiche der Arten hin zu höheren pH-Werten verschoben. Die beiden epigäischen Arten *D. octaedra* und *L. rubellus* weisen hier eine weite Amplitude auf, während die endogäischen Arten nur auf Standorten mit pH-Werten > 4,5 vorkommen. Das Vorkommen der Art *D. octaedra* stimmt nicht mit der Einstufung ("acidophilic") von NORDSTRÖM UND RUNDGREN (1974) überein.

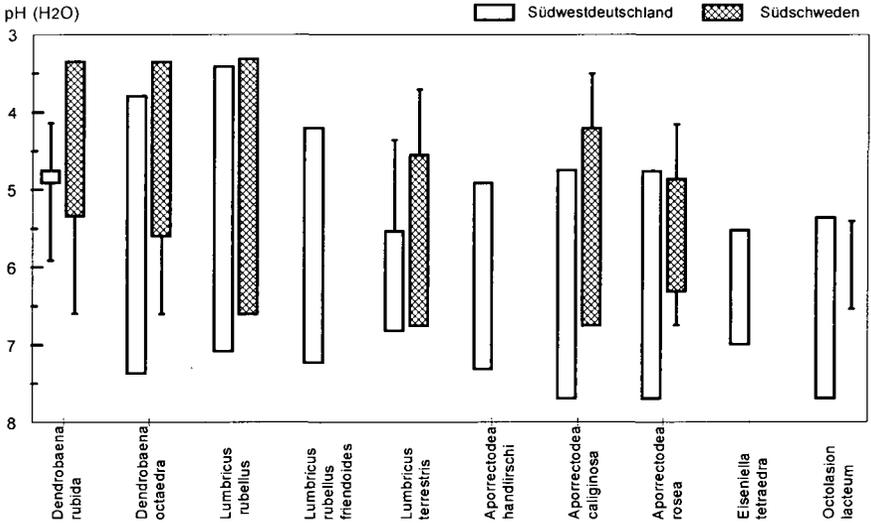


Abb. 2: Verbreitung von Regenwurmarten in Abhängigkeit vom pH-Wert ihres Lebensraums [Box = Standorte mit > 5 Individuen m⁻², Linie = Standorte mit < 5 Indiv. m⁻²]

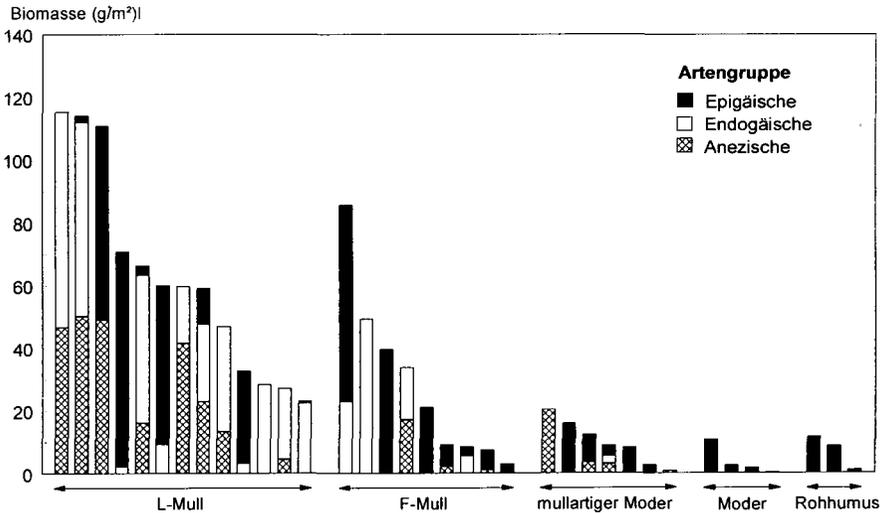


Abb. 3: Beziehung zwischen Humusform und Gesamtbiomasse der Regenwurmpopulationen verschiedener Waldstandorte in Südwestdeutschland, differenziert nach ökologischen Gruppen. Dargestellt sind nur Standorte mit aeromorphen Humusformen.

Vergleicht man Standorte mit gleicher **Humusform** (Abb. 3), wird eine Abnahme der Regenwurmbiomasse von L-Mull zu Moder/Rohhumus deutlich. Die Anteile der drei ökologischen Gruppen an Standorten mit denselben Humusformen variieren bei den drei Mineralbodenhumusformen stark: anezische und epigäische Arten können jeweils große Anteile an der Gesamtbiomasse erreichen, aber auch ganz fehlen. Die relativen Anteile der endogäischen Arten nehmen vom L-Mull zum mullartigen Moder hin ab.

Die Regenwurmpopulationen der Standorte mit Auflagehumusformen unterscheiden sich deutlich von denen mit Mineralbodenhumusformen. Bei insgesamt geringer Biomasse dominieren epigäische Arten. Ursache hierfür sind vermutlich niedrige pH-Werte. Eine Prognose der Zusammensetzung der Regenwurmpopulation allein anhand der Humusform ist für Standorte mit Mineralbodenhumusformen nicht möglich.

5 **Schlußfolgerungen**

Die Analyse der Abhängigkeit der Regenwurmfaua südwestdeutscher Wälder von Standortfaktoren zeigt bei den bisher untersuchten Parametern deutliche, aber nicht grundsätzliche Unterschiede zur Literatur. Untersuchungen auf regionaler Ebene erscheinen daher notwendig, um die Grundlagen für die Erstellung eines Prognoseinstrumentes für Regenwurmpopulationen zu erarbeiten.

6 **Literatur**

- AG BODENKUNDE (1994) Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.
- BALTZER, R. (1956): Die Regenwürmer Westfalens - eine tiergeographische, ökologische und sinnesphysiologische Untersuchung. Zoolog. Jb. 84, 355-414.
- FRIEDEL, J.K., SOMMER, M. und O. EHRMANN (1998): Bewertung von Böden nach ihrer Eignung als Lebensraum für Organismen am Beispiel von Mikroflora und Regenwürmern. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, dieser Band.
- NORDSTRÖM, S. und S. RUNDGREN (1974): Environmental factors and lumbricid associations in southern Sweden. Pedobiologia 14, 1-27.
- THIELEMANN, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. Pedobiologia 29, 296-302.

SCHÄFGEN,S., VORHOFF,B. Vergleich dreier Methoden zur Charakterisierung der mikrobiellen Aktivität von Waldhumusauflagen

von

SCHÄFGEN,S., VORHOFF,B.

1. Einleitung

Der Abbau organischer Substanz, die Freisetzung und Bindung von Nähr- und Spurenstoffen gehört zu den wichtigsten Aufgaben der Bodenorganismen, der lebenden Komponente des Bodens. Diese besetzen meist nur 1% des Bodenvolumens.

Trotz des kleinen Volumens sind Anzahl und Leistungsvermögen sehr groß. Allerdings nimmt die Keimzahl der Mikroorganismen wegen der Verarmung des Substrates mit der Bodentiefe rasch ab.

Die Stoffumsetzungen werden durch spezielle Enzyme katalysiert.

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse sagt nichts über die Aktivität aus, daher wurden verschiedene Verfahren zur Charakterisierung der mikrobiellen Aktivität entwickelt. Ein Problem der verschiedenen, auf unterschiedlichsten Grundlagen, aufbauenden, Methoden ist die Frage nach der Vergleichbarkeit dieser Methoden. (Schinner 1993).

2. Material

Zur Untersuchung wurden Proben der organischen Auflage aus dem Naturschutzgebiet Hunau im Sauerland und Proben von den ARINUS Untersuchungsflächen der Universität Freiburg entnommen. (Feger 1989) Es wurden Mischproben der Oh- und Of-Lagen aus 10 Einzelproben gebildet.

In der Hunau erfolgte die Beprobung jeweils in einem gekalkten und einem ungekalkten Fichtenstandort der ersten Generation und ebenso behandelten Buchenstandorten. Alle drei Standorte im Schwarzwald sind mit Fichten bestockt, wobei auch hier jeweils ein gekalkter und ungekalkter Standort zur Verfügung stand.

Als Humusformen dominieren bei den Fichtenstandorten des Sauerlandes der rohumusartige Moder und der Rohhumus, während bei den Buchenstandorten F-Mull und mullartiger Moder am weitesten verbreitet ist. Die Humusformen zeigen kaum Unterschiede zwischen den gekalkten und ungekalkten Varianten. Am Schluchsee überwiegt der rohumusartige Moder, während in Villingen der Rohumus die dominierende Humusform ist.

Tabelle 1: Kenndaten der Standorte

Standort	Bezeichnung	Bestockung	Behandlung	pH in CaCl ₂	%C	C/N
Hunau/Sauerland	HFk	Fichte	Kalkung	3.2	43.93	27.3
Hunau/Sauerland	HFU	Fichte	unbehandelt	2.7	44.35	27.9
Hunau/Sauerland	HBK	Buche	Kalkung	2.8	27.62	23.4
Hunau/Sauerland	HBU	Buche	unbehandelt	3.1	29.27	20.8
Schluchsee	SFK	Fichte	Kalkung	4.0	39.91	27.4
Schluchsee	SFU	Fichte	unbehandelt	3.3	38.81	37.5
Villingen	VFU	Fichte	unbehandelt	2.6	46.14	27.8

3. Methoden

Es wurden drei Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität verglichen. Diese Methoden sind die Kohlendioxidfreisetzung, die Bestimmung der Katalaseaktivität und die Dimethylsulfoxidreduktion.

Die Bestimmung der Kohlendioxidfreisetzung erfolgte abgewandelt nach Heilmann und Beese (1992). Wobei das Kohlendioxid gaschromatografisch bestimmt wird.

Die Bestimmung der Dimethylsulfoxidreduktion (DMSO) erfolgt nach Alef (1990). Die Menge entstandenen Dimethylsulfides erfolgte gaschromatografisch. Alef und Kleiner konnten zeigen, daß 95% aller Mikroorganismen Dimethylsulfoxid zu Dimethylsulfid reduzieren.

Die Bestimmung der Katalaseaktivität erfolgte nach Beck (1971).

4. Ergebnisse

Die folgenden Ergebnisse wurden jeweils auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff umgerechnet.

Bei allen drei Methoden konnte gezeigt werden, daß die gekalkten Varianten eine höhere Aktivität zeigen. Qualitativ zeigen alle Verfahren die gleiche Tendenz, hinsichtlich der Quantität

ergeben sich jedoch große Unterschiede.

So wird beispielsweise in der gekalkten Auflage des Fichtenstandortes in der Hunau viermal soviel DMSO reduziert gegenüber der ungekalkten Variante. Diese Größenordnung kann bei der Katalaseaktivität nicht festgestellt werden.

Abb. 1: Dimethylsulfoxidreduktion der Standorte

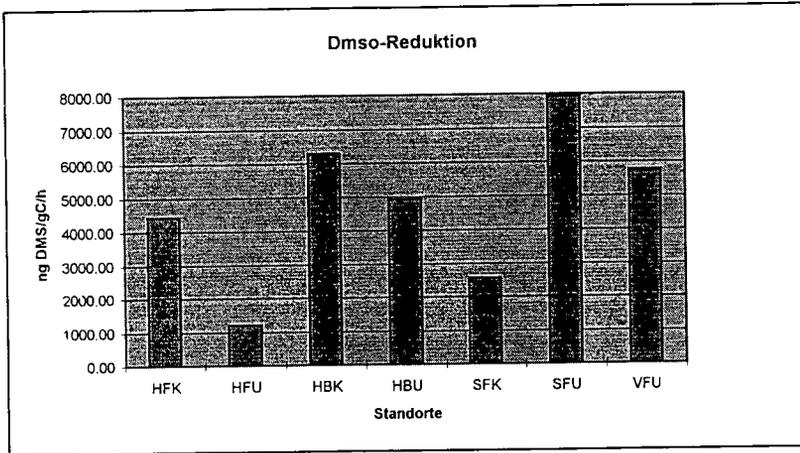


Abb. 2: Katalaseaktivität der Standorte

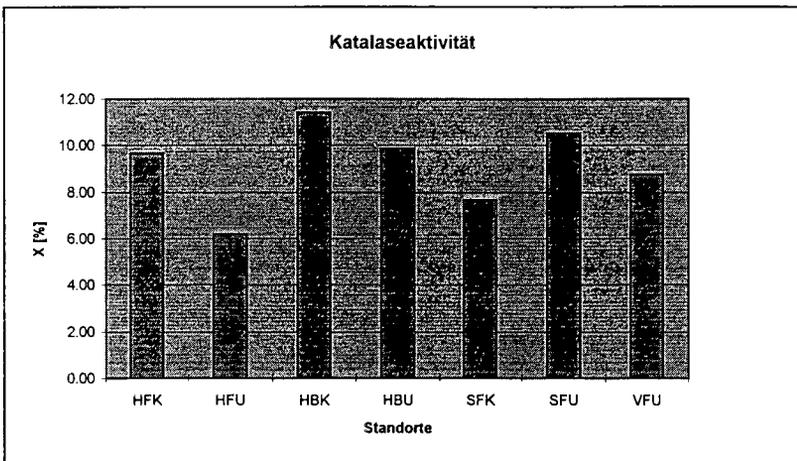
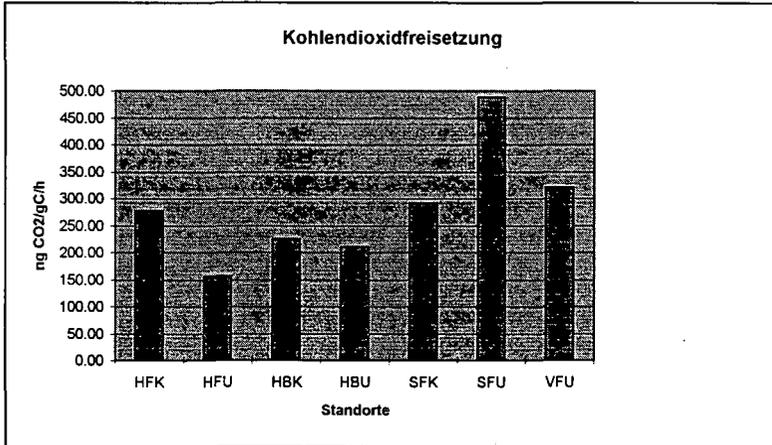


Abb. 3: Kohlendioxidfreisetzung der Standorte



Literatur

- Alef, K., Kleiner, D. (1989): Rapid and sensitive determination of microbial activity in soil and in soil aggregates by dimethylsulfoxide reduction. *Biol Fertil Soils* 8: 349-355
- Beck, T. (1971): Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. *Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde* 130: 68-81
- Feger, K. H. (1989): Projekt ARINUS: Bilanzierung von Stoffumsatz und -austag nach Neutralsalzdüngung in bewaldeten Wassereinzugsgebieten. *Kali Briefe* 19: 425-441
- Heilmann, B., Beese, F. (1992): Miniaturized method to measure carbon dioxide production and biomass of soil microorganisms. *Soil Sci Soc Am J* 56: 596-598
- Schinner, F. et al (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer Verlag Berlin

Humusformen und Lumbriciden-Taxozönosen in Abhängigkeit vom Relief in einem Buchenaltbestand einer Naturwaldzelle

von

WAGNER,C., BRAUCKMANN,H., BROLL,G.

Zielsetzung

Ziel dieser Untersuchung ist eine Differenzierung und Charakterisierung der Variabilität der Humusform Mull in der Kernzone einer Naturwaldzelle

- in Abhängigkeit vom Relief (Nordhang, Südhang und Rinnenlage) und
- in Abhängigkeit vom Abstand zum Baumfuß

(Traufbereich: ca. 1,5 m vom Baumfuß; Zwischentraufbereich: zwischen zwei Bäumen)
mit Hilfe makromorphologischer, bodenzoologischer und bodenchemischer Parameter.

Untersuchungsgebiet

Der Hellberg mit einem 170-190 jährigen Buchenbestand ist aus Gesteinen des Unteren Wellenkalks mit unterschiedlichen Verwitterungsresistenzen aufgebaut. Diese Unterschiede führen zu der charakteristischen Rücken-Tal Struktur. In einem der West-Ost verlaufenden Täler mit Öffnung nach Westen liegt das Untersuchungsgebiet, die vier Hektar große Kernfläche der 59,8 ha großen Naturwaldzelle.

Methoden

- morphologische Beschreibung der Humushorizonte mit Hilfe eines Kartierbogens nach BABEL (1971, 1972), GREEN et al. (1993) und JABIOL et al. (1995)
- Humusformenansprache nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (1994) bzw. nach der Forstlichen Standortsaufnahme (1996); zusätzlich Benennung der Humusformen nach GREEN et al. (1993) und JABIOL et al. (1995)
- elektrometrische pH-Wertbestimmung ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$) an Material des Ah-Horizontes (0-2 cm Tiefe) und der organischen Auflage (nur Of-Material)
- C_{org} - und N_t -Gehalte mit Hilfe eines Elementaranalysators (CARLO ERBA NA 1500) an Material des Ah-Horizontes (0-2 cm Tiefe) und der organischen Auflage (nur Of-Material)
- Lumbriciden: Arteninventar, Abundanz und Biomasse (lebende Frischmasse in g/m^2) mit Hilfe der Oktett-Methode (Elektrofäng) und zusätzlicher Handauslese ($1/30 \text{ m}^2$) (EHRMANN & BABEL, 1991) mit jeweils acht Parallelen im Juli 1998

Südhang

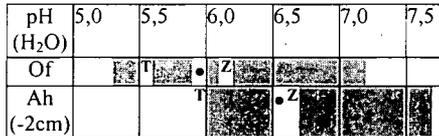
sehr basenreiche Braunerden und Rendzina-Braunerden aus den anstehenden Gesteinen des Unteren Wellenkalks

Maiglöckchen-Waldgersten-Buchenwald (*Hordelymo-Fagetum convallarietosum*) am Mittel- bis Oberhang;
Typischer Waldgersten-Buchenwald (*Hordelymo-Fagetum typicum*) am Mittel- bis Unterhang

Häufigkeit der Humusformen nach dem Abstand vom Baumfuß

	L-Mull	L-(F)-Mull	(L)-F-Mull	F-Mull
Gesamt	7	6	3	4
Zwischen-trauf	4	4	2	-
Trauf	3	2	1	4

Aktuelle Acidität im Juni 1998



• = Median,
Z = Regenwurmfang Zwischentraufbereich,
T = Regenwurmfang Traufbereich

Rinnenlage

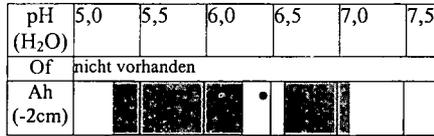
basenreiche Braunerden aus Fließerden mit Lößlehm- und Kalkverwitterungsanteilen

Hexenkraut-Waldgersten-Buchenwald (*Hordelymo-Fagetum circaetosum*)

Häufigkeit der Humusformen nach dem Abstand vom Baumfuß

	L-Mull	L-(F)-Mull	(L)-F-Mull	F-Mull
Gesamt	14	4	-	2
Zwischen-trauf	9	1	-	-
Trauf	5	3	-	2

Aktuelle Acidität im Juni 1998



• = Median,
Z = Regenwurmfang Zwischentraufbereich,
T = Regenwurmfang Traufbereich

Nordhang

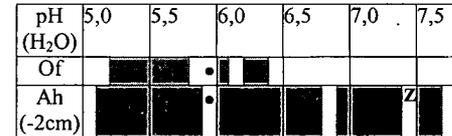
sehr basenreiche Braunerden und Rendzina-Braunerden aus den anstehenden Gesteinen des Unteren Wellenkalks

Typischer Waldgersten-Buchenwald mit Sauerklee (*Hordelymo-Fagetum typicum* Var. *Oxalis acetosella*);
Typischer Waldgersten-Buchenwald (*Hordelymo-Fagetum typicum*) im SO der Kernfläche

Häufigkeit der Humusformen nach dem Abstand vom Baumfuß

	L-Mull	L-(F)-Mull	(L)-F-Mull	F-Mull
Gesamt	4	1	6	9
Zwischen-trauf	2	-	4	4
Trauf	2	1	2	5

Aktuelle Acidität im Juni 1998



• = Median,
Z = Regenwurmfang Zwischentraufbereich,
T = Regenwurmfang Traufbereich

**Dominanz der Lumbriciden-Arten im
Juli 1998**

Art		Abundanz			Biomasse	
		Trauf	Zw.-trauf		Trauf	Zw.-trauf
L. terrstris	%	4,3	7,1	%	36,9	37,8
A. caliginosa	%	36,8	37,3	%	38,1	23,8
A. rosea	%	7,1	2,6	%	2,7	0,7
O. cyaneum	%	2,9	8,4	%	11,1	19,7
O. lacteum	%	-	5,3	%	-	8,3
L. juvenil	%	-	2,6	%	-	3,8
A. juvenil	%	46,1	27,6	%	10,8	3,4
O. juvenil	%	2,9	7,1	%	0,5	2,5
Gesamt	Ind. /m ²	70	56,25	IFM/ m ²	64,14	84,72

L = Gattung Lumbricus
A = Gattung Aporrectodea
O = Gattung Octolasion
IFM = lebende Frischmasse in g

**Dominanz der Lumbriciden-Arten im
Juli 1998**

Art		Abundanz			Biomasse	
		Trauf	Zw.-trauf		Trauf	Zw.-trauf
L. terrstris	%	8,6	5,3	%	52,6	45,0
A. caliginosa	%	18,0	15,9	%	9,3	16,8
A. rosea	%	13,7	18,1	%	3,1	7,9
O. cyaneum	%	6,2	2,6	%	8,7	8,7
O. lacteum	%	5,4	1,8	%	6,1	1,0
L. juvenil	%	4,3	5,3	%	9,5	8,7
A. juvenil	%	21,5	30,0	%	3,9	5,5
O. juvenil	%	22,5	21,2	%	6,9	6,5
Gesamt	Ind. /m ²	93,25	113,5	IFM/ m ²	123,0	80,93

L = Gattung Lumbricus
A = Gattung Aporrectodea
O = Gattung Octolasion
IFM = lebende Frischmasse in g

**Dominanz der Lumbriciden-Arten im
Juli 1998**

Art		Abundanz			Biomasse	
		Trauf	Zw.-trauf		Trauf	Zw.-trauf
L. terrstris	%	-	4,1	%	-	35,3
A. caliginosa	%	18,6	13,8	%	33,9	12,2
A. rosea	%	15,2	30,1	%	15,0	12,7
O. cyaneum	%	-	-	%	-	-
O. lacteum	%	1,7	12,2	%	10,4	29,0
L. juvenil	%	-	-	%	-	-
A. juvenil	%	54,6	29,6	%	17,0	4,8
O. juvenil	%	10,0	10,2	%	23,7	6,1
Gesamt	Ind. /m ²	57,75	49	IFM/ m ²	21,88	42

L = Gattung Lumbricus
A = Gattung Aporrectodea
O = Gattung Octolasion
IFM = lebende Frischmasse in g

Zusammenfassung

- In dem Buchenaltbestand der Naturwaldzelle "Hellberg" wurden verschiedene Ausprägungen der Humusform Mull nachgewiesen. Trotz der Unterschiede zu den Hangexpositionen ist die Variabilität der Humusform innerhalb der Einheiten bemerkenswert hoch (vgl. auch BELOTTI & BABEL, 1993). Anhand der makromorphologischen Ansprache konnten im Untersuchungsgebiet typische Ausprägungen des L- und des F-Mulls (Klassifizierung nach AG BODEN, 1994; AK STANDORTSKARTIERUNG, 1996) sowie zwei Übergangsformen beschrieben werden:
 - L-(F)-Mull: Of1-Horizont ist schütter und/oder mit einer sehr geringen Mächtigkeit ausgebildet oder Ah-Horizont ist nicht in L-Mull-typischer Form ausgeprägt (Mächtigkeit < 8 cm und/oder kein Krümelgefüge)
 - (L)-F-Mull: Of1-Horizont ausgebildet, aber Ah-Horizont mächtiger als 8-10 cm oder gutes Krümelgefüge ausgebildet
- Der pH-Wert (H₂O) weist ebenfalls eine hohe Variabilität innerhalb der untersuchten Lagen auf, die am Nordhang die größte Spannweite aufzeigt.
- Bezüglich der Vegetation weist die Krautschicht in der Rinne die höchsten mittleren Feuchtezahlen (5,5 – 5,7) auf. Die Hanglagen sind vegetationskundlich gekennzeichnet durch trockenere Verhältnisse, allerdings am Nordhang in der Ausprägung einer luftfeuchteren Variante.
- In der Rinnenlage überwiegt die Humusform L-Mull. Auf dieser Teilfläche werden die höchsten Regenwurmbiomassen, die von anecischen Arten dominiert werden, festgestellt.
- Am Nordhang dominiert die Humusform F-Mull. In dieser Lage werden die niedrigsten Regenwurmbiomassen, die von endogäischen Arten dominiert werden, festgestellt.
- Am Südhang ist die Humusform Mull in allen vier differenzierten Formen ausgebildet, so daß die Vielfalt der Ausprägungen charakteristisch erscheint. In dieser Lage wird die Regenwurmbiomasse nicht eindeutig von einer der beiden vorgefundenen Lebensformen dominiert.

Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart
- AK STANDORTSKARTIERUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme. 5. Aufl., Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup
- BABEL, U. (1971): Gliederung und Beschreibung des Humusprofils in mitteleuropäischen Wäldern. Geoderma 5, 297-324
- BABEL, U. (1972): Moderprofile in Wäldern - Morphologie und Umsetzungsprozesse. 120 S., Ulmer, Stuttgart
- BELOTTI, E. & U. BABEL (1993): Variability in space and time and redundancy as stabilizing principles of forest humus profiles. Eur. J. Soil Biol. 29 (1), S. 17-27
- EHRMANN, O. & U. BABEL (1991): Quantitative Regenwurmerfassung – ein Methodenvergleich. Mitteil. Deutsche Bodenkundl. Gesell. 66, Bd. I, S. 475-478
- GREEN, R.N., TROWBRIDGE, R.L. & K. KLINKA (1993): Towards a Taxonomic Classification of Humus Forms. Forest Science Monograph 29 – A Publication of the Society of American Foresters
- JABIOL, B., BRÊTHES, A., PONGE, J.-F., TOUTAIN, F. & J.-J. BRUN (1995): L'humus sous toutes ses formes. ENGREF Nancy

Danksagung

Für die gute Zusammenarbeit und freundliche Unterstützung möchten wir uns bei Herrn Dr. Milbert vom GLA NRW und bei der LÖBF NRW bedanken.

Bodenbiologische Eigenschaften von Kippböden in Abhängigkeit von Nutzung, Bodenbearbeitung und Substrat

von

WERMBTER, N., SEHY, U., WEBER, G.

Einleitung

Im Rahmen eines Forschungsprojektes (BMBF-Förderkennzeichen 0339634) wurden der Bodenzustand und die Entwicklung von Kippenböden in den Bergbaufolgelandschaften des Leipziger und Lausitzer Reviers untersucht. Bei den im folgenden Beitrag vorgestellten Untersuchungen wurden land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen, sowie Böden aus quartärem (kohlefreiem) und tertiärem (kohlehaltigem) Kippsubstrat anhand biologischer Parameter verglichen.

Als Untersuchungsparameter wurden Indikatoren für die mikrobielle und pilzliche Biomasse, mikrobielle Aktivitäten sowie Enzymaktivitäten der Böden herangezogen. Untersuchungen zur Struktur und Dynamik der Regenwurm-, Collembolen- und Nematodenfauna ergänzten und unterstützen die bodenmikrobiologischen Ergebnisse.

Material

Für die bodenchemischen und mikrobiologischen Untersuchungen wurden die Standorte in einer Tiefe von 0-15 cm beprobt. Die Erfassung der Collembolenfauna erfolgte in 0-5 cm Tiefe, Nematodenproben wurden aus einer Tiefe von 0-10 cm entnommen.

Tab. 1: Untersuchungsstandorte

Nutzung	Substrat	Bodenart	Bodentyp
Acker konventionell	oj-csl (q)	Sl4	Pararendzina
Acker konservierend	oj-csl (q)	Sl4	Pararendzina
Pappelwald	oj-csl (q)	Sl4	Pararendzina
Topinambur	oj-(c) ls (q)	Su2	Pararendzina
Topinambur	oj-xls (t)	Su4	Regosol

Methoden

Die pH-Werte wurden potentiometrisch in 0,01 M CaCl₂-Lösung, die C_{org}-Gehalte durch trockene Veraschung im Sauerstoffstrom bei 550 °C (RC 412, Fa. LECO) bestimmt.

Die mikrobiologischen Untersuchungsmethoden umfaßten die CFE-Methode (VANCE et al. 1987) und die Bestimmung der Substratinduzierten Respiration (SIR) (ANDERSON & DOMSCH 1978) als Indikatoren für die mikrobielle Biomasse, sowie die Saccharaseaktivität (HOFFMANN & PALLAUF 1965) und die alkalische Phosphataseaktivität (TABATABAI & BREMNER 1969) als Aktivitätsparameter. Der Ergosterolgehalt (DJAJAKIRANA et al. 1996) diente als Indikator für die pilzliche Biomasse. Als zoologische Parameter wurden die Besiedlung durch Lumbriciden (nach Handauslese und Formalinextraktion), Collembolen (Kempson / McFayden-Extraktion) und Nematoden (Naßsiebung, mod. nach COBB 1918) herangezogen. Die Bestimmung der Lumbriciden und Collembolen erfolgte auf Artniveau. Die Nematoden wurden auf Gattungsniveau bestimmt und den trophischen Gruppen (z.B. Fungiphagen) zugeordnet.

Der Vergleich der Mittelwerte erfolgte mittels des nichtparametrischen Mann-Whitney-U-Tests.

¹ Universität Trier, FB VI, Abteilung Bodenkunde, 54286 Trier

Ergebnisse und Diskussion

I. Einfluß der Bodennutzung und Bodenbearbeitung

Im Leipziger Rekultivierungsgebiet werden von der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft auf karbonathaltigen, sandig-lehmigen Ackerböden der Kippe Espenhain vergleichende Untersuchungen zur konventionellen und konservierenden Bodenbearbeitung vorgenommen. Der konservierende Ackerbau zeichnet sich durch flache, nicht wendende Bodenbearbeitung und die Berücksichtigung gefügeschonender Maßnahmen aus.

Als unbearbeitete Nutzungsvariante wurde ein Pappelwald in unmittelbarer Nähe des Bodenbearbeitungsversuches herangezogen.

Die mikrobielle Biomasse (ausgedrückt durch SIR und E_C) und die alkalische Phosphataseaktivität waren in der konservierend bearbeiteten Variante signifikant höher als in der konventionell bearbeiteten (Tab. 2). Dies kann auf die Anreicherung der organischen Substanz im Oberboden zurückgeführt werden (vgl. ANDERSON & DOMSCH 1989). Die Parameter pH-Wert, C_{org} -Gehalt und SIR unterschieden sich im konservierend bearbeiteten Acker und dem benachbarten Pappelwald nicht signifikant. Dagegen war der E_C -Wert im Pappelwald signifikant höher als in beiden Ackerflächen. Daraus ergab sich im Pappelwald ein signifikant höheres E_C :SIR-Verhältnis als in den Ackerflächen. Dies deutet auf einen niedrigeren Anteil der glucose-mineralisierenden Mikroorganismenpopulation (d.h. der aktiven Mikroflora) im Pappelwald hin (DILLY & MUNCH 1998).

Tab. 2: Einfluß von Nutzung und Bodenbearbeitung auf bodenbiologische Parameter

Parameter	Ackerbau		Pappelwald
	konventionell	konservierend	--
pH	7,5 ^a ($\pm 0,05$)	7,4 ^a ($\pm 0,05$)	7,4 ^a ($\pm 0,03$)
C_{org} [%]	0,7 ^a ($\pm 0,04$)	1,0 ^b ($\pm 0,10$)	1,1 ^b ($\pm 0,10$)
SIR [$\mu\text{g CO}_2 \text{ gTS}^{-1}$]	14 ^a ($\pm 2,5$)	26 ^b ($\pm 4,6$)	28 ^b ($\pm 3,0$)
E_C (CFE) [$\mu\text{g C gTS}^{-1}$]	40 ^a ($\pm 2,5$)	60 ^b ($\pm 4,5$)	80 ^c ($\pm 6,4$)
SAA [$\mu\text{g Invertzucker gTS}^{-1}$]	2719 ^a (± 1830)	3177 ^a (± 360)	n.b.
APA [$\mu\text{g Nitrophenol gTS}^{-1}$]	343 ^a (± 49)	475 ^b (± 50)	n.b.
Ergosterol [$\mu\text{g gTS}^{-1}$]	1,55 ^a ($\pm 0,24$)	2,56 ^b ($\pm 0,27$)	2,85 ^b ($\pm 0,29$)
Lumbriciden [Ind m^{-2}]	5 (1 Art)	21 (3 Arten)	113 (5 Arten)
Collembolen [Ind m^{-2}]	519 (4 Arten)	2078 (9 Arten)	n.b.
Nematoden Gesamt	1768	1609	1976
[Ind 100gTS ⁻¹ Fungiphage	166	289	122
Bakteriophage	674	547	1016

Signifikante Unterschiede sind mit ungleichen Buchstaben gekennzeichnet ($p < 0,05$)

Die Besiedlung durch Bodentiere zeigte deutliche Bearbeitungs- und Nutzungsunterschiede an. Die Regenwurmpopulation unter Pappelwald war individuen- und artenreicher als unter ackerbaulicher Nutzung. Bodenruhe, eine günstigere Ernährungssituation und ein ausgeglicheneres Mikroklima unter Wald fördern die Besiedlung mit Regenwürmern. Die Bodenbearbeitungsvarianten unterschieden sich

deutlich hinsichtlich der Besiedlung mit Regenwürmern und Collembolen, wobei die Populationen unter konservierender Bodenbearbeitung individuen- und artenreicher waren.

Die Gesamtabundanzen der Nematoden in den Bodenbearbeitungsvarianten waren annähernd gleich. Dagegen zeigten die Abundanzen der fungiphagen Nematoden einen Bearbeitungseinfluß an. Der Anteil der fungiphagen Nematoden war auf der konservierend bearbeiteten Fläche um 8,6 % höher als auf der konventionell bewirtschafteten Fläche. Dies korrespondierte mit signifikant höheren Ergosterolgehalten. Die höheren Ergosterolgehalte lassen auf einen höheren Anteil pilzlicher Biomasse in der konservierend bearbeiteten Ackerfläche schließen, was mit einer Konzentration der Pflanzenreste nahe der Bodenoberfläche erklärt werden kann (vgl. HENDRIX et al. 1986).

II. Vergleich kohlehaltiger (tertiärer) und kohlefreier (quartärer) Substrate

Die Bewirtschaftung der untersuchten Flächen aus quartärem und tertiärem Kippsubstrat erfolgte ortsüblich, die angebaute Kultur war Topinambur im zweiten Bestandsjahr. Das tertiäre Kippsubstrat wurde vor etwa 40 Jahren grundmelioriert. Aufgrund des hohen Kohleanteils ist es durch einen niedrigen pH-Wert und hohe C_{org} -Gehalte gekennzeichnet.

Mit den bodenmikrobiologischen Parametern SIR, E_C und Saccharaseaktivität wurden in den Böden aus tertiärem Substrat im Vergleich zum quartären Substrat höhere Werte bestimmt (Tab. 3). Dies ist auf die im tertiären Substrat feinverteilte Kohle zurückzuführen, die zu günstigen Lebensbedingungen für die Bodenmikroorganismen führt, da sie die Fähigkeit der Böden zur Wasserspeicherung und Nährstoffsorption erhöht und die Lagerungsdichte verringert (SHARMA et al. 1993; HAUBOLD-ROSAR et al. 1993). Auch sind die Lebensbedingungen für Nematoden und Collembolen im tertiären Substrat aufgrund der o.g. Substrateigenschaften günstiger als im Quartärssubstrat.

Tab. 3: Vergleich tertiärer (kohlehaltiger) und quartärer (kohlefreier) Kippsubstrate anhand bodenbiologischer Parameter

Parameter	Topinambur	
	Tertiärssubstrat	Quartärssubstrat
PH	5,1 ^a ($\pm 0,19$)	7,4 ^b ($\pm 0,05$)
C_{org} [%]	5,7 ^a ($\pm 0,36$)	0,7 ^b ($\pm 0,09$)
SIR [$\mu\text{g CO}_2 \text{ gTS}^{-1}$]	13,5 ^a ($\pm 1,98$)	10,9 ^b ($\pm 1,07$)
E_C (CFE) [$\mu\text{gC gTS}^{-1}$]	48,3 ^a (4,7)	39,3 ^a (4,9)
SAA [$\mu\text{g Invertzucker gTS}^{-1}$]	1744 ^a (± 946)	1270 ^a (± 226)
APA [$\mu\text{g Nitrophenol gTS}^{-1}$]	n.b.	180 (± 21)
Ergosterol [$\mu\text{g gTS}^{-1}$]	3,74 ^a ($\pm 0,34$)	1,15 ^b ($\pm 0,21$)
Lumbriciden [Ind m^{-2}]	0	1
Collembolen [Ind m^{-2}]	15332 (8 Arten)	1559 (4 Arten)
Nematoden	2800	1003
[$\text{Ind } 100\text{gTS}^{-1}$]		
Gesamt	2800	1003
Fungiphage	862	262
Bakteriophage	963	532

Signifikante Unterschiede sind mit ungleichen Buchstaben gekennzeichnet ($p < 0,05$)

Die signifikant höheren Ergosterolgehalte im tertiären Substrat können auf die stärkere Versauerung zurückgeführt werden, da Pilze niedrigere pH-Werte tolerieren können als Bakterien (ALEXANDER 1977).

Korrespondierend den höheren Ergosterolgehalten wurden im tertiären Substrat höhere Abundanzen an fungiphagen Nematoden nachgewiesen (Tab. 3).

Für Regenwürmer stellt das tertiäre Kippsubstrat ein lebensfeindliches Substrat dar. Dies kann u.a. auf die Aschemelioration und auf den hohen Schwefelgehalt zurückzuführen sein. Auch das quartäre Kippmaterial wird aufgrund der sandigen Bodenart und der daraus resultierenden ungünstigeren Wasserverorgung kaum von Regenwürmern besiedelt.

Zusammenfassung

Konservierende Bodenbearbeitung führte im Vergleich zur konventionellen zu einer Anreicherung von organischem Material in der Oberkrume. Dies resultierte in einer höheren mikrobiellen und pilzlichen Biomasse und höheren mikrobiellen Aktivitäten. Die Regenwurm- und Collembolenpopulationen waren unter reduzierter Bodenbearbeitung arten- und individuenreicher.

Beim Vergleich unterschiedlicher Bodennutzung unterschieden sich die mikrobiologischen Eigenschaften unter forstwirtschaftlicher Nutzung vom konservierend bearbeiteten Acker zumeist nicht signifikant. Dagegen waren die Besiedlungsdichte und Artenvielfalt der Regenwurmpopulation unter Wald im Vergleich zu den landwirtschaftlich genutzten Böden größer.

Im Tertiärs substrat wurde im Vergleich zum quartären Kippsubstrat eine höhere mikrobielle Biomasse ermittelt. Ein höherer Anteil pilzlicher Biomasse im tertiären Substrat korrespondierte mit höheren Abundanzen fungiphager Nematoden. Im tertiären Kippsubstrat konnten aufgrund des hohen Kohleanteils und Aschegehalts keine Regenwurmbesiedlung nachgewiesen werden.

Literatur

- Alexander, M., 1977: Introduction to soil microbiology. John Wiley & Sons, New York
- 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
- Anderson, T.H., Domsch, K.H., 1989: Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.*, **21**, 471-479
- Cobb, N.A., 1918: Estimating the nema population of the soil. U.S. Dep. Agriculture
- Dilly, O., Munch, J.C., 1998: Ratios between estimates of microbial biomass content and microbial activity in soils.- *Biol. Fertil. Soils*, **27**, 374-379
- Djajakirana, G., Jörgensen, R.G., Meyer, B., 1996: Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. *Biol. Fertil. Soils*, **22**, 299-304
- Haubold-Rosar, M., Katur, J., Schröder, D., Schneider, R., 1993: Bodenentwicklung in grundmeliorierten tertiären Kippsubstraten in der Niederlausitz. *Mitteilg. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.*, **72**, 1197-1202
- Hendrix, P.F., Parmelee, R.W., Crossley, D.A., Coleman, D.C., 1986: Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *Bioscience*, **36**, 374-380
- Hoffmann, G., Pallauf, J., 1965: Eine kolorimetrische Methode zur Bestimmung der Saccharaseaktivität in Böden. *Z. Pflanzenern. Bodenk.*, **110**, 193-201
- Margesin, R., 1993: Bestimmung der sauren und alkalischen Phosphataseaktivität. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R., 1993: *Bodenbiologische Arbeitsmethoden. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage.* Springer, Berlin, Heidelberg
- Sharma, P.P., Carter, F.S., Halvorson, G.A., 1993: Water retention by soils containing coal. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **57**, 311-316
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M., 1969: Use of p-Nitrophenol phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.*, **1**, 301-307
- 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