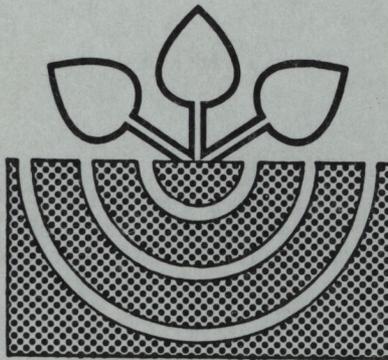


Z81/69

MITTEILUNGEN

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**



Band 69

1993

ISSN-0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

- **Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der jeweiligen Autoren**

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Sitzung der AG 4 "Informationssysteme in der Bodenkunde"
21. und 22. Juli 1992
HANNOVER

Referate und Posterbeiträge

Sitzung der Kommission III
13. bis 16. September 1992
Kloster Michaelstein/BLANKENBURG

Referate

Sitzung der Kommissionen III und IV
19. und 20. November 1992
BRAUNSCHWEIG

Band 69

1993

I N H A L T

BAND 69

Seite

AG 4: INFORMATIONSSYSTEME IN DER BODENKUNDE - HANNOVER

AMESKAMP, M., Th. PREY und J. LAMP:	Ein integriertes System zur Konstruktion von dreidimensionalen Bodenmodellen mit Hilfe der Fernerkundung	13
BACH, H. und W. MAUSER:	Anwendungen von Fernerkundungsdaten zur Bestimmung von Pflanzenparametern - Mög- lichkeiten der abbildenden Spektroskopie	17
DOCKTER, K. u. W. KÜHBAUCH:	Die Reflexion von Zuckerrüben im optischen Spektralbereich - ein Beitrag zur Zustands- beschreibung von Pflanzenbeständen mit Fernerkundung	33
KRITIKOS, G.:	Verfahren der digitalen Bildverarbeitung mit Anwendungsbeispielen aus der Fern- erkundung	37
SCHROEDER, M.:	Optische Sensoren für die Fernerkundung	41
SELIGE, Th. u. T. HARRACH:	Fernerkundung von Standorteigenschaften mittels Flugzeugscanner	59

KOMMISSION III - KLOSTER MICHAELSTEIN/BLANKENBURG

Ökologische Grundlagen und Fragestellungen

SCHAEFER, M., M. BONKOWSKI, M. JUDAS u. J. SCHAUERMANN:	Die Habitatbindung von Bodentieren: das Problem einer Kausalanalyse am Beispiel des Verteilungsmusters der Regenwurmfauna eines Buchenwaldes in einem Gradienten von Basalt zu Kalk	67
PLATEN, R.:	Freilandökologische Untersuchungen an Asseln (Crustacea, Isopoda) in unter- schiedlichen Biotoptypen in Berlin	75
ZULKA, K. P.:	Überflutung - Streß, Störung oder not- wendige Voraussetzung für das Leben der Bodentiere?	79
BELOTTI, E.:	Mechanismen der Prozeßstabilisierung in Humuszoozönosen in Wäldern	83
HEMMANN, C.:	Untersuchungen zur Abundanz der Regen- würmer in den Böden von Hauptackerbauge- bieten der neuen Bundesländer	87
FROMM, H., J. FILSER und F. BEESE	Die Verteilung von Collembolen in einer heterogenen Agrarlandschaft	91
GRAEFE, U.:	Die Gliederung von Zersetzer-gesellschaf- ten für die standortökologische Ansprache	95
LÜBBEN, Barbara:	Einfluß von <i>Aporrectodea caliginosa</i> auf die Besiedlung des Bodens durch <i>Enchy- traeus minutus</i>	99
WICKENBROCK, L.:	Laborversuche zur Besiedlung von Regen- wurm-gängen durch Collembolen	103
EKSCHMITT, K.:	Zur räumlichen Verteilung von Bodentien- ren: Konsequenzen für die Datenqualität	107
DRAHEIM, Regina:	Einfluß unterschiedlicher Nahrungsqua- litäten auf die Eiproduktion von drei Collembolenarten	111

Bodenfauna und Bodenbelastung

VOIGTLÄNDER, Karin, W.DUNGER u. H.-J.SCHULZ:	Untersuchungen zu Langzeitwirkungen von Industrie-Immissionen auf die Bo- denfauna im Neißetal bei Görlitz	115
WEIGMANN, G.:	Regionale Aspekte der Schwermetallbelas- tung von Regenwürmern in stadtnahen Wäldern	119
MAKESCHIN, F.:	Regenwurmfauuna und Bodenchemismus sau- rer Waldböden	123
SCHÖPKE, Karin:	Kurzfristiger Einfluß von Mineraldüng- ern auf <i>Lumbricus rebellus</i> und <i>Allo- lobophora caliginosa</i>	127
MELLERT, K.:	Einfluß von saurer Beregnung und kom- pensatorischer Kalkung auf die bodenbe- lebenden Collembolen und andere Mikro- Arthropoden in einem Fichtenwaldbestand	131
RINK, U.:	Experimente mit Freiland-Containern zur Wirkung von Kompensationskalkung auf den Abbau bleibelasteter Waldstreu und auf Regenwürmer	135
LARINK, O.:	Ist der Köderstreifen-Test ein Maß für bodenzoologische Aktivität?	139
KOEHLER, H.:	Erfahrung mit dem Köderstreifen nach TÖRNE	143

Bodentiere und Stoffumsatz

WOLTERS, V. u. R.G.JORGENSEN:	Wirkung von <i>Lumbricus terrestris</i> auf den mikrobiellen N-Umsatz in der Sukzes- sionsreihe Acker-Brache-Wald	147
BRUCKNER, A., Ch.KAMPICHLER, J.WRIGHT, R.BAUER E.KANDELER:	Using mesocosms to investigate meso- faunal-microbial interactions in soil: Reimmigration of fauna to defaunated monoliths	151

WEISS, B. und I. TRESPENDORFER:	Einfluß von Regenwürmern auf mikrobielle Aktivitäten - Labor- und Freilandexperimente	155
HEISLER, C.:	Strohabbau in unterschiedlich verdichteten Böden	159
SIEDENTOP, Susanne:	Laboruntersuchungen zum Abbau organischen Materials durch die Bodenmesofauna - Einfluß verschiedener Faktoren auf die Abbauintensität	163
JUDAS, M.:	Indifferente Bodenwühler oder selektive Feinschmecker? Strategien der Nahrungsaufnahme bei Regenwürmern	167

Bodentiere und Bodenstruktur

KEPLIN, Beate:	Untersuchungen zu Auswirkungen extensiver Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die hemiedaphische Collembolen- und Milbenfauna	171
HÖSER, N.:	Regenwürmer als Leitformen von Perkolatation und Umlagerung des Bodens	175
ZIMMERMANN, P.:	Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit diverser Enchytraeiden bezüglich der Produktion von Krümelaggregaten und Bioporen auf Lößlehm-Substrat	179
SCHRADER, S. u. H.-J. ALTEMÜLLER:	Dünnschliffuntersuchungen zur Verarbeitung von Bodenmaterial im Regenwurmdarm	183
DUNGER, W.:	Zusammenfassung der Abschlußdiskussion "Ergebnisse und Entwicklungstendenzen der Bodenzologie"	187

KOMMISSIONEN III und IV - BRAUNSCHWEIG

Einführung

SAUERBECK, D.:	Wechselseitige Beeinflussungen von Klima und Böden; Fragen - Bereiche - Prozesse	193
----------------	--	-----

Böden als Quellen und Senken klimawirksamer Spurengase

MOSIER, A.R.:	State of Knowledge about Nitrous Oxide Emissions from Agricultural Fields	201
KÖBRICH, Dagmar: O.HEINEMEYER u.K.HAIDER	Abgabe von N ₂ O aus einer intensiv ge- düngten Lößparabraunerde in Ackernutzung	209

Methan

CONRAD, R.:	Einfluß der Temperatur auf den Aus- tausch von Spurengasen zwischen Böden und Atmosphäre	213
PFEIFFER, E.-M.:	¹³ C-Analyse der organischen Substanz in Flußmarschen und ihre Beziehung zur Methan-Bildung	215
MOSIER, A., D.VALENTINE, D.SCHIMEL, W.PARTON & D.OJIMA	Methane Consumption in the Colorado Short Grass Steppe	219
HÜTSCH, Birgit C.P.WEBSTER:	Effect of nitrogen fertilization on methane oxidation in the <i>Broadbalk Wheat Experiment</i>	227

Boden-Gasemissionen allgemein

ISERMANN, K.:	Anteile der Landwirtschaft an der Em- ission klimarelevanter Spurengase - ursachenorientierte und hinreichende Lösungsansätze	231
---------------	--	-----

HAIDER, K.:	Auswirkungen zunehmender Temperaturen auf die organische Bodensubstanz mittlerer Breiten	239
BAUHUS, J.:	Die Abhängigkeit der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität von Temperatur und Wassergehalt in einem sauren Waldboden	247
KÖGEL-KNABNER, I.:	Struktur und Abbauprozesse der organischen Substanz	251
KÖRSCHENS, M.:	C-Umsatz auf LÖB-Schwarzerde im Trockengebiet	255
BECKER-HEIDMANN, P.:	Die internationale Radiokohlenstoff-Boden-Datenbank (IRSDB)	259
SIEWERT, Ch.:	Theoretische Grundlagen einer ökosystemorientierten Bewertung der Humusqualität	263

Nährstoff- und Schadstoff-Umsetzungen

HEKSTRA, G.P.:	Can climate change trigger non-linear and time-delayed responses to pollutants stored in soils, sediments and ground water?	267
KUNTZE, H.:	Moore als Senken und Quellen für C und N	277
GODT, J.:	Immissions- und klimabedingte Auswirkungen auf den Stoffhaushalt in einem N-gesättigten Buchenwaldökosystem über Basalt	281

Zur Abschätzung der Erosionsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden infolge möglicher Klimaänderungen

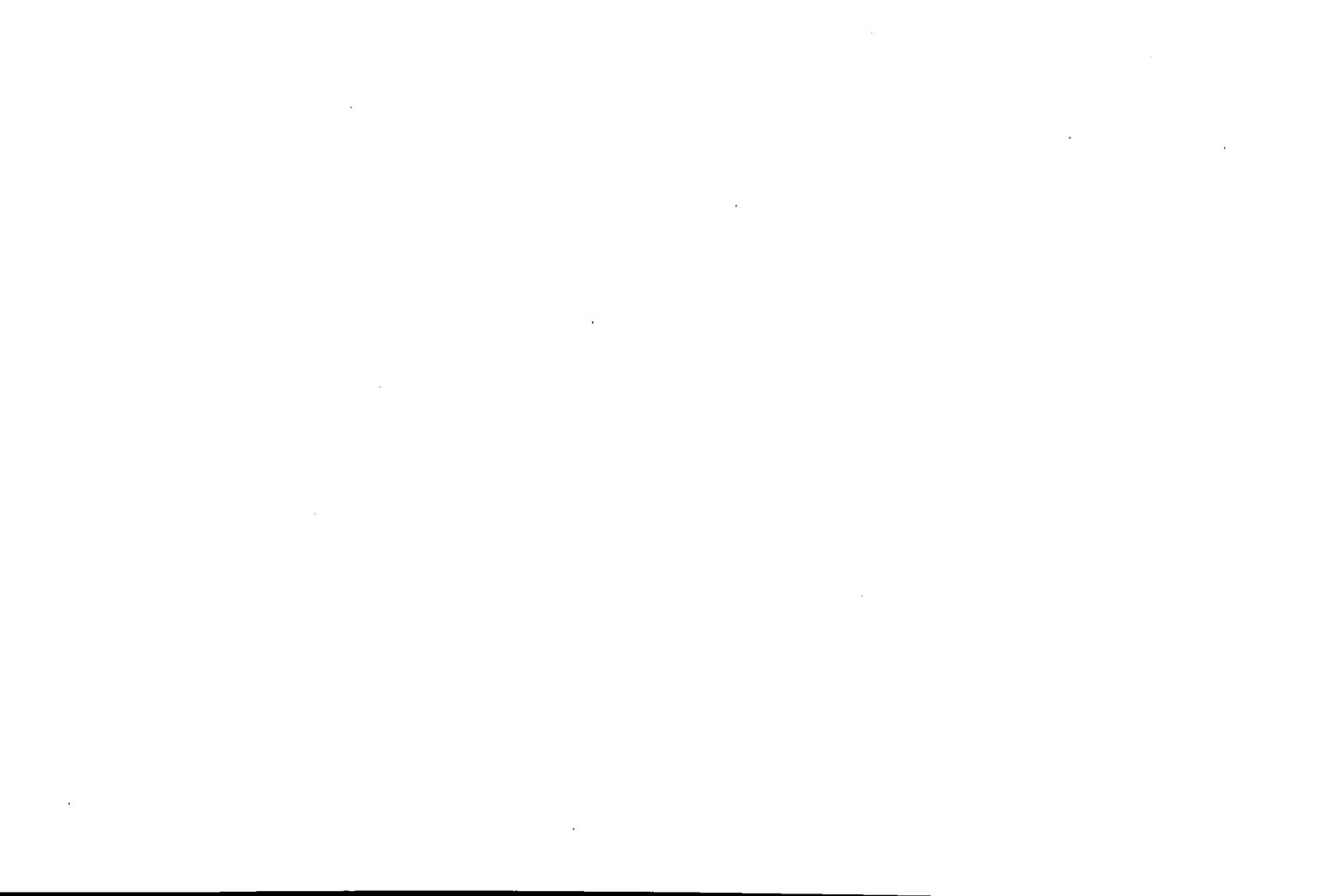
de la HAYE, U. u. A. SKOWRONEK:	Zur Abschätzung der Erosionsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden infolge möglicher Klimaänderungen	285
WESSOLEK, G.:	Einfluß von Klimaänderungen auf den Bodenwasserhaushalt (regionale Fallstudien)	289

Bodenbeobachtung und Bodeninformation

OPP,Ch.:	Einflüsse von Klimaänderungen auf Böden und Bodenprozesse an Beispielen aus der Mongolei	293
KLEEFISCH, B. u. R. BARTELS:	Bodendauerbeobachtungsflächen zur Berücksichtigung der zeitlichen Dimension in Bodeninformationssystemen	297

Verbundprogramme, Aktivitäten und Institutionen

KRATZ, W., A. BECKER u. S. LÜTKEMEIER:	Das Internationale Geosphären-Biosphären-Programm (IGBP): Entwicklung, Status und Aspekte für die land- und forstwirtschaftliche Forschung	301
HANTSCH, R. E. u. F. BEESE:	Klimabezogene Forschungsarbeiten im Rahmen des BMFT-Verbundvorhabens "TERN"	309
DÄMMGEN, U.:	Das Institut für agrarrelevante Klimaforschung der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode (FAL)	313



Referate und Posterbeiträge

Sitzung der AG 4 -

INFORMATIONSSYSTEME IN DER BODENKUNDE

am 21. und 22. Juli 1992

in

HANNOVER

Ein integriertes System zur Konstruktion von dreidimensionalen Bodenmodellen mit Hilfe der Fernerkundung

Ameskamp, M.¹, Th. Prey¹, J. Lamp²

Einleitung

Im Gegensatz zu zweidimensionalen Karten zeichnet sich ein dreidimensionales Bodenmodell dadurch aus, daß jedem Punkt im betrachteten Raum (i. allg. bis 2m Tiefe) unabhängig von benachbarten Punkten Horizonteigenschaften wie Bezeichnung, Bodenart etc. zugeordnet werden können. Solche Modelle eignen sich z.B. für die Erstellung von Bodenkarten, für räumliche Simulationen und für die gezielte computerunterstützte Bewirtschaftung großer Flächen. Das System BOGS dient der interaktiven Konstruktion solcher Modelle mithilfe grafischer Arbeitsplatzrechner auf der Grundlage von Standard-Datensätzen.

Daten

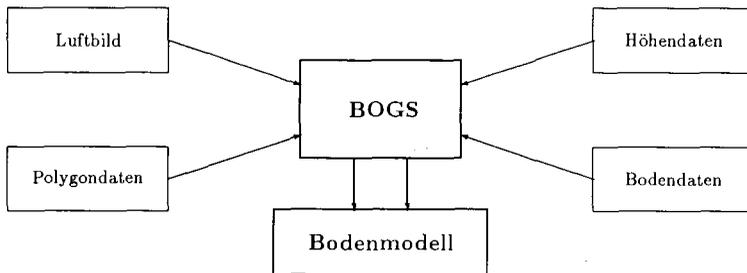


Abb. 1: Verwendete Daten

Die verwendeten Daten lassen sich, abgesehen vom Expertenwissen des Modellierers, in vier Gruppen einteilen:

- Bodenkundliche Bohrdaten
Eigene Erhebungen oder andere Quellen wie z.B. die Reichsbodenschätzung.
- Luftbild
Ein Orthophoto des bearbeiteten Geländes bietet dem Modellierer nicht nur eine optische Orientierung, sondern es läßt, insbesondere bei vegetationslosen Flächen, aufgrund von Helligkeits- und Farbunterschieden Schlüsse auf die Bodenverhältnisse zu (Feuchtigkeit, Humusgehalt, Erosion, etc.).

¹ Institut für Informatik und Praktische Mathematik, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

² Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

- Höhendaten

Das Relief ist ein wesentlicher Faktor bei der Bodenentwicklung. Als Höhenraster wird es entweder direkt von den Landesvermessungsämtern zur Verfügung gestellt, oder es kann aus digitalisierten Höhenlinien interpoliert werden. Aus dem Höhenraster lassen sich bodenhydrologische Verhältnisse ableiten (Einzugsgebiete etc.)

- Externe Polygondaten

Diese Informationen (z.B. Grenzen von Klassen- und Bodeneinheiten), die i. allg. von vorhandenen Karten digitalisiert werden, bieten eine Orientierungshilfe und ermöglichen eine Einteilung eines größeren Geländes in vergleichsweise homogene Untereinheiten.

Herstellung eines Orthophotos aus einem digitalisierten Luftbild

Im zentralperspektivischen Luftbild entstehen durch Höhenunterschiede im Gelände und durch eventuelle Neigungen der Filmebene Verzerrungen, die durch eine Differentialentzerrung unter Verwendung eines Höhenrasters weitgehend beseitigt werden können. Die Beziehung zwischen einem Geländepunkt $G = (X, Y, Z)$ und einem Bildpunkt (x, y) (im digitalisierten Bild) sind durch die Kollinearitätsgleichung

$$\begin{pmatrix} x - x_0 \\ y - y_0 \\ -c \end{pmatrix} = \frac{1}{\lambda_G} D(w_1, w_2, w_3) \begin{pmatrix} X - X_0 \\ Y - Y_0 \\ Z - Z_0 \end{pmatrix}$$

gegeben. x_0, y_0, c geben die innere, $w_1, w_2, w_3, X_0, Y_0, Z_0$ die äußere Orientierung an. Die Berechnung des Orthophotos geschieht in drei Schritten. Hierbei werden die innere Orientierung und die bei der Digitalisierung des Luftbildes verwendete Auflösung als bekannt vorausgesetzt.

1. Die Elemente der äußeren Orientierung werden durch räumlichen Rückwärtsschritt aus einer Menge von Paßpunkten bestimmt. Diese sind durch Geländekoordinaten (Hoch- und Rechtswert, Höhe über NN) sowie durch die Rasterkoordinaten des zugehörigen Punktes im digitalisierten Bild gegeben.
2. Mit der äußeren Orientierung wird unter Verwendung der Höheninformationen die Lage des Orthophotos und die Größe in Pixeln berechnet.
3. Um den Aufwand bei der Berechnung des Orthophotos in vertretbaren Grenzen zu halten, wird die Kollinearitätsgleichung nur für Bildpunkte auf einem Raster von z.B. 10 Punkten Maschenweite angewendet. Für alle anderen Punkte im Orthophoto wird die Position im Originalbild interpoliert, um den Grauwert zu bestimmen.

Die Qualität der Entzerrung hängt empfindlich von der Wahl der Paßpunkte ab. Diese wird interaktiv wie folgt durchgeführt: Zunächst werden die Geländekoordinaten markanter Punkte bestimmt, entweder direkt auf der Karte oder am Bildschirm anhand von digitalisierten Schlaggrenzen o. ä. Zur Bestimmung der Bildkoordinaten der Paßpunkte steht ein Fenster zur Verfügung, in dem Ausschnitte des Luftbildes in geeigneter Vergrößerung angezeigt werden können. Aus der Menge der Paßpunkte können diejenigen ausgewählt werden, die zur Berechnung der äußeren Orientierung verwendet werden sollen. Auf dem verkleinerten und damit vollständig auf dem Bildschirm sichtbaren Luftbild werden die berechneten und die eingegebenen Positionen aller Paßpunkte angezeigt (die Abweichung kann vergrößert werden), so daß eine optische Kontrolle der Güte der Entzerrung möglich ist. Die Abweichung kann ebenfalls numerisch ausgegeben werden.

Weitere Funktionen der Bildverarbeitung:

- Kontrastausgleich
- Histogramme beliebiger Bereiche
- Definition von Polygonen aus Grauwertbereichen (z.B. Umrandungen von dunklen Gebieten)
- Anwendung von linearen Filtern (Gradienten, Sobel-Operator etc.), Fouriertransformation

Das Bodenmodell

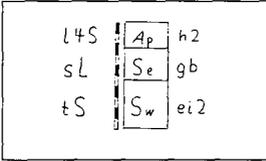


Abb. 2: Profilbeschreibung

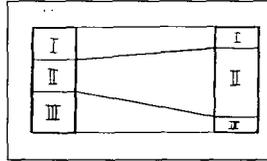


Abb. 3: Einfache Interpolation

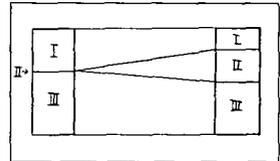


Abb. 4: Pseudohorizont

Ausgangspunkt für das dreidimensionale Bodenmodell sind die Profilbeschreibungen, die an beprobten Punkten unter anderem die Abfolge der Horizonte in z-Richtung angeben (s. Abb. 2). Die lineare Interpolation zwischen zwei Profilen ist einfach, wenn diese verträglich sind, d.h. die gleiche Horizontfolge aufweisen (s. Abb. 3). Man verbindet jeweils die entsprechenden Punkte in beiden Profilen durch Geraden. Stimmen die Horizontfolgen nicht überein, so kann man durch Einführung von „Pseudohorizonten“ der Dicke 0 einen Übergang definieren (s. Abb. 4). Ebenso kann man zur genaueren Festlegung des Verlaufs der Trennlinien weitere Profilbeschreibungen („Pseudoprofile“) einfügen. Trianguliert man die Menge der Profilmuster (echte und Pseudoprofile), so sind in jedem Dreieck durch die Interpolation Flächen gegeben. Diese Trennflächen, die stetig ineinander übergehen, definieren den Verlauf der Horizonte im Modell. Durch geeignete Wahl von Pseudohorizonten und -profilen können die Verläufe der Trennflächen beliebig beeinflusst werden.

Modellierungsumgebung

Ausgangspunkt des zu konstruierenden Bodenmodells sind die „echten“ Profilbeschreibungen zusammen mit einer Ausgangstriangulation (Delaunay). Dem Benutzer stehen am Bildschirm folgende Fenster zur Verfügung

- „Arbeitsfenster“: Den Hintergrund bildet ein beliebiger Ausschnitt des Orthophotos; die aktuelle Cursorposition (Hoch- und Rechtswert, Höhe über NN) wird ständig angezeigt. In dieses Fenster könne unabhängig voneinander eingeblendet werden
 - Höhenlinien
 - Polygoninformationen
 - Profillorte, bei Anklicken Profilebeschreibungen („pop-up“)

In diesem Fenster wird durch Platzieren von Pseudoprofilen und editieren von Profilbeschreibungen (mit der Maus) das eigentliche Modellieren vorgenommen.

- Vertikalschnitt: Eine beliebige Reliefsequenz aus dem Arbeitsfenster wird (überhöht) im Vertikalschnitt dargestellt. Änderungen der Profile sind sofort sichtbar.
- Horizontalschnitt: Ein Schnitt durch das (entstehende) Bodenmodell in konstanter Tiefe unter der Oberfläche gibt ebenfalls den aktuellen Modellzustand wieder.
- Viele weitere Fenster, mit Profilbeschreibungen, zur Definition von farbigen Signaturen für Horizontklassen, dreidimensionale Darstellung des Höhenrasters, Textein/ausgabe etc.

Verwendung des GIS GRASS

Das im Quelltext frei erhältliche geographische Informationssystem GRASS wird zum Digitalisieren und Editieren von Vektordaten und zum Erstellen von „Karten“ verwendet. Außerdem bietet GRASS, neben den Standardfunktionen eines rasterorientierten GIS, z.B. die Möglichkeit, aus einem Höhenraster Einzugsbereiche und (potentielle) Wasserläufe zu berechnen.

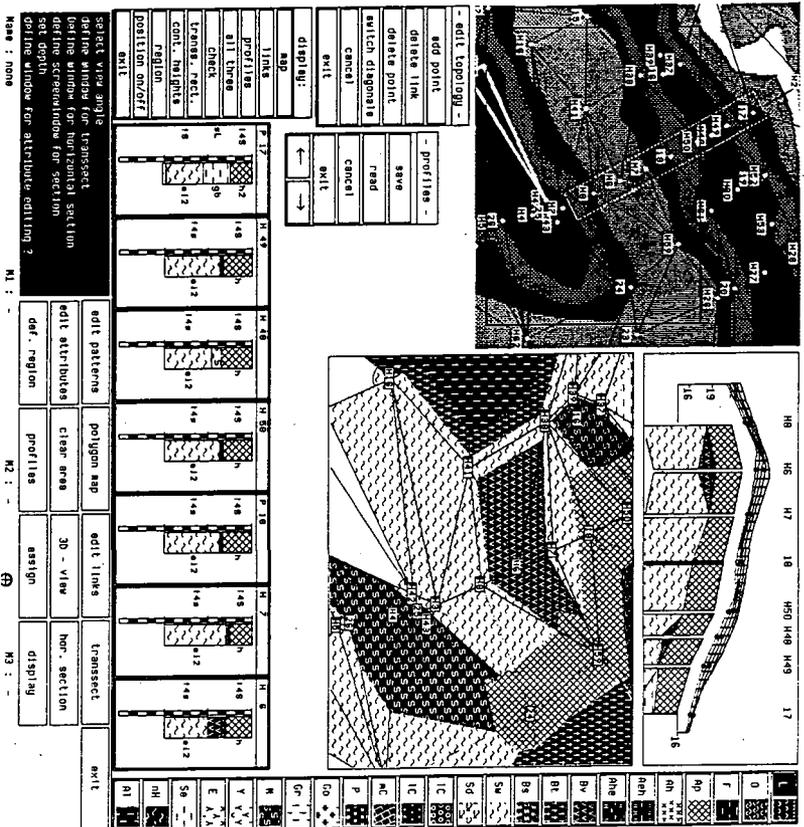


Abb. 5: Typischer Bildschirm bei der Arbeit mit BOGS (ohne Luftbild)

ANWENDUNGEN VON FERNERKUNDUNGSDATEN ZUR BESTIMMUNG VON PFLANZENPARAMETERN

MÖGLICHKEITEN DER ABBILDENDEN SPEKTROSKOPIE

H. Bach & W. Mauser
Institut für Geographie
LMU München

1. EINLEITUNG

Multispektrale Fernerkundungssensoren werden erfolgreich für die Bestimmung von Pflanzenparametern, wie der Landnutzung, eingesetzt. Die bisherigen Fernerkundungsmethoden beschränken sich jedoch meist auf die Nutzung weniger, relativ breiter spektraler Kanäle (z.B. 7 bei LANDSAT - TM). Die Bestimmung von Pflanzenparametern erfolgt meist über Korrelationen zu den Grauwerten der Kanäle oder zu Ratios, wie etwa dem NDVI. Häufig reichen die spektrale Eigenschaften der Sensoren nicht aus, um detailliertere Pflanzeigenschaften, wie etwa den Entwicklungs- oder den Gesundheitszustand der Pflanze, aus Fernerkundungsdaten eindeutig ableiten zu können.

Die seit Beginn der 80er Jahre entwickelten Abbildenden Spektrometer bieten nun die Möglichkeit, die Reflexionseigenschaften der Erdoberfläche mit einer hohen spektralen Auflösung zu untersuchen. Die flugzeuggestützten Sensoren erlauben die flächendeckende Bestimmung der Signaturen der Erdoberfläche mit einer spektralen Auflösung, die bislang nur mit Feld- oder Laborgeräten möglich war. Zu klären bleibt, welcher Informationsgewinn aus der besseren spektralen Auflösung resultiert. Diese Fragestellung soll am Beispiel der Vegetationshöhe von Maisbeständen untersucht werden. Die notwendige Adaptierung der Methodik bei der Auswertung der spektral hochauflösenden Fernerkundungsdaten muß dabei berücksichtigt werden. Ein Aspekt in der Methodik der thematischen Auswertung liegt dabei in der Integration der Fernerkundungsdaten und der ground truth in ein Geographisches Informationssystem (GIS), in dem Pflanzen- und Bodeneigenschaften mit den spektralen Daten kombiniert werden können.

Wenn auch derzeit Abbildende Spektrometer nur als flugzeuggestützte Systeme verfügbar sind, so werden für die nächste Zukunft satellitengestützte Systeme von der NASA und der ESA angestrebt. Somit können die derzeitigen Flugzeugversionen als Tests für zukünftige satellitengestützte Systeme fungieren. Die Auswertungsmöglichkeiten, die sich mit Satellitensystemen global oder regional bieten werden, können so an kleinen Testarealen erprobt werden.

2. ABBILDENDE SPEKTROSKOPIE

Abbildende Spektrometer zeichnen sich im Vergleich zu anderen multispektralen Sensoren durch ihre wesentlich höhere spektrale Auflösung und die kontinuierliche Überdeckung eines größeren Wellenlängenbereichs aus. Sie ermöglichen damit die Erfassung eines kompletten

Reflexionsspektrums eines Bildpunktes. Das Konzept der Abbildenden Spektroskopie ist in Abb.1 dargestellt. Der Vorteil dieser Sensoren liegt darin, daß sie die Diagnose von schmalbandigen spektralen Mustern ermöglichen. Da viele Oberflächenmaterialien typische Absorptionsbanden aufweisen, die 20 - 40 nm breit sind, können diese mit ca. 10 nm breiten Kanälen erkannt werden. Multispektrale Sensoren, wie der TM mit seinen 100 - 200 nm breiten Kanälen, erlauben dies nicht (Vane et al., 1988).

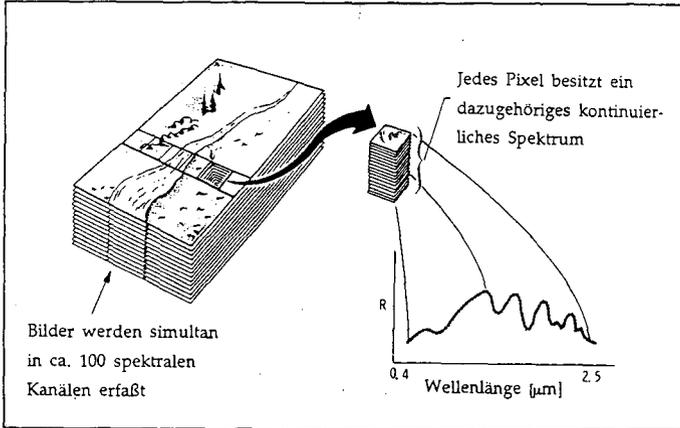


Abb. 1: Prinzip der Abbildenden Spektroskopie (nach Vane, 1988)

Zwei unterschiedliche Abbildende Spektrometer wurden im Sommer 1989 und 1990 im Rahmen der EISAC Kampagne (Bodechtel et al., 1991) im Freiburger Testgebiet, das in der Oberrheinebene gelegen ist, eingesetzt. Dies ist zum Einen der GER-IS-Scanner (GER-Corporation, New York) und zum Anderen der CASI-Sensor (ECOSCAN, Herrenberg).

Der GER-IS-Scanner macht ein spektrales Abbild der Erdoberfläche vom sichtbaren Wellenlängenbereich bis zum mittlerem Infrarot (480 - 2450 nm) in 63 Kanälen. Die spektrale Auflösung eines Kanals beträgt 12,3 nm im Sichtbaren und nahen Infrarot (NIR) und 16 nm im mittleren Infrarot (MIR). In Tab.1 sind die technischen Spezifikationen des GER-Scanners aufgelistet. Die besondere Bedeutung des GER-Sensors liegt darin, daß er nicht wie die meisten Abbildenden Spektrometer nur im Sichtbaren und NIR empfindlich ist, sondern auch spektral hochauflösende Messungen im MIR erlaubt. Dieser Wellenlängenbereich ist besonders interessant für geologische und bodenkundliche Fragestellungen, da zahlreiche Mineralien typische Absorptionen zwischen 2 und 2,4 µm aufweisen.

Das in der Oberrheinebene gelegene Freiburger Testgebiet wurde am 13.6.89 vom GER-Sensor überflogen. Die Flughöhe betrug 2700 m über Grund, so daß eine räumliche Auflösung am Boden von 9 m resultierte. Abb.2 zeigt eine Darstellung der GER-Aufnahme, in der der Kanal 6 (551 nm) blau, der Kanal 16 (675 nm) grün und der Kanal 39 (84 nm) rot eingefärbt wurde. Das schwarze Overlay entstammt einer Topographischen Karte. In dieser Falschfarben-Infrarot-Darstellung erscheinen Vegetationsflächen rot, teilweise mit Vegetation bestandene Flächen grünlich und Getreidefelder gelb. Am linken unteren Bildrand ist der Rhein zu erkennen.

Tab.1: Technische Spezifikationen der GER-Scanners

Spektralbereich	: 477 nm - 2443 nm		
Kanalanzahl	: 63		
3 Spektrometer	:		
Nr.	Spektralbereich	# Kanäle	spektr. Auflösung
1.	489- 860 nm	31 Kanäle	12,3 nm
2.	1444-1800 nm	4 Kanäle	120 nm
3.	2005-2443 nm	28 Kanäle	16,2 nm
Radiometr. Auflösung	: 16 bit		
IFOV	: 3,3 mrad		
GIFOV bei 3000m Flughöhe	: ca. 10 m		
Scanwinkel	: 90°		
Anzahl Pixel pro Scan	: 512		

Der CASI-Sensor besitzt zur Spektralmessung ein CCD (charge coupled device) mit 578 Spalten und 288 Zeilen, dessen Spaltenausdehnung die Ortsbestimmung und dessen Zeilenrichtung die Wellenlängenauswahl erlaubt. Ein CCD-Bild ergibt somit eine Bildzeile in 288 Spektralkanälen. Mit dieser Konfiguration ist eine flexible Auswahl verschiedener Aufnahmemöglichkeiten gegeben, die nur durch die Datenrate bei der Aufzeichnung beschränkt ist. So können bis zu 15 Spektralkanäle beliebiger spektraler Auflösung bei einer Streifenbreite von 578 Pixel aufgezeichnet werden (sogenannter 'spatial mode'). Wählt man die volle spektrale Auflösung von 288 Spektralkanälen, so läßt sich ein Streifen von 39 unterschiedlichen Blickwinkeln abbilden (sogenannter 'spectral mode'). Der Abstand der Blickwinkel ist programmierbar. Die technischen Spezifikationen von CASI sind in Tab.2 zusammengefaßt.

Tab. 2: Technische Spezifikationen von CASI

Spektralbereich	: 380 nm - 890 nm
Kanalanzahl	: bis zu 288
Kanalabstand	: 1,8 nm
Kanalbreite	: 2,9 nm
Radiometrische Auflösung	: 12 bit
Radiometr. Empfindlichkeit	: 0,08 $\mu\text{W} / \text{cm}^2 \text{sr nm}$, 50 Linien/Sekunde Noise Equiv. Radiance bei 635 nm
Gesichtsfeld (FOV)	: 15 - 60 °
Räumliche Auflösung	: bis zu 578 Pixel
'spatial mode'	: 8-15 Kanäle, 578 Pixel pro Aufnahmezeile
'spectral mode'	: 288 Kanäle, 39 Pixel pro Aufnahmezeile

Am 20.7.90 erfolgte der CASI-Überflug über das Freiburger Testgebiet. Für die Aufnahmen wurde der spektral hochauflösende Betriebsmodus mit 288 Spektralkanälen und 39 Bildspalten ausgewählt. Die maximale spektrale Auflösung mit Kanalabständen von 1,8 nm erlaubt die detaillierte Untersuchung des Reflexionsverlaufs von Vegetationsflächen, der im Sichtbaren und nahen Infrarot vegetationspezifische Eigenschaften zeigt. Dieser Betriebsmodus hat aber auf der anderen Seite den Nachteil, daß das Testgebiet nicht flächendeckend erfaßt wurde, sondern von einzelnen Flugstreifen partiell überdeckt wurde. Die einzelnen Aufnahmestreifen des CASI-Überfluges sind in Abb.3 zu sehen. In dieser Abbildung sind die Kanäle der Wellenlängen 548 nm, 715 nm und 881 nm dargestellt.

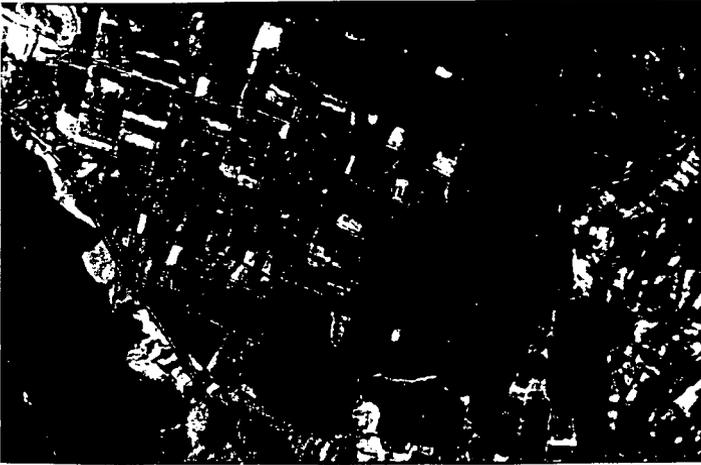


Abb. 2 GER-Bild des Freiburger Testgebiets



Abb. 3 CASI- Aufnahmestreifen

3. GROUND TRUTH

Zur Untersuchung des Informationsgehalts von Fernerkundungsdaten sind umfangreiche Datenerhebungen am Boden, die sogenannte ground truth, von größter Bedeutung. Die für diese Untersuchung erhobene ground truth bestand aus :

- 1) Erhebungen von Pflanzeigenschaften, die möglichst zeitgleich zu den Überflügen gemessen wurden,

- 2) aus Bodeninformationen, die aus Karten entnommen wurden, und
 - 3) aus der Bestimmung der Reflexionseigenschaften einzelner Pflanzenbestände im Gelände.
- zu 1) Die landwirtschaftliche ground truth bestand in einer Kartierung des sich auf 4 x 6 km erstreckenden Testgebiets. Neben der Vegetationsart wurden auch die Phänologie, die Vegetationshöhe, der Bedeckungsgrad des Bodens, der Reihenabstand und eventuelle Schädigungen für jedes einzelne Feld erfaßt. Diese Erhebungen wurden digitalisiert und der Vektordatensatz in einen Rasterdatensatz konvertiert. Das Resultat ist ein Satz von digitalen Karten der Landnutzung, der Vegetationshöhe etc..
- zu 2) Informationen über Bodeneigenschaften, wie etwa die Bodenart, wurden der Reichsbodenschätzung entnommen. Die Böden im Testgebiet variierten zwischen lehmigem Sand und Lehm. Auch die Karten der Reichsbodenschätzung des Freiburger Testgebiets wurden digitalisiert und aufgerastet.
- zu 3) Möglichst zeitgleich zu den Überflügen wurden mit einem Feldspektrometer (SIRIS, GER-Corporation) die Reflexionseigenschaften einzelner Pflanzenbestände (Mais, Soja, Getreide, Kartoffeln, Zuckerrüben) gemessen. Diese Feldmessungen sollen der Überprüfung der Flugzeugdaten dienen.

4. AUSWERTEKONZEPT - INTEGRATION IN EIN GIS

Der Datensatz, der in diese Untersuchung eingeht, setzt sich aus unterschiedlich strukturierten Datenebenen zusammen. Dies sind zum Einen die Fernerkundungsdaten der Abbildenden Spektrometer und zum Anderen die am Boden erhobenen Daten, also die Feldspektrometer-Messungen und die Kartierungsergebnisse. Die unterschiedliche Struktur dieser drei Datenquellen liegt in ihren unterschiedlichen räumlichen, spektralen und inhaltlichen Eigenschaften begründet.

Um gemeinsame Auswertungen der 3 Datenebenen zu ermöglichen, wurden sie in ein GIS integriert. Zunächst bestand dabei die Aufgabe, die Daten in eine Form zu überführen, die ihre Kombination erlaubt. Die Grundlage dazu besteht für die räumlichen Datensätze in einer gleichen Geometrie und für die spektralen Datensätze in gleichen Einheiten. Abb.4 zeigt eine schematische Darstellung der Datenebenen und der Verfahren, die notwendig sind, um Kombinationen in einem GIS zu ermöglichen. Diese Verfahren wurden mit Hilfe des Programmpakets FAP (Flächendaten-Analyse-Programm), das das Geographische Informationssystem FLD beinhaltet, durchgeführt (Mauser, 1989).

Die Ergebnisse der Kartierung der Pflanzenparameter sind in digitaler Form als Rasterdaten vorhanden. Eine Kombination der kartierten ground truth und der Scannerdaten ist somit nach einer geometrischen Entzerrung des Scannerbildes auf die digitalen Karten möglich. Das in Abb.2 gezeigte GER-Bild resultierte nach der geometrischen Kalibrierung.

Feldspektrometer-Messungen können gezielt eingesetzt werden, um die Beziehung zwischen den Reflexionseigenschaften einer Oberfläche und der zu untersuchenden Parameter zu bestimmen. Sie unterstützen damit die Extraktion von objektorientierten Parametern, wie sie in den digitalen Karten vorhanden sind, aus der spektralen Information der Scanneraufnahme.

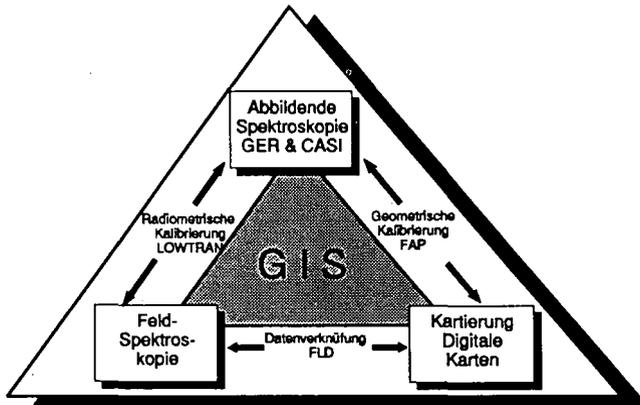


Abb. 4: Schematische Darstellung der Datenverknüpfung mit Hilfe eines GIS

Feldspektrometer-Messungen und Messungen Abbildender Spektrometer sind nur miteinander vergleichbar, wenn der Einfluß der Atmosphäre auf das am Scanner gemessene Spektrum korrigiert worden ist. Dazu ist die Modellierung der

- direkt und diffus am Boden einfallenden Strahlung,
- des Strahlungsverlustes auf dem Weg durch die Atmosphäre zwischen Boden und Sensor und
- der in den Sensor fallenden Streustrahlung

notwendig. Für diese Modellierung wurde das Atmosphärenmodell LOWTRAN-7 verwendet (Kneizys et al., 1988). Mit Hilfe der **radiometrischen Kalibrierung** können die Grauwerte des Scanner-Bildes in Reflexionen umgerechnet werden. Das Ergebnis sind vom Scanner gemessene Reflexionsspektren, die von den Atmosphärenbedingungen und der Einstrahlung am Boden unabhängig sind. Somit sind Flugzeugspektren, auch unterschiedlicher Aufnahmesysteme, und Bodenspektren miteinander vergleichbar und verknüpfbar.

Nach der radiometrischen Kalibrierung können Reflexionsspektren aus den Fernerkundungsdaten auf verschiedene Weise extrahiert werden. Die einfachste Möglichkeit besteht darin, jeweils die Reflexionswerte eines Pixels darzustellen. Da die GER-Daten aber sehr verrauscht sind, zeigen auch die Spektren starkes Rauschen, so daß die GER-Daten auf Pixelbasis nicht ausgewertet werden konnten. Die einfachste Möglichkeit das Rauschen zu vermindern liegt darin, die Reflexionswerte über mehrere Pixel zu mitteln. Dadurch ist z. B. die Möglichkeit gegeben, die gemittelte Reflexion eines Feldes zu berechnen.

In Abb.5 sind Beispiele solcher Mittelungen über mehrere Pixel für die CASI-Daten gezeigt. Für reifen Weizen, Stoppeln, Mais und Sojabohnen wurde jeweils über eine 3 x 3 Box der Mittelwert der spektralen Reflexion dieser Oberflächen berechnet. Mais und Sojabohnen zeigen die typischen spektralen Eigenschaften von Vegetation (Reflexionsmaximum im grünen Wellenlängenbereich, Chlorophyllabsorptionen im blauen und roten Wellenlängenbereich, steiler Reflexionsanstieg zum NIR). Die Chlorophyllabsorptionen sind überhaupt nicht

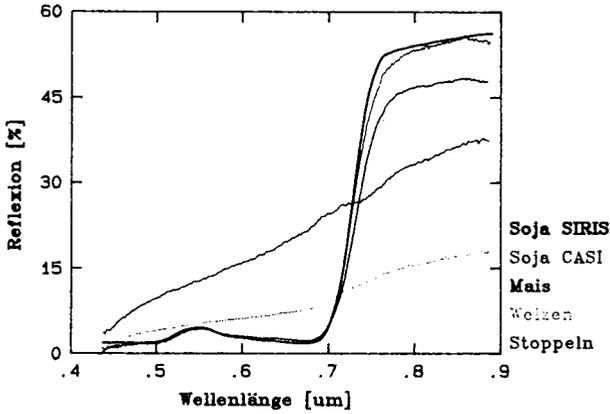


Abb. 5: CASI Reflexionsspektren verschiedener Landnutzungen und Vergleich mit einer SIRIS-Feldspektrometermessung

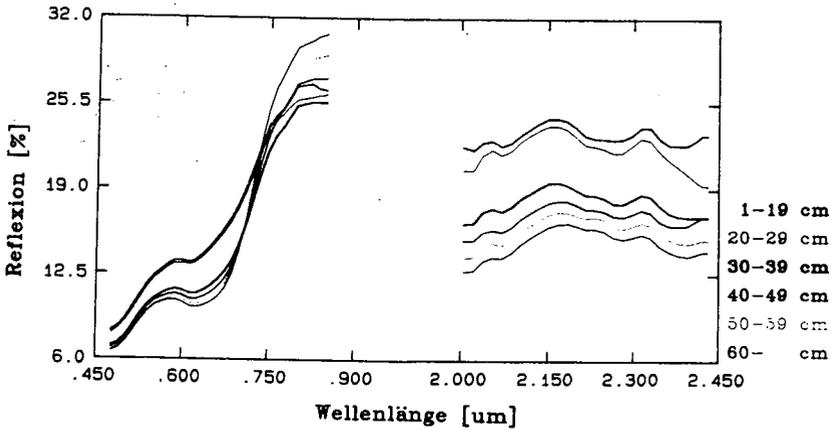


Abb. 6: Mit Hilfe der digitalen Karten berechnete GER-Spektren von Mais unterschiedlicher Wuchshöhe

mehr in den Spektren der Weizenfelder zu erkennen. Das abgeerntete Feld unterscheidet sich von reifen Weizen durch die deutlich erhöhte Reflexion. Neben den Reflexionsmessungen, die aus den CASI-Daten berechnet wurden, ist in Abb.5 auch ein Spektrum desselben

Sojafeldes, das im Gelände mit einem SIRIS-Feldspektrometer gemessen wurde, dargestellt. Flugzeugmessung und Feldspektrometermessung zeigen eine sehr gute Übereinstimmung. Die durchgeführte radiometrische Kalibrierung wurde dadurch verifiziert.

Da die GER-Daten einen sehr schlechten Signal-Rausch-Abstand besitzen, wurde in der folgenden Auswertung dieser Daten vor allem ein Verfahren angewandt, das die digitalen Karten der ground truth miteinbezieht. Die Daten des GER wurden durch die digitalen Datensätze der Bodendatenerhebung (Landnutzung, Vegetationshöhe und Bedeckungsgrad) überlagert und dadurch war für jedes Pixel ein Satz von Oberflächenparametern bekannt. Auf diese Weise können alle Pixel eines beliebigen, kartierten Pflanzenparameters über das ganze GER-Bild gemittelt werden.

Ein Beispiel für die Extraktion von Spektren mit Hilfe der Kombination mit den digitalen Karten der ground truth sei anhand der Betrachtung der Wuchshöhe des Mais gezeigt. Während des GER-Überflugs in Juni 1989 variierten die Vegetationshöhen der Maisfelder zwischen 10 cm und 1 m. Zunächst wurden alle durch die Kartierung ermittelten Maisflächen der GER-Daten maskiert (31985 Pixel) und nur mit ihnen wurden die weiteren Berechnungen durchgeführt. Hierbei wurde als Kombinationsrechnung zwischen der digitalen Karte und den GER-Kanälen gemittelte Spektren für 6 verschiedene, der Kartierung entnommenen Wuchshöhenintervalle berechnet. Als Resultat der Mittelung erhält man sechs Spektren, die sechs Höhenintervalle bei Maispflanzen repräsentieren. Die Spektren sind in Abb.6 dargestellt.

In Abb.6 fällt auf, daß die Reflexion im MIR mit steigender Wuchshöhe deutlich abnimmt, während sie im NIR bei $0.8 \mu\text{m}$ zunimmt. Die Absorption im roten Bereich des Spektrums (bei ca. 650 nm) wird mit steigender Wuchshöhe und damit wachsender Chlorophyllmenge immer ausgeprägter. Diese spektralen Variationen liegen vor allem im während des Überflugszeitpunkts vorliegenden Entwicklungsstand der Maispflanzen begründet. Er ist dadurch gekennzeichnet, daß noch kein Bestandesschluß herrschte, also alle gemessenen Spektren Mischungen von Boden- und Pflanzenanteilen darstellen. Je höher die Pflanzen sind, desto mehr Boden wird von ihnen bedeckt und damit steigt der Vegetationseinfluß auf die Mischsignatur. Die Spektren der Wuchshöhe von 0 - 29 cm zeigen bei 2.2 bis $2.3 \mu\text{m}$ die typische Metallhydroxyl-Absorption des Bodens. Auf diese Absorption folgt ein Maximum der Reflexion. Mit steigender Wuchshöhe und damit auch steigender Bodenbedeckung verkleinert sich der Effekt dieser Absorption und das Reflexionsmaximum bei ca. $2.3 \mu\text{m}$ verliert dadurch stark an Deutlichkeit.

5. EXTRAKTION VON PFLANZENPARAMETERN MIT HILFE DES RED EDGE

Die Reflexion von Pflanzenbeständen im VIS-NIR ist geprägt von den Chlorophyllabsorptionen im blauen und roten Spektralbereich und vom steilen Anstieg der Reflexion zum NIR. Da der blaue Spektralbereich durch die Streuung in der Atmosphäre schwierig zu kalibrieren ist, konzentrieren sich die Vegetationsuntersuchungen auf die Anstiegskante der Reflexion, das sogenannte **red edge** (ca. $680 - 820 \text{ nm}$). Mehrere aktuelle Arbeiten beschäftigen sich mit dem red edge unter Verwendung von Feld- oder Laborspektrometermessungen ((Boochs et al., 1990), (Miller et al., 1991), (Plummer et al., 1991)). Ihre Ergebnisse zeigen, daß die Form des red edge Informationen über die Biomasse, den Chlorophyllgehalt und physiologischen Stress der Pflanzen beinhaltet. Bisher sind neben diesen Geländestudien nur wenige Untersuchungen mit Abbildenden Spektrometern durchgeführt worden.

Die Form und Lage des red edge läßt sich durch 4 Parameter beschreiben. Diese sind zum Einen die Reflexionswerte der minimalen Reflexion im roten Spektralbereich und der Reflexionsschulter in NIR, und zum Anderen Parameter, die die Wellenlängenposition des red edge und seine Breite beschreiben. Diese 4 Parameter lassen sich auf unterschiedliche Weise aus den Reflexionsdaten berechnen. Die Verfahren, die dazu angewendet werden (Inverser Gaußfit, 2. Ableitung), sind abhängig von der spektralen Auflösung der Daten (Bach et al., 1992). Aus allen Verfahren resultiert ein Parameter, der die Wellenlänge des Vorzeichenwechsels der Wölbung des Reflexionsanstiegs beschreibt, und als **Beugungswellenlänge** bezeichnet wird.

Zur Untersuchung der Korrelation dieser red edge Parameter mit Pflanzenparametern, wurde die Vegetationshöhe von Maisfeldern ausgewählt. Die Vegetationshöhe wurde als besonders geeignet erachtet, da sie sowohl Aussagen über den phänologischen Zustand der Maispflanzen macht, als auch hoch korreliert mit dem Blattflächenindex ist. Zudem ist die Wuchshöhe im Gegensatz zum Blattflächenindex schnell, genau und flächendeckend im Gelände meßbar, was für Kombinationen mit Fernerkundungsdaten von großer Wichtigkeit ist. Da anzunehmen ist, daß bei den geringen Vegetationshöhen der Maispflanzen während des GER-Überflugs (10 cm - 1 m) die Reflexion des Bodens das red edge der Spektren mitbeeinflußt, wurde der Boden jedes Bildpunktes bei der Auswertung mitberücksichtigt. Durch Überlagerung des GER-Bildes mit der digitalen Karte der Bodenart war die Bestimmung der Korrelation der red edge Parameter mit der Wuchshöhe von Mais separat für die verschiedenen Böden möglich.

Ein Ergebnis dieser Berechnungen ist in Abb.7 für die minimale Reflexion im roten Spektralbereich dargestellt. Die unterschiedlichen Bodenarten sind in dieser Darstellung durch unterschiedliche Symbole markiert sind. Die Punktwolke der verschiedenen Bodenarten fällt bei größeren Wuchshöhen fast zusammen, unterhalb 30 cm nimmt jedoch die Streuung der Punktwolke mit wachsendem Bodeneinfluß deutlich zu. Daher wurde für jede Bodenart eine eigene Regression berechnet. Sie sind in Abb.7 als Geraden eingezeichnet. Alle 3 Geraden besitzen signifikante Korrelationskoeffizienten mit Werten zwischen -0.92 und -0.94. Das bedeutet, daß für jede einzelne Bodenart gilt, daß mit zunehmendem Wachstum der Pflanzen die Chlorophyllabsorption zunimmt und damit die Reflexion im roten Spektralbereich abnimmt. Jedoch ist diese Beziehung für jede Bodenart anders, was in den unterschiedlichen Steigungen der Regressionsgeraden zu erkennen ist. Die Steigungen variieren um das zweieinhalbfache. Für die minimale Reflexion muß also zur Beschreibung der Vegetationshöhe von Mais für kleine Höhen der zugrunde liegende Boden mitberücksichtigt werden. Die minimale Reflexion ist somit ungeeignet, um direkte Rückschlüsse auf die Wuchshöhe zuzulassen.

Die Korrelation zwischen der Beugungswellenlänge des red edge und der Vegetationshöhe von Mais in Abhängigkeit der Bodenart ist in Abb.8 dargestellt. Die Punktwolke in Abb.8 ist deutlich homogener als die der minimalen Reflexion (Abb.7) und weicht auch bei kleinen Wuchshöhen nicht auseinander. Eine einzige Regressionsgerade läßt sich durch die Punkte scharf legen, so daß eine Unterteilung für die jeweilige Bodenart in diesem Fall nicht notwendig ist. Die Beugungswellenlänge erweist sich somit als eine Größe, die unabhängig von der zugrunde liegenden Bodenart die Vegetationshöhe von Mais parametrisieren kann. Dieses empirisch ermittelte Ergebnis, daß die Beugungswellenlänge nicht beeinflußt wird vom Bodensignal, sondern allein von den Pflanzeigenschaften bestimmt wird, stimmt mit Modellierungsergebnissen von Clevers überein (Clevers et al., 1991). Seine Modellierungen

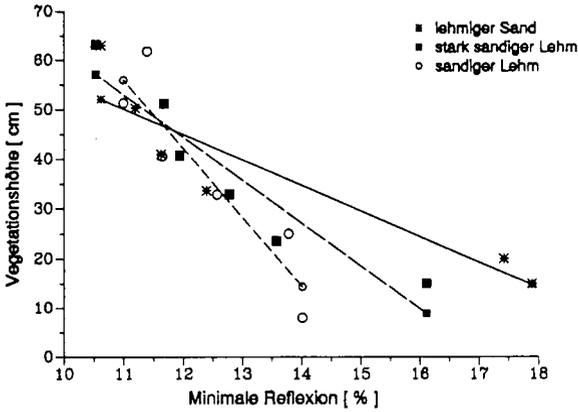


Abb. 7: Korrelation zwischen der minimalen Reflexion und der Vegetationshöhe von Mais für unterschiedliche Bodenarten

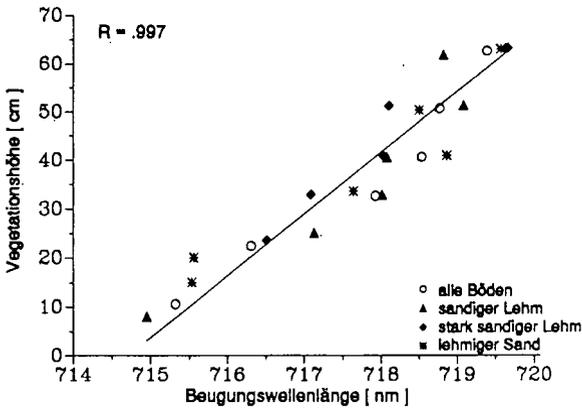


Abb. 8: Korrelation zwischen der Beugungswellenlänge und der Vegetationshöhe von Mais für unterschiedliche Bodenarten

mit dem SAIL Bestandesstrahlungsmodell ergaben, daß die Beugungswellenlänge unabhängig vom Bodenuntergrund und von den Einstrahlungsverhältnissen ist und nur geringfügig vom Sonnenstand beeinflusst wird.

Die Möglichkeit der Übertragung dieses Ergebnisses auch auf andere Jahre, andere Wachstumsintervalle und andere Aufnahmesysteme wurde mit Hilfe der CASI-Daten und zusätzlichen Feldspektrometernmessungen überprüft. Dazu wurden aus den CASI-Daten Spektren einzelner Maisfelder mit bekannter Wuchshöhe extrahiert. Aus diesen Maispektren wurde die Beugungswellenlänge berechnet und mit der Wuchshöhe der Maispflanzen in Beziehung gesetzt. Abb. 9 zeigt das Ergebnis dieser Vorgehensweise.

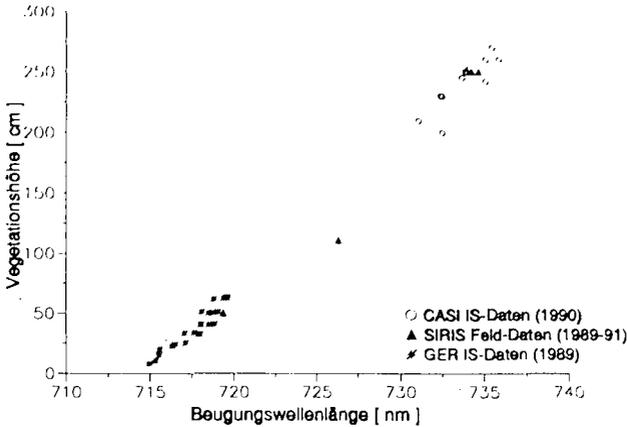


Abb. 9. Beziehung zwischen der Beugungswellenlänge des red edge von Maispektren und der Wuchshöhe von Mais; verwendete Spektren sind Flugzeugdaten und Feldmessungen unterschiedlicher Jahre

Die GER-Daten des Jahres 1989 sind in Abb.9 durch Kreuze markiert. Die Beugungswellenlängen der Maisbestände mit über 2 m Wuchshöhe, die aus den im darauffolgenden Jahr erfolgten CASI-Spektren bestimmt wurden, sind durch Kreise dargestellt. Sie folgen der gleichen Beziehung, wie die, die mit dem GER-Sensor bestimmt wurden. Die große Datenlücke, die zwischen den beiden Kollektiven klafft, läßt sich durch Feldspektrometernmessungen überbrücken. Diese passen wiederum gut in die allgemeine Tendenz. Es gibt eine stabile Beziehung mit hoher Korrelation zwischen der Wuchshöhe des Mais und der Lage des red edge. Der Verschiebung der Beugungswellenlänge des red edge beträgt dabei über den gesamten Wuchshöhenbereich ca. 25 nm. Diese Beziehung bestätigte sich somit für verschiedene Sensoren, verschiedene Wuchshöhenintervalle, unterschiedliche Böden und verschiedene Jahre.

6. EXTRAKTION VON BODENPARAMETERN

Erste Analysen der Erfassung von Bodenparametern mittels Spektrometerdaten sollen an zwei Beispielen gezeigt werden. Für diese Auswertungen eignet sich vor allem die GER-Aufnahme, da sie Kanäle im mittleren Infrarot besitzt und dieser Spektralbereich den größten Informationsgehalt bezüglich Bodenparametern enthält.

6.1 BODENART

Die Fragestellung, ob Abbildende Spektrometer die Bestimmung der Bodenart erlauben, wurde durch den Vergleich von Laborspektrometernmessungen von Bodenproben unterschiedlicher Bodenart mit Spektren von Böden, die aus den GER-Daten berechnet wurden, untersucht. Die Reflexionswerte der Labormessungen von 4 Bodenproben sind in Abb.10 für das mittlere Infrarot dargestellt. Sie zeigen, daß für diese Proben die Reflexion von lehmigen Sand am größten und von Lehm am kleinsten ist.

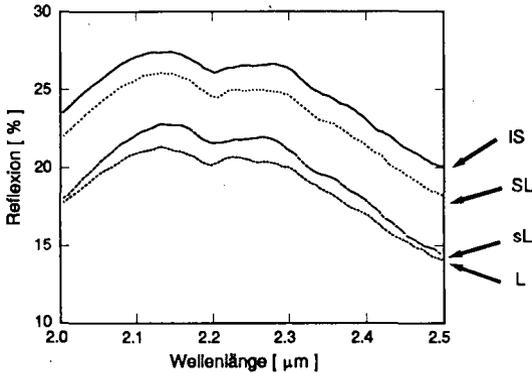


Abb. 10: Labormessungen der Reflexion verschiedener Bodenarten

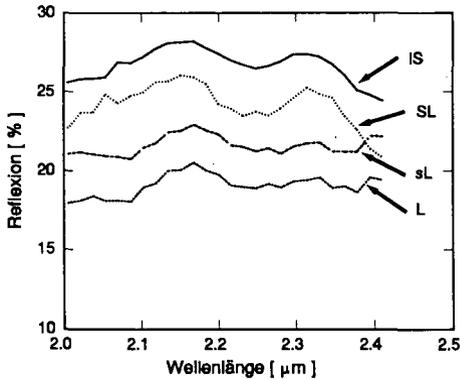


Abb. 11: GER-Messungen der Reflexion verschiedener Bodenarten

Den Labormessungen sind in Abb.11 aus dem GER - Bild extrahierte Spektralverläufe verschiedener Böden gegenübergestellt. Die GER-Spektren wurden dabei wieder mit Hilfe

der digitalen Karten berechnet. Da fast keine vegetationlosen Böden im Testgebiet vorhanden waren, wurden alle Mais-Pixel des GER-Bildes mit einer Vegetationshöhe kleiner 20 cm in Abhängigkeit der Bodenart des Untergrunds gemittelt. Die Reflexionsverläufe der Flugzeugspektren und Labormessungen stimmen zufriedenstellend überein. Die Reflexionswerte bei $2.16 \mu\text{m}$ differieren beim lehmigen Sand nur um 1.3 % Reflexion und um weniger als 0.5 % Reflexion bei den anderen 3 Bodenarten. Es zeigt sich also, daß es Möglichkeiten gibt, mit Spektraldaten Aussagen über die Korngrößenzusammensetzung von Böden zu treffen. Da unterschiedliche Bodenarten sich jedoch nur durch die Höhe der Reflexion unterscheiden, muß dabei ein anderer Faktor mitberücksichtigt werden, der ebenfalls die Höhe der Reflexion bestimmt, die Bodenfeuchte.

6.2 BODENFEUCHTE

Da für die Bodenart demonstriert werden konnte, daß es für Bodenanalysen möglich ist, die Ergebnisse aus Labormessungen auf Flugzeugdaten zu übertragen, soll die Frage, wie sich die Feuchte der obersten Bodenschicht auf die spektrale Reflexion eines Bodens auswirkt, mit Hilfe von Labormessungen analysiert werden. Abb.12 zeigt ein Ergebnis von Labormessungen eines Lehmbodens unterschiedlicher Feuchtegrade. Das alltäglich festzustellende Phänomen, daß feuchte Oberflächen dunkler aussehen als trockene, dessen physikalische Erklärung von Lekner (Lekner et al., 1988) beschrieben wird, ist auch in den Spektren in Abb.12 deutlich zu sehen. Die Möglichkeit der Differenzierung der unterschiedlichen Feuchtegrade ist im Sichtbaren nur gering, sie verbessert sich im NIR, ist aber erst im MIR optimal. Bei $1.4 \mu\text{m}$ und $1.9 \mu\text{m}$ sind die Absorptionen des Bodenwassers stark ausgeprägt. Die über alle Wellenlängen erfolgte Reduzierung der Reflexionen wirkt sich auch sehr deutlich bei $2.2 \mu\text{m}$ aus. Die Absorption der Hydroxylgruppe in diesem Wellenlängenbereich ist beim trockenen Boden klar zu erkennen, sie schwächt sich aber mit zunehmendem Wassergehalt ab. Die Wasserabsorption verwischt somit Informationen, die im trockenen Boden zu finden sind.

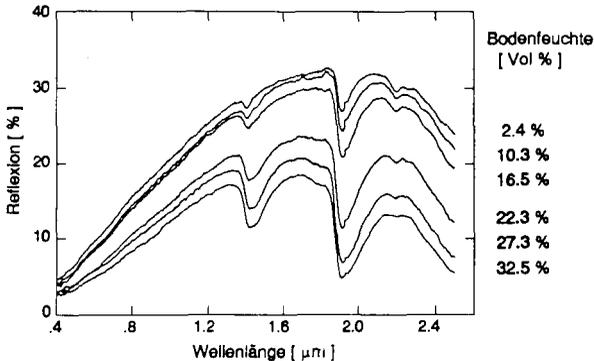


Abb. 12: Labormessungen der Reflexion eines Lehmbodens mit unterschiedlicher Bodenfeuchte

Nicht nur der Wassergehalt und die mineralischen Inhaltsstoffe des Bodens spiegeln sich im Spektrum wider. Auch der Gehalt an organischer Substanz und die Textur des Bodens beeinflussen das Spektrum. Dieses Zusammenwirken der Bodeneigenschaften auf die Reflexion wurde von Coleman detailliert untersucht und mit Radiometerdaten korreliert (Coleman et al., 1987). Durch diese Komplexität kann zur Bestimmung einer Größe, die die Bodenfeuchte in den Spektren parametrisiert, auch bei reinen Bodenspektren nicht einfach ein absoluter Wert der Reflexion im MIR verwendet werden. Denn eine niedrige Reflexion im MIR muß nicht unbedingt auf einen hohen Feuchtegehalt zurückzuführen sein, sie kann auch durch andere Bodeneigenschaften verursacht werden.

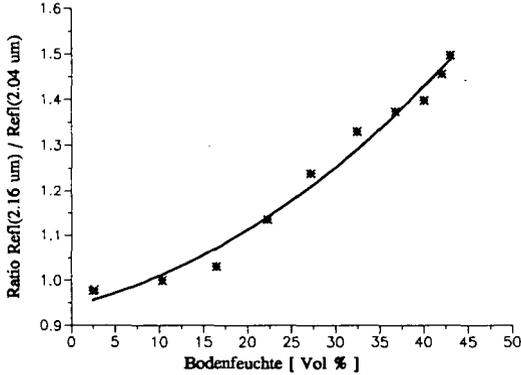


Abb. 13: Korrelationen zwischen der relativen Absorptionstiefe von Wasser bei 2 µm und der Bodenfeuchte

Eine Möglichkeit der Extraktion eines unabhängigeren Bodenfeuchteparameters aus den Spektren besteht stattdessen in der Bestimmung der relativen Absorptionstiefe der Wasserabsorption bei 2 µm. Dies erfolgte durch Berechnung des Quotienten zwischen den Reflexionswerten nahe einer Absorptionsschulter und in der Absorptionsbande. Im vorliegenden Fall wurde die Reflexion bei 2.16 µm durch die Reflexion bei 2.04 µm dividiert. Dieses Ratio ($\text{Ref}(2.16 \mu\text{m}) / \text{Ref}(2.04 \mu\text{m})$) wurde für die Bodenproben mit variierenden Feuchtegraden berechnet und mit der Bodenfeuchte in Beziehung gesetzt. Es ergaben sich hoch signifikante Korrelationen 2. Grades für alle Bodenproben. Das Ergebnis für einen Lehm Boden ist in Abb.13 dargestellt. Je höher die Werte der Quotienten sind, desto stärker ist die Absorption des Wassers. Die hohe spektrale Auflösung der Spektraldaten erlaubt also die Bestimmung der Feuchte der obersten Bodenschicht. Dieses Verfahren konnte auch auf die GER-Daten angewandt werden. Da die Böden während des GER-Überfluges jedoch nach einer langen Schönwetterperiode sehr trocken waren, konnten nur bewässerte von unbewässerten Feldern unterschieden werden.

7. DISKUSSION DER ERGEBNISSE

Wenn auch die Erfahrungen mit den spektral hochauflösenden Daten noch gering sind, so erwiesen sich Abbildende Spektrometer dennoch als vielversprechende Instrumente zur Bestimmung von Pflanzen- und Bodenparametern mit Fernerkundungsmethoden. Durch die hohe spektrale Auflösung können schmalbandige Absorptionen erkannt und geringfügige Veränderungen der Anstiegskante der Reflexion von Vegetationsspektren erfaßt werden. Damit eröffnen Abbildende Spektrometer eine neue Dimension in der Fernerkundung, die spektrale. Sie sind die folgerichtige Antwort auf die positiven Erfahrungen mit multispektralen Sensoren, wie z.B. dem LANDSAT-TM.

Eine umfangreiche Vorverarbeitung der Spektraldaten, die über eine radiometrische Kalibrierung zu Reflexionswerten führt, ist jedoch unverzichtbar. Auch die geometrische Kalibrierung ist anzuraten, um die Integration der Daten der Abbildenden Spektrometer in geographische Informationssysteme zu ermöglichen. Die Einbindung der ground truth in dieses GIS erwies sich als sehr wertvoll, weil sie die kombinierte Auswertung der Fernerkundungsdaten mit den Bodendaten erlaubt bzw. erleichtert.

Zur Extraktion von Pflanzenparametern aus Spektraldaten ist der Reflexionsanstieg zum NIR bei Vegetationsspektren, das red edge, von größter Bedeutung. Die Untersuchungen zur Bestimmung der Wuchshöhe von Mais aus den red edge Eigenschaften läßt sich wie folgt zusammenfassen. Über den weiten Bereich von:

- 1) unterschiedlichen Sensoren (GER 1989, CASI 1990, Feldspektroskopie),
- 2) verschiedenen Wuchshöhen (GER: 0-1 m, CASI: 2-3 m, Feldspektrometer: 0.6- 2.5 m),
- 3) unterschiedliche Böden (Sand - Lehm),

ergibt sich eine stabile Beziehung mit hoher Korrelation zwischen der Wuchshöhe des Mais und der Wellenlängenposition des red edge. Über den gesamten Wuchshöhenbereich verschiebt sich die Lage des red edge um ca. 25 nm.

Die Auswertung im Bereich der Bodenparameter (Bodenart, Bodenfeuchte) wurde auf Seiten der Abbildenden Spektrometer mit GER-Daten durchgeführt und durch Labormessungen unterstützt. Es bestätigte sich, daß das mittlere Infrarot für Bodenuntersuchungen von großer Wichtigkeit ist. Daher liegt ein entscheidender Vorteil des GER-Sensors in seiner spektral hochauflösenden Überdeckung zwischen 2.0 und 2.45 μm .

Erste Ergebnisse zur Untersuchung der spektralen Reflexion von Böden unterschiedlicher Bodenart zeigen die Möglichkeit, Bodeneigenschaften mit Abbildenden Spektrometern zu bestimmen. Die Berechnung der relativen Absorptionstiefe der Wasserabsorption bei 2 μm erlaubt die Bestimmung der Bodenfeuchte der obersten Bodenschicht aus der spektraler Information. Diese Möglichkeit unterscheidet sich von den bislang verwendeten Ansätzen der Bestimmung der Bodenfeuchte mittels optischer Fernerkundungsmethoden (z. B. mit Daten des LANDSAT-TM) dadurch, daß durch die Parametrisierung der Absorptionstiefe, die durch die höhere spektrale Auflösung der Daten Abbildender Spektrometer ermöglicht wird, Einflüsse der Bodenart auf die Reflexion im MIR ausgefiltert werden können.

8. DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich beim JRC, Ispra, und der ESA für die Durchführung und Finanzierung der EISAC-Kampagnen und bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Förderung dieser Untersuchungen im Rahmen des Schwerpunktprogramma "Physikalische Methoden der Fernerkundung in Atmosphäre und Hydrosphäre" (Ma 875/2-2).

9. LITERATUR

Bach H. & Mauser W., 1992, "Extraction of agricultural parameters from imaging spectrometry data and simulated MERIS data through red edge Analyses"; in: Proceedings of the EISAC-Experimenters Workshop, held in Ispra, April 1991; ESA-Publication, im Druck

Bodechtel, J. & S. Sommer, 1991, "The European Imaging Spectroscopy Campaign -EISAC. Review of the First Results and Outlook on Future Aspects of Data Evaluation"; in: EARSEL Advances in Remote Sensing, Vol.1, No.1, pp.116-120

Boochs F., Kupfer, G., Dockter, K., Kühbauch, W., 1990, "Shape of the red edge as vitality indicator for plants"; in: Int. J. Rem. Sen., Vol.11, No.10, pp. 1741-1753

Clevers, J.G.P.W., Büker, C., 1991, "Feasibility of the red edge index for the detection of nitrogen deficiency"; in: Fifth International Colloquium, Physical measurements and Signatures in Remote Sensing, 14-18 January, Courchevel

Coleman, T.L., Montgomery, O.L., 1987, "Soil Moisture, Organic Matter, and Iron Content Effect on the Spectral Characteristics of Selected Vertisols and Alfisols in Alabama"; in: Photogr. Engin. Rem. Sens. 53,1659, pp. 1659-1663

Kneizys, F.X., Anderson, G.P., Shettle, E.P., Gallery, W.O., Abreu, L.W., Selby, J.E.A., Chetwynd, J.H., Clough, S.A., 1988: "Users Guide to LOWTRAN-7"; Environmental Research Papers No.: 1010; AFGL-TR-88-0177; Air Force Geophysics Laboratory, Hanscom AFB

Lekner, J., Dorf, M. C., 1988, "Why some things are darker when wet"; in: Applied Optics, Vol 27, No 7

Mauser W., 1989, "FAP - Ein interaktives Programm zur Bearbeitung von Flächendaten; Version 1.0- Benutzerhandbuch", Institut für Geographie, LMU München

Miller, J.R., Jiyou Wu, Boyer, M.G., Belanger, M., Hare, E.W., 1991, "Seasonal patterns in leaf reflectance red-edge characteristics"; in: Int. J. Rem. Sen., Vol.12, No.7, pp. 1509 - 1523, Plummer, S.E., Wilson, A.K., Jones, A.K., 1991, "On the Relationship between High Spectral Resolution Canopy Reflectance Data and Plant Biochemistry"; in: EARSEL Advances in Remote Sensing, Vol.1, No.1, pp. 27-33

Vane, G. Goetz, A.F.H., 1988, "Terrestrial Imaging Spectroscopy 1"; in: Remote Sensing of Environment, Vol.24, pp. 1-30

Die Reflexion von Zuckerrüben im optischen Spektralbereich

- ein Beitrag zur Zustandsbeschreibung von

Pflanzenbeständen mit Fernerkundung -

von

K. Dockter* und W. Kühbauch*

Zusammenfassung

An Zuckerrübenbeständen wurde das Reflexionsverhalten im optischen Spektralbereich (400-1100 nm) in Abhängigkeit von charakteristischen Bestandesmerkmalen unter dem Einfluß unterschiedlicher Wasser- und Stickstoffversorgung untersucht. Berechnet wurden die Normalisierte Differenz aus roter und nah infraroter Strahlung (NDVI) und die Wellenlängenposition des Hauptwendepunktes (HWP) im Rot-Infrarot-Anstieg. Sowohl NDVI als auch HWP sind eng mit der Masse bzw. Fläche und dem Chlorophyllgehalt der Blätter korreliert und signalisieren den Zustand und die Leistungsfähigkeit der Bestände.

Einleitung

Ziele der Fernerkundung landwirtschaftlicher Pflanzenbestände sind die Erkennung der angebauten Fruchtarten, die Beschreibung des Vitalitätszustands und der Ertragsaussicht der Pflanzenbestände sowie die Beurteilung der Intensität und Umweltverträglichkeit der Landbewirtschaftung.

Fernerkundungsdaten werden zunehmend zur Erstellung von Agrarstatistiken, Planung und Lenkung des Agrarmarktes sowie zur Erfassung der Intensität und Ökologieverträglichkeit der Landnutzung nachgefragt.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, Reflexionsparameter aus dem optischen Spektralbereich zur Zustandsbeschreibung von Zuckerrübenbeständen zu untersuchen. Im Hinblick hierauf wurden Zuckerrübenbestände unter dem Einfluß unterschiedlicher Witterung und Stickstoffdüngung beobachtet.

Material und Methoden

Auf dem Versuchsgut 'Dikopshof' des Instituts für Pflanzenbau wurden 1986 und 1987 Zuckerrüben angebaut und in unterschiedlicher Intensität mit Stickstoff gedüngt (N1: 120 kg N/ha, N2: 200 kg N/ha). An 8 (1986) bzw. 6 (1987) Terminen in der Hauptwachstumsphase nach Bestandesschluß wurde in einer Höhe von ca. 8 m über den Pflanzenbeständen die Lichtreflexion mit Hilfe eines Zweikanal-Spektroreflektometers im Wellenlängenbereich von 400-1100 nm mit einer spektralen Auflösung von 2-4 nm registriert. Parallel zu den Reflexionsmessungen wurden die Blatt- und Rübenmasse (dt/ha), der Blattflächenindex (BFI) und der Gehalt an Chlorophyll a + b in den Blättern (g/100g Trockensubstanz) bestimmt. Hierzu wurde der Blattapparat der Zuckerrüben in fünf aufeinanderfolgende Etagen unterteilt. Die Kriterien der Fraktionierung waren die Position der Blätter im Blattapparat und das äußere Erscheinungsbild in Abhängigkeit vom Blattalter. Fraktion 1 bildet die unterste, Fraktion 4 die oberste Blattlage.

* Lehrstuhl für Allgemeinen Pflanzenbau der Universität Bonn
Katzenburgweg 5, 5300 Bonn 1

Ergebnisse

Reflexion im sichtbaren und infraroten Spektralbereich

Wie Abbildung 1 zeigt, steigt die Reflexion des Zuckerrübenbestandes in der für grüne Vegetation charakteristischen Weise vom roten zum nahinfraroten Spektralbereich (700 nm) deutlich an. Mit zunehmendem Blattflächenindex sinkt die Reflexion im sichtbaren Wellenlängenbereich ab. Ursache hierfür ist die mit Zunahme des BFI fortschreitende Bedeckung des Bodens und vermehrte Absorption von Strahlung durch die Blattpigmente, besonders durch Chlorophyll. Aufgrund des geringen Absorptionsvermögens von Blättern für infrarote Strahlung, steigt die Infrarotreflexion mit zunehmendem BFI an.

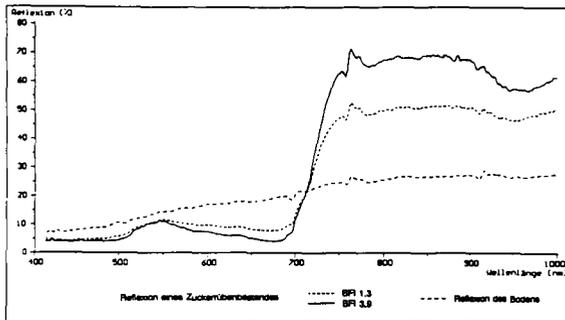


Abb. 1: Reflexionssignaturen des unbedeckten Bodens und eines Zuckerrübenbestandes mit Blattflächenindizes von 1,3 bzw. 3,9

NDVI aus roter und nah-infraroter Strahlung

Mit 788,9 mm lag der Jahresniederschlag von 1987 um 199,3 mm über dem von 1986. Von Mitte Juni bis Mitte August 1986 fielen nur vereinzelt Niederschläge, während die Niederschlagsverteilung in der Vegetationszeit im Jahr 1987 gleichmäßig war.

Das Massenwachstum und der Chlorophyllgehalt der Blätter wurden durch das hohe Wasserangebot im Jahr 1987 stark gefördert (Abb. 2a,b). Die Unterschiede zwischen 1986 und 1987 in der jeweiligen Hauptwachstumsphase lagen zwischen 150 und 250 dt/ha Blattmasse bzw. bei bis zu 30% Chlorophyll, die 1987 mehr produziert wurden.

Aus Reflexionswerten des roten ($R=678-686\text{nm}$) und nahen infraroten ($\text{NIR}=845-854\text{nm}$) Spektralbereichs wurde die Normalisierte Differenz berechnet:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - R) / (\text{NIR} + R)$$

Anhand des NDVI war die Abgrenzung der Zuckerrübenbestände der Jahre 1986 und 1987 voneinander möglich (Abb. 3). Entsprechend der höheren Masse und Chlorophyllkonzentration (Abb. 2a,b) der Blätter, konnten über den Zuckerrübenbeständen im Jahr 1987 gegenüber 1986 höhere NDVI-Werte gemessen werden. Die zum Ende der Vegetationsperiode hin abnehmenden NDVI-Werte signalisieren die Alterung der Bestände, die mit dem Abbau von Blattmasse und Chlorophyll in den Blättern einhergeht.

Am 219. und 253. Tag im Jahr 1986 verursachte der durch hohe Tagestemperaturen hervorgerufene Turgeszenzverlust der Blattzellen das Absinken der Blätter auf den Boden. Dies führt zu einem erheblichen Anstieg der Rotreflexion, da die Blattstiele, deren Chlorophyllgehalt mindestens eine Zehnerpotenz unter dem der Blattspitzen liegt, stärker zum Vorschein kommen, größere Anteile des Bodens freigelegt werden und sich die Reflexionsrichtung der Blätter durch den Wechsel der Blattstellung von erekto- nach planophil verändert (DOCKTER 1990). Die resultierende, auffällige Abnahme der NDVI-Werte täuscht hier eine Abnahme der Blattmasse und des Chlorophyllgehaltes in den Blättern vor.

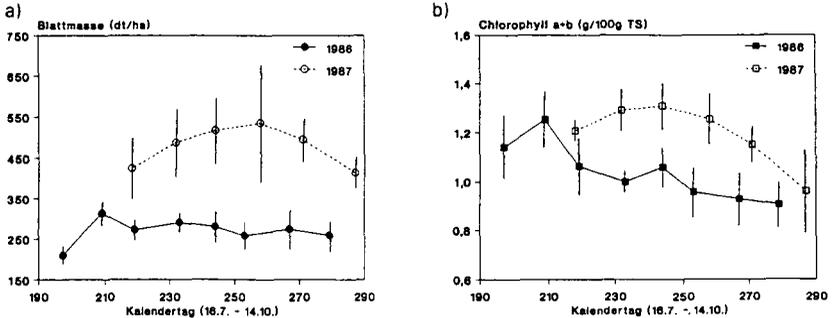


Abb. 2: Entwicklung der a) Blattmasse (dt/ha) und b) Chlorophyllgehalte der Blätter (g/100g Trockensubstanz) der Zuckerrübenbestände in den Jahren 1986 und 1987

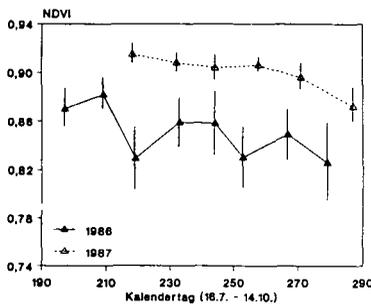


Abb. 3: NDVI der Zuckerrübenbestände in den Jahren 1986 und 1987

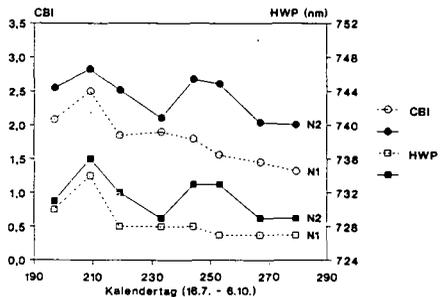


Abb. 4: CB-Index (CBI) und Wellenlängenposition des Hauptwendepunktes (HWP) (nm) der Zuckerrübenbestände mit geringer (N1) und hoher (N2) Stickstoffdüngung im Jahr 1986

Wellenlängenposition des Rot-Infrarot-Anstiegs

Im Vergleich zu den Beständen mit geringer N-Versorgung (N1) konnten bei denen mit hoher N-Düngung (N2) während des Beobachtungszeitraums um bis zu 1,4 größere Blattflächenindizes und um 20 bis 30% höhere Chlorophyllgehalte in den Blättern gemessen werden.

Für weitere Untersuchungen wurden die Chlorophyllkonzentrationen der einzelnen Blattfraktionen mit den jeweiligen Blattflächenindizes gewichtet und zu einem Index (CBI) zusammengefaßt:

$$\sum_{x=1}^5 CB = C_1 * B_1 + C_2 * B_2 + \dots + C_5 * B_5$$

C = Chlorophyll; B = Blattflächenindex; 1-5 = Blattfraktionen.

In Abbildung 4 geben die oberen Kurven die Veränderung des CB-Index (CBI) im beobachteten Vegetationsabschnitt von Juli bis Oktober 1986 in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngung wieder. Die hoch gedüngten wiesen im Vergleich zu den gering versorgten Beständen durchgehend höhere CB-Indizes auf, die zudem im Verlauf der Entwicklung weniger stark abnahmen. Dem CB-Index (CBI) der Zuckerrübenbestände wurde in der weiteren Untersuchung die Wellenlängenposition des Hauptwendepunktes (HWP) des Rot(R)-Infrarot(IR)-Anstiegs gegenübergestellt.

Aus dem Kurvenverlauf der Reflexionsspektren im Bereich des Rot-Infrarot-Anstiegs zwischen 623 und 802 nm wurde durch Berechnung der 1. und 2. Ableitung der Hauptwendepunkt ermittelt (DOCKTER et al. 1988, BOOCHS et al. 1990). Die Wellenlängenposition des HWP steht stellvertretend für die Lage des R-IR-Anstiegs. Die Positionen des HWP in den Reflexionsspektren der Zuckerrübenbestände im Verlauf ihrer Entwicklung sind in den unteren Kurven in Abbildung 4 dargestellt.

Die Variation des CBI läßt sich mit der Veränderung der Wellenlänge des HWP nachvollziehen (die Kurven mit den offenen bzw. geschlossenen Symbolen geben jeweils CBI und HWP derselben Zuckerrübenbestände wieder). Die Zunahme des CBI in der Vegetationsperiode führt zu einer Verschiebung des HWP in den längerwelligen Bereich des Spektrums, die Abnahme zu einer Positionsänderung in Richtung kürzerer Wellenlängen. Hohe CBI-Werte, wie sie durch eine hohe Stickstoffdüngung (N2) erzielt werden, bedingen langwellige Positionen des HWP. Im Vergleich hierzu ist der HWP bei niedrigen Werten des CBI, die in den gering gedüngten Beständen (N1) auftreten, zu kürzeren Wellenlängen verschoben. Die Kurvenverläufe des CBI und des HWP (Abb. 4) zeigen eine deutliche Übereinstimmung. Die Regressionsanalyse der Parameter ergab Bestimmtheitsmaße von $r^2 = 0,85$ für N1 und $r^2 = 0,89$ für N2 (DOCKTER et al. 1988).

Schlußfolgerung

Sowohl NDVI als auch HWP zeigen Unterschiede im Wachstumsverlauf von Zuckerrübenbeständen auf. Damit können beide Parameter zur Zustandsbeschreibung von Zuckerrübenbeständen, zur Abschätzung der Ernteerträge (DOCKTER 1990) oder auch zur Beurteilung der Intensität der Bewirtschaftung (DOCKTER und KÜHBAUCH 1992) herangezogen werden.

Literaturverzeichnis

- Boochs, F., G. Kupfer, K. Dockter, W. Kühbauch, 1990: Shape of the red edge as vitality indicator for plants. *Int. J. Remote Sensing*, **11** (10), 1741-1753
- Dockter, K., 1990: Fernerkundung zur Zustandsbeschreibung von Zuckerrübenbeständen. Diss., Bonn.
- Dockter, K., W. Kühbauch, F. Boochs, C. von Rüsten, U. Tempelmann und G. Kupfer, 1988: Die spektrale Reflexion von Zuckerrübenbeständen im sichtbaren und infraroten Wellenlängenbereich während des Wachstums. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* **1**, 55-57.
- Dockter, K. und W. Kühbauch, 1992: Remote sensing of land resource management in agriculture with regard to its influence on the environment. *Proc. European Int. Space Year Conference*, 30 March - 4 April 1992, München, im Druck

Verfahren der digitalen Bildverarbeitung
mit Anwendungsbeispielen aus der Fernerkundung

von
Kritikos, G.^{*)}

Die Bildverarbeitungsverfahren kann man in drei große Kategorien aufteilen. Diese sind folgende:

- Radiometrische und geometrische Korrekturen
- Bildverbesserungsverfahren
- Bildauswertemethoden

Bildkorrekturen

Die Korrekturen sind dann bei der Bildverarbeitung notwendig, wenn Informationen aus verschiedenen Plattformen oder aus verschiedenen Zeiten stammen und miteinander verglichen werden sollten.

So ist für die inhaltliche Bildinterpretation oder Klassifizierung die Beseitigung der geometrischen Fehler nicht unbedingt notwendig. Sie wird aber beispielsweise zur Überlagerung der Bilder mit Karten oder zu einer Berücksichtigung von topographischen Gegebenheiten durch digitale Geländemodelle benötigt oder generell für Geographische Informationssysteme.

Die Ursachen für die geometrischen Unzulänglichkeiten der Bilder liegen weitgehend im speziellen Aufnahmeprinzip. Bei flugzeuggetragenen Scannern kommt es aufgrund unkontrollierter Eigenbewegungen des Meßträgers zu lokalen Verzerrungen, die schwer zu erfassen sind. Dabei sind die wichtigsten Verzerrungsursachen:

- Schwankungen in der Flugzeuglage (Roll-, Drift-, Nickbewegungen)
- Veränderungen in den Bahndaten (Flughöhe, Kurs, Geschwindigkeit)
- Einflüsse der Topographie
- Panoramaeffekt

Die geometrische (lokale) Entzerrung erfolgt entweder über Paßpunkte oder über die aufgezeichneten Flugzeugladedaten und zusätzlich mit Paßpunkten. Bei der Paßpunkt-Entzerrung handelt es sich um eine ebene Entzerrung, ohne die Verwendung von Höheninformation durch digitale Modelle.

Mehrere Bilder setzt man durch Verknüpfungspunkte mosaikartig zu einem Gesamtbild zusammen.

^{*)} DLR, Institut für Optoelektronik, 8031 Oberpfaffenhofen

Radiometrische Verzerrungen entstehen im wesentlichen durch:

- Gerätefehler
- Atmosphäreinflüsse (Absorption, Streuung)
- objektspezifisches Verhalten in Wechselwirkung mit den elektromagnetischen Wellen

Diese Einflüsse stellen das Hauptproblem bei der Klassifizierung multitemporaler Szenen und Bilder, die große Flächen abdecken und somit starken atmosphärischen Schwankungen unterliegen, z.B. TM-Szenen.

Für die radiometrische Korrektur von Bildern gibt es sowohl empirische als auch solche Programme, die auf der Basis von Atmosphärenmodellen arbeiten.

Bildverbesserung (Enhancement)

Unter Bildverbesserung versteht man die Verarbeitungsmethoden, die nach ihrer Anwendung auf Bildern eine subjektive oder eine objektive Bildverbesserung herbeiführen.

Man versteht darunter:

- Kontrastmanipulationen
- Kanalkombinationen zur Darstellung eines Farbbildes
- Darstellung abgeleiteter Information (Ratio, Differenzen im spektralen sowie im Ortsbereich)
- pseudoplastische Darstellungen
- Transformationen (Hauptkomponenten-Transformation, 3D-Darstellungen)
- Filterung im Frequenz- wie auch im Ortsbereich (Fourier)

Bildverbesserung wird hauptsächlich angewandt, um dem Nutzer das Auffinden von relevanter Information zu erleichtern.

Bildauswertung

Der dritte Bereich der Bildverarbeitung umfaßt alle Verfahren, die aus den rohen oder korrigierten Bilddaten Information extrahieren, um sie in Form von Tabellen, Kurven, Bildern oder Karten darzustellen. Darunter versteht man Programme zur Herstellung von:

- Histogrammen
- Signaturen
- Korrelogrammen
- Thermographien
- Digitalen Geländemodellen
- Cluster-Analysen
- Klassifizierungen, etc.

Eines der Hauptziele der Bildverarbeitung ist die Erstellung thematischer Karten mit Ergebnissen, die man nach der Anwendung von Klassifizierungsprogrammen erhält.

Klassifizierungsalgorithmen nennt man jene Algorithmen, die aufgrund spezifischer Merkmale Klassen von Objekten trennen können. Es gibt zwei Hauptrichtungen der Klassifizierungsmethoden: *Überwachte Methoden* entsprechen dem Lernen mit Lehrer. Bei dieser Art benötigt man zur Kategorisierung der Objekte eine charakteristische Information wie die Signatur oder die Textur. Mit Hilfe dieser charakteristischen Daten (Trainingsdaten) kann dann der Algorithmus das ganze Bild punktweise in Klassen einteilen.

Unüberwachte Methoden entsprechen dem Lernen ohne Lehrer. Diese Art der Algorithmen teilt die Information des Bildes selbständig nach charakteristischen Merkmalen in Klassen ein. Sie kann aber die Klasse nicht identifizieren. Diese Aufgabe wird dem Auswerter überlassen.

Beide Algorithmenarten ordnen den eingeteilten Klassen Nummern, Graustufen, Farben oder Muster zu, die natürlich vorher vom Nutzer eingegeben wurden.

Außer der spektralen Signatur weist ein Objekt auch andere charakteristische Eigenheiten auf, die zu einer Klassifizierung führen können, beispielsweise Zeit, Form, Größe, Musterung und andere topologische Merkmale wie Winkel, Enden, Kanten, charakteristisch für die einzelnen Objekte. Größen, die zur Identifizierung und Trennung der Objekte führen, heißen allgemein Merkmale. Ordnet man jeder dieser Größen eine Dimension zu, so erhält man einen mehrdimensionalen Raum, den man Merkmalsraum nennt.

Die meisten Klassifizierungsalgorithmen benutzen die multispektralen Merkmale, um ihre Entscheidung bei der Klasseneinteilung zu treffen. Es gibt verschiedene Wege, um die Klasseneinteilung zu fällen. Hier unterscheidet man zwischen deterministischen und statistischen Algorithmen. Für die deterministischen Algorithmen gibt es mehrere Methoden. Die bekanntesten davon sind die Hyperkubus- und die Minimum-Distance-Methode.

Bei der *Hyperkubus-Methode* werden der Klassenschwerpunkt (Mittelwert) des jeweiligen Merkmals sowie ein oberer und ein unterer Grenzwert dem Algorithmus übergeben. Diese Grenzwerte zeigen die zulässige Schwankungsbreite des Merkmals, beispielsweise des Reflexionswertes.

Trägt man in ein zweidimensionales Diagramm zwei Merkmale ein, z.B. λ_1 , λ_2 , und zeichnet man die jeweiligen unteren und oberen Werte zu jeder Klasse, so erhält man ein Rechteck. Bildelemente, deren Werte λ_1 , λ_2 innerhalb dieses Rechtecks liegen, werden als zu dieser Klasse gehörend zugeordnet. Die Trennung der Klassen ist einfach, solange es zwischen den Merkmalsrechtecken keine Überlappung gibt, d.h. bei Schnittmengen wird die Diagonale der Schnittmengen als Trennlinie genommen. Da ein Merkmalsraum meistens mehr als drei Dimensionen hat, entsteht anstatt eines Merkmalsrechtecks ein Hyperkubus.

Bei der *Minimum-Distance- oder Zentroid-Methode* zieht man um jeden Klassenmittelpunkt in einem zweidimensionalen Merkmalsdiagramm einen Kreis. Es werden alle Bildelemente, die innerhalb eines Kreises fallen, zu dieser Klasse gehörend identifiziert. Bei überlappenden

Klassenkreisen gehört ein Bildelement aus der Schnittmenge der Klasse zu, dessen Euklidische Distanz zu den Klassenmittelpunkten am kleinsten ist.

Von den statistischen Methoden ist die *Maximum-Likelihood-Methode* die bekannteste. Bei dieser Methode wird angenommen, daß die Klassenelemente um ihren Merkmalsschwerpunkt nach einer Gaußschen Normalverteilung gestreut sind. Für jedes Bildelement wird die bedingte Wahrscheinlichkeit errechnet, mit der es im n-dimensionalen Raum der einen oder der anderen Klasse zugehört. Es wird der Klasse zugeordnet, für die die größte Wahrscheinlichkeit besteht. Für den zweidimensionalen Fall ergeben sich Ellipsen, deren Größe von der jeweiligen Merkmalsstreuung abhängt. Allgemein gilt, je mehr sich die Klassen überlappen, umso größer ist der Fehler beim Klassifizierungsergebnis. Man versucht es dann zu verbessern, indem man andere und eindeutige Merkmale hinzuzieht, beispielsweise saisonale Merkmale bei der Klassifizierung von Vegetation, die Verwendung von anderen Wellenlängen, Texturmerkmalen und anderer abgeleiteter Information.

Die Vorgehensweise zur Erstellung einer thematischen Karte umfaßt folgende Schritte:

1. Akquisition der Daten mit Bodenkontrollen
2. Kalibrierung der Daten
3. Selektion von Trainingsgebieten mit Hilfe von Karten, Fotos und Bodenbegehungen
4. Selektion und Optimierung der Kanäle und der Trainingsgebiete
5. Verknüpfung mit DGM über ein GIS
6. Klassifizierung des Bildes und Farbkodierung
7. Verifizierung des Ergebnisses und notfalls Wiederholung der Schritte 3. - 5.
8. Rektifizierung des Bildes auf ein geographisches Kartennetz
9. Verknüpfung mit GIS-Unterlagen

Optische Sensoren für die Fernerkundung

VON

SCHROEDER, Manfred

I. Einleitung

Optische Fernerkundungssensoren lassen sich in drei Typen aufteilen:

- Photographische Kameras
- Optomechanische Scanner
- CCD-Scanner (CCD steht für Charge Coupled Devices).
Diese Scanner bezeichnet man auch als Pushbroom-Scanner.

Das Prinzip dieser drei Aufnahmetypen ist in Abb. 1 dargestellt.

Die photographische Kamera nimmt im Schnappschußverfahren mit Belichtungszeiten zwischen 1/10 und 1/1000 sec ein großes, zusammenhängendes Gebiet auf (Abb. 1a).

Beim optischen Scanner wird das Gelände quer zur Flugrichtung mit einem Drehspiegel abgetastet und Bildpunkt für Bildpunkt nacheinander aufgenommen (Abb. 1b).

Beim Pushbroom-Scanner wird mittels einer CCD-Detektorzeile jeweils immer eine ganze Bildzeile quer zur Flugrichtung aufgenommen. Durch Aneinanderfügen der Zeilen entsteht dann ein zusammenhängendes Bild (Abb. 1c)

Aufnahmegерäte, die nach diesen drei Prinzipien arbeiten, gibt es jeweils sowohl für den Flugzeug als auch für den Satelliteneinsatz.

Jedes dieser Aufnahmeverfahren ist durch Vor- und Nachteile gekennzeichnet.

Vorteile der photographischen Sensoren sind:

- hohe räumliche Auflösung
- große Flächendeckung
- hohe geometrische Genauigkeit
- einfache Stereo-Auswertemöglichkeit

Als Nachteil muß angesehen werden:

- geringe spektrale Auflösung
- Begrenzung des Spektralbereichs auf das Sichtbare und nahe Infrarot
- und bei Weltraumeinsätzen die Schwierigkeit der Filmrückführung

Das Luftbild ist jedoch immer noch das meistgenutzte Fernerkundungsprodukt. Die Russen setzen photographische Systeme auch kontinuierlich im Weltraum ein.

Optomechanische Scanner haben den Vorteil, daß sie zur Aufnahme im gesamten optischen Spektralbereich vom Sichtbaren (0,4 - 0,7 μm) über das nahe (0,7 - 1,1 μm) und mittlere (1,5 - 5 μm) Infrarot bis hin zum thermischen Infrarot (8 - 14 μm) geeignet sind.

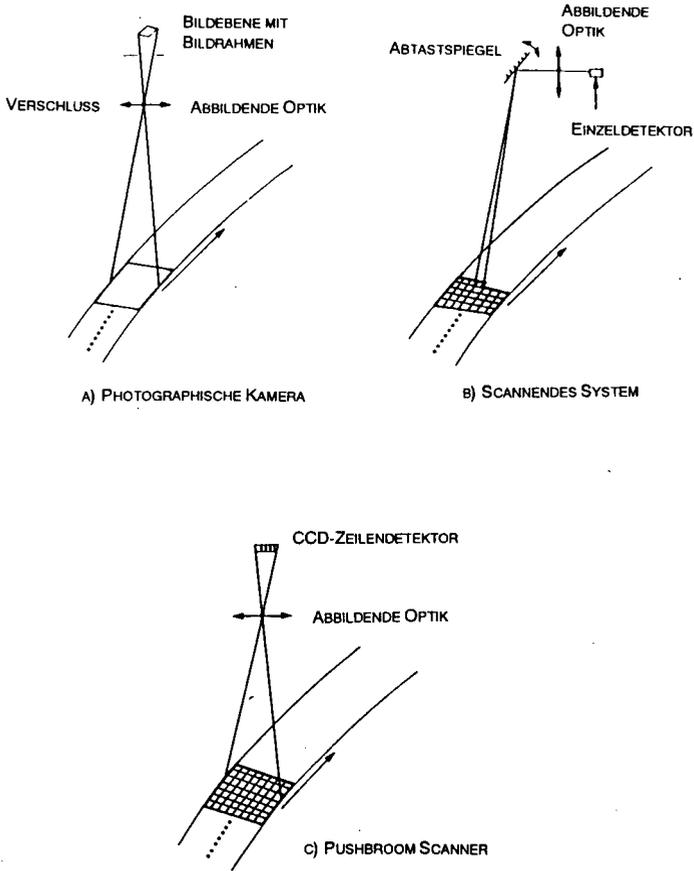


Abb. 1: Prinzip verschiedener optischer Aufnahmesysteme

Als Nachteil ist anzusehen, daß aufgrund des Abtastvorgangs die Belichtungszeit für jedes Bildelement (Pixel) relativ gering ist und dadurch das Signal/Rausch-Verhältnis begrenzt wird.

Die Art des Abtastvorgangs hat weiterhin zur Folge, daß es mit der Flugbewegung zu geometrischen Verzerrungen kommt, was sich weniger bei Satelliten, wohl aber bei Flugzeugsensoren bemerkbar macht.

Geräte, die nach dem optomechanischen Abtastprinzip arbeiten, sind z.B. die beiden Scanner an Bord des Fernerkundungssatelliten LANDSAT 5, der Thematic Mapper (TM) und der Multispektralscanner (MSS).

Ein dem TM entsprechendes Flugzeuggerät ist der DAEDALUS-1268-Scanner, der in Deutschland von der DLR betrieben wird.

Pushbroom-Scanner wurden möglich durch die Entwicklung der sogenannten Charge-Coupled-Device Detektoren, die es seit Anfang der 80er Jahre gibt. Heute gibt es lineare Detektorzeilen mit mehreren tausend Einzeldetektoren. Dadurch, daß immer eine ganze Zeile gleichzeitig aufgenommen wird, ergibt sich eine erheblich stabilere Geometrie als bei optomechanischen Scannern. Weiterhin bewirkt diese Aufnahmetechnik eine längere Belichtungszeit des Einzeldetektors und damit eine Verbesserung des Signal/Rausch-Verhältnisses.

Im Moment haben CCD-Detektoren noch den Nachteil, daß sie nur im Sichtbaren und nahen IR empfindlich sind. Detektoren für den mittleren und thermischen IR-Bereich befinden sich aber in der Entwicklung und dürften in einigen Jahren auf dem Markt erhältlich sein.

Ein Sensor, der nach dem Pushbroom-Prinzip funktioniert, ist z.B. die HRV-Kamera (High Resolution Visible Camera) auf dem französischen Satelliten SPOT.

Alle zukünftigen Entwicklungen von optischen Fernerkundungssensoren werden voraussichtlich auf der CCD-Technik basieren. Es sind zwei zukünftige Entwicklungsrichtungen zu verfolgen:

- erstens Pushbroom-Scanner mit der Möglichkeit für Stereo-Aufnahmen
- und zweitens Multispektralgeräte mit einer Vielzahl spektraler Kanäle (ca. 20 - 120) und mit erheblich verbesserter spektraler Auflösung (2,5 - 5,0 μm). Solche Geräte werden Abbildende Spektrometer genannt.

Mit beiden Entwicklungsrichtungen beschäftigt sich das Institut für Optoelektronik der DLR. Die entsprechenden Geräte, die sich in der Entwicklung befinden, heißen Stereo-MOMS und ROSIS.

2. Photographische Systeme

Das am meisten verbreitete photographische Verfahren in der Fernerkundung ist die Luftbildphotographie, die aus dem Flugzeug mit speziellen Kameras, den sogenannten Reihenmeßkammern, erfolgt. Die besonderen Merkmale dieser Kameras sind:

- großes Bildformat von 23 cm x 23 cm
- Aufbelichtung von geometrischen Referenzmarken (Rahmenmarken) auf das Bild
- Hochleistungsobjektive mit geringer, aber vermessener geometrischer Verzeichnung

Die üblicherweise verwendeten Brennweiten betragen 8,5; 15; 30,5 und 61 cm. Als Aufnahmematerialien werden Schwarzweiß-Filme, Farbfilme und Farbinfrarotfilme eingesetzt. Für die stereoskopische Auswertung werden die Aufnahmen mit 60 % Längsüberdeckung gewonnen. Eine für jede Aufnahme charakteristische Größe ist der Bildmaßstab, der sich als Quotient von

Brennweite und Flughöhe ergibt. Bezüglich der räumlichen Auflösung und der geometrischen Stabilität sind photographische Verfahren zur Zeit noch allen anderen Aufnahmeverfahren in der Fernerkundung überlegen.

Hauptanwendung der Luftbildphotographie ist die Kartierung mittels photogrammetrischer Verfahren. Dabei wird die Topographie des Geländes in Form von Höhenlinien gewonnen. Als Richtwert für die erzielbare Höhengenaugigkeit kann für eine Kamera mit 15 cm Brennweite ca. 0,1 ‰ der Flughöhe angesehen werden. Der Karteninhalt wird durch Bildinterpretation abgeleitet.

Für Interpretationsaufgaben im Bereich der Umweltbeobachtung findet insbesondere der Farbinfrarotfilm (Colour Infrared: CIR) starke Verwendung. Der CIR-Film ist ein Drei-Schichten-Farbumkehrfilm. Die Schichten sind in der Reihenfolge von der obersten zur untersten für infrarote, grüne und rote Strahlung sensibilisiert. Da sie aber auch Nebenempfindlichkeiten im blauen Spektralbereich besitzen, muß der Film zur Vermeidung des Blaulichtanteils durch einen Gelbfilter belichtet werden.

In die einzelnen Schichten sind derart Farbkuppler eingelagert, daß nach der Entwicklung die Grün-Schicht in Blau, die Rot-Schicht in Grün und die Infrarot-Schicht in Rot wiedergegeben wird. Diese Farbwiedergabe hat zur Folge, daß nackter Erdboden und besiedelte Flächen im Bild grünlich bis blau erscheinen, während Vegetationsgebiete in einem Farbton zwischen blaß- und leuchtendrot wiedergegeben werden. Die rötliche Färbung der Vegetation bei diesem Film ist eine Folge des starken Anstiegs der Reflektion von Pflanzen im nahen Infrarot, einem Spektralbereich, der für das Auge sonst nicht wahrnehmbar ist. Klare Gewässer bilden sich dunkelblau bis schwarz und trübe Gewässer hellblau ab. Da die Farbwiedergaben nicht den natürlichen Farben entsprechen, bezeichnet man Aufnahmen auf CIR-Film auch als Falschfarbenaufnahmen.

Der CIR-Film ist besonders geeignet für forstliche Inventuren und für die Waldschadenserkennung (s. Abb. 7). Aufgrund unterschiedlicher Rottönung lassen sich kranke von gesunden Bäumen unterscheiden. Darüber hinaus läßt er sich ganz allgemein zur Untersuchung des Vegetationszustandes und zur Biotoptypenkartierung verwenden.

Ein weiteres Verfahren ist die Multispektralphotographie. Hierbei werden durch mehrere Objektive, die mit verschiedenen engbandigen Farbfiltern (Interferenzfiltern) versehen sind, deckungsgleiche Bilder vom selben Aufnahmegebiet auf Schwarzweißfilm hergestellt. Nach der Filmentwicklung können jeweils drei dieser Aufnahmen mit Farbprojektoren zu einem Farbbild zusammenkopiert werden. Die dabei entstehenden Farben brauchen nicht in jedem Falle mit den natürlichen Farben übereinzustimmen. Man spricht deshalb auch von Falschfarbenphotographie. Der Vorteil der Multispektralphotographie liegt in der hohen farblichen Differenzierung, die für die Interpretation der aufgenommenen Objekte vorteilhaft ist.

Multispektralkamera-Systeme sind sowohl für den Flugzeug- als auch für den Weltraumeinsatz von der Firma Zeiss Jena gebaut und unter den Bezeichnungen MKF-4 und MKF-6 bekannt geworden.

Das Auflösungsvermögen von photographischen Systemen wird in Linienpaaren pro Millimeter (lp/mm) angegeben. Mit Standard-Luftbildfilmen werden bei der Luftbildphotographie ca. 30 lp/mm erreicht. In diesem Fall erhält man z.B. für einen Bildmaßstab von 1:12000 als Grundauflösung (GR) in Metern:

$$GR = 1/30 \cdot 10^{-3} \cdot 12000 \text{ m} = 0,40 \text{ m}$$

Mit feinkörnigen Filmen und einer Bildbewegungs-Kompensation (FMC: Forward Motion Compensation) läßt sich das Auflösungsvermögen auf ca. 50 lp/mm steigern. Mit den Werten des obigen Beispiels ergäbe sich dann eine Grundauflösung von $GR = 0,24$ m. Luftbildkameras mit FMC gibt es seit ca. 8 Jahren.

Bei optoelektronischen Sensoren (Kapitel 3) hat es sich eingebürgert, das Auflösungsvermögen als die Größe des kleinsten Bildelements (Pixel) anzugeben. Da man bei niedrigem Kontrast zur Wiedergabe eines Schwarzweiß-Linienpaares ca. 2,5 Abtastelemente benötigt, ergibt sich als Umrechnung zwischen photographischem und optoelektronischem Auflösungsvermögen die Beziehung:

$$1 \text{ lp} \approx 2,5 \text{ pixel}$$

Einer photographischen Grundauflösung von 24 cm, wie im obigen Beispiel, würde also am Boden ein Pixel-Äquivalent von 10 cm entsprechen.

Photographische Weltraummissionen, die kartographischen Ansprüchen genügen, wurden regelmäßig nur von der Sowjetunion durchgeführt. Von den westlichen Ländern hat es erst zwei Missionen mit photogrammetrischen Kameras gegeben:

- im Jahre 1983 das Metric-Camera-Experiment, gemeinsam von Deutschland mit der europäischen Weltraumorganisation ESA auf einem Space-Shuttle-Flug; die Metric Camera hat ca. 1000 Stereo-Aufnahmen, entsprechend einem Aufnahmegebiet von 5 % der Landmasse der Erde, geliefert; die Grundauflösung pro Bildelement betrug 12 m;
- im Jahre 1984 die Large Format Camera (LFC) der NASA, ebenfalls auf einem Space-Shuttle-Flug; die LFC hat ca. 2000 Aufnahmen, entsprechend einer Aufnahmefläche von 10 % der Landmasse der Erde, geliefert; die Grundauflösung betrug 6 m pro Bildelement.

Die Russen setzen dagegen photographische Systeme kontinuierlich seit Mitte der 70er Jahre ein. Die besten Aufnahmen aus dem Weltraum liefert zur Zeit die KFA-1000-Kamera mit einem Bildformat von 30 cm x 30 cm und einer Brennweite von ca. 1 m. Die Kamera, die auf den Satelliten der Kosmos-Serie und auf der Raumstation MIR eingesetzt wird, liefert Aufnahmen mit einer Grundauflösung von ca. 4 m pro Bildelement.

Einen Überblick über die Weltraum-Kameramissionen gibt Tab. 1.

Kamera/ Jahr	Mission/ Land	Brennweite Bildformat	Flughöhe Inklination	Grundauflösung pro Bildelement
Metric Camera 1983	Space Shuttle Deutschland/ ESA	30,5 cm 23 cm x 23 cm	250 km 57°	12 m
Large Format Camera 1984	Space Shuttle USA	30,5 cm 46 cm x 23 cm	230 km 57°	6 m
KFA - 1000 ab 1987	Cosmos-Satelliten UdSSR	102 cm 30 cm x 30 cm	280 km ca. 80°	4 m
KFA - 1000 ab 1990	MIR- Station GUS	102 cm 30 cm x 30 cm	300-400 km 51,6°	4-6 m

Tabelle 1: Weltraum - Kameramissionen

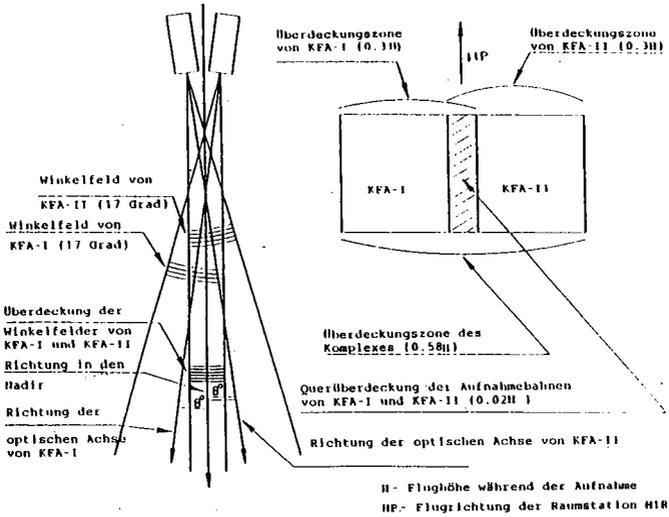


Abb. 2 Konfiguration des KFA-1000-Systems an Bord der Raumstation MIR

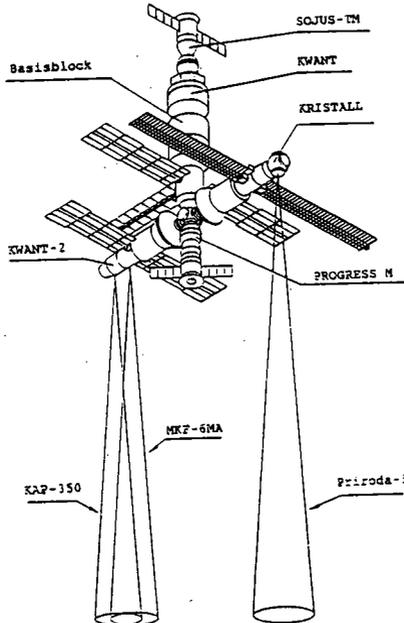


Abb. 3 Konfiguration der MIR-Station und Anordnung der photographischen Systeme

Bei dem Aufnahmesystem an Bord der Raumstation MIR handelt es sich um zwei Einheiten des Kameratyps KFA-1000, die so angeordnet sind, daß ihre optischen Achsen um 8° gegeneinander geneigt sind. Dadurch kommt es zu einer seitlichen Überlappung der beiden Bilder von 1° und einer Verdoppelung der Breite des Aufnahmestreifens (Abb. 2). Die beiden Kameras sind mit der Bezeichnung PRIRODA-5 im Modul "Kristall" der Raumstation untergebracht (Abb. 3). Als weitere photographische Kamerasysteme befinden sich noch die MKF-6 und die KAP350 an Bord der MIR-Station.

3. Optoelektronische Systeme

3.1 Flugzeug-Scanner

Das Prinzip des optomechanischen Multispektral-Scanners ist in Abb. 4 veranschaulicht.

Die von der Erdoberfläche reflektierte Sonnenstrahlung und die thermische Eigenstrahlung werden über einen um 45° geneigten Spiegel in die Eingangsoptik gelenkt. Durch Rotation des geneigten Spiegels wird die Erdoberfläche quer zur Flugrichtung in einer Folge äquidistanter Winkelschritte, d. h. punktweise, abgetastet. Durch die Vorwärtsbewegung des Flugzeugs wird Streifen auf Streifen aneinandergereiht, wodurch eine flächenhafte, aus einzelnen Elementen (Pixeln) rasterförmig zusammengesetzte Abbildung des überflogenen Gebietes entsteht.

An die Abtastvorrichtung ist das Spektrometer gekoppelt, das die augenblicklich empfangene Strahlung eines Flächenelementes in seine spektralen Anteile zerlegt, deren Intensität gleichzeitig in mehreren Wellenlängenintervallen (= spektrale Kanäle) mittels Halbleiterdetektoren registriert wird.

Anzahl, Lage und Breite der Kanäle charakterisieren die spektralen Empfangseigenschaften des Scanners (s. Abb. 7).

Die technische Realisierung eines Flugzeug-Scanners ist in Abb. 5 am Beispiel des DAEDALUS 1268 "Airborne Thematic Mapper" gezeigt; dieses Gerät wird von der DLR in Oberpfaffenhofen betrieben.

Die Abtastereinheit verwendet einen keilförmig geschnittenen Spiegel, der mit konstanter, in 4 Stufen einstellbarer Drehzahl um die in Flugzeuglängsrichtung weisende optische Achse rotiert und die einfallende Strahlung auf das gefaltete Spiegelteleskop umlenkt. In dessen Brennebene besorgt eine quadratisch ausgebildete Lochblende die Begrenzung des momentanen Gesichtsfeldes.

Nach der Zwischenabbildung gelangt das kollimierte Strahlenbündel in die Spektrometereinheit, wo zunächst durch ein spektral teilendes (dichroitisch)es Filter die Abtrennung des längerwelligen Infrarots vom Bereich des sichtbaren Spektrums einschließlich des nahen Infrarots erfolgt. Letzterer Anteil wird mittels eines Prismas spektral aufgefächert und auf einen Silizium-Reihendetektor abgebildet. Dessen 8 Elemente sind so angeordnet, daß sie die spezifizierten Wellenlängenabschnitte des Prismenbalkens abdecken (Kanäle 1 bis 8).

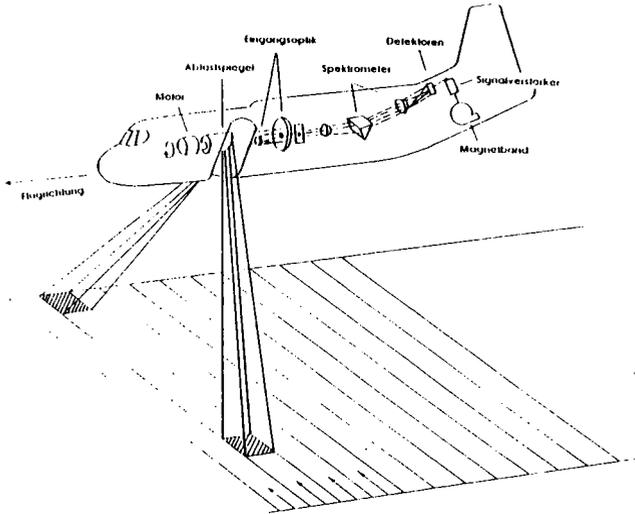


Abb. 4: Prinzip des Multispektralscanners im Flugzeugeinsatz

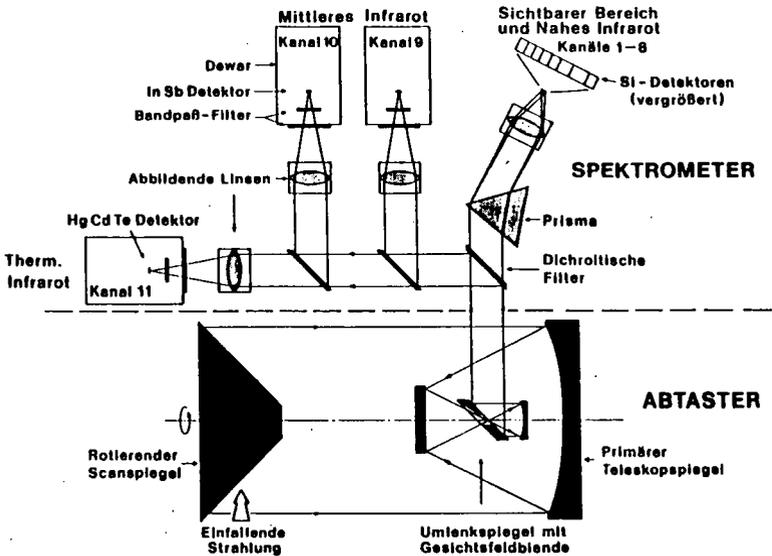


Abb. 5: Optisches Blockschema des DAEDALUS 1268 "Airborne Thematic Mapper"

Das ursprünglich abgetrennte Strahlenbündel passiert nacheinander zwei weitere dichroitische Filter, die jeweils den kürzerwelligen Anteil im mittleren Infrarot abspalten (Kanäle 9 und 10), so daß am Ende des Strahlengangs das breitbandige thermische Infrarot übrig bleibt (Kanal 11).

Die verwendeten Halbleiterdetektoren müssen im Betrieb auf die Temperatur des flüssigen Stickstoffs (77 K) gekühlt werden und sind aus diesem Grunde zusammen mit den kanalbegrenzenden Bandpaßfiltern in Kühlflüssigkeitsbehältern untergebracht.

Zwei gerätespezifische Größen kennzeichnen die Abbildungsgeometrie (Abb. 6):

- Das momentane Gesichtsfeld (IFOV: Instantaneous Field of View). Es ist durch die quadratische Lochblende und die Brennweite festgelegt und bestimmt in Verbindung mit der Flughöhe die Größe des Bodenauflösungselements.
- Der Scanwinkel (FOV: Field of View), auch als Gesamtöffnungswinkel oder Gesichtsfeld bezeichnet. Innerhalb seiner Grenzen wird die vom Gelände ausgehende Strahlung registriert. Die Breite des aufgenommenen Geländestreifens ist wiederum von der Flughöhe abhängig.

Das digitale, auf Magnetband aufgezeichnete Bild setzt sich entsprechend dem Abtastvorgang aus einzelnen Bildelementen (Pixeln) zusammen. Durch die gleichzeitige und deckungsgleiche Registrierung in mehreren spektralen Kanälen erhält man für jedes Bildelement bzw. für das ihm entsprechende Bodenelement das Reflexionsspektrum an mehreren Stützstellen und beim Scanner vom Typ DAEDALUS zusätzlich einen Temperaturwert. In Abb. 7 sind Lage und Breite der 11 Spektralkanäle des DAEDALUS 1268 aufgetragen und in Beziehung gesetzt zum typischen Verlauf von Reflexionskurven von gesunder und geschädigter Vegetation. Man erkennt, daß durch die getroffene Kanalauswahl alle für Vegetationsuntersuchungen relevanten Signaturbereiche abgedeckt sind. Das unterschiedliche Reflexionsverhalten der Objekte in den einzelnen Kanälen wird bei der Auswertung dazu benutzt, verschiedene Oberflächentypen voneinander zu unterscheiden und Rückschlüsse auf ihre Beschaffenheit zu ziehen.

In Abb. 7 sind zum Vergleich auch die Kanäle des Thematic Mapper (TM) auf LANDSAT 5 (s. 3.2) und die Empfindlichkeitsbereiche des Farbinfrarotfilms (s. 2.) aufgetragen. Der Flugzeug-DAEDALUS ist hinsichtlich der Spektralkanäle kompatibel zum Satelliten-TM und eignet sich deshalb für kombinierte Flugzeug/Satelliten-Untersuchungen.

3.2 LANDSAT

LANDSAT bezeichnet eine Serie amerikanischer Satelliten zur Erdbeobachtung, insbesondere der Landflächen. Der erste Satellit dieser Serie wurde 1972 gestartet; derzeit befindet sich LANDSAT-5, der 1984 in Umlauf gebracht wurde, im Einsatz. Daten dieses Satellitentyps haben bisher weltweit die größte Verbreitung und Anwendung gefunden. Mehr als 1 Mio. Aufnahmen sind bisher archiviert worden.

Der Satellit umkreist auf einer sonnensynchronen polaren Bahn in 705 km Höhe die Erde alle 99 Minuten. Nach jeweils 16 Tagen kommt er um ca. 9:30 Uhr Ortszeit (ca. 10:30 MEZ) genau wieder über dasselbe Gebiet, d.h. die Wiederholrate beträgt 16 Tage.

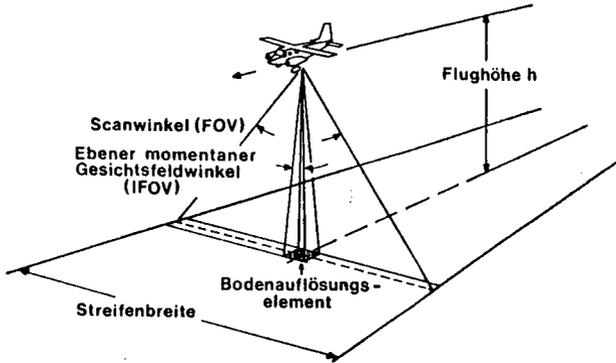


Abb. 6: Bodenauflösung und Streifenbreite beim Optomechanischen Scanner

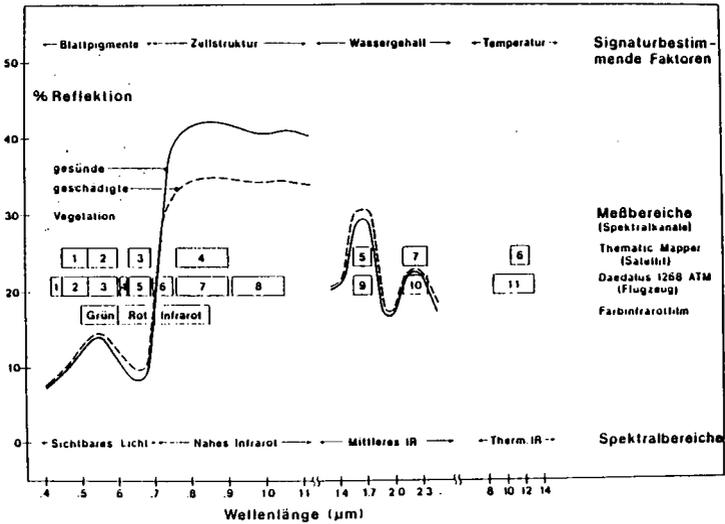


Abb. 7: Spektrale Eigenschaften des DAEDALUS 1268 "Airborne Thematic Mapper" und des LANDSAT-Thematic Mapper in Bezug zur Erkennung des Vegetationszustandes

LANDSAT-5 hat wie sein Vorgänger LANDSAT-4 zwei multispektrale Aufnahmegereäte an Bord, den Multispektralscanner (MSS) und den Thematic Mapper (TM), deren wichtigste technische Daten wie folgt sind:

Spektralbereiche	0,5 - 0,6 μm	0,45 - 0,52 μm
	0,6 - 0,7 μm	0,52 - 0,60 μm
	0,7 - 0,8 μm	0,60 - 0,69 μm
	0,8 - 1,1 μm	0,76 - 0,90 μm
		1,55 - 1,75 μm
	2,08 - 2,35 μm	
	(Thermal) 10,40 - 12,50 μm	
Streifenbreite	185 km	185 km
Grundauflösung pro Bildelement	82 m	30 m
		(Thermal) 120 m
Radiometrische Auflösung	6 bit	8 bit
Datenrate	15 Mbit/sec	85 Mbit/sec

Die ersten drei LANDSAT-Satelliten hatten nur den MSS als Aufnahmegereät an Bord. LANDSAT-6 mit weiter verbesserten Sensoren, auch für die Beobachtung des Ozeans, befindet sich in Vorbereitung und soll noch 1992 gestartet werden.

Die Aufnahmegereäte MSS und TM funktionieren nach dem gleichen Prinzip wie der DAEDALUS-Scanner (s. 3.1), nur daß an Stelle eines rotierenden Abtastspiegels ein Schwingspiegel (s. Abb. 1) benutzt wird.

Die vier ersten Kanäle des TM im Sichtbaren und nahen Infrarot dienen im wesentlichen zur Differenzierung von Vegetation und Boden sowie zur Trennung verschiedener Vegetations- und Bodentypen untereinander. Der erste Kanal im mittleren Infrarot (1,55 - 1,75 μm) soll vor allem der Ermittlung des Wassergehalts in Pflanzen dienen; darüber hinaus soll er die Unterscheidung von Wolken und Schnee erlauben. Der zweite Kanal im mittleren Infrarot 2,08 - 2,35 μm ist zur Unterscheidung von Mineralien und Gesteinen gedacht. Der Thermalkanal (10,4 - 12,5 μm) dient der Bestimmung der Oberflächentemperatur.

3.3 SPOT

Der erste französische Fernerkundungssatellit mit der Bezeichnung SPOT-1 (Système Probatoire d'Observation de la Terre) wurde 1986 gestartet. Als zweiter Satellit dieser Serie wurde SPOT-2, fast identisch mit SPOT-1, 1990 in den Orbit gebracht. SPOT-2 hat alle operationellen Aufgaben von SPOT-1 übernommen. SPOT-1 ist weiterhin in Betrieb, jedoch mit reduzierter Funktionsfähigkeit; er dient weiterhin als Reserveeinheit.

Die Satelliten (Abb. 8) befinden sich in einer nahezu polaren Bahn (Inklination 98,7 °) von 832 km Höhe. Die Bahn ist so gewählt, daß der Satellit alle 26 Tage um 10:30 Uhr Ortszeit wieder über dasselbe Gebiet kommt. Mit beiden Satelliten beträgt die Wiederholrate 13 Tage.

SPOT hat zwei gleichartige CCD-Kameras an Bord, die mit HRV (Haut Resolution Visible) bezeichnet werden (Abb. 8).

Jedes dieser Geräte kann in zwei Betriebsarten arbeiten:

- einmal als multispektrales Aufnahmesystem in drei Spektralkanälen, im grünen, roten und infraroten (0,50 - 0,59; 0,61 - 0,68; 0,79 - 0,89 μm), mit einer Pixelauflösung von 20 m am Boden (in dieser Betriebsart liefert es Falschfarbenbilder mit 20 m Bildelementgröße am Boden)
- und dann als panchromatisches (0,51 - 0,72 μm) Aufnahmesystem (in dieser Betriebsart liefert es Schwarzweiß-Aufnahmen mit einer Auflösung von 10-m-Bildelementen am Boden).

Beide Aufnahmegeräte können unabhängig voneinander betrieben werden. Jedes Gerät liefert bei der Aufnahme eine Datenrate von 25 Mbit/sec.

Abb. 9 zeigt das Prinzip des Aufnahmesystems. Es besteht aus einer "Schmidt-Teleskop"-Optik von ca. 1,08 m Brennweite, in deren Brennebene vier Detektorzeilen mit je 6000 Detektorelementen sitzen, für jeden Spektralbereich eine. Die Aufteilung in die spektralen Komponenten erfolgt über dichroitische Strahlteiler, die in der Schemazeichnung (Abb. 9) der Einfachheit halber nicht alle eingezeichnet sind. Zugleich zeigt Abb. 9 eine Besonderheit dieses Systems, nämlich einen vor der Eingangsoptik angebrachten Schwenkspiegel, der es gestattet, nicht nur senkrecht nach unten zu schauen, sondern bis zu 27 ° seitlich nach rechts oder nach links. Der gesamte Schwenkbereich ist in 45 Stufen à 0,6 ° einstellbar.

Durch die zwei Kamerasysteme mit je zwei Betriebsarten und zwei unabhängig voneinander einstellbaren Spiegeln ergibt sich eine Fülle von Kombinationsmöglichkeiten. (Abb. 8).

Die Normalbetriebsart ist, daß beide Aufnahmesysteme senkrecht nach unten schauen und je eine Falschfarbenaufnahme und eine Schwarzweiß-Aufnahme erzeugen.

Durch den Schwenkspiegel-Mechanismus ist die Möglichkeit gegeben, von ein und demselben Gebiet häufiger als alle 26 Tagen, der Wiederholrate des Satelliten, Aufnahmen zu gewinnen.

Am Äquator beträgt die Häufigkeit durch Schrägaufnahmen 8mal innerhalb der 26 Tage und steigt mit zunehmender geographischer Breite an und beträgt für 45 ° Breite bereits 11mal.

Aus verschiedenen Orbits lassen sich mit Hilfe des Schwenkspiegels konvergente Aufnahmen desselben Gebietes machen und erlauben damit eine Stereoauswertung. Der zeitliche Unterschied der Aufnahmen beträgt im günstigsten Fall einen Tag. Je nach Abstand der Umläufe, die für Konvergenzaufnahmen genutzt werden, kann das Basen-Höhenverhältnis zwischen 0,5 - ca. 1,0 liegen.

Diese Möglichkeit der Stereoauswertung ist es, die diesen Satelliten auch für topographische Anwendungen interessant macht. Mittels photogrammetrischer Auswertung wurden Genauigkeiten in allen drei Geländekoordinaten von unter 10 m erzielt.

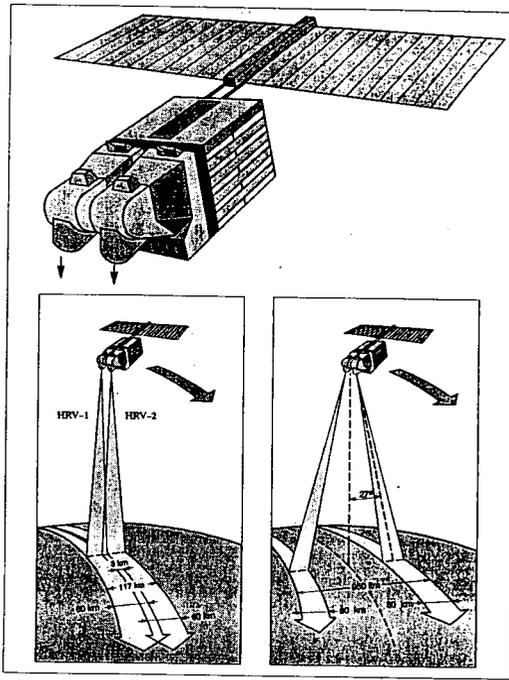


Abb. 8: Beobachtungsmöglichkeiten des Satelliten SPOT

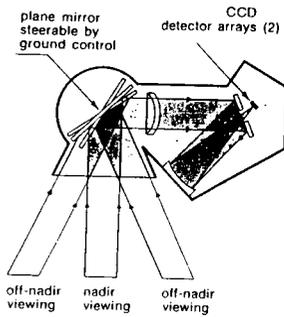


Abb. 9: Prinzip der HRV-Kamera

3.4 Stereo-MOMS

Stereo-MOMS (Modular Optoelectronic Multispectral Scanner) ist ein CCD-Scanner mit fünf Optiken (Abb. 10), der Anfang 1993 auf der Spacelab-Mission D-2 mit dem Space Shuttle eingesetzt werden soll. Die Inklination der Bahn beträgt 28 ° bei einer Flughöhe von ca. 300 km.

Stereo-MOMS vereinigt die Möglichkeit zur Gewinnung von Multispektralaufnahmen mit der Fähigkeit zur Erzeugung von Stereo-Aufnahmen. Drei der fünf Optiken dienen der Stereobildgewinnung, und zwei Optiken werden für die multispektralen Aufnahmen in vier Spektralbereichen genutzt.

Bei den Stereo-Aufnahmen wird eine Dreifach-Überdeckung der Aufnahmen aus verschiedenen Blickrichtungen dadurch erreicht, daß je eine Optik nach vorne bzw. nach hinten schaut, während die dritte senkrecht nach unten gerichtet ist. Die mittlere Linse hat eine Brennweite von 66 cm, wodurch sich eine Bodenauflösung von 4,5 m pro Bildelement ergibt.

Die wichtigsten Parameter von Stereo-MOMS sind (s. Abb. 10):

	Spektralbereich µm	Bodenpixel m	Streifenbreite km	IFOV µrad	FOV
Kanal 1	0,44 - 0,51	13,5	78	45	10 °
Kanal 2	0,53 - 0,58	13,5	78	45	10 °
Kanal 3	0,65 - 0,69	13,5	78	45	10 °
Kanal 4	0,77 - 0,81	13,5	78	45	10 °
Stereo-Kanäle 5; 6; 7	0,52 - 0,76	4,5; 13,5; 13,5	37; 78; 78	42; 42; 15	8°; 15°; 15°

Ziel des Stereo-MOMS-Experiments auf der D-2-Mission ist die Erprobung von Verfahren der Dreifach-Stereoskopie aus dem Weltraum für die Gewinnung von digitalen Geländemodellen. Die Daten werden auf Magnetband aufgezeichnet; dadurch ist die maximale Aufnahmezeit während dieser Mission auf 5,5 Stunden begrenzt.

Ein mehrjähriger Einsatz von Stereo-MOMS ist ab 1994 auf der russischen Raumstation MIR geplant.

3.5 Abbildendes Spektrometer ROSIS

Abbildende Spektrometer sind im Prinzip eine Weiterentwicklung des Multispektralscanners, bei der die Anzahl der Spektralkanäle wesentlich erhöht und auch die spektrale Auflösung (Bandbreite der Spektralkanäle) beträchtlich gesteigert wird. Als technische Neuerung bei Abbildenden Spektrometern muß die Verwendung von zweidimensionalen Matrix-CCD-Detektoren mit mehreren hunderttausend Einzeldetektoren angesehen werden.

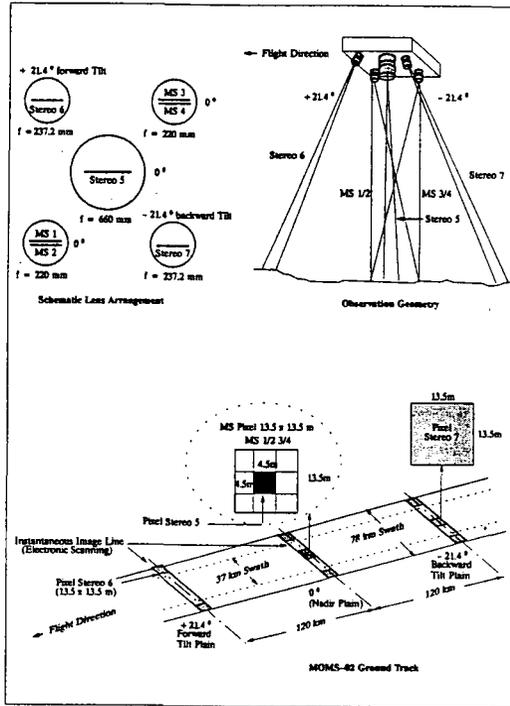


Abb. 10: Das Stereo-MOMS-System für die D-2-Mission

Die Wirkungsweise eines Abbildenden Spektrometers sei am Beispiel des ROSIS (Reflective Optics System Imaging Spectrometer) erläutert, das gemeinsam von DLR, GKSS und der Firma MBB für den Flugzeugeinsatz entwickelt wird. Abb. 11 gibt das optische Schema von ROSIS wieder.

Um den hohen radiometrischen Anforderungen gerecht zu werden, wurden ausschließlich reflektierende optische Komponenten verwendet. Die Strahlung aus dem Aufnahmegebiet wird zeilenweise über einen Kippspiegel in ein Teleskop gelenkt, das aus zwei Spiegeln besteht und die

asphärischen Spiegeln und einem reflektierenden Gitter. Da das ganze System asymmetrisch angeordnet ist, wird das durch das Gitter spektral zerlegte Licht nach Rücklauf über die beiden asphärischen Spiegel in die Fokalebene gelenkt, wo sich ein Matrix-CCD-Detektor befindet. In einer Richtung des Detektor-Arrays werden zeilenweise die Bodenpixel quer zur Flugrichtung abgebildet, in der anderen Richtung gleichzeitig ihr Spektrum.

Die wichtigsten Parameter von ROSIS sind:

Gesichtsfeld (FOV):	18 °
Momentanes Gesichtsfeld (IFOV):	0,56 mrad
Bodenpixel aus 5 km Höhe:	2,80 m
Öffnung der Optik:	1 : 3,6
Spektralbereich:	430 - 850 nm
Spektrale Divergenz:	5 nm/Detektorelement

ROISIS kann in zwei Betriebsarten genutzt werden, und zwar:

Abbildende Betriebsart

500 Pixel quer zur Flugrichtung.
Beliebige Auswahl von 32 Spektralkanälen aus 85 möglichen.

Spektrale Betriebsart

85 nebeneinander liegende Spektralkanäle und ca. 160 Pixel quer zur Flugrichtung,
d.h. mit einer um den Faktor 3 reduzierten Grundauflösung.

Die ersten Flugerprobungen von ROSIS haben im April 1992 stattgefunden.

Als Experimentalgeräte werden Abbildende Spektrometer seit Mitte der 80er Jahre vor allem in Kanada und USA im Flugzeug eingesetzt. Sie decken den Spektralbereich vom Sichtbaren (0,40 - 0,65 μm) über das nahe Infrarot (0,65 - 1,1 μm) bis zum mittleren Infrarot (1,5 - 2,5 μm) ab. Die spektrale Auflösung liegt zwischen 2 und 20 μm . Die Anzahl der Kanäle reicht von ca. 15 bis ca. 250. Geräte für den Weltraumeinsatz befinden sich in den USA und in Europa in der Entwicklung.

Hauptanwendungsgebiete für Abbildende Spektrometer sind die Bestimmung von in Wasser suspendierten Substanzen aus der Wasserfarbe, die Erfassung des Vegetationszustandes anhand spektraler Änderungen und die Kartierung von Mineralien in ariden Gebieten aufgrund des charakterischen Kurvenverlaufs der Spektren.

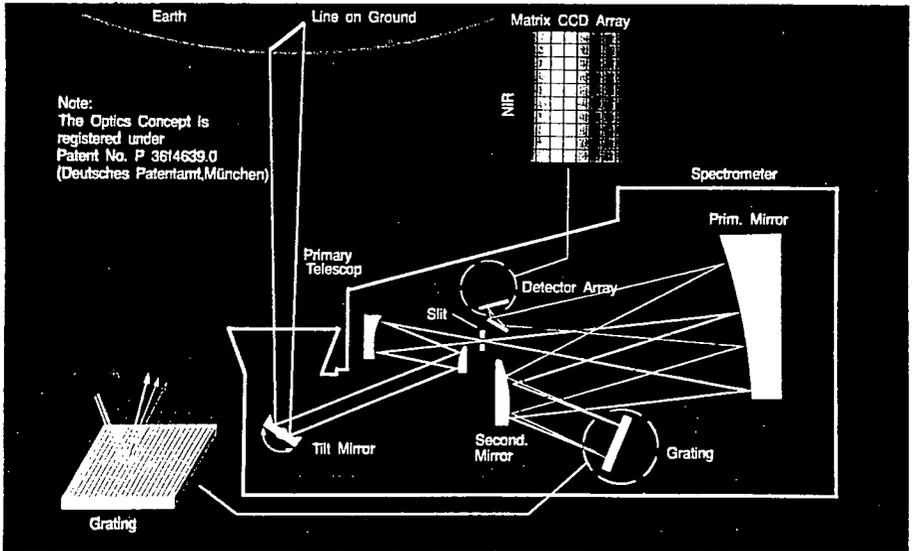


Abb. 11: Optisches Schema des Abbildenden Spektrometers ROSIS

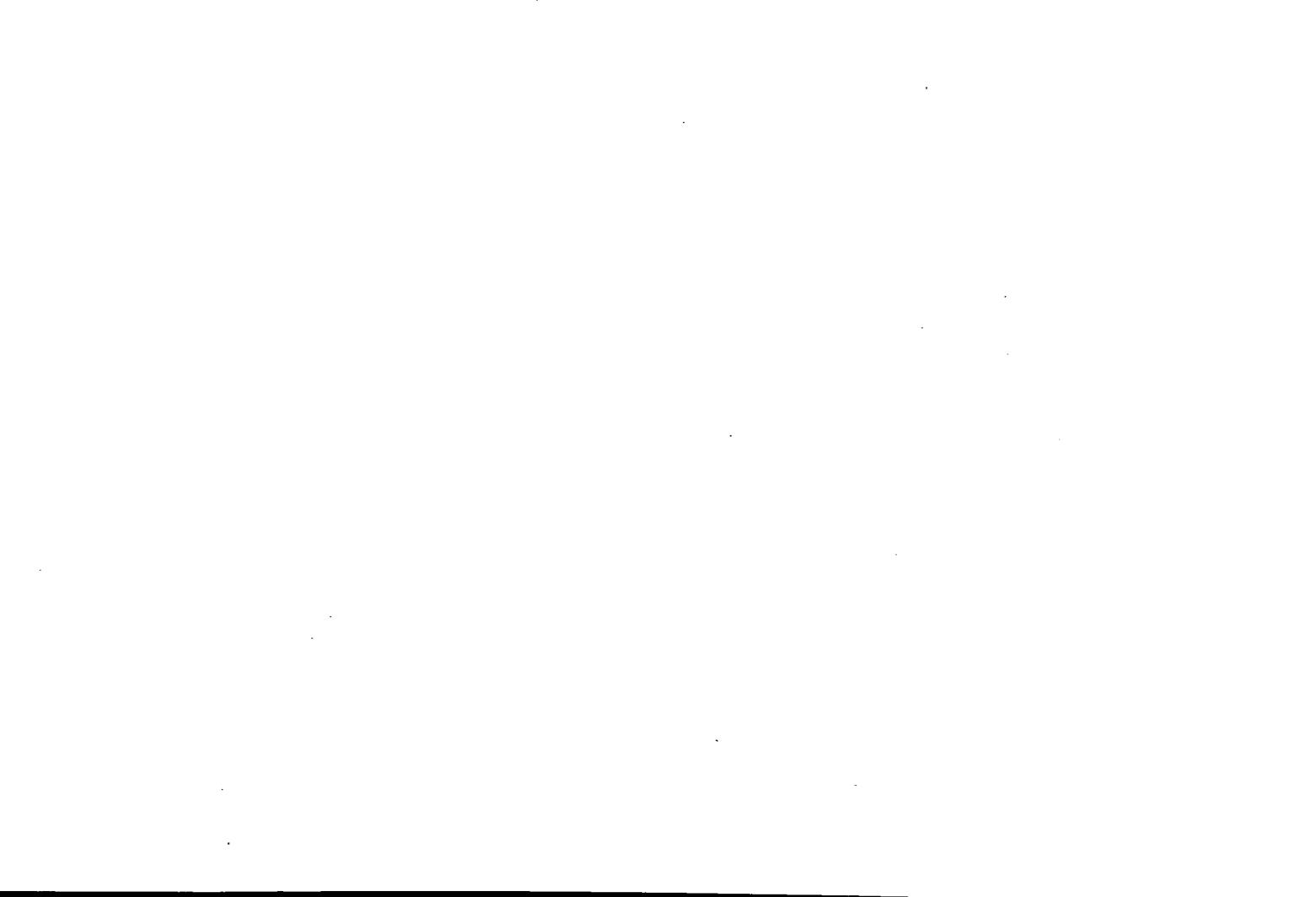
4. Literatur

V. Amann

Datenakquisition, in "Untersuchungen und Kartierung von Waldschäden mit Methoden der Fernerkundung", S. 22ff, DLR-1989

H. Kramer

Earth Observation - Remote Sensing
Survey of Missions and Sensors, DLR 1992



Fernerkundung von Standorteigenschaften mittels Flugzeugscanner

Th. Selige und T. Harrach *

An die angewandte Bodenkunde wird heute zunehmend die Aufgabe gestellt Bodenfunktionen kartographisch zu erfassen. In jüngster Zeit sind hier beispielsweise die Filterfunktionen für Nitrat und die Wasserspeicherfähigkeit zum Gegenstand besonderen Interesses geworden. Meist wird hierfür eine großmaßstäbige Kartierung 1 : 5000 gefordert. Zudem besteht ein steigendes Interesse frühzeitig schlagbezogene Karten der aktuellen Landnutzung zu erhalten. Die digitale Fernerkundung mit multispektralen Flugzeugscannern kann hierfür einen wichtigen Beitrag leisten. Dies insbesondere dann, wenn sie, integriert in ein GIS, mit einer Bodendatenbank und anderen Kartierungen, wie der Bodenschätzung, verknüpft werden kann.

Im folgenden sollen Untersuchungen von sanierungsbedürftigen Rekultivierungsgebieten des Braunkohlenabbaus im Rheinland vorgestellt werden, die mit dem Ziel durchgeführt wurden, ein großflächig einsetzbares Fernerkundungsverfahren zur Kartierung von Bodeneigenschaften anhand der Indikatorfunktionen des Pflanzenaufwuchses zu entwickeln.

Im Zusammenhang mit dem Braunkohlenabbau im Rheinland sind Flächen von mehr als 6000 ha für die landwirtschaftliche Nutzung rekultiviert worden. Als Ausgangsmaterial für diese, als Neulandböden bezeichneten, Auftragsböden dient schluffreicher Löß mit gelegentlichen Beimengungen von Kies und Sand.

Durch Bewirtschaftung, vor allem aber das Rekultivierungsverfahren treten auf den strukturlabilen Neulandböden, in unregelmäßigem Muster und kleinräumig verteilt, Verdichtungen im Bereich von 35 cm bis 80 cm Tiefe und teilweise darüberhinaus auf. In den verdichteten Bereichen werden Rohdichten von mehr als $1,8 \text{ g/cm}^3$ sowie Grobporenanteile $> 50 \mu\text{m}$ von weniger als 5% festgestellt. Als Parameter zur Beschreibung der Bodenverdichtung dient die Packungsdichte (DUMBECK 1986, HARRACH & VORDERBRÜGGE 1991).

Es wurde festgestellt, daß Horizonte mit hohen Packungsdichten die Durchwurzelbarkeit und somit den Wurzelraum begrenzen. Durch die verdichtungsbedingt eingeschränkte Durchwurzelung verringert sich die nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum und damit das Wasser- und Nährstoffaufnahmevermögen, so daß es, insbesondere unter Wasserstreßbedingungen, zu stark differenziertem Pflanzenaufwuchs und nachfolgend zu Ertragseinbußen kommt (SELIGE 1987, VORDERBRÜGGE 1989).

*Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstraße 3-5, D(W)-6300 Gießen

Für die Planung von Sanierungsmaßnahmen sollten diese punktuell gewonnenen Ergebnisse auf die Fläche übertragen und thematische Standortkarten der Ertragsfähigkeit, der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum und der Meliorierbarkeit erstellt werden.

Mit einer, an bodenkundlichen und pflanzenökologischen Parametern gezielten, sechsstufigen Boniturmethode wurde die Differenzierung der Pflanzenbestände ausgewählter Ackerschläge erfaßt. Da die Flächenleistung einer solchen Aufwuchsbonitur durch den hohen Personal- und Zeitaufwand begrenzt ist, sollte sie mit Fernerkundungsverfahren verknüpft werden und zur quantitativen Eichung von multispektralen Scanneraufzeichnungen eingesetzt werden.

Deshalb wurden ca. 1000 ha Neuland mit einem 11-kanaligen Flugzeugschanner vom Typ Daedalus AADS-1268 ATM (AMANN 1986) aus 270 m Höhe befliegen, wobei eine geometrische Auflösung von 70.70 cm (!!) erreicht wurde. Die radiometrische Auflösung umfaßt Spektralbereiche des sichtbaren Lichtes (VIS), des nahen (NIR), mittleren (MIR) und thermalen Infrarotes. Gleichzeitig wurden punktuell bodenkundliche und pflanzenökologische Merkmale ausgewählter Standorte erfaßt. Ergebnisse werden am Beispiel von Zuckerrüben vorgestellt.

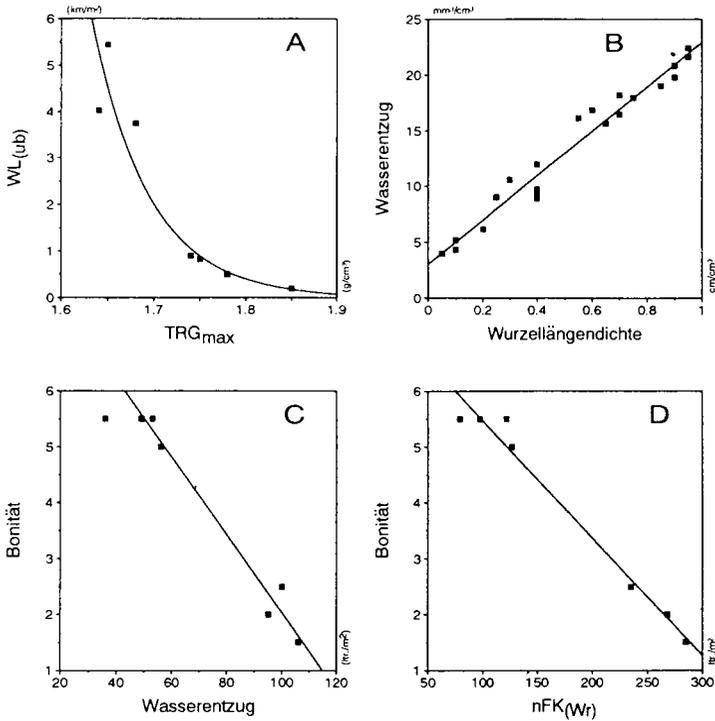
Die Untersuchungen konnten enge kausale Beziehungen zwischen Bodeneigenschaften und Pflanzenmerkmalen aufzeigen (SELIGE & VORDERBRÜGGE). So wurden enge Korrelationen gefunden

1. zwischen dem Verdichtungsgrad im Unterboden (maximales Trockenraumgewicht = $TRG_{max.}$) und der Durchwurzelung (Wurzellänge im Unterboden = $WL_{(ub)}$) (Abb. A),
2. zwischen Durchwurzelung und Wasserentzug (Abb. B),
3. zwischen dem Wasserentzug und der Aufwuchsbonität (Abb. C)
4. und auch zwischen der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum ($nFK_{(w)}$) und der Bonität (Abb. D).
5. Desweiteren konnte aus der Bonität der Ertrag abgeleitet werden (Abb. E).

Die Eignung von Pflanzenparametern und insbesondere der Aufwuchsbonität als biologischer Indikator für die Diagnose von Bodeneigenschaften konnte damit festgestellt werden.

Graphisch zusammengefaßt, werden die wichtigsten Aspekte dieser kausalen Verknüpfungen in der Abbildung des Systems Boden-Pflanze dargestellt.

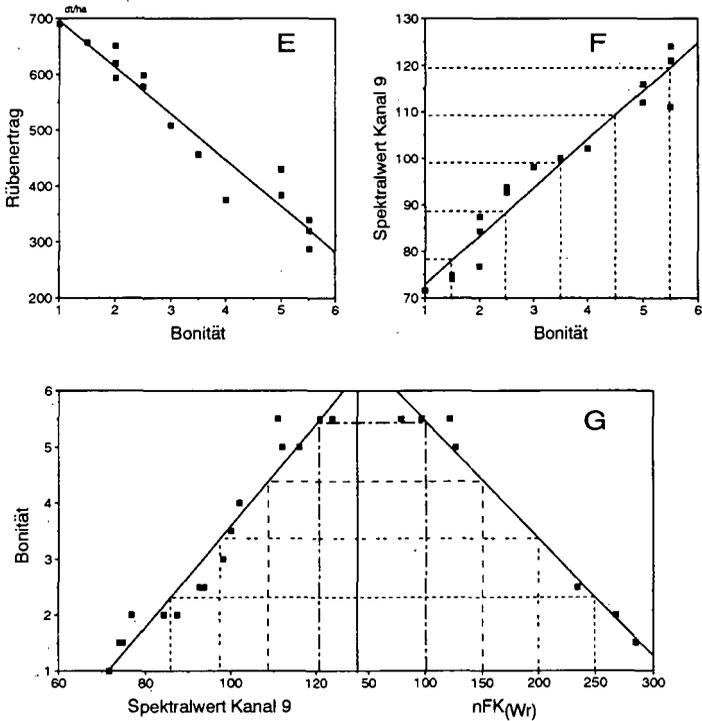
Aus der Literatur und eigenen Untersuchungen ist bekannt, daß verschiedene Spektralbereiche Pflanzenmerkmale wie Blattmasse und Deckungsgrad abbilden können. Da die Aufwuchsbonitur sich ihrerseits auf diese und weitere Merkmale stützt, korreliert die Pflanzenbonität ebenfalls mit verschiedenen Spektralbereichen, wie hier am Spektralkanal 9 (mittleres Infrarot), beispielhaft gezeigt (Abb. F).



Nach der Aufbereitung und Entzerrung der Scannerdaten in einer digitalen Bildverarbeitungsanlage wurden dann mittels Schwellwertverfahren thematische Klassifizierungen der Spektraldaten durchgeführt (Abb. F+G).

Da Fernerkundungssensoren die Lichtreflexion des Pflanzenaufwachses direkt aufnehmen, konnte die Aufwuchsbonität auch direkt über den Zusammenhang Bonität : Spektralwert quantifiziert werden, wie in Abb. F gezeigt. Die vorab festgelegten Boniturschwellwerte werden dazu über die Regressionsfunktion übertragen und somit Spektralklassen mit den Bedeutungen Bonität 1, 2, 3, usw. gebildet.

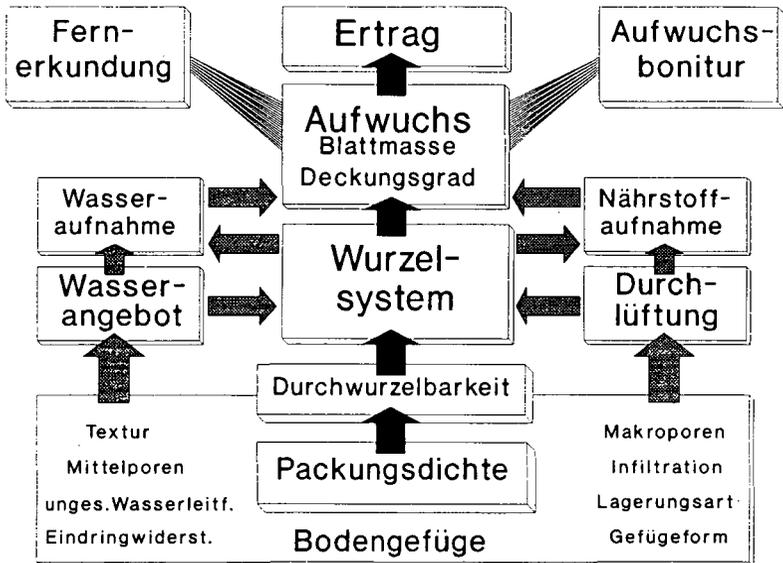
Da die Aufwuchsbonität den Indikator für die nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum darstellt (Abb. D), wurde sie für die $nFK_{(Wr)}$ -Klassifizierung berücksichtigt. Abb. G zeigt das Schwellwertverfahren, das sich grafisch als doppelte Spiegelung der Klassengrenzen an den Regressionsfunktionen darstellt.



Eine flächenhafte Beurteilung der Böden im Untersuchungsgebiet konnte somit durchgeführt werden, hinsichtlich

1. der Ertragsfähigkeit und
2. der nutzbaren Feldkapazität in Wurzelraum.
3. Abschließend wurde flächendeckend die physiologische Wirksamkeit des Verdichtungszustandes der Böden klassifiziert und damit eine Beurteilung deren Meliorierbarkeit erreicht.

Das System Boden-Pflanze



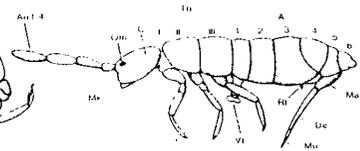
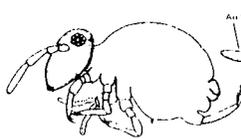
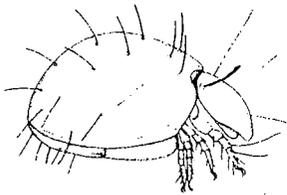
Literatur:

- Amann, V. (1986), *Multispektraler Linescanner DAEDALUS AADS 1268 (ATM) — Leitfaden für den Datennutzer*. Interne Mitteilung der DFVLR, Oberpfaffenhofen
- Dumbeck, G. (1986), *Bodenphysikalische und funktionelle Aspekte der Packungsdichte von Böden*. Dissertation, Gießen, 236 S.
- Harrach, T. & Th. Vorderbrügge (1991), *Die Wurzelentwicklung von Kulturpflanzen in Beziehung zum Bodentyp und Bodengefüge*. In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 2: Bodengefüge; Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft (204), 69–82, Paul Parey Verlag
- Selige, Th. (1987), *Bodenphysikalische Kennwerte und ihr Einfluß auf Durchwurzelung und Ertrag von Zuckerrüben auf unterschiedlich rekultivierten Böden aus Löß in der Niederrheinischen Bucht*. Diplomarbeit, Inst. f. Bodenkunde u. Bodenerh., Gießen, 121 S.
- Selige, Th. & Th. Vorderbrügge (1991), *Roots and Yield as Indicators of Soil Structure*. In: Root Ecology and its practical application, 3. Symposium, International Society of Root Research (ISRR), Vienna, Sept. 2nd – 6th, (im Druck)
- Vorderbrügge, Th. (1989), *Einfluß des Bodengefüges auf Durchwurzelung und Ertrag bei Getreide — Untersuchungen an rekultivierten Böden und einem langjährigen Bodenbearbeitungsversuch*. Dissertation, Gießen, 320 S.

Referate und Posterbeiträge

Sitzung der Kommission III (Bodenbiologie)

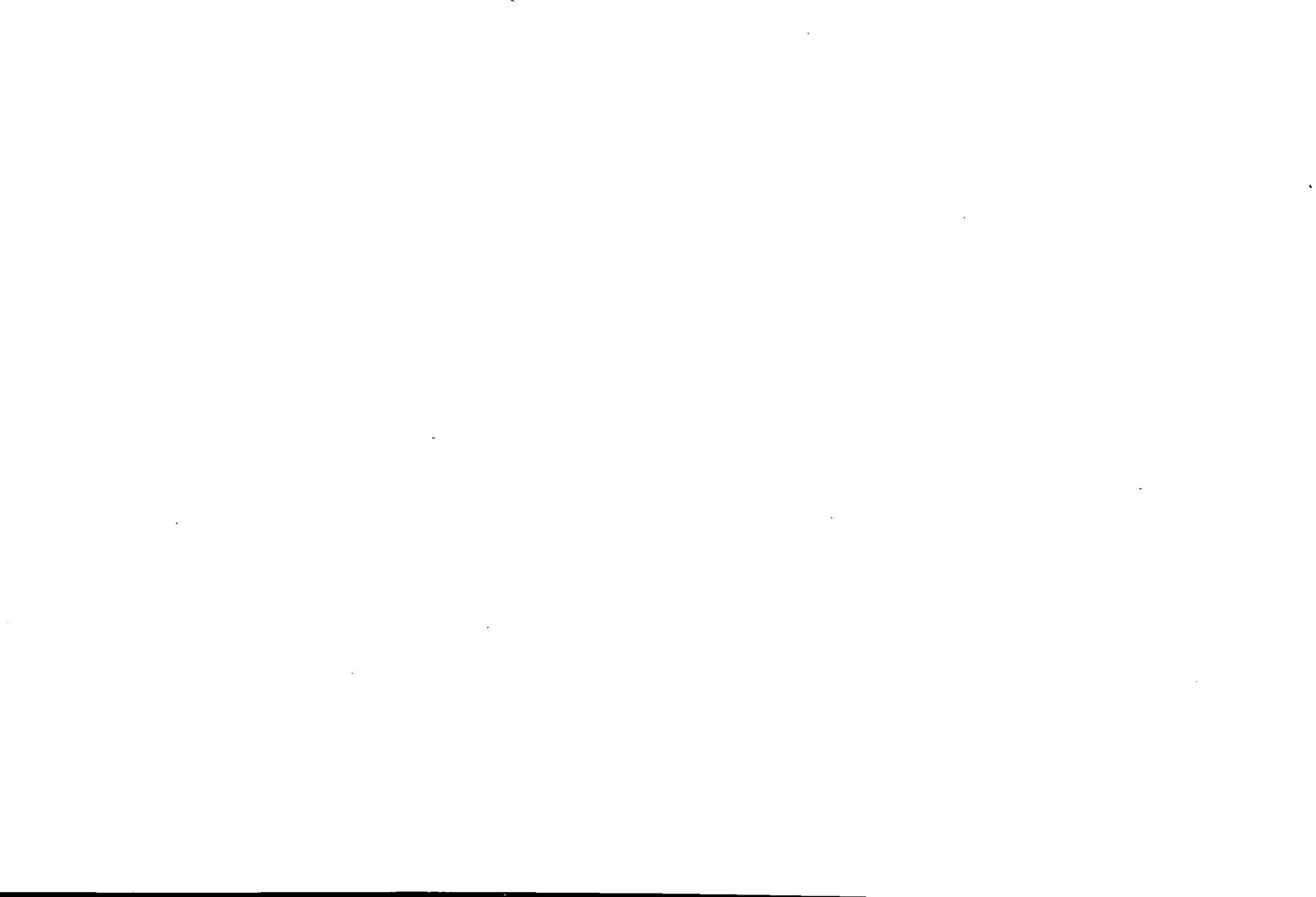
Ergebnisse und Entwicklungstendenzen der Bodenzoologie



13. bis 16. September 1992

Kloster Michaelstein/Blankenburg





Die Habitatbindung von Bodentieren:
das Problem einer Kausalanalyse am Beispiel des
Verteilungsmusters der Regenwurmfauna eines Buchenwaldes
in einem Gradienten von Basalt zu Kalk

von

Schaefer, M., M. Bonkowski, M. Judas u. J. Schauer mann *)

1. Einleitung

Die Streuschicht und die oberen Bodenzonen von Laubwäldern der gemäßigten Breiten sind von einer Fülle von Tierarten besiedelt. Diese Diversität der Bodenfauna bringt für die ökologische Analyse eine Reihe von Schwierigkeiten mit sich:

- (1) Es besteht das Problem der Erfassung der Tierpopulationen ganz unterschiedlicher Größe und Lebensform; die Deskription der Bodenfauna erfordert einen vielschichtigen methodischen Ansatz (Dunger & Fiedler 1989).
- (2) Zentral ist die - schwer analysierbare - Frage der Habitatbindung dieser Arten. Welche Faktoren bedingen Vorkommen, Dominanz oder Fehlen der Populationen? (Schaefer 1991).
- (3) Studiert werden sollten die - vielschichtigen - Bedingungen für die Koexistenz dieser vielen Populationen mit möglichen Konkurrenzwirkungen zwischen ihnen (Anderson 1975; Schaefer 1991).
- (4) Eine wichtige Frage ist die biotische Verflechtung der Arten in einem hochkomplexen Nahrungsnetz (Pimm et al. 1991).
- (5) Schließlich ist eine der Hauptschwierigkeiten der bodenbiologischen Forschung, die biotische Mannigfaltigkeit (Biodiversität) mit der Funktion der Bodenfauna in Ökosystemprozessen (z.B. als Steuergrößen für Stoffflüsse) zu verknüpfen (Schaefer 1993).

Wir möchten im Folgenden den Themenbereich (2) an einem Beispiel - dem räumlichen Verteilungsmuster der Regenwürmer als einer wichtigen Gruppe der Bodenmakrofauna in einem Buchenwald mit heterogenen Bodenbedingungen - diskutieren. Die Kenntnisse über die Zusammensetzung der Bodentiergemeinschaft und die Populationsstruktur von Arten (vor allem die Dominanzverhältnisse) fordern die Frage heraus, welche abiotischen und biotischen Faktoren die Bindung der Arten an den untersuchten spezifischen Lebensraum bedingen. Genauso wichtig ist die Beschäftigung mit der Frage, warum Arten, die einem Arten-Pool mit potentieller Siedlungsmöglichkeit angehören, der untersuchten Gemeinschaft fehlen.

Diese Analyse ist aus mehreren Gründen besonders aktuell: Bodenzoologische Arbeiten bestehen häufig auf der einen Seite aus einer Faunenanalyse und auf der anderen Seite aus einer Charakterisierung des Habitats in mehr oder weniger großer Ausführlichkeit, ohne die Ausprägung der Fauna konkret zu diesen Milieufaktoren in Beziehung zu setzen. Wenn diese Verknüpfung versucht wird, besteht sie fast immer nur aus einer Korrelationsanalyse, in vielen Fällen verbunden mit einem hohen statistischen Aufwand, den moderne multivariate Verfahren und die Verfügbarkeit von Computern möglich machen. Schließlich erfordert das Bemühen, Bioindikatoren für Umweltbedingungen, vor allem auch anthropogene Streßwirkungen, zu finden,

*) II. Zoologisches Institut, Abteilung Ökologie, Universität Göttingen,
 Berliner Str. 28, 3400 Göttingen

eine Kausalanalyse der Habitatrelation.

Einfache Kausalitätswirkungen in dem Beziehungssystem "Population einer Art <--> Umwelt" sind fast immer nicht gegeben, weil eine Fülle von Faktoren - auch biotische wie Nahrungsverfügbarkeit, Feinddruck oder interspezifische Konkurrenz - in Frage kommen. Dementsprechend ist die Interpretation von Fangdaten unsicher oder führt zu falschen Schlüssen. Dennoch ist das Problem der Habitatrelation und Habitatbindung ein zentrales Kapitel der modernen Bodenzoologie.

In der Methodik des Vorgehens ist folgende Sequenz sinnvoll:

Empirische Analyse (Fauna und Faktoren) + ökologisches Grundwissen

--> Interpretation, Hypothesenbildung

--> experimentelle Prüfung

--> Falsifizierung oder Verifizierung

(--> erneute Hypothesenbildung

--> mit einer Wiederholung der genannten Schritte)

--> Erkenntnisse über Habitatbindung.

2. Fragestellung

Im Rahmen eines größeren Forschungsvorhabens "Stabilitätsbedingungen von Waldökosystemen" (Ulrich 1989) werden auf dem Kleinen Gudenberg bei Zierenberg ("Fallstudie Zierenberg") in einem interdisziplinären Forschungsansatz der Stoffhaushalt bilanziert und Einflußgrößen auf das Stoffflußgeschehen - darunter die Fauna - untersucht (Eichhorn 1991). In dem basenreichen Buchenwald-Ökosystem mit einem Gradienten von Basalt (Kuppe) zu Kalk (Hangfuß) führen anthropogene N- und H-Einträge zu Stickstoffüberschüssen und Nitratausträgen. Möglicherweise spielt dabei "Humusdisintegration", eine Störung der Repolymerisation von Stickstoffverbindungen durch saure Deposition und freie Al^{3+} -Ionen, eine Rolle.

Für die Fauna stehen folgende Detailfragen im Vordergrund (Schaefer 1992; Schauerermann 1992):

- (1) Wie wirkt sich die Stickstofffreisetzung über Humusdisintegration auf die Fauna aus?
- (2) Wie läßt sich die Bodenfauna in einem mullartigen Moder mit einer Mittelstellung zwischen Moder (Sauerhumusbuchenwald - Solling) und Mull (Kalkbuchenwald - Göttinger Wald) charakterisieren?
- (3) Wie sind die Tiergemeinschaften in einem Gradienten von Basalt zu Kalk verteilt?
- (4) Welche Anteile der Fauna haben eine bedeutende Steuerfunktion im Stoffumsatz unter den Bedingungen der Versauerung und der N-Freisetzung?

Es wurde noch kein meßbarer Effekt der Stickstofffreisetzung auf die Fauna beobachtet; längerfristig wird sich die Humusform in Richtung Moder entwickeln. Indirekt hat die Präsenz von Brennessel eine Wirkung: auf ihr entwickelt sich eine typische Fauna. Auf dem Gudenberg ist die Makrofauna geringer, die Mesofauna stärker entwickelt als in Mullböden. Für viele Faunengruppen ergaben sich deutliche Gradienten. Es gibt potente Zersetzergruppen für die krautigen Pflanzen, auch für *Urtica*. (Vgl. die detaillierte Darstellung in Schaefer 1992; Schauerermann 1992).

In der vorliegenden Arbeit sei das Verteilungsmuster der Regenwürmer in dem Buchenwald auf dem Kleinen Gudenberg als einer biomasse-dominanten Makrofaunagruppe im Zusammenhang mit den erwähnten konzeptionellen und methodischen Problemen im Detail analysiert. Gradienten wie in dem untersuchten Wald erleichtern im Prinzip die Interpretation von Verteilungsmustern im Hinblick auf Habitatbindung.

3. Der Lebensraum

Der Kleine Gudenberg ist von einem 140-jährigen Buchenbestand bedeckt. An die Basaltkuppe (Ba) grenzt ein Übergangsbereich ("Mittelhang" Mi) mit mosaikartig wechselnden Bodenbedingungen auf Basalt oder Kalk als Untergrund und starker Entwicklung von Brennessel (*Urtica dioica*). Der Hangfuß (Ka) hat Kalk als Muttergestein.

Die drei Standorte unterscheiden sich in wichtigen Umweltfaktoren (Tab. 1). Die Basaltkuppe ist in ihrer Humusform - mit Einschränkungen (C/N-Verhältnis, Krautmasse) - mehr der Kategorie mullartiger Moder zuzuordnen (vgl. im übrigen Hartwig et al. 1991). Unter der Mikrofauna haben die Protozoen, unter der Mesofauna Enchytraeiden, Collembolen, Hornmilben und Gamasiden einen Verteilungsschwerpunkt auf der Basaltkuppe (Wellner 1991a, 1991b; Schlaghamersky 1992; Koch, in Vorb.; Schulz 1991).

Tab. 1: Charakterisierung der drei Standorte des Gudenbergs im Hinblick auf einige wichtige Umweltfaktoren (zum Teil Jahresmittelwerte, zum Teil exemplarische Messungen). (Einzelheiten in Hartwig et al. 1991).

	Ba	Mi	Ka
Streufall (Kronenblätter) (g TM m ⁻²)	509	445	375
Streuschicht (g AFTM m ⁻²)	1900	1400	1600
Wassergehalt, A-Hor. (% der TM)	45	42	60
pH-Wert, A-Hor. (CaCl ₂)	5.0	5.7	6.7
C-Gehalt, A-Hor. (% der TM)	5.7	6.8	13.6
C/N-Verhältnis, A-Hor.	15.0	16.7	18.8
Mikrobielle Biomasse (C-Gehalt im Frühjahr) (mg C/100 g TG Boden)	73	73	168
Krautschicht (TM frisch im April) (kg m ⁻²)	0.27	0.27	0.04
Krautarten	reich	dominant <i>Urtica</i>	reich bis arm

Ba = Basaltkuppe, Mi = Ökoton Basalt-Kalk (Mittelhang), Ka = Hangfuß Kalk

4. Methodik

Die Regenwurmfaua wurde mit Handauslese und Extraktion von Bodenproben nach Kempson erfaßt; eine Formolaustreibung war nicht möglich, weshalb *Lumbricus terrestris* nicht quantitativ erfaßt werden konnte. Für Wahlversuche mit unterschiedlichen Bodensubstraten und unterschiedlichem Pflanzenmaterial dienten durch Einsätze geviertelte runde Kunststoffgefäße (Details in Bonkowski 1991a, 1991b, 1991c).

5. Ergebnisse: das Verteilungsmuster der Regenwurmfaua

5.1. Befunde

Auf dem Gudenberg kommen 10 Regenwurmartarten vor (Tab. 2). Der Mittelhang (Mi) wies mit durchschnittlich 218 Ind m⁻² und 24 g FM m⁻² die höchste Abundanz und Biomasse auf; für die Basaltkuppe (Ba) waren die entsprechenden Werte 114 Ind m⁻² und 15 g FM m⁻², für die Kalk-Tallage (Ka) 67 Ind m⁻² und 23 g FM m⁻² (Bonkowski 1991a, 1991b, 1991c).

Dominant ist die endogäische Art *A. caliginosa* sowohl hinsichtlich Abundanz als auch Biomasse. *A. caliginosa* war in Ka in deutlich geringerer Dichte/Biomasse als in Mi und Ba vertreten. *A. rosea* kam bevorzugt in Mi vor. Bei *Octolasion* bestand eine Präferenz für Ka. *L. terrestris* kam in den Handausleseproben nur in Ka vor, war aber im übrigen auf allen Flächen zu finden.

Tab. 2: Mittlere Abundanz N (Ind m⁻²) und Biomasse B (g FG m⁻²) der Regenwürmer auf den drei Untersuchungsflächen des Kleinen Gudenbergs.

Arten		Ba		Mi		Ka	
		N;B	SD	B;N	SD	B;N	SD
Epigäische Arten							
<i>Dendrobaena pygmaea</i>	N	22	± 17	66	± 43	19	± 18
	B	0.5	± 0.4	1.3	± 0.8	0.4	± 0.5
<i>Dendrobaena octaedra</i>	N	2	± 5	1	± 2	< 1	± 1
	B	0.2	± 0.4	< 0.05		< 0.01	
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	N	8	± 9	9	± 10	2	± 4
	B	0.8	± 1	0.4	± 0.5	0.2	± 0.4
<i>Lumbricus castaneus</i>	N	< 1	± 1				
	B	< 0.05					
<i>Lumbricus rubellus</i>	N			< 1	± 1		
	B			< 0.05			
Endogäische Arten							
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	N	55	± 33	76	± 43	9	± 4
	B	10	± 6	13	± 9	2	± 2
<i>Aporrectodea rosea</i>	N	24	± 19	48	± 22	21	± 14
	B	2	± 2	4	± 2	3	± 2
<i>Octolasion sp.</i>	N	2	± 3	13	± 16	8	± 5
	B	0.1	± 1	2	± 2	1	± 1
<i>Octolasion lacteum</i>	N	< 1	± 1	3	± 5	3	± 4
	B	0.2	± 1	1	± 2	5	± 6
<i>Octolasion cyaneum</i>	N	< 1	± 1	2	± 5	4	± 8
	B	0.5	± 2	2	± 4	8	± 22
Anözische Art							
<i>Lumbricus terrestris</i>	N					1	± 3
	B					3	± 7
Summe	N	114		218		67	
	B	15		24		23	

SD = Standardabweichung. Weitere Erklärung s. Tab. 1.

5.2. Mögliche Kausalfaktoren nach Freilanddaten

Eine statistische Analyse der Verteilung der Regenwürmer nach einer Korrespondenzanalyse (DCA) ergab eine Gruppenbildung für *A. caliginosa/rosea*, für die *Octolasion*-Arten und für epigäische Arten. Nach einer kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) bestand für den Mittelhang kein Zusammenhang

zwischen der Siedlungsdichte der Regenwürmer und dem pH-Wert oder der Bodenfeuchte oder der Entfaltung der Krautschicht (unter Einschluß der Brennessel). Die Korrelationsanalysen ermöglichten keine Interpretation des Verteilungsmusters.

Eine gezielte Beprobung ergab hohe Dichten von Regenwürmern unter Grasbewuchs. Unter mit Gräsern bewachsenen Flächen im Freiland war die Regenwurmbiomasse im Vergleich zu den Versuchsfeldern auf das 2-3fache erhöht.

5.3. Bewertung der Befunde und Hypothesen über die Ursachen des Verteilungsmusters

Die Regenwurm-Zönose ist eine typische Mull-Buchenwaldgemeinschaft, wie ein Vergleich mit der Regenwurmfauuna eines Göttinger Kalkbuchenwaldes ergibt (Judas 1989; Judas et al. 1989); dies ist ein zu erwartender "unproblematischer" Befund. Beispiele für "problematische", schwer zu interpretierende Befunde sind: die nicht-kongruente Verteilung der beiden *Aporrectodea*-Arten; die geringere Besiedlung der Kalkzone durch Regenwürmer; die geringe Präsenz von *Lumbricus terrestris* in dem untersuchten Buchenwald.

Für die Interpretation des Verteilungsmusters der Lumbriciden lassen sich nun einige Hypothesen formulieren. Allgemein mag gelten: Für die Verteilung der Regenwürmer spielen neben pH und Bodenfeuchte das Nahrungsangebot in Qualität und Quantität (organische Substanz, Streu, Mikrofauna, Mikroflora) sowie weitere Eigenschaften des Bodensubstrates (z.B. Ca-Verfügbarkeit) eine wichtige Rolle. Als "Ad hoc-Hypothesen" sind z.B. zu werten: Manche der Regenwurm-Populationen bevorzugen das Bodensubstrat des Mittelhangs. Manche der Regenwurm-Populationen bevorzugen Streu oder unterirdisches Pflanzenmaterial von *Urtica*.

5.4. Experimentelle Prüfung

Diese Hypothesen wurden für einige Faktorenkomplexe experimentell geprüft (Bonkowski 1991a; Bonkowski & Schaefer, in Vorb.).

Bodensubstrat. Angeboten wurde in Wahlversuchen Erde von der Basaltkuppe (Ba), dem Mittelhang (Mi) und dem Kalk-Hangfuß (Ka); eine vierte Variante war eine gekalkte Erde von der Basaltkuppe. Neben dem Präferenzverhalten wurden produktionsbiologische Parameter der Regenwürmer bestimmt. Es ergab sich: Keine Art bevorzugte die Mi-Erde bei Angebot aller drei Erdsorten. Für *A. caliginosa* ergab sich eine Präferenz für die Ba-Erde. *A. caliginosa* hatte in Bodensubstrat von Ka den stärksten Zuwachs und in der Mi-Erde die höchste Kotproduktion. *L. terrestris*, *A. rosea* und die *Octolasion*-Arten hatten eine Präferenz für die Ka-Erde und mieden die Ba-Erde auch dann, wenn sie gekalkt war. Die Qualität des Bodens als Nahrungssubstrat hatte also folgende Sequenz: Ka-Erde > Ba-Erde > Mi-Erde. Eine teilweise Erklärung für dieses Muster der Bevorzugung könnte sein: Die Ka-Erde ist unter anderem durch einen hohen C-Gehalt charakterisiert, das Bodensubstrat in Ba hat eine hohe Protozoen-Masse (Wellner 1991a, 1991b), beides Faktoren, die die Entwicklung endogäischer Regenwürmer begünstigen könnten. Auf jeden Fall ist der Schluß zulässig, daß die Qualität des Bodens als Nahrungssubstrat nicht verantwortlich ist für die hohe Abundanz der Lumbriciden am Mittelhang.

Pflanzenbiomasse und -nekromasse. In Labor-Wahlversuchen mit den Kräutern *Urtica dioica* und *Mercurialis perennis* in den Varianten "junge eingetopfte Pflanzen", "unterirdische Wurzelstreu", "oberirdische Laubstreu" und der "Kontrolle: Buchenlaubstreu" zeigte sich, daß der Regenwurm *A. caliginosa* im ersten Fall die Brennessel-Rhizosphäre, im zweiten Fall die Laubstreu von Binkelkraut bevorzugte. Das Angebot an spezifischem oberirdischem und unterirdischem Kraut-Material könnte also entsprechend der Hypothese einer der Kausalfaktoren sein, die das Verteilungsmuster bestimmen.

Mikrofauna. *A. caliginosa* bevorzugte Bodensubstrat mit einer hohen Protozoen-Dichte. Da Protozoen am stärksten auf der Basaltkuppe entwickelt sind, könnte dies - wie auch in der Hypothese formuliert - zu der dort beobachteten stärkeren Entfaltung von *A. caliginosa* beitragen.

5.5. Zusammenfassende Deutung

Aus den Datenmengen für die Verteilung der Regenwürmer im Freiland und den Versuchen im Labor lassen sich einige mögliche Kausalitäten erkennen; es bleiben aber nicht beantwortbare Fragen.

Für die Lumbriciden insgesamt ist der Mittelhang am günstigsten, wohl wegen der hohen Qualität der Kraut-Nahrung und des ausgeglichenen Feuchteregimes. Auf der Basaltkuppe mag Frost im Frühjahr, am Kalkhang Sommertrockenheit ein Extremfaktor sein und sich negativ auf die Entwicklung der Fauna auswirken.

A. caliginosa ist als Art sehr anpassungsfähig; warum sie nur in geringer Abundanz in der Kalkzone vorkommt, ist vorerst nicht zu deuten. *A. rosea* kommt generell zusammen mit *A. caliginosa* vor; das von der letztgenannten Art abweichende Verteilungsmuster in dem untersuchten Wald ist nicht zu deuten. Die *Octolasion*-Arten gelten als kalziphil und kommen allgemein in tieferen Bodenhorizonten vor; der hohe C-Gehalt des Bodens in der Kalktallage mag diese beiden Arten begünstigen. *L. terrestris* war in dem Untersuchungsgebiet gering vertreten (auch wenn man die Probleme der Erfassung dieser Art mit in Rechnung stellt); für diese Population widrige Umweltfaktoren könnten sein: auf der Basaltkuppe die fehlende Klüftigkeit des C-Horizontes, in der Kalktallage Feinddruck durch Chilopoden oder Sommertrockenheit; das Fehlen der Art auf dem Mittelhang ist nicht deutbar.

Die für die Regenwürmer diskutierten Schwierigkeiten in der Erklärung mancher Verteilungsmuster bestehen auch bei anderen Gruppen der Bodenmakrofauna. Dies ergab sich für Schnecken (Gastropoda), Asseln (Isopoda) und Doppelfüßer (Diplopoda) des Kleinen Gudenbergs (Nieselt 1991a, 1991b; Nieselt & Schaefer, in Vorb.).

6. Schlußfolgerungen: Das Problem der Kausalität der Habitatbindung

Es ergaben sich für die Regenwürmer deutliche räumliche Muster (z.B. Bevorzugung des Mittelhangs durch manche Populationen). Ein wichtiges Ergebnis ist, daß das Verteilungsmuster der Tierpopulationen in dem Gradienten keinen klaren Regeln und Gesetzmäßigkeiten gehorcht. Statistische multivariate Analysen erbrachten häufig keine signifikanten Aussagen. Experimente konnten zur Deutung der räumlichen Muster beitragen.

Wichtige kausale Faktoren der Habitatbindung von Bodentieren sind sicher unter anderem das Nahrungsangebot und abiotische Einflüsse des Mediums Boden.

Das Problem einer präzisen, eindeutigen Relation "Zusammensetzung der Fauna <--> Umweltfaktoren" ist nicht gelöst. Es muß offen bleiben, ob man die Frage nach der Habitatbindung von Bodentierpopulationen überhaupt eindeutig beantworten kann. Besondere Probleme bestehen beim Vorkommen (Präsenz) einer Art im Erkennen der "Schlüsselfaktoren", in der Schwierigkeit oder Unmöglichkeit der Quantifizierung biotischer Einflüsse, in der Anwendung einer passenden Statistik, in der Konzipierung von präzise Aussagen ermöglichenden Experimenten, in der Trennung von miteinander gekoppelten Faktoren, in der Wirkung von Stochastizität und im Erkennen des Einflusses der Geschichte des Standorts. Beim Fehlen (Absenz) einer Art gibt es die Schwierigkeit der Abgrenzung des Arten-Pools, der eine Quelle für potentielle Siedler sein könnte.

7. Zusammenfassung

Für einen Buchenwald in einem Gradienten von Basalt zu Kalk wurde das Verteilungsmuster der 10 Regenwurmarten untersucht und über multivariate Verfahren und Experimente eine Kausalanalyse versucht. Es ergaben sich auch durch Experimente nicht deutbare räumliche Muster: *var. Lumbricus terrestris* allgemein in dem Wald gering vertreten; *Aporrectodea caliginosa* konnte sich in der Kalkzone nur gering entfalten. Die Problematik der kausalen Interpretation der Habitatrelation von Bodentieren wird diskutiert.

8. Literatur

- Anderson, J.M. (1975): The enigma of soil species diversity. In: J. Vanek (ed.) Progress in soil zoology. pp. 51-58. Prague: Academia, The Hague: Junk.
- Bonkowski, M. (1991a): Untersuchungen zum Verteilungsmuster der Regenwürmer (Lumbricidae) in einem Buchenwald auf Basalt und Kalk. Diplomarbeit, Göttingen.
- Bonkowski, M. (1991b): Verteilung der Regenwürmer (Lumbricidae) eines Buchenwaldes in einem Gradienten Basalt-Kalk. I. Abundanz. Forschungsberichte der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt **13**, 57-62.
- Bonkowski, M. (1991c): Verteilung der Regenwürmer (Lumbricidae) eines Buchenwaldes in einem Gradienten Basalt-Kalk. II. Untersuchungen zur Biomasse. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen (B) **22**, 370-372.
- Dunger, W., H.J. Fiedler (Hrsg.) (1989): Methoden der Bodenbiologie. Jena: Gustav Fischer.
- Eichhorn, J. (Hrsg.) (1991): Fallstudie Zierenberg: Streß in einem Buchenwaldökosystem in der Phase einer Stickstoffübersättigung. Forschungsberichte der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt **13**, 1-117.
- Hartwig, I., B. Heiligenstadt, M. Judas, H. Karst, J. Schauermann (1991): Abiotische Parameter der tierökologischen Untersuchungsflächen im Basalt-Kalk-Gradienten des Kleinen Gudenbergs (Zierenberg, Nordhessen). Forschungsberichte der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt **13**, 45-52.
- Judas, M. (1989): Populationsökologie der Regenwürmer (Lumbricidae) in einem Kalkbuchenwald: Abundanzdynamik und Bedeutung von Nahrungsressourcen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen (A) **53**, 1-140.
- Judas, M., K. Poser, H.G. Joger, M. Schaefer (1989): Langfristige Populationsdynamik der Regenwürmer (Lumbricidae) eines Kalkbuchenwaldes. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **17**, 245-250.
- Niesel, A. (1991a): Untersuchungen zum Verteilungsmuster saprophager Makroarthropoden (Isopoda, Diplopoda) und Gastropoden in einem Buchenwald auf Basalt und Kalk. Diplomarbeit, Göttingen.
- Niesel, A. (1991b): Zum Verteilungsmuster von Gastropoden und saprophagen Makroarthropoden in einem Buchenwald auf Basalt und Kalk. Forschungsberichte der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt **13**, 66-71.
- Pimm, S.L., J.H. Lawton, J.E. Cohen (1991): Food web patterns and their consequences. Nature **350**, 669-674.
- Schaefer, M. (1991): The animal community: diversity and resources. In: E. Röhrig, B. Ulrich (eds.) Temperate deciduous forests (Ecosystems of the World). pp. 51-120. Amsterdam: Elsevier.
- Schaefer, M. (1992): Teilprojekt PC-3: Bodentiergemeinschaften (Saprophage, Zoophage) als Abbild der standörtlichen Bedingungen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen (B) **31**, 129-144.
- Schaefer, M. (1993): Interspecific interactions in the soil community. Acta zoologica fennica, in press.
- Schauermann, J. (1992): Teilprojekt PC1: Wirkung der Bodentiere auf den Abbau der Wurzel- und Laubstreu. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen (B) **31**, 98-114.

- Schlaghamersky, J. (1992): Die Enchytraeiden eines Fichten- und eines Buchenwaldes: Einfluß von Bodenfaktoren und sauren Immissionen. Diplomarbeit, Göttingen.
- Schulz, E. (1991): Die Milbenfauna (Acari: Mesostigmata und Cryptostigmata) in Lebensräumen auf Kalkgestein: Populations-ökologie, Sukzession und Beziehungen zum Lebensraum. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen (A) 79, 1-245.
- Ulrich, B. (1989): Stabilitätsbedingungen von Waldökosystemen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen (B) 14, 1-279.
- Wellner, G. (1991a): Die Mikrofauna verschiedener Waldstandorte. II. Protozoen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen (B) 22, 366-369.
- Wellner, G. (1991b): Die Protozoen eines Buchenwaldes: Populationsdynamik und Biomasse. Forschungsberichte der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt 13, 72-77.

Freilandökologische Untersuchungen an Asseln (Crust.:
Isopoda) in unterschiedlichen Biotoptypen in Berlin
von Platen, R.⁺⁾

1. Einleitung und Methodik

In den Jahren 1983 bis 1989 wurden in unterschiedlichen Biotoptypen Berlins (Wäldern, Mooren, Trockenrasen und innerstädtische Ruderalflächen) Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften mit Bodenfallen durchgeführt (Platen 1989, Platen & Wunderlich 1990). Die dabei mitgefangenen Isopoden wurden ebenfalls determiniert und quantitativ ausgezählt. Für einige Arten konnte die Verbreitung innerhalb des Stadtgebietes, ihre Verteilung auf unterschiedliche Biotoptypen und damit ihr ökologischer Typ festgestellt werden.

2. Ergebnisse

2.1 Der Artenbestand

Durch Dahl (1916), Fritsche (1936) sowie durch eigene Untersuchungen wurden im Stadtgebiet von Berlin 29 Isopodenarten nachgewiesen. Die Nomenklatur richtet sich nach Schmölzer (1965) sowie Sutton (1972). Die Festlegung des ökologischen Typs erfolgte nach demjenigen Biotoptyp, in welchem eine Art am häufigsten auftrat.

Familie/Art	Ökologischer Typ
<u>Asellidae</u>	
Asellus aquaticus (Carl, 1908)	hy
<u>Ligiidae</u>	
Ligidium hypnorum (Cuvier, 1792)	eu
<u>Squamiferidae</u>	
Platyarthrus hoffmannsegi Brandt, 1833	myrm
<u>Trichoniscidae</u>	
* Androniscus dentiger Verhoeff, 1908	syn
* Cordioniscus stebbingi (Patience, 1907)	syn
Haplophthalmus danicus Budde-Lund, 1879	syn
Haplophthalmus mengei (Zaddach, 1884)	x
Hyloniscus vividus (C.L. Koch, 1844)	syn, h w
* Miktoniscus linearis (Patience, 1908)	syn

+) Institut für Bodenzoologie und Ökologie, Freie Universität Berlin, Tietzenweg 85/87, W-1000 Berlin-45

Familie/Art	Ökologischer Typ
* <i>Trichoniscus albidus</i> (Budde-Lund, 1879)	syn
<i>Trichoniscus pusillus</i> Brandt, 1833	h (w)
<u>Oniscidae</u>	
<i>Oniscus asellus</i> Linné, 1758	syn, h
<i>Philoscia muscorum</i> (Scopoli, 1763)	eu
<u>Porcellionidae</u>	
<i>Metoponorthus pruinus</i> Brandt, 1833	x, th
<i>Porcellio dilatatus</i> (Brandt, 1833)	syn, x, th
<i>Porcellio laevis</i> (Latreille, 1804)	syn, x, th
<i>Porcellio scaber</i> Latreille, 1804	syn, eu
<i>Porcellio spinicornis</i> Say, 1818	syn, x, th
<i>Porcellium conspersum</i> (C.L. Koch, 1838)	h w
<i>Trachelipus nodulosus</i> (C.L. Koch, 1838)	x, th
<i>Trachelipus rathkei</i> (Brandt, 1833)	eu
<i>Trachelipus ratzeburgi</i> (Barndt, 1833)	(h) w
<u>Cylisticidae</u>	
<i>Cylisticus convexus</i> (De Geer, 1778)	(h)
<u>Armadillidiidae</u>	
<i>Armadillidium nasatum</i> Budde-Lund, 1885	x, syn
<i>Armadillidium pictum</i> (Brandt, 1833)	x
<i>Armadillidium pulchellum</i> (Zencker, 1799)	(x)(w)
<i>Armadillidium vulgare</i> Latreille, 1804	x
<i>Armadillidium zenckeri</i> Brandt, 1833	(h)(w)
* <i>Armadillo officinalis</i> Duméril, 1816	syn

Tab. 1: Liste der in Berlin nachgewiesenen Isopodenarten mit Angabe ihres ökologischen Typs. Es bedeutet: hy=hydrobiont, h=hygrophil, x=xerophil, eu=euryök, w=in Wäldern: h=in nassen, (h)=in feuchten, (x)=in trockneren, (w)=auch in Freiflächen, syn=synanthrop im engeren Sinne, th=thermophil, myrm=in Ameisenestern, *=keine Freilandpopulationen nachgewiesen

2.2 Ökologie und Verbreitung ausgewählter Arten

Die 29 Isopodenarten Berlins verteilen sich wie folgt auf die ökologischen Typen:

Die synanthropen Arten im engeren Sinne, d.h. solche, die schwerpunktmäßig in und an Gebäuden auftreten, stellen mit 41,4 % die größte Gruppe. Es folgen xerophile Arten mit 20,7 %, Euryöke mit 13,8 % und Sonstige mit 10,2 %. Feucht- und Naßwaldarten stellen je 6,9 %.

Bei dieser Aufstellung überrascht der hohe Anteil xerophiler und die wenigen ausgesprochen hygrophilen Arten. Durch die Fallenuntersuchungen im Berliner Stadtgebiet stellte sich heraus, daß lediglich *Asellus aquaticus* sowie die euryöke Art *Trachelipus rathkei* Moore und Naßwiesen eudominant besiedeln. Nährstoffarme, kalkarme Moore sind ebenso wie Kiefernforsten auf Sand nahezu Isopodenfreie Biotoptypen. *Ligidium hypnorm*, die von Fritsche (1936)

und Sutton (1972) für sehr nasse Biotoptypen genannt wird, wurde in Berlin überraschenderweise auch in Halbtrockenrasen gefunden.

An ausgesprochen trockene Standorte, wie Trockenrasen und innerstädtische Ruderalflächen, angepaßt sind die *Armadillidium*-Arten mit Ausnahme von *A. zenckeri*. Letztere bezeichnet Fritsche (1936) als Leitform der Rieselfelder und nennt weiterhin Gräben und nasse Wiesen sowie Waldlichtungen als Fundorte. Da diese Biotoptypen in Berlin in letzter Zeit nicht auf ihre Asselfauna untersucht wurden, kann ich diese Angaben nicht bestätigen. *A. zenckeri* wurde von mir in einem wiesenkalkreichen, mäßig feuchten Eichen-Eschenwald nachgewiesen, wo sie in sehr großen Individuenzahlen auftrat. In den von mir untersuchten Mooren und Naßwiesen (auch kalkreichen) fand ich die Art dagegen nur in Einzelexemplaren.

Die ökologische Charakterisierung mit Hilfe der ökologischen Typen leitet sich von der Registrierung der Aktivität der einzelnen Arten in den unterschiedlichen Biotoptypen her. Über die Aktivität, die mit Bodenfallen registriert wurde, ist jedoch keine Information über den Aufenthaltsort der Arten im Kleinhabitat zu gewinnen. Daher ist es denkbar, daß sich auch die als xerophil eingestufteten Arten im Trockenrasen durchaus an den feuchtesten Stellen aufhalten.

Die in Berlin nachgewiesenen Asseln zeigen eine unterschiedlich starke Synanthropie. So findet man *Armadillium zenckeri* (hygrophil) und *A. pulchellum* (xerophil) nur in den Außenbezirken mit ausreichend naturnahen Habitaten, während *A. nasatum* und *A. vulgare* nahezu ausschließlich auf innerstädtischen Ruderalflächen (aufgelassenen Bahngeländen) auftreten. Das gleiche Verteilungsmuster trifft auf die Arten *Trichoniscus pusillus* (hygrophile Waldart) und *Cylisticus convexus* (xerophil auf innerstädtischen Ruderalflächen) zu. *Oniscus asellus* und *Porcellio scaber*, die beiden "Kellerasseln" treten vor allem in Gebäuden auf und sind damit auf die von Menschen besiedelten Flächen der Stadt beschränkt, während Freilandfunde sehr selten sind.

3. Diskussion

Die limitierenden abiotischen Faktoren, die die Verteilung der Asselarten im Freiland bestimmen, sind oft diskutiert worden. Es drängt sich die Forderung auf, daß für den Aufbau des Exoskelettes stets ein bestimmter Anteil von Kalk im Boden vorhanden sein müßte. Wenn man das Fehlen der Tiere in kalkoligotrophen Mooren und Kiefernforsten auf Sand betrachtet, mag dies auf den ersten Blick stimmen. Für diese beiden Biotoptypen kann jedoch auch das Fehlen des geeigneten Substrates (Laub- bzw. Grasstreu) limitierend wirken. Sutton (1972) diskutiert den Faktor Kalk für die ausschließlich an der Südküste Englands auftretenden Arten. Da diese an kalkreichen Standorten im Norden fehlen, kommt er zu dem Schluß, daß für die südlichen Arten klimatische Faktoren deren Vorkommen limitieren. Die Forderung nach Kalk im Boden trifft für ihn lediglich auf diejenigen Arten zu, die ein besonders massives Exoskelett besitzen, so z.B. für die *Armadillidium*-Arten. 14 der 29 Berliner Asselarten besiedeln ausschließlich oder bevorzugt kalkreiche Standorte. Darüberhinaus spielt die Bodenart eine wichtige Rolle bei der Verteilung der Asselarten. So ist Mullboden mit mildem pH sowie die Anwesenheit von Bakterien für die Asselfauna günstiger als Moder- oder Moorboden.

4. Literatur

DAHL, F. (1916): Die Asseln oder Isopoden Deutschlands. G. Fischer, Jena, 90 S.

Fritsche, H. (1936): Beiträge zur Ökologie der Land-Isopoden Groß-Berlins. Märkische Tierwelt 2, 65-117.

Platen, R. (1989): Struktur der Spinnen- und Laufkäferfauna (Arach.: Araneida, Col.: Carabidae) anthropogen beeinflusster Moorstandorte in Berlin (West); Taxonomische, räumliche und zeitliche Aspekte. Diss., Technische Universität Berlin, 470 S.

Platen, R. & J. Wunderlich (1990): Die Spinnenfauna des Naturschutzgebietes Pfaueninsel in Berlin. Zool. Beitr. N.F. 33, 125-160.

Schmölzer, K. (1965): Ordnung Isopoda (Landasseln). Akademie Vlg., Berlin, 468 S.

Sutton, S. (1972): Woodlice. Pergamon Press, Oxford, 143 S.

Überflutung - Streß, Störung oder notwendige Voraussetzung für das Leben der Bodentiere?

von
Zulka, K. P.

Abstract

Anhand einiger Fallbeispiele werden die Auswirkungen von Hochwässern auf die Bodenfauna und deren Anpassungen an diesen Faktor dargestellt. Als Leitlinie werden dabei die Begriffe "Streß" und "Störung" verwendet.

Einleitung

Flußauen lassen sich bodenkundlich gut charakterisieren. Textur, Wasserhaushalt, Gehalt an organischem Material, Nährstoffhaushalt und andere Parameter werden in Auböden in entscheidendem Maße vom Fluß und dessen Überflutungen bestimmt. Schwieriger ist die bodenzoologische Charakterisierung, obwohl gerade bei Bodentieren eine sehr spezifische Artengemeinschaft überflutungsangepaßter Arten zu erwarten wäre. Das liegt daran, daß im Gegensatz zum fernen Amazonas (Adis 1981, Adis & Messner 1991) in Mitteleuropa noch kaum Untersuchungen über Inundations-Lebensräume vorliegen (Ausnahmen: Siepe 1989, Tamm 1982).

Die vorliegende Mitteilung strebt keine Auflistung der Arten von Flußauen an, sondern geht von der Frage aus, wo bestimmte Tiere dieser Gesellschaften in der triangulären Klassifikation von Grime (1979) einzuordnen seien. Grime unterscheidet bei Pflanzen drei Strategien: die competitive (C), die ruderal (R) und die streßtolerante (S) Strategie. Vereinfacht charakterisiert ermöglicht die Ruderalstrategie durch hohe Fortpflanzungsraten und schnelle Entwicklung die Anpassung an Störungen (disturbance) im Lebensraum. Die streßtolerante Strategie ermöglicht dagegen durch geringe Wachstums- und Energieumsatzraten ein Leben unter widrigen Umweltbedingungen (Streß). Die competitive Strategie spielt vor allem unter vorhersagbaren Bedingungen und gutem Ressourcenangebot eine Rolle.

Anhand einiger Beispiele soll ermittelt werden, ob die Überflutung auf Bodentiere eher als Störung wirkt, die zu einer ruderalen Strategie führt, oder als Streß, der eine Energiespar-Strategie begünstigt.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Untersuchungsgebiet waren die Auen der March an der österreichisch-slowakischen Grenze. Ein bis zu 2 km breiter Uferstreifen wird dort oft mehrmals im Jahr überflutet. Die Wasserstandsschwankungen können über 5 m betragen. Die Eintrittswahrscheinlichkeit einer Überflutung ist im März und April als Folge der Schneeschmelze am größten. In etwa 70 % aller Jahre steht die gesamte Fläche im Frühling unter Wasser. Die Überflutung ist jedoch ein unvorhersagbares Ereignis und die Überflutungsdauer kann von Jahr zu Jahr stark schwanken: während die Auen im Jahre 1965 vier-

einhalb Monate unter Wasser standen, fand 1984 überhaupt keine Überschwemmung statt. Berücksichtigt wurde bei dieser Untersuchung nur die epigäische Arthropodenfauna (Carabidae, Staphylinidae, Araneae, Opiliones, Myriapoda, Isopoda terrestria). Die Tiere wurden hauptsächlich in Lebend-Bodenfallen gefangen, außerdem wurden noch flächen- und zeitbezogene Aufnahmemethoden eingesetzt. Während der Überflutung wurde der Stammauflauf mit Kartonfallen (Wellpappstreifen, die an Baumstämmen aufgenagelt waren und als künstliche Verstecke dienten) und die Flugaktivität mit Fensterfallen registriert. Unter Wasser überdauernde Tiere wurden durch Zerlegen von untergetauchtem Holz gesammelt (für weitere Details siehe Zulka 1991).

Überflutung als Störung

Um Silvester 1986 führte ein Temperaturanstieg zu einer Schneeschmelze und damit zur einer Überschwemmung im Augebiet. Ein großer Teil der im Boden überwinterten Spinnen und Käfer wurde ausgetrieben und in den Kartonfallen an den Baumstämmen nachgewiesen.

In den ersten Januar Tagen sanken die Temperaturen wieder unter den Gefrierpunkt, was zur Folge hatte, daß sich eine geschlossene Eisdecke bildete; unter der der Wasserspiegel langsam absank. Die Temperaturen fielen unter -20°C . Aufgrund der großen Kälte waren die meisten Bodentiere, die sich auf die Stämme retteten, nicht genügend bewegungsfähig, um sich zu verstecken. Die in den Kartonfallen nachgewiesenen Tiere waren in der Mehrzahl erfroren; nur einige Staphyliniden der Gattung *Stenus* und Spinnen der Gattung *Clubiona* hatten überlebt.

Der Fall zeigt, daß unter ungünstigen Bedingungen die Überflutung eine katastrophale Wirkung hat, die eine Vernichtung des größten Teils der Population mancher Arten nach sich zieht.

Überflutung als Streß

Auf manche Arten des Auwaldes hatte das geschilderte Hochwasserereignis sehr wahrscheinlich keine tödliche Wirkung. Besonders die aeuertypischen Assel- und Tausendfüßler-Arten können oft noch nach langer Überflutungsdauer submers gefunden werden (Tab. 1). Sie können bei niedriger Temperatur und hinreichender Sauerstoffsättigung lange Zeit, im Extremfall bis 75 Tage (Zulka 1992), unter Wasser aushalten.

Dichotomie zwischen Streß- und Störungstoleranz bei Lithobiomorpha-Arten

Auch der lithobiomorphen Chilopode *Lithobius curtipes* C. L. Koch gehört zu den Arten, die Hochwässer unter Wasser überstehen können (Tab. 1). Die Art kam im Auwald nach der geschilderten Winterflut noch in einer Populationsdichte von 10,4 Tieren/m² vor. Auch die folgende Frühjahrsüberflutung veränderte die Populationsdichte nicht signifikant. Das ungewöhnlich lange Sommerhochwasser führte jedoch zu einem Zusammenbruch der Adulttier-Population. Aus Eiern, die die Überflutung überstanden hatten, schlüpften jedoch Jungtiere, die bis zum folgenden März mehrheitlich zum Postlarvalstadium I herangewachsen waren.

Die zweite Lithobiomorpha-Art des Überflutungsgebiets, *Lamyctes fulvicornis* Meinert, unterscheidet sich sowohl hinsichtlich Körperform als auch Größe nur geringfügig. Auch bei ihr ist die Entwicklung durch die Überflutung synchronisiert. Sie erreicht aber schon nach viel kürzerer Zeit (etwa 6 Wochen nach Ablauf des Wassers) das Postlarvalstadium I (Zulka 1991).

Die Art übersteht Winter und Frühjahr im Eistadium und wird nur im Sommer und Herbst adult ange-

Tab 1.: Freiland-Aufsammlungen submers überdauernder Bodentiere. Meist wurde untergetauchtes Holz zerlegt.

Art	Tiergruppe	Tage submers	Wasser-Temp. °C	Fangzahl
<i>Polydesmus denticulatus</i> C. L. Koch	Diplopoda	21	10,9	12
<i>Lithobius curtipes</i> C. L. Koch	Lithobiomorpha	22	8,5	2
		11	1,3	2
		13	8,9	3
		8	8,5	6
		9	7,3	3
<i>Trachelipus rathkii</i> (Brandt)	Isopoda	22	8,5	2
		11	1,3	31
		13	8,9	28
		9	7,3	11
<i>Hyloniscus riparius</i> (C. L. Koch)	Isopoda	13	8,9	30
		18	9,0	5

troffen, wenn die Hochwasserwahrscheinlichkeit geringer ist. Mittels Parthenogenese und stark verkürzter Entwicklungsdauer ist ihr eine rasche Besiedlung der trockenfallenden Flächen möglich. Die beiden äußerlich ähnlichen Arten zeigen also eine gänzlich verschiedene Überdauerungsstrategie: die eine toleriert Ungunstphasen mit geringem Stoffumsatz, die andere nutzt Gunstphasen mit hohem Stoffumsatz. Dadurch ist eine Koexistenz unter verminderter Konkurrenz möglich.

Störung als notwendige Voraussetzung

Die meisten Laufkäfer-Arten der Auwälder können Baumstämme gezielt anschwimmen (Siepe 1989, Zulka in Vorb.) und dort die Überflutung überstehen. Auf den Sumpfwiesen fehlt diese Möglichkeit, deswegen dominieren in diesen Lebensräumen Arten mit gutem Flugvermögen. Der Laufkäfer *Blethisa multipunctata* (Linnaeus) besiedelt als erster die trockenfallenden Flächen. Seine Eier vermögen sich auch unter Wasser zu entwickeln (Aréns 1984). Die Art ist auf den Übergangsbereich Land-Wasser und auf die Zeit unmittelbar nach der Flut spezialisiert, wenn auf den Schlammflächen ein reiches Nahrungsangebot herrscht. Da in vielen Gebieten die natürliche Überflutungsdynamik durch anthropogene Maßnahmen wie Abdämmung und Aufstau ausgeschaltet wurde, ist diese Art eine große Seltenheit und überall in ihrem Bestand stark gefährdet (Desender & Turin 1988).

Diskussion

Die ausgewählten Fallbeispiele stehen stellvertretend für eine Vielfalt von Anpassungen an einen Umweltfaktor. Der große Unterschied zu den Verhältnissen am Amazonas liegt in der geringen Vorhersagbarkeit der Hochwässer. Dort hat die jahreszeitliche Saisonalität der Hochwässer zumeist Anpassungen im Lebenszyklus bewirkt (z. B. Adis & Sturm 1987, Adis et al. 1991). Solche sind in mitteleuropäischen Untersuchungsgebieten allenfalls ansatzweise ausgeprägt. Eine größere Rolle spielt die ökologische Dynamik. So sind Arten mit guter Ausbreitungs- und Vermehrungsfähigkeit dann begünstigt, wenn die Störungen häufig werden. Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit haben dagegen Anpassungen entwickelt, um an Ort und Stelle, unter Umständen submers, zu überleben.

Einen Übergang zwischen beiden Fällen stellt die Überdauerung im Eistadium mit nachfolgender rasanter Entwicklung dar, z. B. bei *Lamyctes fulvicornis*, aber auch bei Collembolen und Milben (Tamm 1984).

Danksagung

Für vielfältige Ermutigung und Hilfe sei an dieser Stelle meinem Lehrer Friedrich Schaller gedankt. Der WWF ermöglichte die Arbeit im Schutzgebiet, der Deutsche Akademische Austauschdienst (DAAD) und das Land Niederösterreich stellten ein Stipendium bzw. finanzielle Zuschüsse zur Verfügung.

Literatur

- Adis, J. (1981): Comparative ecological studies of the terrestrial arthropod fauna in Central Amazonian inundation forests. *Amazoniana* 7, 87-173.
- Adis, J. & Messner, B. (1991): Langzeit-Überflutungsresistenz als Überlebensstrategie bei terrestrischen Arthropoden.- Beispiele aus zentralamazonischen Überschwemmungsgebieten. *Dtsch. ent. Z., N.F.* 38, 211-223.
- Adis, J. & Sturm, M. (1984): Flood-resistance of eggs and life-cycle adaptation, a survival strategy of *Neomachilellus scandens* (Meinertellidae, Archaeognatha) in Central Amazonian inundation forests. *Insect Sci. Appl.* 8, 523-528.
- Adis, J., Paarmann, W. & Höfer, H. (1990): On phenology and life cycle of *Scarites* (Scaritini, Carabidae, Coleoptera) from Central Amazonian floodplains. In: Stork, N. (ed.): *The role of ground beetles in ecological and environmental studies*. Intercept, Andover.
- Arens, W. (1984): Untersuchungen zur Biologie, Physiologie und Morphologie des tauchenden Laufkäfers *Blethisa multipunctata* (Linné) 1758. Diplomarbeit Regensburg, 1-167.
- Desender, K. & Turin, H. (1989): Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four West European countries since 1950 (Coleoptera, Carabidae, Cicindelidae). *Biol. Conserv.* 48, 277-294.
- Grime, J. P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester, Wiley.
- Siepe, A. (1989): Untersuchungen zur Besiedlung einer Auen-Catena am südlichen Oberrhein durch Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) unter besonderer Berücksichtigung der Einflüsse des Flutgeschehens. Dissertation Freiburg i. Br., 1-420.
- Tamm, J. C. (1982): Das jahresperiodisch trockenliegende Eulitoral der Edertalsperre als Lebens- und Ersatzlebensraum. Teil II: Die terrestrische Fauna. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 64, 484-553.
- Tamm, J. C. (1984): Surviving long submergence in the egg stage - a successful stragy of terrestrial arthropods living on flood plains (Collembola, Acari, Diptera). *Oecologia* 61, 417-419.
- Zulka, K. P. (1991): Überflutung als ökologischer Faktor: Verteilung, Phänologie und Anpassungen der Diplopoda, Lithobiomorpha und Isopoda im den Flußauen der March. Dissertation Wien, 1-65.
- Zulka, K. P. (1992): Myriapods from a Central European river floodplain. *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Supplement* 10, 189.

Mechanismen der Prozeßstabilisierung in Humuszoozönosen in Wäldern

von Belotti, E.*

Ausgangspunkt für die folgenden Überlegungen war die Beobachtung, daß die Morphologie der Humusprofile an 38 Forststandorten (davon 22 mit Nadelwald und 16 mit Buche oder Eiche) im Gebiet der alten Bundesrepublik Deutschland sich gegenüber Säuredeposition als erstaunlich stabil erwies (Belotti 1989). Das bedeutet, daß die Prozesse der Streuverarbeitung, für die saprophage Bodentiere von entscheidender Bedeutung sind, sich qualitativ und quantitativ nicht stark verändert haben können. Mögliche Gründe für diese Stabilität werden in Belotti (1989) sowie in Belotti & Babel (zur Publ. angenommen) ausführlich diskutiert. Einige Aspekte daraus werden hier vorgestellt.

Als entscheidend für die Morphologie von Humusprofilen in Wäldern sehen wir folgende 4 Prozesse an:

Die Zerkleinerung von Pflanzenresten (toten Pflanzenorganen) ist zum großen Teil das Resultat der Tätigkeit von tierischen Primär- und Sekundärzersettern. Sie erhöht die Oberfläche der toten pflanzlichen Gewebe und erleichtert damit Zutritt von abiotischen Agentien und von Mikroorganismen. Sie bedeutet auch mehrfache Umlagerung auf kleinstem Raum, etwa vom Inneren eines Aggregat zur Oberfläche eines anderen, was ebenfalls einen Wechsel der Zersetzungsbedingungen nach sich zieht.

Eine Grobvermischung von Pflanzenresten mit mineralischem Bodenmaterial wird vor allem von epigäischen und anezischen Regenwürmern bewerkstelligt. Hierher gehört sowohl das Einziehen von toten Blättern in den Mineralboden durch *Lumbricus terrestris* als auch das Aufbringen von überwiegend mineralischen Exkrementen in oder auf die Humusauflage, die bei *L. rubellus* oft beobachtet werden kann. Grobvermischung von organischem mit mineralischem Material hat zur Folge, daß das Milieu von Temperatur und Feuchtigkeit für die Zersetzung ausgeglichener wird.

Die Feinvermischung von organischer mit mineralischer Substanz ist sinnvollerweise von der Grobvermischung getrennt zu betrachten. Sie spielt sich im mikroskopischen Maßstab ab und entsteht, wenn Bodentiere gleichzeitig mit der organischen Nahrung auch mineralisches Bodenmaterial fressen. Mit Ausnahme der Oribatiden tun dies Vertreter aller wichtigen saprophagen Bodentiergruppen immer oder häufig. Im Verdauungstrakt kommt dann eine Vermischung von μm -großen Stücken zustande, die die chemische Reaktion von organischer Substanz mit Eisenoxiden, Tonmineralen und anderen Mineralen erleichtert.

Aggregat- und Hohlrumbildung, also Gefügebildung im engeren Sinne, ist vor allem Folge der Fraßtätigkeit. Die Exkremente sind oft charakteristisch geformte Aggregate und werden dann Losungen genannt. Sie werden oft in Gruppen abgelegt und zwar so, daß sich Interaggregatporen zwischen ihnen ausbilden. Gut erkennbare Gänge werden fast nur von Regenwürmern und Enchyträen angelegt.

Für diese 4 Prozesse, die die Morphologie von Waldhumusprofilen entscheidend bestimmen, sind die Bodentiere in den meisten Böden weit prägender als abiotische Prozesse. Durch die Zerkleinerung wird die Streu vom Zustand des L-Horizonts in den

*Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität
Hohenheim, Postfach 700 562, 7000 Stuttgart 70

des O_F-Horizonts und O_h-Horizonts überführt. Diese beiden Horizonte entstehen aber nicht, wenn die Grobvermischung rasch genug abläuft.

Die Aufrechterhaltung dieser Prozesse bei Einwirken einer Störung wird grundsätzlich durch 3 Gruppen von Stabilisierungsmechanismen bewirkt, die auf drei hierarchischen Ebenen wirksam werden.

- Die physikalischen und chemischen **Puffermechanismen** (z. B. Säurepufferung durch Carbonat- und Silikatverwitterung u.a.; Ulrich 1981) wirken auf der abiotischen Ebene. Sie verhindern bei Einwirkung einer Störung im Rahmen ihrer Pufferkapazitäten und Puffer-raten eine Änderung der abiotischen Lebensbedingungen der Organismen.

- Wird die Pufferrate oder die Kapazität des Puffers überschritten, dann kommt auf der autökologischen Ebene die **Toleranz** von Organismen-Arten gegenüber Änderungen ihrer abiotischen Lebensbedingungen in's Spiel. Beispielsweise ist die Säuretoleranz verschiedener streuverarbeitender Bodentier-Arten unterschiedlich stark ausgeprägt.

- Wenn auch der Toleranzbereich einzelner Arten überschritten wird, so daß diese sterben oder abwandern, kann auf der synökologischen Ebene der Mechanismus der **Redundanz** verhindern, daß es zum Ausfall von Funktionen im Ökosystem kommt. Redundanz ist nach Bormann (1987) die Mehrfachbesetzung von Funktionen im Ökosystem, d. h. das Vorhandensein von mehreren Arten mit der Fähigkeit, dieselbe Funktion auszuüben, so daß bei Verschwinden einer Art die anderen sie ersetzen können.

Wie in Belotti & Babel (zur Publ. angenommen) dargelegt, spielt Stabilisierung durch Redundanz bei den Prozessen "Zerkleinerung von Pflanzenresten" und "Feinvermischung von organischer und mineralischer Substanz" in Waldhumusprofilen wahrscheinlich eine bedeutende Rolle.

Im folgenden soll dies für die Zerkleinerung von Pflanzenresten gezeigt werden.

Zerkleinerung von Pflanzenresten ist das Resultat der Fraßtätigkeit von Tieren. Stabilisierung dieser Funktion durch Redundanz ist unter folgenden Voraussetzungen möglich:

1. Arten, die dieselben Arten von Pflanzenresten fressen, also potentielle Konkurrenten, müssen an einem Standort koexistieren.
2. Sie müssen 2. unterschiedliche Toleranz gegenüber Änderungen ihrer Lebensbedingungen aufweisen, so daß einige Arten eine solche Änderung überstehen.
3. Die verbleibenden Arten müssen in der Lage sein, durch Erhöhung ihrer Aktivität bzw. ihrer Populationsstärke den Ausfall der empfindlicheren Arten zu kompensieren.

Zu 1.: Streufressende Bodentiere haben häufig ein breites Nahrungsspektrum und die Spektren koexistierender Arten überlappen sich beträchtlich. Ein Beispiel zeigt Abb. 1, für die Daten aus Pande & Berthet (1973) verwendet wurden.

Die drei koexistierenden Oribatiden-Arten haben die Schwerpunkte ihrer Fraßtätigkeit zwar in unterschiedlichen Streutypenklassen, jedoch fressen sie alle auch Streu mindestens eines anderen Typs. Daß hier eine eliminierte Art durch die anderen in ihrer Zerkleinerungstätigkeit ersetzt werden kann, kann wohl als sicher gelten.

Die ökologische Literatur bietet mehrere Erklärungen für die Koexistenz potentieller Konkurrenten. Die eine ist, daß Räuber, unvorhersehbare starke Witterungsschwankungen und andere Störungen die Populationen auf so niedrige Stärken begrenzen, daß es nicht zu Konkurrenz kommt. Die andere ist, daß Separation der Arten in den Nischendimensionen Nahrung, Raum und Zeit die Konkurrenz so weit abbildert, daß Koexistenz möglich ist.

Die Breite der Nahrungsspektren saprophager Bodentiere ermöglicht die Vermeidung von Konkurrenz durch Ausweichen in verschiedene "Nahrungsrefugien" (Reynoldson 1966). Besonders vielfältig sind diese Ausweichmöglichkeiten bei den panphytophagen Oribatiden, die außer den Resten höherer Pflanzen auch Pilzhyphen und -sporen fressen.

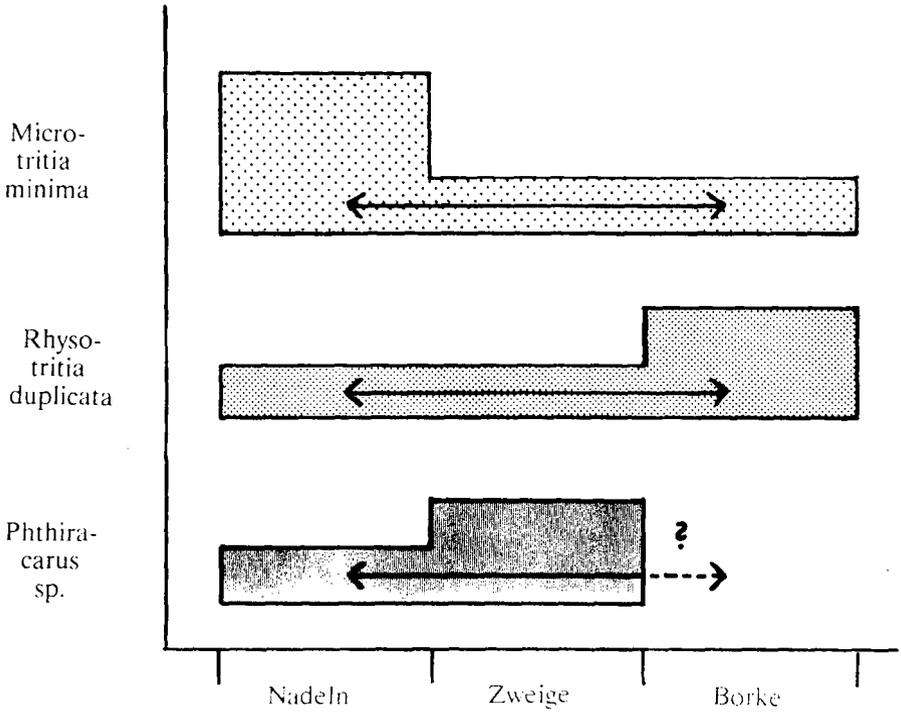


Abb. 1: Nahrungsspektren dreier koexistierender Oribatiden-Arten in der Humusaufgabe eines Schwarzkiefernforstes (Daten aus Pande & Berthier 1973)

Ein Ausweichen potentieller Konkurrenten ist auch innerhalb der Nischendimensionen Raum und Zeit möglich.

Anderson (1978) zeigte im Laborexperiment und Siepel (1990) im Freiland, daß Oribatiden-Arten in der Auflage von Waldhumusprofilen bei alleinigem Vorkommen denselben Schwerpunkt der vertikalen Verteilung aufweisen, bei gemeinsamem Vorkommen aber verschiedene Verteilungsschwerpunkte ausbilden.

Nach Luxton (1981) hatten die beiden dominanten makrophytophagen Oribatiden-Arten in einem Buchenwald die Schwerpunkte ihrer Fraßtätigkeit zu verschiedenen Jahreszeiten. Die dominanten Panphytophagen dagegen hatten ihren Schwerpunkt zur gleichen Jahreszeit, was der Autor mit dem größeren Ausweichmöglichkeiten innerhalb der Nischendimension Nahrung erklärt.

Zu 2: Daß die Toleranzbereiche koexistierender Arten sich stark unterscheiden können, ist eine in der Ökologie geläufige Tatsache. Es ist anzunehmen, daß dies auch für die streuzerkleinernden Arten gilt.

Zu 3: Nach Ausfall einzelner Arten müssen die verbleibenden Arten die Lücke schließen, indem sie ihre Aktivität verstärken bzw. ihren Aktivitätsbereich ausweiten, wenn der Prozeß "Zerkleinerung" in gleicher Intensität ablaufen soll. Das Experiment von Anderson (1978) macht es wahrscheinlich, daß die Oribatidenart *Hermanniella granulata* bei Elimination der konkurrierenden Art *Nothrus silvestris* in den von dieser schwerpunktmäßig besetzten Humusprofilhorizont vorstoßen und dort deren Funktion übernehmen kann. Die drei Oribatiden-Arten in Abb. 1. hatten an dem untersuchten Standort stark überlappende Vertikalverteilungen, wobei die Häufigkeitsmaxima jeweils in etwas verschiedenen Tiefen lagen (Pande & Berthet 1975).

Ein Vorstoß entlang der Nischendimension Zeit bei Ausfall einer konkurrierenden Art ist dagegen weniger wahrscheinlich. Bei Arten mit genetisch fixierten inaktiven Entwicklungsstadien, z. B. bei Dipteren, ist eine kurzfristige Ausweitung des Aktivitätsbereichs in andere Jahreszeiten ausgeschlossen. Eine Zunahme der Populationsstärke könnte jedoch hier zu einer Übernahme des Beitrags der ausgefallenen Art führen.

Literatur

- Anderson, J.M. (1978). Competition between two unrelated species of soil cryptostigmata (Acari) in experimental microcosms. *J. Anim. Ecol.* **47**, 787-803.
- Belotti, E. (1989). Untersuchungen zur Variabilität und Stabilität von Humusprofilen in Wäldern (unter besonderer Berücksichtigung anthropogenen Säureeintrags). Dissertation, Fakultät III, Universität Hohenheim.
- Belotti, E. & U. Babel. Variability in space and time and redundancy as stabilizing principles of forest humus profiles. *European Journal of Soil Biology* (zur Publ. angenommen).
- Bormann, F.H (1987). Landscape ecology and air pollution. In: Turner (M.G.) Ed. *Landscape Heterogeneity and Disturbance*. New York: Springer, pp. 37-57.
- Luxton M. (1981). Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. VII. Energy budgets. *Pedobiologia* **22**, 77-111.
- Pande, Y.D. & Berthet P. (1973). Studies on the food and feeding habits of soil Oribatei in a black pine plantation. *Oecologia* **12**, 413-126.
- Pande, Y.D. & Berthet P. (1975). Observations on the vertical distributions of soil Oribatei in a woodland soil. *Trans. R. ent. Soc. Lond.* **127**, 259-275.
- Reynoldson, T.B. (1966). The distribution and abundance of lake-dwelling triclads - towards a hypothesis. *Adv. Ecol. Res.* **3**, 1-71.
- Siepel, H. (1990). Niche relationships between two panphytophagous soil mites, *Nothrus silvestris* Nicolet (Acari, Oribatida, Nothridae) and *Platynothis peltifer* Koch (Acari, Oribatida, Camisidae). *Biol. Fertil. Soils* **9**, 139-144.
- Ulrich, B. (1981). Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* **144**, 289-305.

Untersuchungen zur Abundanz der Regenwürmer in den Böden von Hauptackerbaugebieten der neuen Bundesländer

von
Hemmann, Ch.*)

Fragestellung

Regenwürmer und Bodenfruchtbarkeit beeinflussen sich wechselseitig. Der Bewirtschaftung kommt in diesem System entscheidende Bedeutung zu.

Die Landwirtschaft in Ost- und Mitteldeutschland war in den vergangenen 30 Jahren durch spezielle Produktionsstrukturen geprägt. Zu ihnen zählen u.a. die Großflächenwirtschaft, Spezialisierung von Pflanzenbaubetrieben und Konzentration der Tierproduktion. Einflüsse von regional-charakteristischen Bewirtschaftungen auf Regenwurmpopulationen werden untersucht. Die Arbeiten sind angelegt als ein Vergleich von Acker und Rain bzw. angrenzender Wiese. Die ursprüngliche Idee bestand darin, den Rain als unbearbeitete Fläche zu interpretieren. Das kann Rückschlüsse auf Bewirtschaftungsmaßnahmen erlauben. Auch können Ackerraine als Refugium und damit als Einwanderungsquelle in den Acker betrachtet werden.

In den hier vorgestellten, noch nicht abgeschlossenen Arbeiten werden Regenwurmpopulationen in Praxisbetrieben untersucht.

Standort und Bewirtschaftung

Von den drei Hauptackerbaugebieten **Magdeburger Börde**, **Lommatzcher Pflege** und **Thüringer Becken** wird je ein Standort vorgestellt. Dieser ist nach dem nächstgelegenen Ort benannt.

HÖHNSTEDT (Magdeburger Börde): Jahresdurchschnittstemperatur 9,0°C; Jahresniederschlag 476 mm; Bodentyp: Schwarzerde; Fruchtfolge der letzten vier Jahre: Winterweizen, Wintergerste (1990), Zuckerrüben (1991), Winterweizen (1992); Charakter des Raines: Wiesenrain; Hauptbestandsbildner: *Agropyron repens*, *Polygonum aviculare*.

WANDERSLEBEN (Thüringer Becken): Jahresdurchschnittstemperatur 7,9°C, Jahresniederschlag 528 mm; Bodentyp: Braun-Schwarzerde; Fruchtfolge: Feld 1 - Winterweizen, Mais (1990), Wintergerste (1991), Zuckerrüben (1992), Feld 2 - Klee gras, Kartoffeln (1990), Wintergerste (1991), Winterweizen (1992); Charakter des Raines: alte Landstraße; Hauptbestandsbildner: *Dactylis glomerata*, *Agropyron repens*.

KRÖGIS (Lommatzcher Pflege): Jahresdurchschnittstemperatur 7,9°C; Jahresniederschlag 638 mm; Bodentyp: Vega-Gley; Fruchtfolge: Wiesenschwingel, Wintergerste (1990), Mais (1991),

*) Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Acker- und Pflanzenbau, Ludwig-Wucherer-Str.2, 0-4020 Halle

Winterweizen (1992); statt Feldrain Wiese: Mähweidenutzung; Hauptbestandsbildner: *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius*.

Die Probenahmen erfolgten jährlich im Frühjahr und Herbst. Anwendung fand die Oktett-Methode (THIELEMANN, 1986) mit anschließender Handauslese. Dabei wurde der gesammte Ringdurchmesser von $1/8\text{m}^2$ mit der Hand verlesen. Die Ergebnisse sind die Summe aus 8 Wiederholungen. Abhängigkeiten zwischen Acker und Rain, den Terminen und den vorkommenden Arten wurden mit Hilfe der dreidimensionalen Kontingenztafelanalyse berechnet.

Ergebnisse

Das Ausgangsniveau der Regenwurmzahlen des Ackers in Höhnstedt (Abb.1) mit 317 Tieren/m^2 liegt sehr hoch. Im Herbst 1991 kam es zum Zusammenbruch der Population, die sich im folgenden Frühjahr wieder aufbauen konnte. Im angrenzenden Feldrain wurden keine Regenwürmer nachgewiesen. Einzelfunde ergaben sich nur an weiter entfernten Rainabschnitten, die an dieser Stelle nicht besprochen werden sollen. Im Artenspektrum dominiert *Aporrectodea rosea*.

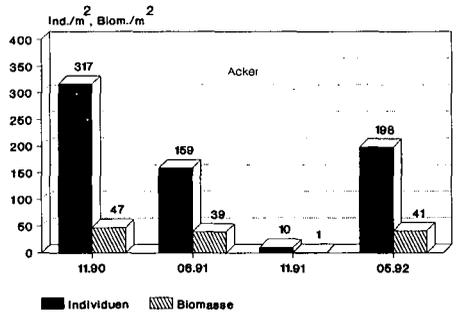


Abb.1: Abundanz und Biomasse der Lumbriciden in Höhnstedt

In Wandersleben zeigen beide Felder den gleichen feuchteabhängigen Populationsverlauf (Abb.2). Ein Peak wird im Frühjahr 1991 erreicht. Danach sinkt die Individuendichte wieder ab. Mit 74 Individuen/m^2 liegt im Herbst 1990 die Abundanz des Ackerraines bedeutend über dem der Felder. Der Trend hier ist fallend, jedoch blieb der Trockenheitseinbruch im Herbst 1991 aus. Das Artenspektrum aller drei Flächen unterscheidet sich signifikant. Während in Feld 1 *Lumbricus terrestris* eine starke Population aufbauen konnte, fehlt diese Art in Feld 2 völlig. Hier dominieren *Aporrectodea rosea* und *Octolasion lacteum*. Im Rain sind alle genannten Arten vertreten.

In Krögis sind die Populationsdichten von Acker und Wiese sehr hoch (Abb. 3). Der Rückgang der Individuen im Herbst 1991 ist in der Wiese wesentlich schwächer als im Feld. Das Artenspektrum geht konform mit der Bewirtschaftung. Während im Acker Mineralbodenformen wie *Aporrectodea caliginosa* und *Aporrectodea rosea* vorherrschend, wird das Spektrum der Wiese durch Humusformen wie *Lumbricus castaneus* und *Lumbricus rubellus* erweitert. Summiert über die bisherigen vier Untersuchungstermine besteht eine Abhängigkeit der Arten von Acker und Wiese.

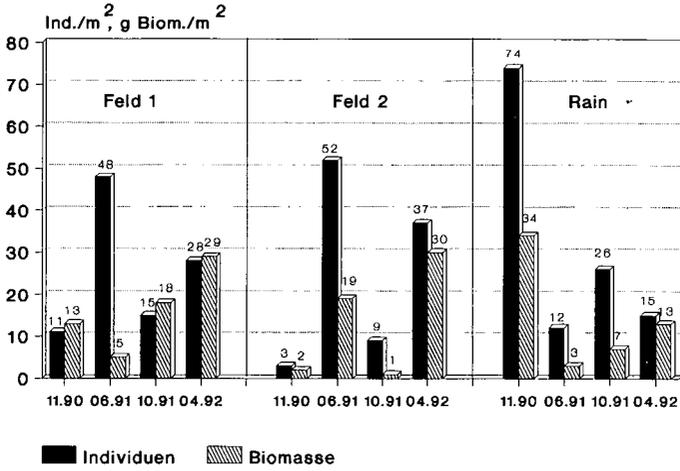


Abb.2: Abundanz und Biomasse der Lumbriciden in Wanderleben

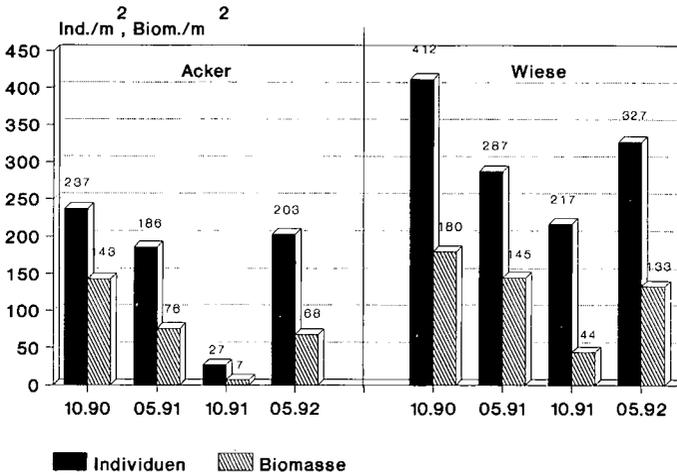


Abb.3: Abundanz und Biomasse der Lumbriciden in Krögis

Diskussion

Einfluß der Witterung:

Während die Temperatur vorrangig die Tiefenverteilung der Lumbriciden bestimmt, wirkt der Niederschlag auf die Anzahl der Tiere. Saisonale Schwankungen der Individuendichte mit Maxima im Frühjahr und Herbst sind bekannt. Die klimatisch unterschiedlichen Verhältnisse der drei Untersuchungsgebiete gestatten keinen unmittelbaren Vergleich der Standorte. Trotzdem ist ein deutlicher Populationseinbruch auf allen Ackerstandorten im Herbst 1991 zu verzeichnen. Auf Grund der ausgeglicheneren Feuchtigkeitsverhältnisse im Grünland bleibt eine starke Reduktion der Individuen in der Wiese in Krögis aus. Einen umgekehrten Trend zeigt der Rain in Wandersleben. Im Oktober 1991 steigt die Population etwas an. Eine mögliche Ursache kann die ungleichmäßige Verteilung der Lumbriciden sein, die im Rain wahrscheinlich noch stärker als im Acker auftritt. Das Artenspektrum hier besteht zu 45% aus Jungtieren. Diese kommen häufig in Kolonien vor.

Einfluß der Bewirtschaftung:

Der Standort Höhnstedt erhielt jahrelang hohe Gaben an Rindergülle. Durch das Angebot an organischer Substanz konnte sich eine starke Lumbricidenpopulation etablieren (EDWARDS and LOFTY, 1982). Das Artenspektrum scheint der Einseitigkeit der organischen Düngung angepaßt. *Aporrectodea rosea* zählt zu den güllerverträglichen Mineralbodenformen.

Feld 2 in Wandersleben erhielt ebenfalls bis 1990 hohe Gaben an Hühnergülle. Die Art *Aporrectodea rosea* kommt hier nicht vor, was mehr standortspezifische Ursachen haben kann.

In Krögis kommt die Fruchtfolge zum Tragen. Es handelt sich um einen ehemaligen Saatbaubetrieb mit hohem Anteil an Humusmehrern in der Rotation. Die Wurzelrückstände der Gräser und Leguminosen erweitern das Nahrungsangebot (ROHDE, 1951). Durch Ein- und Untersaaten ist auch die Bodenbearbeitung eingeschränkt.

Vergleich Acker und Feldrain bzw. Wiese:

Die vorgestellten Ergebnisse weisen das Grünland in Krögis als beste Einwanderungsquelle aus, was hier aber nur von untergeordneter Bedeutung ist, da der Acker selbst auf hohem Niveau liegt. In Höhnstedt wurde der Feldrain 1974 im Zuge des Straßenbaus neu angelegt. Der Pflanzenbestand (*Polygonum aviculare*) weist auf die schlechte Struktur hin.

Relevanz hat die Idee der Einwanderung vom Rain in Wandersleben in das angrenzende Feld 2. Die landwirtschaftliche Praxis selbst beschränkt hier das Vorhaben. Der Ackerrand wurde im Herbst 1991 als Fahrweg benutzt. Trotz Pflugumbruch ist dieser Rand in seiner Struktur geschädigt.

Literatur

- Dörfel, H. und Priesemuth, B. (1984): Arch. Phytopathol. u. Pflanzenschutz, Berlin 20 (1984) 6, 503-511.
Edwards, C.A and Lofty, J.R. (1982): Soil Biol. Biochem., 14, 515-521.
Rohde, G. (1951): Die Dt. Landwirtschaft, 2, 498-499.
Thielemann, U. (1986): Pedobiologia, 29, 296-302.
(Titel der zitierten Literatur liegen bei der Verfasserin vor)

Die Verteilung von Collembolen in einer heterogenen Agrarlandschaft

H. Fromm, J. Filser und F. Beese ++)

Einleitung

Ein Ziel des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) ist es, die Auswirkungen von zwei unterschiedlichen Bewirtschaftungssystemen auf die Agrarökosysteme in einer heterogen strukturierten Landschaft zu untersuchen (Beese et al., 1991). Grundlage für eine derartige Untersuchung ist eine detaillierte Erfassung des Ausgangszustandes bei einheitlicher Bewirtschaftung.

Viele Faktoren, die die Bodenfruchtbarkeit beeinflussen, sind von der Aktivität und Menge der Bodenorganismen abhängig (Smith & Rice, 1986). So sind Collembolen (Springschwänze, Urinsekten) als Teil der Bodentiergemeinschaft am C- und N-Umsatz von organischen Bestandesabfällen im Boden beteiligt (Petersen & Luxton, 1982; Blair et al., 1992).

Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchungen war die Erfassung der Struktur, der räumlichen und der zeitlichen Verteilung von Collembolengesellschaften.

Material und Methoden:

Der auf 15 Jahre geplante Versuch wird auf einem 143 ha großen Gelände inmitten des oberbayerischen Tertiär-Hügellandes ca. 40 km nördlich von München durchgeführt (450 - 490 m NN, 7,4 °C Durchschnittstemperatur, 833 mm jährlicher Niederschlag). Es dominieren Braunerden mit in der Regel geringmächtigen Lößlehm-Auflagen. Die Bodenart variiert von Lehm-böden (46%), sandigen Lehmen (31%), stark sandigen Lehmen mit erhöhtem Sand- und Kiesanteil (19%) und stark lehmigen Tonböden (4%).

In den Monaten Mai bis Oktober wurden auf sechs ausgewählten Teilflächen (2500 m², zur bodenkundlichen Beschreibung siehe Tabelle) je 5 (Juni, August und Oktober) - 8 (Mai, Juli und September) Parallelen entnommen. Die Collembolen wurden mit einem modifizierten McFadyen-High-Gradient-Extraktor innerhalb von sechs Tagen bei einer kontinuierlichen Temperatursteigerung von 20 °C auf 50 °C aus dem Boden ausgetrieben und nach Gisin (1960) und Fjellberg (1980) bis auf die Art bestimmt.

++) GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, W - 8042 Neuherberg

Tabelle: Beschreibung der beprobten Teilflächen (IP):	Bodenart	Abkürzung
Kolluvium aus sandigen Abschwemmungen, Winterweizen	suL	sL
Pseudovergleyte Braunerde aus Lößlehm, Winterweizen	uL	uL
Ehemaliger Hopfengarten, Kolluvium aus sandigen Abschwemmungen, Winterweizen	IS	IS H
Ehemaliger Hopfengarten, tiefgründige Braunerde aus Lößlehm, Winterweizen	uL	uL H
Ehemaliges Grünland, Anmoor, Winterweizen	suL	sL G
Weidenutzung auf Plateau, Grünland	sL	sL W

Ergebnisse und Diskussion:

Aus Abb.1 ist ersichtlich, daß die Abundanzen der Collembolen auf den einzelnen Flächen sehr starke Unterschiede aufweisen.

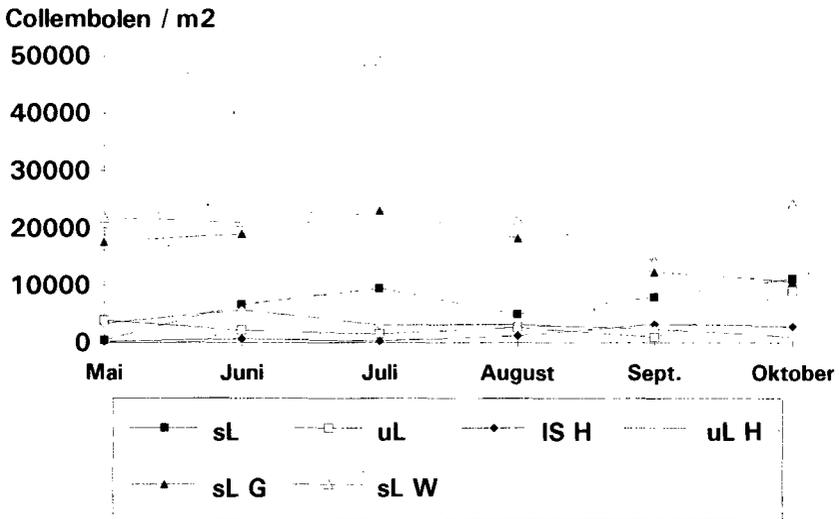


Abb.1 Zeitlicher Verlauf der Collembolen an sechs Teilflächen [Collembolen / m²]

Im Bereich ehemaliger Hopfenfelder (IS H und uL H), also landwirtschaftlich sehr intensiv genutzter Flächen, sind dagegen die Individuenzahlen der Collembolen sehr niedrig. Der Jahresverlauf im Grünland (sL W) zeigt bis auf Juli und September geringe Schwankungen bei durchschnittlich ca. 25.000 Collembolen/m² auf. sL G weist als ehemaliges Grünland (sehr hohe C_t Gehalte) für einen Acker hohe Individuenzahlen auf (12.000 - 22.000 Collembolen/m²). Der Jahresverlauf ähnelt dem im Grünland. Die Schwankungen der Collembolena-

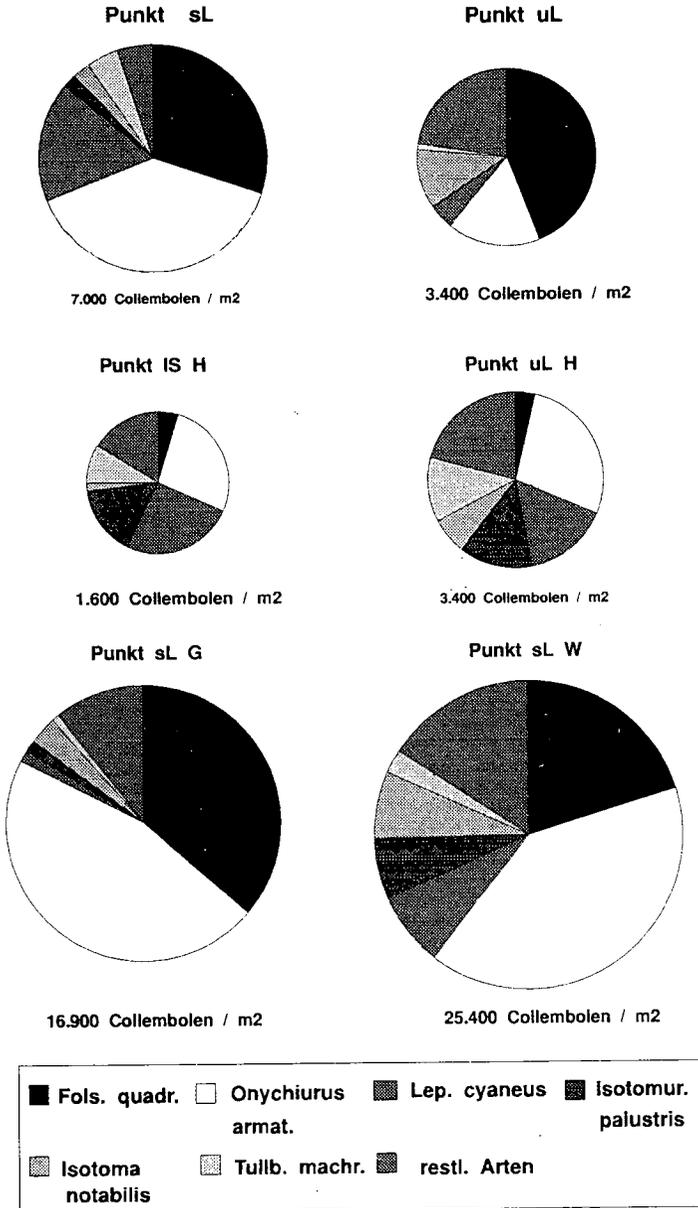


Abb.2 Artenverteilung der Collembolen (Durchschnitt von sechs Monaten)

hundanzen auf den übrigen Ackerflächen sind im Vergleich zu Grünland den Zeitraum von sechs Monaten gering. Das Ansteigen der Collembolen im September und Oktober an den Punkten sL und IS H ist wahrscheinlich auf das zeitweilige Verbleiben des Strohes nach der Ernte auf den jeweiligen Flächen zurückzuführen.

Die Artenverteilung, als Durchschnitt von sechs Monaten berechnet, zeigt einige Besonderheiten (siehe Abb.2): Die beiden ehemaligen Hopfengärten IS H und uL H weisen eine nahezu identischer Artenverteilung auf. Die Art *Folsomia quadrioculata* tritt an diesen Punkten stark zurück, im Gegensatz zu anderen Punkten, wo diese Art dominant auftritt. Dies deckt sich mit den Untersuchungen von Filser (1992), die diese Art im Hopfen nicht fand.

Die Populationsstrukturen der übrigen Flächen sind sehr unterschiedlich. Die Artenzusammensetzung der Collembolen wird stark durch Boden- und Bewirtschaftungsverhältnisse beeinflusst (z.B. Christiansen, 1964; Heimann-Detlefsen, 1991). Deswegen sind langfristig durch Nutzungsänderungen auch Änderungen der Struktur zu erwarten.

Danksagung

Die Forschungsaktivitäten des "Forschungsverbundes Agrarökosysteme München" (FAM) werden durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT 0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht und Kultus, Wissenschaft und Kunst.

Literatur:

- Beese, F., Hantschel, R., Kainz, M., Pfadenhauer, J. (1991): Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) - Erfassung, Prognose und Bewertung nutzungsbedingter Veränderungen in Agrarökosystemen und deren Umwelt. - Berichtband der Tagung der Gesellschaft für Ökologie, Freising 17.9. - 22.9.1990: 77 - 80.
- Blair, J.M., Crossley, D.A. Jr., Callahan, L.C. (1992): Effects of litter quality and microarthropods on N dynamics and retention of exogenous ¹⁵N in decomposing litter. - Biol. Fertil. Soils 12: 241 - 252
- Christiansen, K. (1964): Bionomics of Collembola. Ann. Rev. Entomol. 9: 147 - 178
- Filser, J. (1992): Dynamik der Collembolengesellschaften als Indikatoren für bewirtschaftungsbedingte Bodenbelastungen -Hopfenböden als Beispiel-. Dissertation, LMU München
- Heimann-Detlefsen, D. (1991): Auswirkungen eines unterschiedlich intensiven Pflanzenschutz- und Düngemittleinsatzes auf die Collembolenfauna des Ackerbodens. Dissertation, Braunschweig
- Petersen, H., Luxton, M. (1982): A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. - Oikos 39: 288 - 388
- Smith, M.S., Rice, C.W. (1986): The role of microorganisms in the soil nitrogen cycle. - In : Mitchell, M.J. & Nakas, J.P. (eds.), Microfloral and faunal interaction in natural and agro-ecosystems, Martinus Nijhoff/W Junk Publishers, Dordrecht: 245 - 284

Die Gliederung von Zersetzergesellschaften
für die standortsökologische Ansprache

von
Graefe, U.⁺)

Eine Zersetzergesellschaft ist eine typische, von Umweltbedingungen abhängige Artenkombination streuzersetzender Mikroorganismen und Tiere, die aufeinander angewiesen sind und miteinander konkurrieren. Die unüberschaubare Vielfalt von Organismen, die sich am Abbau und Umbau der organischen Substanz beteiligen, sorgt für die Redundanz der Zersetzungsfunktion, die notwendig ist, um den Stoffkreislauf im Ökosystem aufrechtzuerhalten. Die vollständige Erfassung dieser Artenvielfalt ist praktisch nicht möglich. In der Bodenmikrobiologie begnügt man sich deshalb oft mit der Betrachtung von Mikroorganismen-Gesellschaften als Gesamtheit und erfaßt nur deren Umsatzleistungen (z.B. Anderson und Domsch, 1991). Diese Sicht verwischt jedoch Unterschiede, die in der Artenstruktur begründet sind und die sich an der Profildifferenzierung der Humusformen aufzeigen lassen. Möglich ist die Unterscheidung von Zersetzergesellschaften auf indikatorischem Wege. Es werden leicht erfaßbare Artengruppen untersucht, die einen Rückschluß auf die Struktur der gesamten Zersetzerlebensgemeinschaft erlauben.

Als Indikatoren sind Tiergruppen geeignet, die überschaubare Artenzahlen haben und in verschiedenen Ökosystemen zu jeder Jahreszeit in ausreichenden Mengen vorkommen. Sie sollten außerdem im gleichen Mikromilieu wie die Mikroflora leben, also zur Bodenlösungsfauuna im weiteren Sinne gehören. Diese Kriterien sind insbesondere bei den Anneliden erfüllt, die zur Charakterisierung von Zersetzergesellschaften bereits vorgeschlagen wurden (Graefe, 1989b). Zu ihnen gehören die Regenwürmer als bedeutende Vertreter der Makrofauna, deren Rolle bei der Bildung der Humusformen seit Darwin bekannt ist. Weitaus zahlreicher sind die Kleinringelwürmer, die zur Mesofauna gerechnet werden (Enchyträen, Tubificiden, terrestrische Polychäten). Beiden Gruppen lassen sich Zeigerwerte für Bodenfeuchte und Bodenreaktion nach der Methode von Ellenberg zuordnen, welche die biologische Wirksamkeit dieser Faktoren sichtbar machen. Die toxikologischen Reaktionen der Kleinringelwürmer auf freies Aluminium ähneln denen der Pflanzenwurzeln, so daß sich bereits aus der Vertikalverteilung der Tiere Hinweise auf chemischen Streß im Wurzelraum ergeben können, der auch die Mikroorganismen-Tätigkeit einschränkt (Graefe, 1991).

Tabelle 1 zeigt Beispiele für Aufnahmen der Annelidenzönose, ausgewählt aus einem umfangreichen Untersuchungsmaterial. Obwohl ein Teil der Standorte zeitlich wiederholt beprobt worden ist, sind jeweils nur Ergebnisse von einem Termin dargestellt, um den Einfluß der Erhebungsintensität auszuschalten. Insgesamt können die Artenzahlen höher liegen, ohne daß sich an den Proportionen viel ändert. Aus Platzgründen wurden die isovalenten *Buchholzia*-, *Enchytraeus*-, *Fridericia*- und *Henlea*-Arten zusammengefaßt.

+) IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH
Sodenkamp 62, D-2000 Hamburg 63

Tab. 1: Zwei Gesellschaftstypen dargestellt an Aufnahmen der Annelidenzönose

	F	R	VelFi	ElbFi	ElbBu	SolBu	SwaBu	HünBu	MooWi
MAKROFAUNA									
Dendrobaena octaedra	x	x	+						
Lumbricus rubellus	x	x			+	+	+		+
Allolobophora chlorotica	x	7							+
Aporrectodea caliginosa	x	7					++	+++	++
Aporrectodea rosea	x	7					+	++	+
Lumbricus castaneus	x	7						++	+
Lumbricus terrestris	5	7					+	++	+++
Octolasion cyaneum	5	7					+		
Octolasion tyrtaeum	9	7						+	++
Eiseniella tetraedra	9	7						+	
MESOFAUNA									
Marionina clavata	5	1	+++++	++++	++++	+++++	++		
Achaeta brevivasa	5	1	+++++	++++		+++			
Cognettia sphagnetorum	x	2	+++++	+++++	++++	++++	+++		
Achaeta camerani	5	3	+++	+++	+++	+++++			
Achaeta danica	5	3		+	++++	+++			
Achaeta aberrans	5	3			+++	+			
Mesenchytraeus pelicensis	5	3			+				
Cognettia cognettii	x	4				+	+		
Marionina cambrensis	5	4				++	+++		
Mesenchytraeus glandulosus	5	5			+	++	+	+	
Enchytraeus norvegicus	5	5					+		
Hrabeiella periglandulata	5	6					++		
Enchytronia parva	5	6					+		++
Enchytronia minor	5	7							+
Hemifridericia parva	x	7							++
Marionina communis	x	7							+++
Buchholzia-Arten gesamt	x	7						+	++++
Henlea-Arten gesamt	x	7						+	++
Enchytraeus-Arten gesamt	x	7						+	+
Fridericia-Arten gesamt	x	7					+	++	++++
Stercutus niveus	5	7					+	+++	
Achaeta bohemica	5	7					+	++	
Achaeta dzwilloi	5	7					+	+++	
Achaeta eiseni	5	7					+	++	
Achaeta healyae	5	7					+	+	
Achaeta unibulba	7	7						+	
Enchytraeus lacteus	7	7						+	
Parergodrilus heideri	7	7							+
Rhyacodrilus falciformis	7	7						+	
Marionina argentea	8	7						+	+
Mesenchytraeus armatus	9	7						+	
Cognettia glandulosa	9	7							++
Cernosvitoviella atrata	8	x					++	+	
Artenzahl der Anneliden			5	5	8	10	20	26	30
mittlere Reaktionszahl mR'			1,6	1,8	2,5	2,5	5,2	6,9	7,0
Zersetzergesellschaft			2.11	2.11	2.11	2.11	1.11	1.11	1.12

Makrofauna-Abundanzklassen
 + < 10
 ++ 10 - 30
 +++ 30 - 100
 ++++ 100 - 300
 +++++ > 300 Individuen/m²

Mesofauna-Abundanzklassen
 + < 1.000
 ++ 1.000 - 3.000
 +++ 3.000 - 10.000
 ++++ 10.000 - 30.000
 +++++ > 30.000 Individuen/m²

Erläuterung der Standortkürzel in Tab. 1

VelFi	LÖLF-Waldmeßstation Velmerstot, Fichtenbestand, Podsol mit Rohhumus, Probenahme Oktober 1990
ElbFi	LÖLF-Waldmeßstation Elberndorf, Fichtenbestand, podsolige Braunerde mit rohhumusartigem Moder, Probenahme August 1989
ElbBu	LÖLF-Waldmeßstation Elberndorf, Luzulo-Fagetum, podsolige Braunerde mit rohhumusartigem Moder, Probenahme August 1989
SolBu	Ökosystem-Meßfläche Solling, Luzulo-Fagetum, schwach podsolige Braunerde mit typischem Moder, Probenahme März 1974
SwaBu	LÖLF-Waldmeßstation Schwaney, Melico-Fagetum, Braunerde-Rendzina mit F-Mull, Probenahme August 1989
HünBu	Naturwaldreservat Hünstollen bei Göttingen, Lathyro-Fagetum, Rendzina-Braunerde mit Mull, Probenahme Dezember 1975
MooWi	Moorwiese bei Lägerdorf, Schleswig-Holstein, Lolio-Cynosu- retum, Hochmoortorf, Probenahme April 1992

Tab. 2: Übersicht der Zersetzergesellschaften mit Standortbeispielen

Ordnung	Verband	Assoziation
<i>Lumbricetalia</i> mäßig saure bis kalkreiche Standorte	1.1 <i>Lumbricion</i> ungestörte Böden mit ausreichender Durch- lüftung	1.11 <i>Stercuto-Lumbricetum</i> Mullhumuswälder
		1.12 <i>Fridericio-Lumbricetum</i> Grünländer, gedüngte Moorwiesen, Parkrasen, Gärten
	1.2 <i>Enchytraeion</i> gestörte Böden und Orte mit Nahrungs- ungleichgewichten	1.21 <i>Fridericio-Enchytraeetum</i> Acker
		1.22 <i>Buchholzio-Enchytraeetum</i> urban belastete Stand- orte (verdichtete Böden mit Auflagehumus)
		1.23 <i>Eisenietum</i> Kompostplätze
	1.3 <i>Eiseniellion</i> durchnäßte, luftarme Böden	1.31 <i>Octolasietum tyrtaei</i> nährstoffreiche Nieder- moore und Anmoore
1.32 <i>Eiseniellietum</i> Gewässerufer		
<i>Cognettietalia</i> Standorte mit sauren Humus- auflagen oder Torfen	2.1 <i>Achaeto-Cognettion</i> saure Böden mit terre- strischen Humusformen	2.11 <i>Achaeto-Cognettietum</i> Sauerhumuswälder, <i>Calluna</i> -Heiden
	2.2 <i>Cognettion sphagnetorum</i> nährstoffarme Moore	2.21 <i>Cognettietum sphagnetorum</i> Birkenbruchwälder, Hochmoore

Die nach Reaktionszeigerwerten (R) geordnete Tabelle läßt zwei Vergesellschaftungstypen erkennen. Das Vorkommen mineralbodenbewohnender Regenwürmer (*Aporrectodea*-Arten, *Lumbricus terrestris* u.a.) ist mit dem Auftreten spezieller Kleinringelwürmer verbunden, die zusammen als Charakterarten des Gesellschaftstyps "*Lumbricetalia*" bezeichnet werden können. Bei Abwesenheit dieser Regenwürmer dominieren andere Arten der Mesofauna, die den Gesellschaftstyp "*Cognettietalia*" kennzeichnen. Eine Übersicht der Zersetzergesellschaften, denen charakteristische Artenkombinationen zugrunde liegen, zeigt Tabelle 2. Die Hierarchisierung in Anlehnung an die Pflanzensoziologie spiegelt die faunistische Ähnlichkeit wider und zeichnet wichtige Standortsfaktoren nach.

Die zöologische Gliederung soll zum Ausdruck bringen, wo für Zersetzer ähnliche ökologische Bedingungen herrschen. Wenn an so unterschiedlichen Standorten wie dem Kalkbuchenwald im Mittelgebirge und der kultivierten Hochmoorfläche im Tiefland weitgehend gleiche Annelidenzönosen siedeln, zeigt das an, daß auch die Mikroorganismenzönosen ähnlich strukturiert sind. (Die Verifikation dieser Behauptung bleibt der Mikrobiologie vorbehalten.) Gleichzeitig ergibt sich aber auch die Möglichkeit, Abweichungen vom Normaltyp festzustellen und als Belastungswirkung zu deuten. Das massive Auftreten von Säurezeigern im Perlgras-Buchenwald auf Kalkverwitterungslehm bei Schwaney (Swabu) steht im Zusammenhang mit der Säuredeposition und weist auf die Erschöpfung der Pufferkapazität in der obersten Bodenschicht hin. Solche Veränderungen sind Frühindikatoren. Sie laufen dem Humusformenwandel voraus.

Die artenärmere Variante des *Achaeto-Cognettietum* ist für die ungünstigste Humusform kennzeichnend. Auch bei Moder-Humusformen entwickelt sich die Zersetzergesellschaft unter dem Einfluß saurer Niederschläge in diese Richtung, wie im Solling zu beobachten war (Graefe, 1989a). In Ballungsraumnähe andererseits, wo Säureinträge stärker durch basische Stäube abgepuffert werden (vgl. Marschner, 1990), bildet sich in Moderprofilen ein *Achaeto-Cognettietum* mit hohen Dominanzanteilen der Mäßigsäurezeiger (vgl. auch Heck und Römbke, 1992).

Die Untersuchung in Naturwaldreservat Hünstollen wurde von Institut für Waldbau der Universität Göttingen unterstützt. Die Untersuchungen an Waldmeßstationen in Nordrhein-Westfalen wurden von der Landesanstalt für Ökologie (LÖLF) in Recklinghausen finanziert.

Literatur

- Anderson, T.-H. & Domsch, K.H. (1991): Untersuchungen von Mikroorganismen-Gesellschaften in unterschiedlichen Waldökosystemen unter Anwendung ökophysiologischer Parameter. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe B, Bd. 22: 247-254.
- Graefe, U. (1989a): Der Einfluß von sauren Niederschlägen und Bestandeskalkungen auf die Enchytraeidenfauna in Waldböden. Verh. Ges. Ökol. 17: 597-603.
- Graefe, U. (1989b): Zersetzergesellschaften als Standortszeiger-Vorschlag für ein Klassifikationssystem auf der Grundlage von Zootaxozönosen. Verh. Ges. Ökol. 19.1: 76.
- Graefe, U. (1991): Ein Enchytraentest zur Bestimmung der Säure- und Metalltoxizität im Boden. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 66: 487-490.
- Heck, M. & Römbke, J. (1992): Struktur von Enchytraeengemeinschaften (*Oligochaeta*: *Enchytraeidae*) verschiedener Forsten und Grünflächen in Berlin. Verh. Ges. Ökol. 21: 149-153.
- Marschner, B. (1990): Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe A, Bd. 60: 192 S.

Einfluß von *Aporrectodea caliginosa* auf die
Besiedlung des Bodens durch *Enchytraeus minutus*

von

Barbara Lübben¹

Summary

Influence of *Aporrectodea caliginosa* on the colonisation of soil by *Enchytraeus minutus*.

In glass vessels *E. minutus* was able to choose between soil inhabited by one individual of *A. caliginosa* and soil without *A. caliginosa*. 10 weeks later the enchytraeids were extracted. Enchytraeid numbers increased from 50 individuals to 610 individuals (average) per vessel (400 cm³). The soil without *A. caliginosa* contained significantly more *E. minutus* than the soil inhabited by *A. caliginosa*. Differences were also found in the vertical distribution of *E. minutus*. In the chambers with *A. caliginosa* enchytraeids avoided the upper soil layer, which was preferred by *A. caliginosa*. Whereas in the chambers without the earthworm *E. minutus* showed a fairly even vertical distribution.

Einleitung

Über die Interaktionen von Bodentieren ist nur sehr wenig bekannt. Mehrfach wird in der Literatur angedeutet, daß zwischen Regenwürmern und Enchytraeen eine antagonistische Beziehung besteht (Görny, 1984, Haukka, 1987). Bhatti (1967) und Dózsa-Farkas (1978) dagegen fanden synergistische Beziehungen von Enchytraeen und Lumbriciden.

In dem hier vorgestellten Versuch wurde Enchytraeen (*Enchytraeus minutus*) die Möglichkeit gegeben, zwischen Boden, der von einem Regenwurm (*Aporrectodea caliginosa*) "bewohnt" wird, und von Regenwürmern unberührtem Boden zu wählen.

Material & Methode

Als Versuchsgefäße dienten Glasküvetten, die mit Hilfe von Nylongaze in zwei Kammern geteilt waren. Der Küvettenboden bestand aus einer

¹ Zoologisches Institut der TU, Pockelsstr. 10a, 3300 Braunschweig

Keramikmasse ("Keramin-S"). Diese Küvetten waren mit Bodenmaterial aus dem P-Horizont einer landwirtschaftlich genutzten Parabraunerde aus Löß gefüllt. Der Boden war zunächst an der Luft getrocknet und anschließend gesiebt worden. Zur Verwendung kam ein Aggregatgemisch, das sich zu gleichen Teilen aus den Größen 1-2 mm, 0,5-1 mm und $0,5\text{ mm}$ zusammensetzte. Dieses Bodenmaterial wurde auf 50% der MWK angefeuchtet, in die Küvetten gefüllt und auf ein Porenvolumen von 47% eingestellt.

5 Tage nachdem in eine der beiden Kammern ein Individuum der Art *Aporrectodea caliginosa* eingesetzt worden war, wurden in beide Kammern 25 geschlechtsreife Individuen der Art *Enchytraeus minutus* gegeben. Über einen Zeitraum von 10 Wochen wurden die Küvetten bei 13°C in Dunkelheit auf feuchtem Sand stehend feucht gehalten, wobei die Oberseite mit Parafilm abgedeckt war. Eine Fütterung erfolgte nicht. Aus jeder Küvettenhälfte wurden zum Ende des Versuches aus den Bodenfraktionen 0-5 cm, 5-10 cm und 10-15 cm Tiefe die Enchytraeen extrahiert (Naßextraktion, 48 h, nach Graefe 1984).

Ergebnisse

Die Enchytraeen hatten sich in den Küvetten stark vermehrt. Von 50 eingesetzten Tieren je Küvette war die Individuenzahl in 10 Wochen auf durchschnittlich 610 Individuen angestiegen.

In 8 der 10 Küvetten war die nicht von *A. caliginosa* beeinflusste Küvettenhälfte stärker durch *E. minutus* besiedelt (Abb. 1). In einer Küvette hielten sich auf beiden Seiten nahezu gleich viele Tiere auf. Nur in einer Küvette traten mehr Enchytraeen in der Küvettenhälfte auf, in der auch das Individuum von *A. caliginosa* gegraben hatte. Dieses war allerdings zu Versuchsende nicht mehr in der Küvette zu finden. Das Ergebnis "In dem von *A. caliginosa* unbeeinflussten Boden halten sich mehr Individuen von *E. minutus* auf" ließ sich statistisch absichern (Wilcoxon-Test, $\alpha = 0,01$).

Die Vertikalverteilung der extrahierten Enchytraeen war in den Küvettenhälften leicht unterschiedlich (Abb. 2). In der Hälfte ohne *A. caliginosa* lag eine relativ gleichmäßige Verteilung der Enchytraeen mit leichter Bevorzugung der Schichten von 5-10 cm vor. In der von *A. caliginosa* beeinflussten Hälfte nahm dagegen die Individuendichte von *E. minutus* kontinuierlich nach unten zu. Die obere Schicht (0-5 cm), die jeweils auch am stärksten von *A. caliginosa* durchgraben worden war, wies hier deutlich weniger Enchytraeen auf.

Individuenzahl von *Enchytraeus minutus*

(Ind. je Küvettenhälfte = 200 cm³)

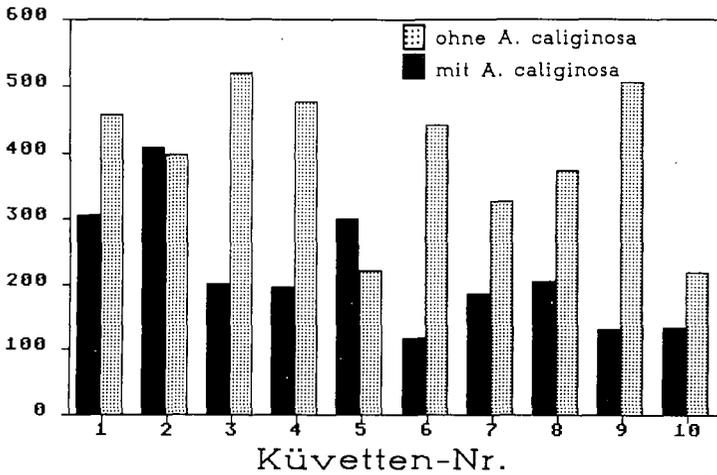


Abb. 1: Besiedlung des Bodens durch *E. minutus* (nach 10 Wochen).

Vertikalverteilung von *E. minutus*

a) mit *A. caliginosa*

b) ohne *A. caliginosa*

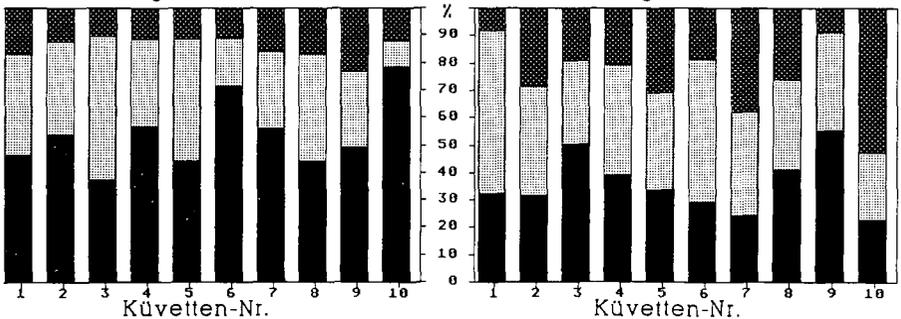


Abb. 2: Prozentuale Verteilung der extrahierten Enchytraeen auf die drei Tiefenfraktionen: ■ 0-5 cm, ▨ 5-10 cm, □ 10-15 cm Tiefe.

Diskussion

Die Untersuchung ergab, daß die Anwesenheit von *A. caliginosa* die Besiedlung des Bodens durch *E. minutus* beeinträchtigt. Dies zeigte sich nicht nur in der Besiedlung der Küvettenhälften, sondern war ebenfalls in der Vertikalverteilung von *E. minutus* angedeutet. Als Ursachen kommen Nahrungskonkurrenz und physikochemische Veränderungen des Bodens durch *A. caliginosa* in Betracht.

Ähnliche Ergebnisse erhielt Górný (1984), der in holländischen Polderböden weniger Enchytraeen in solchen Parzellen fand, in denen Regenwürmer ausgesetzt worden waren. Jedoch ließen sich in den Freilanduntersuchungen von Górný (1984) keine Unterschiede in der Vertikalverteilung der Enchytraeen feststellen. Enchytraeen können umgekehrt auch negativen Einfluß auf Lumbriciden haben. So zeigte Haukka (1987), daß die Mortalität von *Eisenia fetida* bei Anwesenheit von *Enchytraeus albidus* erhöht ist. Andere Autoren stellten dagegen positive Beziehungen zwischen den genannten Gruppen fest. Bhatti (1967) beschreibt z.B. Assoziationen von Enchytraeen mit 2 Lumbricidenarten. Auch Dózsa-Farkas (1978) fand mehr Enchytraeen in laubgefüllten Regenwurmgängen als in der unmittelbaren Umgebung. In diesem Fall wurde also eine Förderung von Enchytraeen durch Regenwürmer bzw. deren Leistungen bezüglich des Streuabbaus gezeigt.

Ob und wie Enchytraeen und Regenwürmer sich gegenseitig beeinflussen ist also offenbar von der spezifischen Einnischung der Arten abhängig. Bei den beiden untersuchten Arten, die nebeneinander auf Ackerflächen vorkommen, ist eine Nahrungskonkurrenz wahrscheinlich.

Literatur

- Bhatti, K. H., 1967: Ecology of soil enchytraeidae of West Pakistan. In Graff, O. & Satchell, J. E. (Eds.): Progress in Soil Biology, Braunschweig, Amsterdam: 533-537.
- Dózsa-Farkas, K., 1978: Die ökologische Bedeutung des Mikrohabitats für das Vorkommen einiger Enchytraeiden-Arten. Pedobiologia 18, 366-372.
- Górný, M., 1984: Studies on the relationship between enchytraeids and earthworms. In: Szegi, J. (Ed.): Soil biology and conservation of the biosphere. Vol. 2, Akademiai Kiado, Budapest, 769-778.
- Graefe, U., 1984: Naßextraktion von Enchytraeen. Prot. Workshop Methoden der Mesofaunaerfassung und PCP-Wirkung, Bremen 1984, 17.
- Haukka, J., 1987: Growth and survival of *Eisenia fetida* (Oligochaeta: Lumbricidae) in relation to temperature, moisture and presence of *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae). Biol. Fertil. Soils 3, 99-102.

Laborversuche zur Besiedlung von Regenwurmgängern durch Collembolen

von

Wickenbrock, L. u. C. Heisler *

Einleitung

Im Boden leben viele verschiedene Gruppen von Tieren unterschiedlicher Taxa zusammen, zwischen denen es zu wechselseitigen Beeinflussungen kommen kann. Anhand von Laborversuchen wurden diese Interaktionen einzelner Gruppen von Bodentieren untersucht. In segmentierten Küvetten sollten die Faktoren möglicher Abhängigkeiten zwischen einer endogäischen Lumbricidenart und einer euedaphischen Collembolenart eingegrenzt werden.

Material und Methode

Die Versuche wurden mit Küvetten (19,5 cm hoch) durchgeführt, die in drei senkrechte Segmente (Gesamtvolumen 314 ml) unterteilt waren. Pro Versuchsserie wurden jeweils acht Küvetten mit Löß-Parabraunerde befüllt. Dieser Boden wurde zuvor trocken gesiebt und dann zu gleichen Teilen aus den Korngrößen-Fractionen 0,5 bis 1 mm und 1 bis 2 mm zusammen gemischt. Danach wurde der Boden wieder befeuchtet und in je vier Küvetten auf 55 % bzw. 43 % Porenvolumen verdichtet. Jede Küvette wurde zunächst mit einem Regenwurm der Art *Aporrectodea caliginosa* (SAVIGNY) 1826 besetzt. Drei Tage nachdem die Würmer sich eingegraben hatten, wurde in einer der zwei ungenutzten Bodensäulen durch Einstechen eines Stabes eine "Kunstpore" geschaffen und danach pro Gefäß 100 Collembolen der Art *Folsomia candida* (WILLEM) 1902 auf die Bodenoberfläche gesetzt. Die Küvetten waren in der 1. und 2. Serie nach unten nicht verschlossen und standen auf feuchtem Boden, sodaß die Würmer nach unten entweichen konnten. Nach oben hin wurden die Küvetten mit Parafilm abgedeckt. In der 3. Serie hatten die Würmer keine Möglichkeit aus den Küvetten zu entweichen, da diese mit Gaze verschlossen waren. Um ein Austrocknen des Bodens zu verhindern, wurden alle Küvetten in einem geschlossenen Gefäß aufbewahrt. Die Versuche wurden bei Luft-Temperaturen von 13 °C durchgeführt.

Zur Auswertung der Versuche wurden die Bodensäulen in vier Tiefenfraktionen unterteilt und die Collembolen - modifiziert nach MACFADYEN (1961) - extrahiert.

Ergebnisse

Zur Auswertung kamen drei Versuchsserien, bei denen die Durchmesser der "Kunstporen" variiert wurden.

* Zool. Inst. d. Technischen Universität, Pockelsstr. 10a, D-3300 Braunschweig

Abb. 1 bis 3: Ergebnisse der Extraktionen der 1. bis 3. Serie, als Individuen von *F. candida* pro 100 ml Bodenvolumen.

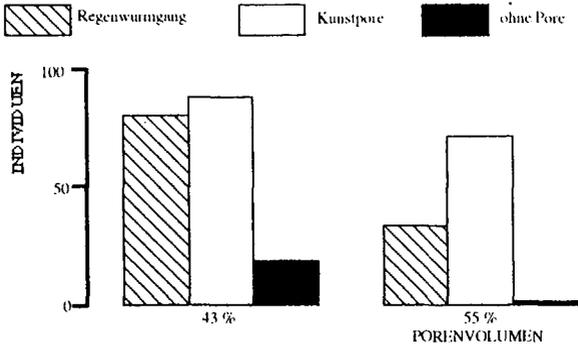


Abb. 1: Ergebnis der 1. Serie; Durchmesser der "Kunstpore": 4 mm, Bodenfeuchte: 17,8 %.

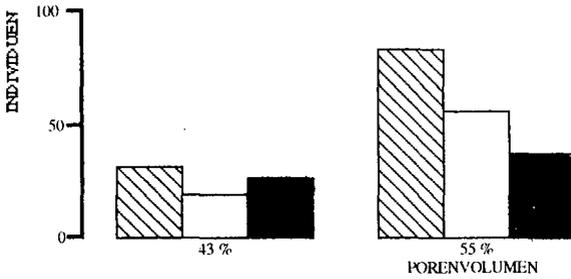


Abb. 2: Ergebnis der 2. Serie; Durchmesser der "Kunstpore": 1,5 mm, Bodenfeuchte: 19,8 %.

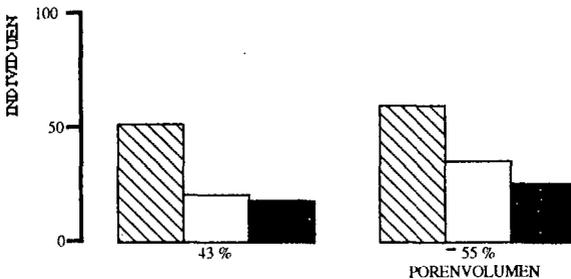


Abb. 3: Ergebnis der 3. Serie; Durchmesser der "Kunstpore": 2,5 mm, Bodenfeuchte: 17,8 %.

In der 1. Serie zeigen die Collembolen eine Präferenz für die "Kunstpore", die sich besonders im weniger stark verdichteten Boden ausprägt. Dagegen wurden in den beiden folgenden Serien die Regenwurmgänge gegenüber den beiden anderen Varianten bevorzugt. In allen Serien, mit Ausnahme des hochverdichteten Bodens in der 2. Serie, wurden die Varianten ohne zusätzliche Poren nicht so stark besiedelt. Die Ergebnisse aller drei Serien sind hochsignifikant nach dem Chi-Quadrat-Test.

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen Präferenzen der Collembolen für Bodenstrukturen, die durchgehende Poren aufweisen. Dabei ist die Entstehung der jeweiligen Pore von untergeordneter Bedeutung. Entscheidend ist der Durchmesser, der bei Gängen von *A. caliginosa* 3 bis 5 mm (GRAFF 1953) betragen kann. Die im Versuch eingesetzten *F. candida* erreichen eine Länge von 1,5 bis 3 mm (GISIN 1960). Nach DUNGER (1983) sind Collembolen, wie *F. candida*, nicht in der Lage zu graben und deshalb auf größere Bodenhohlräume angewiesen. Damit läßt sich auch die Bevorzugung der relativ großen künstlichen Poren durch die Collembolen in der ersten Serie erklären. Die Dimensionen dieser Poren waren denen der Regenwurmgänge ähnlich, jedoch sind Gänge von *A. caliginosa* häufig durch Kot verschmiert. In der 2. und 3. Serie waren die Durchmesser der künstlichen Poren in Relation zu denen der Regenwurmgänge kleiner und damit auch weniger attraktiv. Relative Unterschiede in den Gesamtabundanzen innerhalb einer Serie können auf Wanderungen der Collembolen zwischen den einzelnen Küvetten zurückgeführt werden.

Die diametral unterschiedlich hohen Abundanzen in den beiden Verdichtungsstufen der 1. und 2. Serie könnten auf unterschiedliche Feuchtegehalte zurückzuführen sein.

Interspezifische Nahrungskonkurrenz, wie sie nach DUNGER (1991) zwischen Collembolen und Lumbriciden auftreten kann, ist in diesen Versuchen nicht zu erkennen. Gründe hierfür sind in der relativ kurzen Versuchsdauer (35 Tage Gesamtdauer) zu suchen, die keine Nahrungsverknappung aufkommen läßt.

Zusammenfassung

Die Laborversuche zeigen eine Bevorzugung großer Bodenporen durch *F. candida* auf. Präferenzen, die auf die Art der Poren zurückzuführen sind, lassen sich nicht erkennen. Gänge von *A. caliginosa* sind gegenüber künstlichen Poren von 1,5 bis 2,5 mm Durchmesser deutlich attraktiver.

Literatur

DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden, Die Neue Brehm-Bücherei 327, Ziemsen Verlag Wittenberg, 280 S.

DUNGER, W. (1991): Zur Primärsukzession humiphager Tiergruppen auf Bergbauflächen, Zool. Jb. Syst. 118 (1991), 423 - 447.

GISIN, H. (1960): Collembolenfauna Europas, Muscum d'Histoire Naturelle Genève, 312 S; 1. Auflage

GRAFF, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands, Schriftenreihe der Forschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig, 81 S.

MACFADYEN, A. (1961): Improved funnel-type extractors for soil arthropods, J. Anim. Ecol. 30, 171 - 184

Die Versuche wurden vom BMFT im Rahmen des Verbundprojektes Bodenverdichtung, Nr. 0339441E, unterstützt.

Zur räumlichen Verteilung von Bodentieren: Konsequenzen für die Datenqualität

von
Klemens Ekschmitt*)

Zusammenfassung

Eine umfangreiche Sammlung von Literaturdaten über Freiland-Erhebungen von Bodentieren wird auf die Variabilität der Abundanz-Daten hin untersucht. Durchschnittlich erzielbare Vertrauensbereiche und Trennschärfen werden ermittelt. Es wird dargestellt, in welchem Maß die Ergebnisse durch die Anwendung angepaßter statistischer Methoden verbessert werden können. Im allgemeinen Durchschnitt lassen sich mit üblichen Stichproben-Umfängen nur sehr 'weiche' Daten erzielen.

1. Zur Datenstreuung

Daß Bodentiere in der Fläche ungleichmäßig verteilt sind, und daß die erfaßten Individuenzahlen in den einzelnen Proben stark voneinander abweichen, ist in der Literatur vielfach belegt. Hier soll dargestellt werden, in welchem quantitativen Maß Abundanz-Daten von Bodentieren streuen, und wie sicher die daraus gewonnene Ergebnisse sind.

Möglichst viele und umfangreiche Freiland-Erhebungen von Bodentier-Arten wurden aus der Literatur zusammengetragen und die Daten in ihrer räumlichen Heterogenität untersucht (Quellen s. EKSCHMITT 1992). In Abb. 1 sind Varianzen und Mittelwerte aus der Datensammlung gegeneinander aufgetragen. Obwohl die Daten ein sehr weites Spektrum verschiedener Taxa, Biotope, und Erfassungsmethoden repräsentieren, zeigt sich ein systematischer und enger Zusammenhang zwischen Varianz und Mittelwert.

Als geeignete Beschreibung für Abundanz-Daten von Bodentieren wird häufig die negative Binomial-Verteilung angesehen. Die zentrale Tendenz der Daten in Abb. 1 läßt sich mit empirisch zufriedenstellender Genauigkeit durch die Formel $\sigma^2 = \mu + \mu^2$ darstellen. Dies entspricht der negativen Binomial-Verteilung für $k = 1$. Sofern für eine untersuchte Tiergruppe nicht spezifische Abweichungen von diesem Grundmuster bekannt sind, und ein besseres Modell vorliegt, liefert die Formel eine Referenz dafür, welche Varianzen von Abundanz-Daten im allgemeinen Durchschnitt erwartet werden können.

Die Streuung der Abundanz-Daten von höheren Taxa bzw. von Artengruppen fällt systematisch geringer aus, weil sich die Klumpungen der einzelnen Arten gegenseitig ausgleichen.

*) Universität Bremen FB2 (Biologie), Leobenerstraße, 2800 Bremen 33

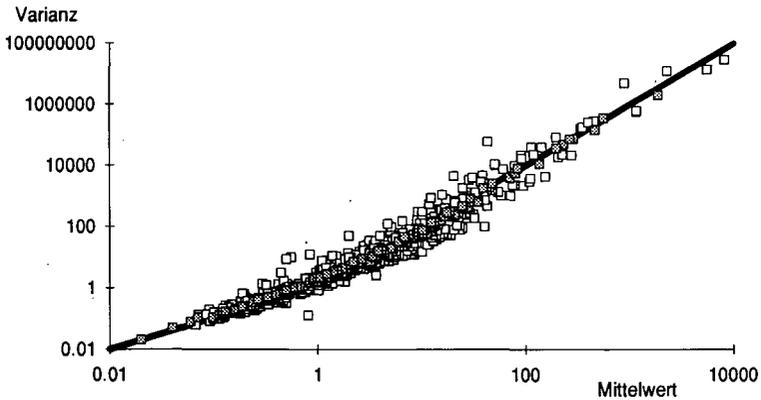


Abb. 1 Zusammenhang zwischen Varianz und Mittelwert bei Abundanz-Daten von Bodentier-Arten. Jeder der 535 Datenpunkte beruht auf mindestens 30 Proben. Die gefüllten Quadrate bezeichnen das zentrale Drittel der Daten. Die Linie entspricht der negativ binomialen Verteilung für $k=1$ (s. Text). (nach Ekschmitt 1992, verändert)

Im folgenden soll untersucht werden, welche Datenqualität sich auf der Basis der dargestellten Variabilität erzielen läßt, und in welchem Maße sich Verbesserungen durch die Anwendung von Auswertungsmethoden ergeben, die an die Verteilung der Daten angepaßt sind.

Rechnet man die Formel für die Varianz auf den Variationskoeffizienten, als relatives Maß für die Datenstreuung, um, so ergibt sich: $vk = \sigma/\mu = \sqrt{1/\mu + 1}$. Der Variationskoeffizient vk strebt für hohe Mittelwerte μ asymptotisch gegen den Wert 1 (100%). Um den Einfluß des Mittelwerts auszugrenzen, werden im folgenden nur noch Daten mit Mittelwerten > 10 Individuen/Probe berücksichtigt. Für derartige Daten kann ein Variationskoeffizient von ca. 100% als Richtwert angenommen werden. Die Abundanz-Daten von selteneren Arten streuen stärker.

2. Zur Datengenauigkeit

Die Datensammlung enthält immerhin noch 17 Datensätze mit Mittelwerten > 10 Individuen/Probe, die als Einzelwerte dokumentiert sind. Aus diesen Datensätzen wurden nach der bootstrap-Methode Zufallsproben in je 1000 Wiederholungen gezogen und analysiert. Die daraus resultierenden Ergebnisse beruhen vollständig auf den empirischen Daten. Das Vorgehen entspricht einem empirischen Großversuch, in dem durch massenhaft wiederholte Probenahme und Auswertungen in der gleichen Fläche die Bandbreite der auftretenden Ergebnisse erfaßt wird.

In Abb. 2a sind Konfidenz-Intervalle für 90% Sicherheit ($\alpha=0.1$) über dem Stichproben-Umfang aufgetragen. Die Datenverteilung ist rechts-schief, niedrige Werte treten im Verhältnis häufiger auf als hohe Werte. Der 'wahre' Mittelwert wird deshalb im Durchschnitt unterschätzt, und das

Konfidenz-Intervall ist nach oben hin breiter als nach unten hin. Zum Vergleich sind Simulationskurven für symmetrische und asymmetrische Konfidenz-Intervalle, die der negativen Binomial-Verteilung ($k=1$) entstammen, in der Abbildung mit dargestellt.

Die Verbesserung, die sich durch die Angabe von asymmetrischen Konfidenz-Intervallen im Unterschied zu den gängigen symmetrischen Intervallen erzielen läßt, liegt weniger in einer Verringerung der Intervall-Breite. Diese verändert sich nur unwesentlich. Das Verhältnis von Obergrenze zu Untergrenze wird jedoch günstiger, so daß die asymmetrischen Intervalle eine geringere Spanne umfassen (Abb. 2b). Mit zehn Proben läßt sich im allgemeinen Durchschnitt ein Konfidenz-Intervall von -36% , $+84\%$ des Mittelwerts, entsprechend einer Spanne von 3:1, erzielen.

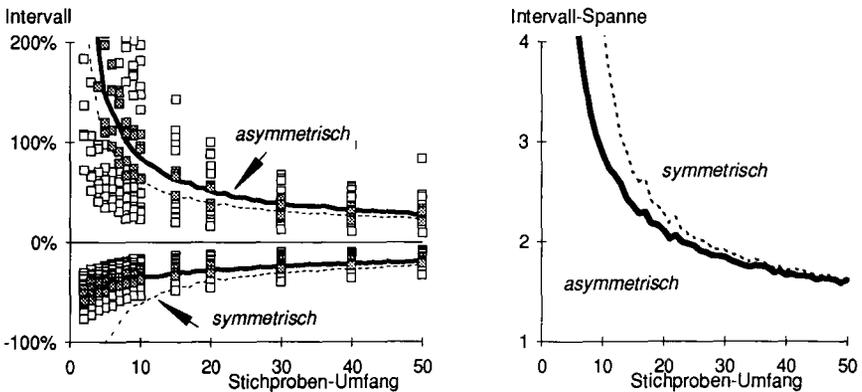


Abb. 2 Stichproben-Umfang und Konfidenz-Intervalle
a) Asymmetrische Konfidenz-Intervalle in Abhängigkeit von der Proben-Zahl für 90% Sicherheit
Die Quadrate stellen Ergebnisse dar, die durch je 1000 Zufalls-Probenahmen aus 17 empirischen Datensätzen gewonnen wurden.
Die gefüllten Quadrate bezeichnen das zentrale Drittel dieser Ergebnisse.
Die Linien entstammen Simulationen der negativen Binomial-Verteilung ($k=1, \mu=1000$).
Die gestrichelten Linien bezeichnen die entsprechenden symmetrischen Konfidenz-Intervalle.
b) Vergleich der Intervall-Spanne (Obergrenze/Untergrenze) der symmetrischen und asymmetrischen Konfidenz-Intervalle.

3. Zur Trennschärfe der Daten

Außer der Feststellung von Abundanzwerten, spielt der Nachweis von Abundanz-Unterschieden häufig eine Rolle, etwa beim Vergleich einer behandelten mit einer unbehandelten Fläche.

In einem weiteren Datenexperiment wurden alle 136 möglichen Paare aus den oben erwähnten 17 Datensätzen darauf hin untersucht, mit welchem Mindest-Stichproben-Umfang der vorhandene Unterschied zwischen den Datensätzen in einer hinreichenden Zahl der Fälle (=Untersuchungen) nachgewiesen werden kann. Die Schranken für die Nullhypothese wurden dabei nicht anhand einer theoretischen Verteilung, etwa der t-Verteilung, sondern aus den Datensätzen selbst ermittelt. Durch

Doppelproben in jedem einzelnen Datensatz wurde zunächst festgestellt, welche Differenzen (relativ zum Mittelwert) innerhalb eines Häufigkeitsintervalls von 90% (zweiseitig) zufällig auftreten. Durch Proben in den Datensatz-Paaren wurde ermittelt, wie häufig dieses Intervall überschritten wird. Ziel dieses Vorgehens ist es, die den Daten innewohnende maximale Trennschärfe auszuloten.

In Abb. 3 sind die relativen Unterschiede zwischen je zwei Datensätzen dargestellt, die mit einem bestimmten Stichproben-Umfang in 90% der Fälle nachgewiesen werden können, auf einem Signifikanz-Niveau von ebenfalls 90% ($\alpha=0.1$). Zum Vergleich sind Simulationen aus der negativen Binomial-Verteilung ($k=1$) für die Anwendung des oben beschriebenen bootstrap-Verfahrens und für die Anwendung des t-Tests in der Abbildung mit aufgeführt.

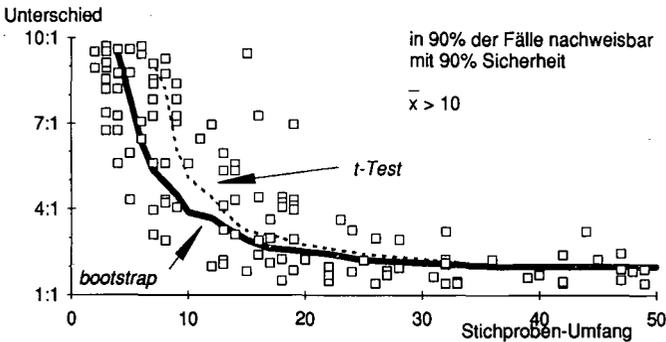


Abb. 3 Nachweisbarkeit von Unterschieden in Abhängigkeit vom Stichproben-Umfang
Die Quadrate stellen Ergebnisse dar, die durch je 1000 Zufalls-Probenahmen aus 136 Kombinationen von 17 empirischen Datensätzen gewonnen wurden. Die Schranken für die Nullhypothese wurden jeweils aus den Daten selbst ermittelt (s. Text).
Die durchgezogene Linie entstammt gleichartigen Simulationen mit negativ binomial-verteilten Daten ($k=1$, $\mu=1000$).
Die gestrichelte Linie stellt entsprechende Ergebnisse auf der Basis der Anwendung des t-Tests auf negativ binomial-verteilte Daten dar.

Durch die Anwendung des speziellen Testverfahrens anstelle des t-Tests läßt sich z.B. bei einem Stichproben-Umfang von 10 der im allgemeinen Durchschnitt nachweisbare Unterschied von ca. 5:1 auf knapp 4:1 verringern.

Die hier ausgewerteten Datensätze umfassen bis zu 250 Einzelproben, und die dargestellten Ergebnisse beruhen implizit auf der Annahme, daß die zugrundeliegende Verteilung der Daten ziemlich genau bekannt ist. Die Ergebnisse stellen insofern die Obergrenze der in der Praxis erreichbaren Datenqualität dar.

Quellen zu den Datensätzen, siehe:

Ekschmitt, K. 1992: Variabilität in ökologischen Systemen. 1. Richtwerte für die Datenqualität von bodenzoologischen Erhebungen im Freiland. Eingereicht bei: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 22, Tagung 1992 in Zürich.

**Einfluß unterschiedlicher Nahrungsqualitäten
auf die Eiproduktion von drei Collembolenarten**

von
DRAHEIM, REGINA*

1. Einleitung

Collembolen ernähren sich überwiegend mycophag. Neben zahlreichen Präferenztests (z.B. SHAW 1988, THIELE 1990) wurden auch Experimente zur Wirkung der Nahrungsqualität auf Collembolenpopulationen durchgeführt (z.B. SNIDER 1971, BOOTH & ANDERSON 1979, VAN AMELSVOORT & USHER 1989a). Häufig wurden festgestellte Nahrungseinflüsse auf einen unterschiedlichen Proteingehalt des Futters zurückgeführt, ohne daß dieser jedoch bestimmt worden wäre. Aus diesem Grund wurden die Wirkungen proteinvariiertes Futterpilze auf drei Collembolenarten untersucht.

2. Material und Methoden

Die als Standardfutter für Collembolen verwendete Hefe *Saccharomyces cerevisiae* und die ubiquitär verbreiteten Bodenpilze *Trichosporon cutaneum* und *Penicillium daleae* wurden in flüssigen Medien angezogen, deren Stickstoffgehalt variiert wurde. Anschließend wurden die Pilzvarianten abzentrifugiert oder -filtriert und gefriergetrocknet und ihr absoluter Proteingehalt mit Hilfe der Biuret-Reaktion bestimmt. Fünf bezüglich ihres Proteingehaltes signifikant unterschiedliche Nahrungsvarianten (Abb. 1) wurden zweimal pro Woche an drei Collembolenarten verfüttert.

Die Collembolenarten *Folsomia candida* (WILLEM, 1902) (Isotomidae), *Proisotoma minuta* (TULLBERG, 1871) (Isotomidae) und *Sinella coeca* (SCHÖTT, 1896) (Entomobryidae) wurden in Gruppen von je zehn Tieren auf einem 9:1-Gips-Aktivkohle-Substrat bei 21°C gehalten. Bei jeweils zehn Parallelen der einzelnen Fütterungsvarianten wurde der Beginn der Reproduktionsaktivität festgestellt und ausgehend von diesem Zeitpunkt mindestens acht Wochen lang zweimal wöchentlich die Anzahl der Eier, Exuvien und toten Tiere notiert. Bei der parthenogenetischen Art *Folsomia candida* wurden die gleichen Versuche auch mit einzeln gehaltenen Tieren durchgeführt, wobei zusätzlich wöchentlich die Körperlänge der Folsomien durch Messungen mit dem Okularmikrometer bestimmt wurde.

* Zoologisches Institut, Technische Universität, Pockelstr. 10a, 3300 Braunschweig

3. Ergebnisse und Diskussion

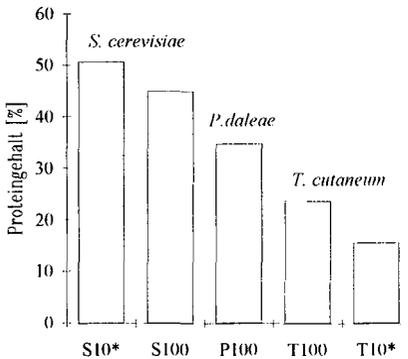


Abb. 1: Proteingehalt der Futtervarianten

Stickstofflimitation während des Wachstums (*-Varianten) führte nur bei *Trichosporon cutaneum* (und auch bei *Penicillium daleae*) zu einem verringerten Proteingehalt, während bei *Saccharomyces cerevisiae* die bei verminderten Stickstoffangebot angezogene S10-Variante einen erhöhten Proteingehalt aufwies.

Folsomia candida (Isotomidae): Bei in Gruppen gehaltenen Tieren (Abb. 2) pendelte sich die zunächst höhere Eiproduktion bei S100-Ernährung nach ca. 8 Wochen auf einem Plateau ein, während die Eiproduktion der mit S10 gefütterten Tiere weiterhin anstieg, so daß sich die Gesamtezahl beider Fütterungsvarianten am Versuchsende nicht signifikant unterschied (WILCOXON-Test). Die Reproduktion setzte bei Ernährung mit der S100-Variante früher ein als bei Ernährung mit der S10-Variante.

Im Gegensatz zur Gruppenhaltung wurde bei einzeln gehaltenen, mit S100 ernährten Folsomien die Eiablage nicht eingestellt. Bei Einzelhaltung (Abb. 3) wurden deutlich mehr Eier produziert als bei Gruppenhaltung. Neben der Nahrungsqualität beeinflusste auch die Individuendichte den Reproduktionsbeginn, die Mortalität und die Anzahl der aufgefundenen Exuvien.

Proisotoma minuta (Isotomidae) (Abb. 4) zeigte bei Ernährung mit S100 eine besonders starke Eiproduktion, hohe Eizahlen wurden auch bei dem T100-Futter erreicht. Die Eisumme bei Ernährung mit den Varianten P100, S10 oder T10 war im Vergleich zur S100-Variante kleiner als 50%. Signifikante Unterschiede konnten zwischen allen Varianten außer zwischen S10 und P100 bzw. S10 und T10 nachgewiesen werden. Die unterschiedlichen Nahrungsqualitäten bewirkten auch bei dieser Art Verschiebungen beim Reproduktionsbeginn, nicht jedoch bezüglich der Zahl der gefundenen Exuvien und der Mortalität.

Sinella coeca (Entomobryidae) (Abb. 5) legte deutlich weniger Eier als die beiden oben genannten Isotomidenarten. Besonders auffällig ist die äußerst geringe und nach 5 Wochen fast ganz stoppende Eiablage bei Fütterung mit der S100-Variante und die im Gegensatz hierzu sehr hohe Eiproduktion bei Ernährung mit S10, T100 und P100, die sich nicht signifikant unterscheiden. Die Mortalität betrug 0% in allen Versuchsansätzen. Auch bei *S.coeca* bewirkten die unterschiedlichen Nahrungsqualitäten Verschiebungen im Reproduktionsbeginn und veränderte Exuvienzahlen.

Abb. 2-5: Gesamteiproduktion der Collembolen bei unterschiedlicher Ernährung

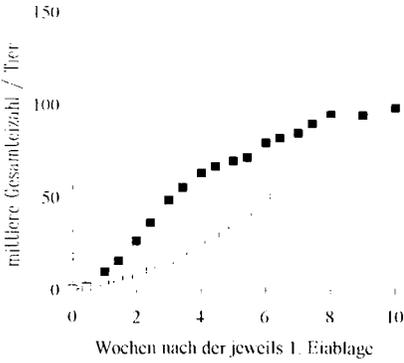


Abb. 2: *Folsomia candida* (Gruppenhaltung)

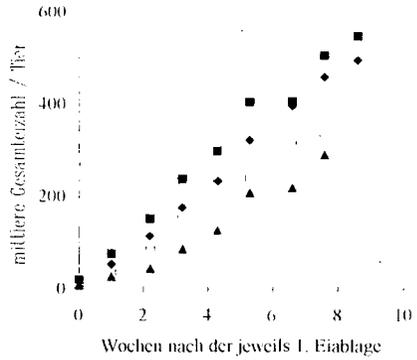


Abb. 3: *Folsomia candida* (Einzelhaltung)

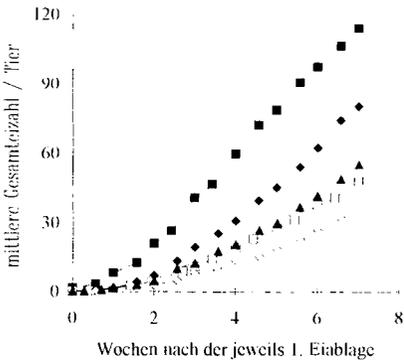


Abb. 4: *Proisotoma minuta*

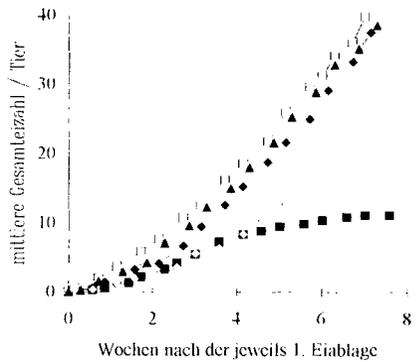


Abb. 5: *Sinella coeca*



Verschiedene Nahrungsqualitäten beeinflussten die Eiproduktion der Collembolenarten in unterschiedlicher Weise. Eine Korrelation zwischen dem Proteingehalt der Nahrung und der Eiproduktion konnte bei keiner Collembolenart festgestellt werden. Die Isotomidenarten *F. candida* und *P. minuta* reagierten ähnlich auf die angebotenen Nahrungsvarianten, ihre Reproduktionsaktivität begann früher und die Eiproduktion war höher bei Ernährung mit nicht stickstofflimitiert angezogenen Pilzvarianten. Im Gegensatz hierzu legte *S. coeca* die meisten Eier bei Ernährung mit der unter N-armen Bedingungen gewachsenen, proteinreichen S10-Variante. Unbekannt blieb die Proteinzusammensetzung der Pilzvarianten und der Einfluß des mikrobiellen Klimas auf die Ergebnisse.

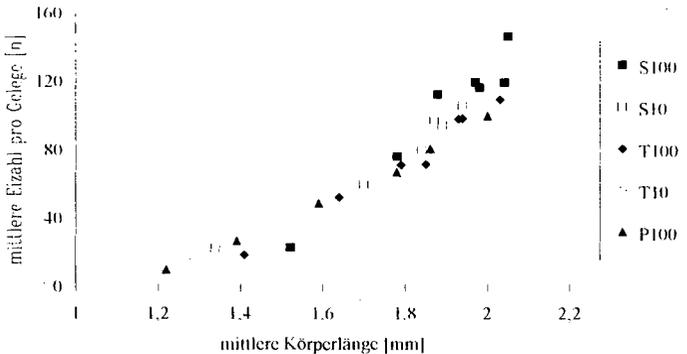


Abb. 6: *Folsomia candida*: Korrelation zwischen Körperlänge und Gelegegröße

Abb. 6 zeigt die enge Korrelation zwischen der Körperlänge und der Gelegegröße bei unterschiedlich ernährten Einzeltieren von *Folsomia candida*. Eine Mehrfachregressionsanalyse ergab, daß alle Grafikpunkte auf einer Kurve liegen, die durch die Funktion $y = y_0 \cdot e^{rx}$ mit $y_0 = 0,93$ und $r = 2,42$ beschreibbar ist. Das heißt, die Tiere wachsen ernährungsabhängig unterschiedlich schnell, legen jedoch unabhängig von der Nahrungsqualität bei einer bestimmten Körperlänge immer gleichviele Eier pro Gelege. Ähnliche Ergebnisse fanden auch VAN AMELSVOORT & USHER (1989b).

Literatur

- AMELSVOORT, P.M.A. VAN & USHER, M.B. (1989a):
Egg production related to food quality in *Folsomia candida* (Collembola: Isotomidae): effects on life history strategies. *Pedobiologia* **33**, 61-66.
- AMELSVOORT, P.M.A. VAN & USHER, M.B. (1989b):
A method for assessing the palatability of senesced leaf litter using *Folsomia candida* (Collembola: Isotomidae). *Pedobiologia* **33**, 193-198.
- BOOTH, R.G. & ANDERSON, J.M. (1979):
The influence of fungal food quality on the growth and fecundity of *Folsomia candida* (Collembola, Isotomidae). *Oecologia* **38**, 317-323.
- SHAW, P.J.A. (1988):
A consistent hierarchy in the fungal feeding preferences of the Collembola *Onychiurus armatus*. *Pedobiologia* **31**, 179-187.
- SNIDER, R.J. (1971):
Dietary influence on the growth and fecundity of *Onychiurus justii* (DENIS) (Onychiuridae: Collembola). *Ann. Zool.* **7**, 225-234.
- THEILE, A. (1990):
Nahrungswahlversuche mit farbmarkierten Bodenpilzen bei Collembolen. *Braunschw. naturkd. Schr.* **3**, 637-653.

Untersuchungen zu Langzeitwirkungen von Industrie-Immissionen
auf die Bodenfauna im Neißetal bei Görlitz

Von Karin Voigtländer, Wolfram Dunger und Hans-Jürgen Schulz⁺⁾

Untersuchungen zur Reaktion der Bodenfauna auf Industrie-Immissionen wurden in der letzten Zeit häufig ausgeführt. Fast alle diese Prüfungen haben jedoch den Nachteil, daß sie belastete mit anderen, nicht belasteten Standorten vergleichen. Hierbei ist nicht auszuschließen, daß standortspezifische Unterschiede die Ergebnisse verfälschen. Mitarbeiter des Museums für Naturkunde Görlitz haben bereits 1960 begonnen, durch Flugasche stark veränderte Standorte im Neißetal südlich von Görlitz zu untersuchen.

Hier war seit 1910 ein Kraftwerk tätig, das bis 1960 eine teilweise bis zu 25 cm hohe Flugaschenschicht in dem maximal 60 m tief eingeschnittenen Tal der Neiße verursachte. Diese starke Flugaschenauf-lage war seinerzeit Anlaß zu prüfen, ob sie einen Einfluß auf die Bodenfauna ausübt. Vegetationskundlich und forstlich waren zu dieser Zeit keine Schäden zu bemerken, im Gegenteil, die Bonität der Baumstandorte wurde sogar noch erhöht.

Als Untersuchungsflächen wurden 1960 ein naturnaher Laubwald (Humus-Schluchtwald; Arunco-Aceretum) und ein nicht standortgemäßer, 55jähriger Fichtenforst ausgewählt.

Die Ergebnisse der bodenzoologischen Untersuchungen erbrachten damals keinen Hinweis auf einen schädigenden Einfluß (DUNGER et al. 1972, DUNGER 1972, ENGELMANN 1972, HIEBSCH 1972, TOBISCH & DUNGER 1973, VOGEL 1980). Um 1965 wurde ein zweites, wesentlich leistungsstärkeres Kraftwerk auf polnischer Seite (Turów) in Betrieb genommen, das in kurzer Zeit eine unvergleichlich höhere Immission be-

⁺⁾ Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz, PSF 425, 0-8900 Görlitz

sonders auch an SO₂ als das kleine alte Kraftwerk erbrachte. Dies hatte zur Folge, daß zunächst der Fichtenforst Krankheitserscheinungen zeigte. Zwischen 1975 und spätestens 1980 starb der gesamte Bestand ab. Durch den Forstbetrieb wurde das Totholz beräumt, der Standort im übrigen aber nicht beeinflußt. Mitte der 80er Jahre war anstelle des ehemaligen Fichtenwaldes ein dichtes Gebüsch aus verschiedenen Laubwaldarten, vorrangig Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), aufgewachsen.

Auch im Laubwaldstandort ergaben sich geringfügige Schäden, insbesondere Verlichtungen. Der mindestens für den ehemaligen Fichtenforst völlig veränderte Zustand veranlaßte uns in den Jahren 1987 bis 1989, die Entwicklung der Fauna in einer zweiten Untersuchungsperiode erneut zu beobachten.

Ein vergleichender Überblick über die Biomassen der humiphagen Bodenmakrofauna zeigt, daß im Laubwald keine eindeutigen Differenzen zwischen 1961 und 1989 festzustellen waren. Im Fichtenforst ergab sich dagegen eine deutliche Zunahme der Biomasse besonders der Regenwürmer.

Eine Anzahl von Tiergruppen wurde 1987-89 wiederholt auf Artniveau untersucht. Die spezifischen Ergebnisse sind dargelegt bei DUNGER 1991 (Lumbricidae), VOIGTLÄNDER & DUNGER 1992 (Myriapoda), DUNGER & SCHULZ im Druck (Collembola), SCHWALBE in präp. (Oribatei). Für die Diplopoden, Isopoden und Collembolen kann summiert werden, daß sich die Siedlungsdichte im Laubwald zwischen 1961 und 1989 nicht wesentlich unterscheidet, im Fichtenforst aber stark zugenommen hat. An diesem Standort haben sich infolge des starken Aufwuchses von Laubhölzern und der dichten Bodenvegetation die Nahrungssituation sowie die mikroklimatischen Verhältnisse völlig zugunsten der streuabbauenden Bodenarthropoden geändert. Die Feuchtezunahme am Standort läßt sich an den Zeigerwerten der Vegetation nachvollziehen. Für die räuberischen Chilopoden ergeben sich von den Fangzahlen her keine deutlichen Veränderungen zwischen 1961 und 1989.

Wichtiger ist, daß bei der Betrachtung der Artengarnitur aller untersuchter Tiergruppen festgestellt wurde, daß auch an dem geschädigten Standort 1989 noch die volle Artausstattung vorhanden ist. Allerdings sind deutlich Verschiebungen der Dominanzen innerhalb der 30 Jahre zu verzeichnen. Auch charakteristische Arten, die in

der weiteren Umgebung nur im Neißetal vorkommen, weil sie sich hier demontan angesiedelt haben (z.B. unter den Collembolen *Tetrodontophora bielensis*, unter den Diplopoden *Ochogona caroli*), waren 1989 ebenso wie 1961 vorhanden.

Insgesamt ergibt sich für keine der bisher untersuchten Tiergruppen ein Ansatz für einen toxischen Einfluß der Immissionen auf die Bodenfauna.

Diese Befunde im Neißetal stehen den Ergebnissen anderer Untersucher entgegen, die mehr oder weniger deutliche Veränderungen auch in der Bodenfauna durch Immissionsbelastungen festgestellt haben. In allen diesen Fällen handelt es sich aber um Untersuchungen an Böden, die durch die Immissionen stark oder wenigstens deutlich versauert worden sind. Im Neißetal wirkte die Flugasche, die einen hohen Anteil an Aluminium, Kalzium und anderen Kationen aufweist, der Versauerung entgegen. Außerdem sorgt ein in Hauptwindrichtung gelegenes Carbidwerk für eine zusätzliche Kalkzufuhr. Das schlägt sich in den Ergebnissen bei der Untersuchung des Humusprofils nieder. Es zeigt sich, daß die pH-Werte etwa um 5 liegen, also keine starke Versauerung eingetreten ist. Die extrahierbaren Kationen erreichen im Bereich Kalium, Kalzium, Magnesium, Aluminium z.T. extrem hohe Werte, die eine außergewöhnliche Situation bedeuten. Der Aufbau des Humusprofils ist insofern abweichend, als unter der normalen Streuauflage (O1) und der bereits von Asche beeinflussten Of und Oh-Lage eine deutliche Aschelage vorhanden ist, die eine ältere Oh-Schicht unterhalb der Asche abtrennt.

Insgesamt führen die bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse zu dem Schluß, daß es erforderlich ist, bei Prüfungen der Reaktion der Bodenfauna auf Kraftwerksimmissionen die konkrete ökologische Situation deutlich zu differenzieren. Dabei sind vor allem Untersuchungen im Bereich der trockenen Immissionen (ohne Versauerung) klar von solchen im Bereich des sauren Regens zu trennen. Dies erscheint als wesentliche Voraussetzung für Rückschlüsse und Verallgemeinerungen zur Reaktion der Bodenfauna auf solche Störungen.

Literatur

- DUNGER, W. 1972: Systematische und ökologische Studien an der Apterygotenfauna des Neißetales bei Ostritz/Oberlausitz. - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 47, 4: 1-42
- 1991: Langzeitbeobachtungen an der Bodenfauna von Waldstandorten mit steigender Immissions-Belastung. -Rev. Écol. Biol. Sol. 28, 1: 31-39
- & H.J. SCHULZ im Druck: Long term observations of the effects of increasing dry pollution on the Collembola fauna of the Neiß valley (near Görlitz, Germany). -Acta Zool. Fennica
- I. DUNGER, H.D. ENGELMANN & R. SCHNEIDER 1972: Untersuchungen zur Langzeitwirkung von Industrie-Emissionen auf Böden. Vegetation und Bodenfauna des Neißetales bei Ostritz/Oberlausitz. -Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 47, 3: 1-40
- ENGELMANN, H.D. 1972: Die Oribatidenfauna des Neißetales bei Ostritz (Oberlausitz).-Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 47, 5:1-44
- HIEBSCH, H. 1972: Beiträge zur Spinnen- und Weberknechtfauna des Neißetales bei Ostritz. -Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 47, 6: 1-32
- SCHWALBE, T. in präp.: Die Oribatidenfauna ausgewählter Standorte des Neißetales bei Ostritz/Oberlausitz.
- VOGEL, J. 1980: Ökofaunistische Beobachtungen an der Staphylinidenfauna des Neißetales bei Ostritz/Oberlausitz. -Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 53, 4: 1-24
- VOIGTLÄNDER, K. in präp.: Langzeituntersuchungen zur Reaktion der Asselfauna (Isopoda) auf Industrie-Immissionen im Neißetal bei Görlitz.
- & W. DUNGER 1992: Long term observations of the effects of increasing dry pollution on the Myriapod fauna of the Neiß valley (East Germany). -Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, Suppl. 10: 251-256
- TOBISCH, S., & W. DUNGER 1974: Carabiden des Neißetales bei Ostritz/Oberlausitz und ihre Reaktion auf Industrie-Emissionen. -Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 48, 2: 1-18

Regionale Aspekte der Schwermetallbelastung von Regenwürmern in stadtnahen Wäldern

von

Weigmann, G. +)

Der Berliner Ballungsraum ist aufgrund der Emissionsquellen Hausbrand, Industrie und Kfz-Verkehr flächendeckend mit einer beachtlichen Schwermetallimmission belastet, insbesondere jedoch in der Nähe von Emittenten. Ergebnisse eines Forschungsverbundprojekts BallWös ("Ballungsraumnahe Wald-Ökosysteme") haben aufgezeigt, daß auch in der Streuauflage und in den darin lebenden Regenwürmern des Berliner Grunewaldes bedenkliche Blei- und Cadmium-Konzentrationen vorkommen (Kratz et al. 1989, Weigmann 1991), insbesondere hohe Bleibelastungen unmittelbar neben der Autobahn (AVUS), die den Grunewald kreuzt, wohl durch staub- und aerosolgebundene Bleieinträge aus dem Kfz-Betrieb in die Streuauflage.

In der vorliegenden Studie sollen Blei-, Cadmium- und Kupfer-Konzentrationen in Regenwürmern und der organischen Bodenauflage in Forsten des Pino-Quercetum-Typs dargestellt werden, die über einen regionalen Vergleich stadtnaher Forsten (Grunewald) mit stadtfürneren die Frage nach der flächenhaften Grundbelastung der Forsten des Berliner Großraums bzw. nach besonders gefährdeten Forstarealen klären helfen soll.

Die untersuchten Forstflächen im Grunewald liegen auf einem Transekt, der von einem Punkt (OG) in der Nähe des Stadtgebiets über Probeflächen an der Avus (A, A1, A2) im Grunewald nach Westen bis in Havelnähe (DA) reicht. Diese Flächen sind insgesamt Ballungsraum-nah, jedoch zunehmend stadtfürner, während die Flächen nahe der Autobahn Avus zusätzlich lokal als immissionsgefährdet bezüglich Blei gelten können. Die anderen Flächen liegen am Rand Berlins (SP) oder außerhalb. Die Flächen sind:

- OG: Östlicher Grunewald, zwischen Ortsteil Grunewald und der Avus, Kiefern-Eichen-Bestand, Moder, pH in organischer Auflage um 3.3
- A : Forstsaum mit Kiefern, Eichen u.a. 15-20 m westlich der Autobahn Avus, nahe dem Hüttenweg, mullartiger Moder, pH um 4
- A2: 400 m südlich A, ca 30 m neben der Avus, Kiefern und Eichen; Moder, pH um 3.8
- A1: Neben A, aber ca 50 m von der Avus entfernt, Eichen, Kiefern; Moder, pH um 3.6
- PQ: Altbestand von Kiefern und Eichen (Projektdauerfläche östlich im Jagen 91), ca 800 m von der Avus; rohhumusartiger Moder, pH um 3.5
- Jg91: westlich im Jagen 91, ca 1500 m von der Avus, Kiefern, Eichen; Moder, pH um 3.6
- Da: "Dachsberg" im Grunewald nahe der Havel, Jagen 155, ca 3.5 km von der Avus, lichter Kiefernbestand; mullartiger Moder, pH um 3.6
- SP: Spandauer Forst Jagen 44, im nördlichen Außenbereich Berlins, Eichen, Kiefern; Rohhumus, pH um 3.6
- BT: Buchenbestand im Briesetal, ca 15 km nördlich des nächsten Berliner Industriegebiets (Tegel); Moder, pH um 3.5 in der Probenstreu
- BJ: Forst "Bärenklau" bei Oranienburg, ca 20 km nordwestlich Berlin-Tegel, Jungbestand von Kiefern, Rohhumus, pH um 2.8
- F: Forst Fangschleuse, ca 2 km östlich des Industriegebiets Erkner am Ostrand Berlins, nahe dem Autobahnring, Kiefernbestand; mullartiger Moder, pH 4.3.

+) Zoologisches Institut, AG Bodenzoologie der FU Berlin, Tietzenweg 85, Berlin 45

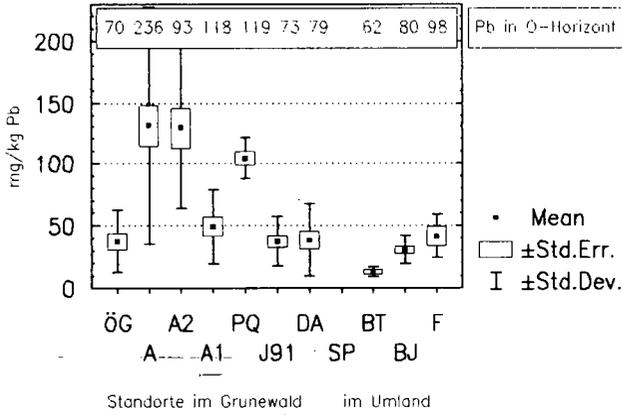


Abb. 1: Pb (mg * kg T. G.) im Regenwurm *Dendrobaena octaedra* und in der organischen Bodenaufgabe in Forsten von Berlin und Umgebung

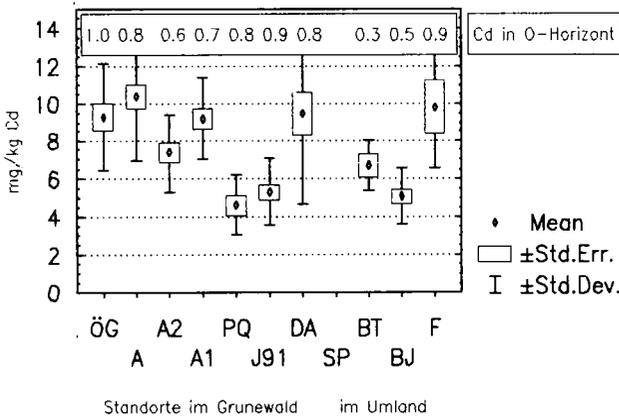


Abb. 2: Cd (mg * kg T. G.) im Regenwurm *Dendrobaena octaedra* und in der organischen Bodenaufgabe in Forsten von Berlin und Umgebung

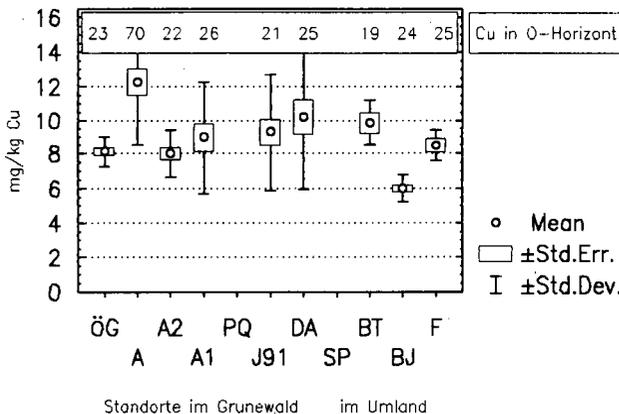


Abb. 3: Cu (mg * kg T. G.) im Regenwurm *Dendrobaena octaedra* und in der organischen Bodenaufgabe in Forsten von Berlin und Umgebung

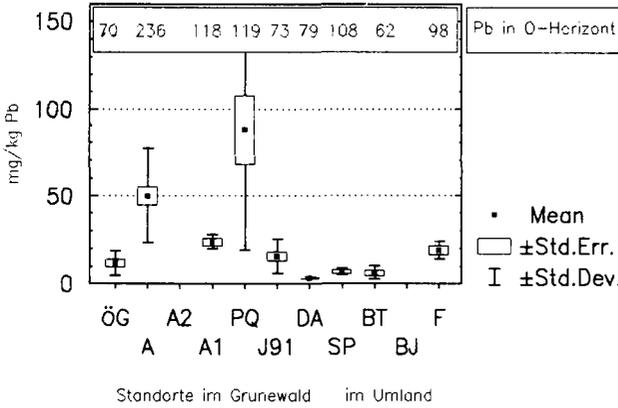


Abb. 4: Pb (mg · kg T. G.) im Regenwurm *Lumbricus rubellus* und in der organischen Bodenaufgabe in Forsten von Berlin und Umgebung

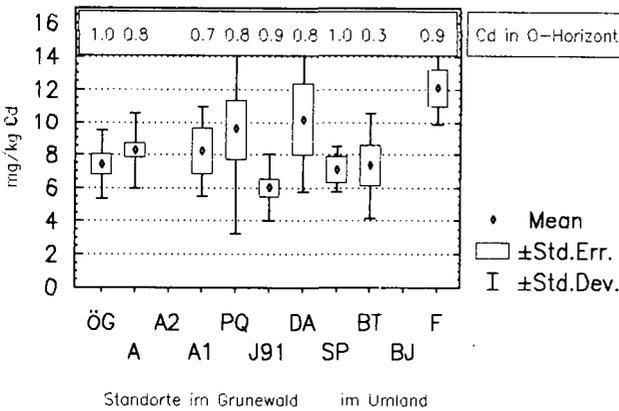


Abb. 5: Cd (mg · kg T. G.) im Regenwurm *Lumbricus rubellus* und in der organischen Bodenaufgabe in Forsten von Berlin und Umgebung

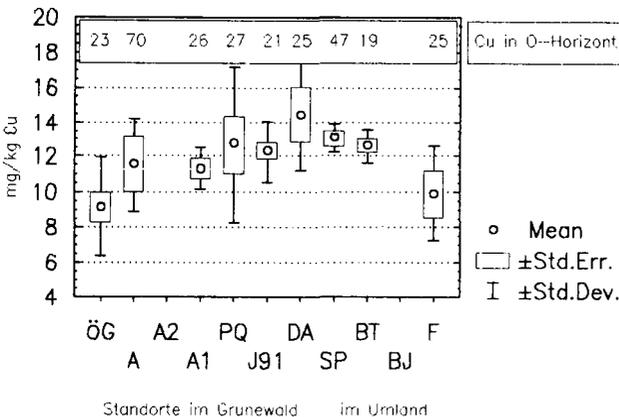


Abb. 6: Cu (mg · kg T. G.) im Regenwurm *Lumbricus rubellus* und in der organischen Bodenaufgabe in Forsten von Berlin und Umgebung

Methode der Schwermetall-Analysen

Regenwürmer wurden mit Hand gesammelt, Darmentleerung über 2 Tage, tiefgefroren, getrocknet, Trockengewicht bestimmt, in Teflonbomben mit HNO₃ aufgeschlossen bei 170 °C. Streuproben getrocknet, gemahlen. Die Analysen erfolgten im Graphitrohr-AAS Perkin & Elmer 3030 Zeeman.

Diskussion der Ergebnisse

Blei ist im Regenwurm *Dendrobaena octaedra* generell höher konzentriert als in der Art *Lumbricus rubellus* (Abb. 1, Abb. 4). Es wird vermutet, daß *L. rubellus*, der weniger an den Auflagehorizont gebunden ist, sich häufiger im geringer belasteten oberen Mineralhorizont Ah aufhält. Die Regenwurm-Konzentrationen korrelieren kaum mit den Werten in der organischen Auflage. In Autobahn-Nähe finden sich erhöhte Werte, aber auch im Standort PQ (wegen Nähe zu militärischer Fahrstrecke?), was auf Blei aus Kfz-Treibstoffen deutet. Am industrienahen Ort F sind die Würmer höher belastet als an anderen Umland-Standorten.

Cadmium wird in der Würmern stark angereichert, verglichen mit den Konzentrationen in den organischen Auflagen der Böden (Abb. 2, Abb. 5). Die Streuungen sind hoch; klare Tendenzen der artspezifischen Belastung und Korrelationen zu den Humusaufgabe-Konzentrationen sind nicht zu finden. Auch die Umlandstandorte und ihre Regenwürmer sind deutlich belastet, so daß Cadmium als flächenhaft in Forsten von Berlin und Umgebung angereichert gelten muß.

Kupfer ist ein Element, daß essentiell im Blutpigment der Würmer vorkommt. Deshalb kann von einer physiologischen Regulation der Konzentrationen in Regenwürmern ausgegangen werden. Im Standortvergleich sind die Kupferkonzentrationen in den Würmern darum weniger unterschiedlich als bei Blei und Cadmium (Abb. 3, Abb. 6). Eine Korrelation zu den Konzentrationen der organischen Auflagen sind ebenfalls nicht feststellbar.

Die Blei- und Cadmium-Werte in *L. rubellus* sind den von Roth (1992) für Ulm zitierten Werten bei ähnlichen Bodenaufgabe-Werten vergleichbar, Kupfer ist im Berliner Raum höher konzentriert.

Literatur

- Kratz W, Bieltz K, Jaeger-Volmer J, Kielhorn U, Kronshage J, Rink U, Weigmann G (1989): Ökosystemare Untersuchungen zur Schwermetallkontamination eines immissionsbelasteten Forstsauces an der Autobahn Avus in Berlin (West). - Verh. Ges. Ökol. 18: 409-413.
- Roth M (1992): Metals in invertebrate animals of forest ecosystems. In: Adriano D C, Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publ., Boca Raton, Ann Arbor, London Tokyo: 299-328
- Weigmann G (1991): Heavy metal levels in earthworms of a forest ecosystem influenced by traffic and air pollution.- Water Air Soil Pollut. 57-58: 655-663.

Die dieser Veröffentlichung zugrunde liegenden Arbeiten sind Bestandteil des interdisziplinären Projekts "Ballungsnahe Waldökosysteme", das als gemeinsames FE-Vorhaben vom Umweltbundesamt und der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin finanziert und in deren Auftrag durchgeführt wird (FE-Nr. 108 03 046/30).

Regenwurmfauna und Bodenchemismus saurer Waldböden

von

Makeschin, F.

Die bodenchemischen Bedingungen sind ein entscheidender Faktor für die Größe und die Struktur von Regenwurmpopulationen in Böden. In mehrjährigen Untersuchungen wurden die Beziehungen zwischen der Belegung und den bodenchemischen Eigenschaften im Hauptlebensraum saurer Waldböden mittels kleinstandörtlicher Vergleiche, anhand von Flächenmittelwerten und in Mikrokosmosexperimenten ermittelt (Makeschin 1991).

A. Kleinstandörtliche Vergleiche

Die kleinstandörtliche Betrachtung ergab auf keiner der untersuchten Flächen einen Zusammenhang zwischen Regenwurm-Abundanz (bzw. Biomasse) und Bodenreaktion der organischen Auflage und des oberen Mineralbodens (0-10 bzw. 10-20cm; $r =$ jeweils < 0.33). Auch für die Gehalte an C, N und extrahierbaren oder wasserlöslichen Kationen konnte keine statistische Beziehung zum Niveau der Belegung nachgewiesen werden. Die multiple Korrelationsanalyse lieferte keine Interaktionen zwischen den bodenchemischen Parametern und der Abundanz. Eine differenziertere Betrachtung der Regenwurmbesiedelung auf Artniveau führte ebenfalls zu keinen eindeutigen Ergebnissen. Eine Erklärung für das Fehlen klarer Beziehungen zwischen der Regenwurmbesiedelung und dem bodenchemischen Milieu in den mit diesem Ansatz untersuchten Böden dürfte darin liegen, daß die Tiere in der organischen Auflage und im Mineralboden kleinräumig auch horizontal wandern. Möglicherweise wurden sie bei der Probenahme in ihrem bevorzugten Siedlungsraum nicht erfaßt, da sie sich zufällig außerhalb des beprobten Kleinbereichs aufhielten. Die in den Versuchsböden lebenden epigäischen und intermediären Arten besitzen im Gegensatz zu den vertikale Röhren bewohnenden, anözischen Arten nur eine geringe Ortstreue. Sie bewegen sich auf der Futter- und Partnersuche auch horizontal über größere Entfernungen, was im übrigen ein Vorteil bei der Neu- und Wiederbesiedelung von Extremhabitaten ist. Auch endogäisch lebende Arten (wie z.B. *O. lacteum* und *A. rosea*) wandern im Mineralboden entlang ihrer horizontalen Röhrensysteme.

B. Flächenmittelwerte

Die multivariate Korrelationsanalyse machte den dominanten Einfluß der pH-Werte und der Ausstattung mit Ca auf den Regenwurmbesatz der Böden sehr deutlich (Tab.1). Das Gesamt- und das austauschbare Ca im Mineralboden sind mit der Regenwurmbesiedelung signifikant positiv, die Gegenspieler Al und H^+ negativ mit Abundanz und Biomasse korreliert; in der Of+h-Lage bestehen dagegen nur schwache Beziehungen. Ein positives Bestimmungsgewicht besitzen auch die wasserlöslichen Fraktionen des Ca im Mineralboden, während ein Einfluß von wasserlöslichem Al (Fe) nicht erkennbar ist. Die Gesamtgehalte von P, Mg, Mn und Fe stehen in keiner eindeutigen Beziehung zu Abundanz und Biomasse.

	<u>org. Auflage</u>	<u>Mineralboden</u>
	Of+h	0-10cm
<u>pH-Wert</u> (H ₂ O)	0.83***	0.71**
<u>Ca</u> ges.	0.08	0.66*
extr. (NH ₄ Cl)	0.21	0.88***
GBL	nb	0.69*
2:1 WE	nb	0.80**
<u>Al</u> extr. (NH ₄ Cl)	-0.60	-0.68*
GBL	nb	-0.21
2:1 WE	nb	-0.51
<u>H⁺</u> extr. (NH ₄ Cl)	-0.53	-0.91***

Tab.1: Matrix der multivariaten Korrelation zwischen Regenwurm-Biomasse und bodenchemischen Parametern

C. Mikrokosmosexperimente

Die Beziehungen zwischen bodenchemischen Eigenschaften und der Belebung der Substrate stellen sich bei artspezifischer Betrachtung differenzierter dar. Die Korrelationskoeffizienten (Tab.2) spiegeln die Abhängigkeit der Persistenz adulter *L. rubellus* und *A. caliginosa* und deren Fortpflanzungsaktivität (gemessen in abgelegten Kokons) wieder. Es ist ein deutliches arttypisches Reaktionsmuster erkennbar: Während *L. rubellus* allenfalls bei seiner Fortpflanzungsaktivität eine klare Beziehung zu bodenchemischen Faktoren erkennen läßt, spiegeln die durchweg hohen Korrelationskoeffizienten bei *A. caliginosa* eine starke Abhängigkeit dieser Art vom bodenchemischen Milieu wieder.

	<u>L. rubellus</u>		<u>A. caliginosa</u>	
	adult	Kokons	adult	Kokons
<u>pH-Wert</u> (H ₂ O)	0.37	0.48	0.64*	0.97***
<u>Ca</u> extr. (NH ₄ Cl)	0.40	0.41	0.79*	0.91***
GBL	0.53	0.86*	0.69	0.70
2:1 WE	0.45	0.81*	0.65	0.79
<u>Al</u> extr. (NH ₄ Cl)	-0.31	-0.63*	-0.70*	-0.95**
GBL gesamt	-0.47	-0.29	-0.43	-0.35
nicht komplex.	0.12	-0.58	-0.94**	-0.93***
2:1 WE	-0.11	-0.43	-0.71*	-0.78*

Tab.2: Matrix der multivariaten Korrelation zwischen Regenwurm-Persistenz und -Fortpflanzung und bodenchemischen Parametern (Mineralboden 0-10cm)

L. rubellus besitzt offensichtlich effektivere Schutzmechanismen, um den direkten und indirekten negativen Wirkungen der Bodenazidität entgegenzusteuern. Eine zentrale Rolle kommt hierbei den Kalkdrüsen zu (Laverack 1963); deren Hauptfunktionen liegen in der Steuerung des Säuren-Basen-Gleichgewichts, in der Regulierung der Gehalte an Nähr- und Schadstoffen im Regenwurmkörper sowie in der Abpufferung von überschüssigem CO₂. Das bei der Atmung entstehen-

de CO_2 wird mit dem aus dem Darm aufgenommenen Ca zu CaCO_3 gebunden, im kopfwärts gelegenen Teil der Kalkdrüsen abgelagert und in Form von Calcit-Kristallen in den Vorderdarm ausgeschieden. Bei einer Reaktionsverschiebung in der Außenlösung kann dieses Carbonat in den Drüsen mobilisiert werden und als $\text{Ca}(\text{HCO}_3)^-$ im Blut und Gewebe stark puffernd wirken. Die Kalkdrüsen sind bei *L. rubellus* stark entwickelt und groß, während die untersuchten endogäischen Arten nur sehr kleine und inaktive Drüsen haben.

Neben der Protonenaktivität bestimmen auch die Gehalte an sorbierten und gelösten Ionen im Boden die Persistenz, die Fortpflanzung und die Aktivität von Regenwürmern, da diese in unmittelbarem und ständigem Kontakt mit der Bodenlösung leben. Die Wasser- und Ionenaufnahme erfolgt entweder durch die Haut und über die Dorsalporen oder oral mit der Nahrung. Die percutane Wasseraufnahme terrestrisch lebender Regenwürmer kann über die Ausscheidung epidermaler Schleime von den Tieren bis zu einem gewissen Grad hormonell beeinflusst werden. Mit dem Bodenwasser gelangen auch mobile Ionen in das Körpergewebe. Offensichtlich spielt dabei auch der Antagonismus bestimmter Kationen eine gewisse Rolle. Epidermale Schleime fungieren demnach nicht nur als Austrocknungsschutz für die Tiere, sondern auch als Ionenbarriere. Diese Schleime sind aus verschiedenartigen Stoffgruppen, wie Mucopolysaccharid-Protein-Lipid-Komplexen zusammengesetzt, die ein hohes Sorptionsvermögen für Ionen besitzen. Es konnte gezeigt werden, daß in dem epidermalen Schleimfilm von *L. rubellus* Schwermetalle gebunden werden, wodurch ihre cuticuläre Aufnahme erheblich gesenkt wird (Hopkin 1989). Diese Schleime werden von den Tieren bei ihren Bewegungen im Boden ständig wieder abgestreift und erneuert.

	Kontrolle	gekalkt
<u>Reaktion der Arten</u>	L.rub / A.cal	
Persistenz adulte	+/-	+/**
Juvenile	(+)/-	+/**
Kokons	-/-	+++/**
<u>pH-Wert (H₂O)</u>	4.1	6.3
<u>NH₄Cl-Extrakt mmol IÄ/100g</u>		
Ca	0.7	12.8
Al	2.9	0
<u>Gleichgewichtsbodenlösung mg/l</u>		
Al ges.	0.7	10.2
Al ³⁺	0.5	< 0.01
Al _{org}	<0.1	9.7
<u>Al-Gehalte im Körpergewebe mg/g</u>		
<i>L. rubellus</i>	0.4	2.7
<i>A. caliginosa</i>	0.5	5.9

Tab.3: Bodenchemische Parameter und Al-Gehalte im Körpergewebe von Regenwürmern (Mikrokosmosversuch; saure Braunerde aus Phyllit; gekalkt = Kalkäquivalent von 35 dt/ha; - = keine Reaktion, + = Förderung)

Aus den Daten der Freilanduntersuchungen können hinsichtlich der Mechanismen und der Menge aufgenommenener Kationen keine Aussagen gemacht werden. Um Rückschlüsse über den Einfluß der stofflichen Zusammensetzung der Bodenlösung auf die Kationengehalte der Regenwurmkörper ziehen zu können, haben wir adulte Individuen von *L. rubellus* und *A. caliginosa* aus Mikrokosmosuntersuchungen auf deren Kationengehalte hin analysiert. Anschließend verglichen wir die Kationengehalte des Körpergewebes mit den Kennwerten der Bodenfest- und -lösungsphase.

Auch aus diesen Ergebnissen eindeutig hervor, daß mit steigendem pH-Wert und abnehmender Konzentration von Al am Bodenaustauscher die Abundanz bzw. die Persistenz, vor allem jedoch die Vermehrungsleistung von Regenwürmern signifikant ansteigt (Tab.3). Hingegen überraschte, daß sich diese Arten erfolgreich etablieren konnten bzw. eine hohe Aktivität zeigten, obwohl die Al-Konzentrationen in der Bodenlösung gekalkter Substrate im Vergleich zu den Kontrollsubstraten durchweg sehr stark erhöht waren. Offensichtlich wirkten sich selbst hohe Konzentrationen des potentiell toxischen Al physiologisch deshalb nicht nachteilig auf die präsenten Arten aus, da der überwiegende Teil in organisch komplexierter Form vorlag.

Im Versuch hatten die Al-Gehalte im Körpergewebe von *L. rubellus* und *A. caliginosa* nach Kalkung bis zum 11-fachen Wert der Vergleichsvariante zugenommen. Diese Abhängigkeit wird auch in signifikant positiven Korrelationskoeffizienten zwischen den Al-Konzentrationen im Gewebe und dem Gesamt-Al in der Bodenlösung erkennbar ($r=0.86$ bzw. 0.97). Der hohen Persistenz und der kräftigen Vermehrung beider Arten in den gekalkten Varianten nach zu urteilen liegen jedoch selbst die höheren Al-Gehalte im Gewebe offenbar nach wie vor in einem physiologisch unkritischen Bereich.

Wie die Pflanzenwurzel befindet sich der Regenwurm in ständigem Kontakt mit der Bodenlösung. Auch er gestaltet durch Produktion und ständige Erneuerung von Körperschleimen (Analogie zum Mucigel) seine unmittelbare Umwelt aktiv mit und ist damit in der Lage, toxische Ionen bis zu einem gewissen Grad zu binden und damit eine percutane Aufnahme zumindest z.T. zu verhindern. Die Körperschleime wirken auch alkalisierend und heben den pH-Wert in der unmittelbaren Umgebung der Tiere deutlich an. Diese Steuerungsmöglichkeit des Regenwurms entspricht somit der Kategorie, die bei der Pflanzenwurzel als sog. "Avoidance" angesprochen wird.

Bezüglich einer Toleranz von Al im Körpergewebe ist noch nichts bekannt, doch ist hierbei aufschlußreich, daß Regenwürmer Schwermetalle in ihrem Körper durch Proteinbindung zu entgiften vermögen, mithin ein Hinweis auf eine Toleranz i.e.S. gegenüber toxischen Ionen im Körper (Hopkin 1989). Inwieweit auch Al vergleichbar mit Schwermetallen in bestimmten Zellkompartimenten abgelagert werden kann, ist nicht bekannt. Über die Möglichkeit, physiologisch schädliches Al in Zellen über organische Komplexbildung zu entgiften, wird auch bei höher entwickelten tierischen Organismen berichtet. Sie ist, wie Studien bei aquatischen Organismen zeigen, artspezifisch durch evolutionäre Anpassung an die jeweiligen Lebensbedingungen entstanden.

Literatur:

- Hopkin, S.P., 1989: *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates*. Elsevier, London.
- Laverack, M.S., 1963: *The physiology of earthworms*. Pergamon Press, London.
- Makeschin, F., 1991: Experimentelle Untersuchungen zur Besiedelung anthropogen devastierter, saurer Waldböden mit leistungsfähigen Lumbriciden. Habilitationsschrift Univ. München.

Kurzfristiger Einfluß von Mineraldüngern
auf *L. rubellus* und *A. caliginosa*

von
Katrin Schöpke *)

Mineraldüngung zur Boden- und Nährstoffverbesserung ist eine gängige und oft notwendige Bewirtschaftungsmaßnahme in Waldbau und Landwirtschaft, um eine ertragreiche Produktion der Anbaupflanzen zu gewährleisten. Da auch der Tätigkeit der Regenwürmer, durch Zersetzung und Einmischung der Streu sowie Umlagerung des Mineralbodens, bei der physikalischen und chemischen Verbesserung der Bodeneigenschaften eine erhebliche Rolle zukommt, ist die Kenntnis über die Wirkung von Düngemitteln auf diese Tiergruppe von besonderer Wichtigkeit. Die bisherigen Ergebnisse über den Einfluß von Mineraldüngern auf Regenwürmer stammen aus Freilandexperimenten (MAKESCHIN, 1990), wobei die Proben meist in größeren Abständen genommen wurden, sodaß oftmals nur eine komplexe Summenwirkung verschiedener Faktoren festgestellt werden konnte. Um gezielt den kurzfristigen Einfluß von Düngern, d.h. direkt nach Ausbringung auf den Boden, faktoriell untersuchen zu können, wurden in vier- bzw. achtwöchigen Gefäßversuchen *L. rubellus* und *A. caliginosa* in mit unterschiedlichen Mineraldüngern versetzten Substraten gehalten.

Material und Methode

Es wurden zwei Hauptversuche angelegt, um die Reaktion von *L. rubellus* bei Düngung von Fichtennadelstreu ("Walddüngung") und die Reaktion von *A. caliginosa* bei Düngung eines Mineralbodens ("Ackerdüngung") beobachten zu können (Tab. 1). Die Regenwürmer wurden in verschließbaren, 5 cm tiefen Plastikgefäßen (0,7 l Volumen) einzeln gehalten, um eine gegenseitige Beeinflussung zu vermeiden.

Die Mengen der 6 ausgewählten, in Forst- und Landwirtschaft häufig verwendeten Dünger (Tab. 1) sowie die Substratmengen pro Gefäß wurden nach folgenden Überlegungen berechnet:

Versuch "Walddüngung": Die oberste Lage der organischen Auflage ist bis in eine Tiefe von 5 cm am dichtesten besiedelt. Die Dünger werden auf den Waldboden nur oberflächlich ausgebracht und dringen von selbst relativ schnell in diesen Hauttiebsraum ein. Der kurzfristige Einfluß bezieht sich also nur auf die obere 5 cm mächtige Auflage (50 t TS/ha).

Versuch "Ackerdüngung": Der Dünger wird flächig auf den Acker aufgetragen und wie praxisüblich 20 cm tief eingearbeitet. Der kurzfristige Einfluß der Düngemittel beschränkt sich somit in den ersten Wochen nach Ausbringung auf diese ungepflügte, mit Dünger vermischte Ackerkrume.

In Anlehnung an eine praxisübliche Anwendungsmenge (Tab. 1) erfolgte die Berechnung und Einmischung von praxisüblicher (Düngestufe 2), halber praxisüblicher (Stufe 1), doppelter praxisüblicher (Stufe 3) und von vierfacher praxisüblicher Düngergabe (Stufe 4) pro Gefäß. Pro Düngestufe wurden 10 Parallelen angelegt. Wöchentlich wurde die individuelle Biomasse und die Anzahl der noch lebenden Tiere pro Düngestufe, sowie die Änderungen der bodenchemischen Parameter ermittelt und bilanziert.

Hier wird nur auf die Kaliummagnesia- und die Dolomit-Variante der "Walddüngung" und auf die beiden Varianten der "Ackerdüngung" näher eingegangen.

*) Lehrstuhl für Bodenkunde und Standortslehre der Universität München, Hohenbachernstr. 22, 8050 Freising

Tabelle 1: Versuchsanordnung

Versuch	"Walddüngung"	"Ackerdüngung"
Art	L. rubellus	A. caliginosa
Substrat / pH	Fichtennadelstreu (L+Of) / 4,13	Mineralboden / 7,50 (Maulwurfshügel, humos)
g TS/Gefäß	50	350
Düngemittel des Versuchs: praxisübliche Anwendungsmenge (kg/ha) / gefäßbezogene Zugabe (mg/Gefäß)		
Kalkammonsalpeter	400 / 400	500 / 125
Ammoniumsulfat	n.v.*	620 / 155
Kalimagnesia	500 / 500	500 / 125
Superphosphat	400 / 400	560 / 140
Dolomit	3000 / 3000	1000 / 250
Gesteinsmehl	6000 / 6000	1500 / 375

* n.v. = nicht verwendet

Ergebnisse und Diskussion

Bodenchemische Wirkung der Düngemittel

Als schnell lösliche Düngemittel erhöhten Kalimagnesia, Kalkammonsalpeter und Ammoniumsulfat die Leitfähigkeit der Wasserextrakte besonders bei hohen Zugaben stark, parallel dazu stiegen die Konzentrationen einzelner Ionen mit der Düngegabe in hohem Maße an (bei KAS: NH₄ u. NO₃; Kalimagnesia: SO₄, K, Al, Mn, Zn; Ammoniumsulfat: NH₄ u. SO₄) (Tab. 2).

Der pH-Wert der sauren Fichtennadelstreu (4,13) wurde durch Kalimagnesia nicht verändert, während KAS und Ammoniumsulfat auf den neutralen Mineralboden (7,50) in hohen Dosen stark versauernd wirkten.

Der langsam lösliche, längerfristig wirkende Dolomit beeinflusste die Leitfähigkeit der Fichtennadelstreu kaum; die Ca- und Mg-Gehalte der Wasserextrakte stiegen deutlich an und gleichzeitig auch der pH-Wert (2-3 Einheiten je nach Zugabemenge) (Tab. 2).

Tabelle 2: Einige bodenchemische Parameter der Wasserextrakte bei höchster Düngergabe zu Versuchsbeginn

	pH	LF	NE ₄	NO ₃	SO ₄	Ca	Al	Mn	Zn
"Walddüngung"									
Kontr.	4,13	0,86	25	267	227	67	1,29	20,2	0,33
KMg (3)	4,31	4,35	80	309	2158	272	2,50	70,4	1,47
Dol (3)	7,17	1,48	25	520	620	199	1,37	4,5	0,22
"Ackerdüngung"									
Kontr.	7,50	0,25	0,3	221	17				
KAS (4)	7,02*	1,77	41	1042	20	nicht	bestimmt		
AS (4)	6,53*	2,17	171	316	1013				

LF in $\mu\text{S/cm}$; Ionengehalte in $\mu\text{g/l}$

* pH zu Versuchsende: KAS (4) 6,23

AS (4) 4,81

Reaktion der Regenwürmer

Die Reaktionen von *L. rubellus* und *A. caliginosa* in den Düngungsvarianten sind in Abb. 1 und 2 dargestellt.

Die Gewichtsabnahme von *L. rubellus* im ungedüngten Substrat ist auf eine Adaptationsphase mit Hungerstoffwechsel in den ersten vier Wochen zurückzuführen, da die Tiere aus einem basenreicheren Boden stammten.

Die hohe Mortalität von *L. rubellus* nach hoher Kalimagnesia-Gabe beruht v.a. auf der negativen Wirkung der Leitfähigkeit. Da die Körperwand der Regenwürmer für Wasser und darin gelöste Ionen durchlässig ist (LAVERACK, 1963), können die Tiere sich durch Schleimausscheidung nur begrenzt vor hohen Ionenkonzentrationen in der Bodenlösung schützen und reagieren somit empfindlich auf hohe osmotische Potentiale (LEE, 1985). Auch die durch Kalimagnesia-Zugabe erhöhten SO_4^{2-} , Al-, Mn- und Zn-Gehalte stehen in negativer Beziehung zur Biomasseentwicklung von *L. rubellus*. Die halbe praxisübliche Zugabe von Kalmagnesia wirkt dagegen positiv auf den Gewichtsverlauf von *L. rubellus*, vermutlich durch einen düngerbedingten Anstieg der mikrobiellen Biomasse, welcher zu einer Verbesserung des Nahrungsangebotes von *L. rubellus* führt.

Die starke, relativ dosisunabhängige Förderung von Biomasse und Individuenzahl nach Dolomitzugabe steht in eindeutig positiver Beziehung zur düngerbezogenen Erhöhung von pH-Wert und Ca-Konzentration in der Bodenlösung.

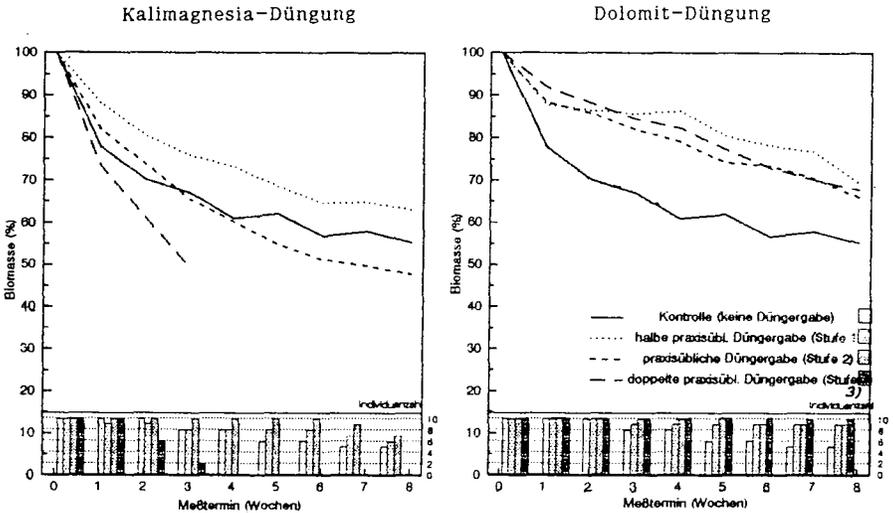


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf von relativer Biomasse und Individuenzahl von *L. rubellus* in Fichtennadelstreu bei unterschiedlichen Kalimagnesia- und Dolomit-Zugaben.

Der "Ackerdüngung"-Versuch ist nicht direkt mit dem zuvor beschriebenen Experiment vergleichbar, da sich beide in vielen Faktoren unterscheiden: im ökologischen Verhalten der Arten (z.B. *L. rubellus* säuretolerant, r-Strategie; *A. caliginosa*, säureintolerant, K-Strategie), in den Substrateigenschaften, in der Menge der Düngerzugabe (Tab. 1).

Es ist zwar kein Individuenverlust zu beobachten, jedoch wird auch *A. caliginosa* durch die mittleren und hohen, die Leitfähigkeit und somit das osmotische Potential der Bodenlösung stark beeinflussenden Gaben von KAS und Ammoniumsulfat deutlich in ihrer Biomasseentwicklung beeinträchtigt (Abb. 2). Wie bei Kalimagnesia-Gabe im "Walddüngungs"-Versuch stehen die erhöhten Gehalte einzelner Ionen (Tab. 2) in negativer Beziehung zum Verlauf der Biomasse von *A. caliginosa*.

Desgleichen wird die Biomasse von *A. caliginosa* durch hohe, stark pH-senkende Ammoniumgaben (Stufe 3 u. 4) negativ beeinflusst (Tab. 2 u. Abb. 2).

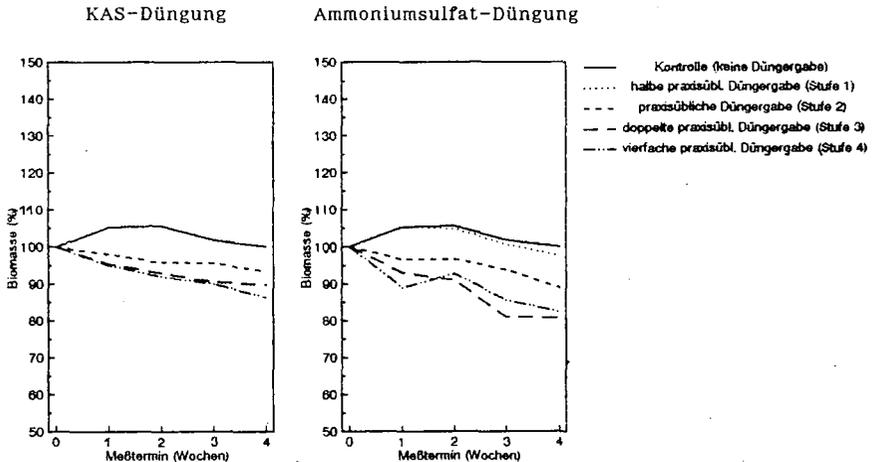


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf von relativer Biomasse und Individuenzahl von *A. caliginosa* in Mineralboden bei unterschiedlichen Kalkammonsalpeter- und Ammoniumsulfat-Zugaben.

Literatur

- LAVERACK, M.S. (1963): The physiology of earthworms. Oxford: Pergamon Press. 206 S.
- LEE, K.E. (1985): Earthworms: Their Ecology and Relationships with Soil and Land Use. Sydney: Academic Press. XVII+411 S.
- MAKESCHIN, F. (1990): Die Regenwurmfaua forstlich und landwirtschaftlich genutzter Böden und deren Beeinflussung durch Düngung. Kall-Briefe (Büntehof) 20: 49-63.

Einfluß von saurer Beregnung und kompensatorischer Kalkung auf die bodenlebenden Collembolen und andere Mikroarthropoden in einem Fichtenallbestand

von
Mellert, K.¹

Innerhalb des interdisziplinären Forschungsprojekts Högwald im Tertiären Hügelland bei Augsburg wurde im Jahr nach Abschluß der siebenjährigen experimentellen Beregnung die Auswirkung der Behandlung auf die bodenlebenden Collembolen, Gamasiden und Proturen der drei Varianten C1 - normale Beregnung, B1 - saure Beregnung und B2 - saure Beregnung und kompensatorische Kalkung (einmalig im April 1984) untersucht. Die Bearbeitung der anderen 3 Flächen: A1 - unbehandelte Kontrollfläche, A2 - gekalkt und C2 - gekalkt und normal beregnet erfolgte durch WENZEL (1992 i. V.). Die Beprobung erfolgte im Frühjahr und Frühsommer 1991, volumenbezogen und getrennt nach Subhorizonten der Auflage. Im Mineralboden wurden die Tiefenstufen 0-5 cm und 5-15 cm ausgeschieden.

Im Beobachtungszeitraum konnten insgesamt 30 Arten nachgewiesen werden (Tab. 1), deren Abundanz zwischen 18.000 und 55.000 Individuen pro Quadratmeter je nach Termin und Behandlungsvariante schwankte. Die höchsten Gesamtcollembolenabundanzen wurden auf allen Varianten am letzten Termin (Frühsommer) ermittelt. Fast alle Taxa zeigten eine kumulative Dispersion. Die Dominanzstrukturen (Abb. 1) wurden von wenigen dominanten und vielen seltenen Arten geprägt.

Saure Beregnung (B1) führte gegenüber der Kontrollfläche C1 (normale Beregnung) sowohl zu einem Rückgang der meisten Collembolenarten als auch zu Dominanzstrukturverschiebungen (Abb. 1), wobei *Friesea mirabilis* als einzige Art gefördert wurde. *Folsomia* blieb als einziges, dominantes Taxon von der Behandlung unbeeinflusst. Es konnte nur ein geringfügiger Einfluß auf die Arten-Zusammensetzung und -Vielfalt festgestellt werden. Der aus dem Vergleich mit den Daten von WENZEL (1992 i. V.) ermittelte Effekt der zusätzlichen Beregnung erwies sich in der Ähnlichkeitsanalyse als minimal.

Die Gesamtcollembolenzahl blieb von saurer Beregnung und kompensatorischer Kalkung (B2) unbeeinflusst, die Artenzahl wurde dagegen erniedrigt! Zahlreiche Taxa traten in ihrem Dominanzgrad zurück. *Isotoma notabilis* wurde als einzige Art stark gefördert. Eine Entwicklung der Gemeinschaftsstruktur in Richtung Ausgangszustand (Kontrollfläche) durch die zusätzliche kompensatorische Kalkung auf der Fläche B2 erfolgte nicht! Es wurde im Gegenteil eine Entfernung vom Kontrollzustand und ein Auseinanderdriften der Gemeinschaftsstrukturen der beiden behandelten Flächen B1 und B2 durch Ähnlichkeitsanalyse belegt. Die Überprüfung der Faunenähnlichkeit aller Versuchsflächen des Högwalds anhand der Dominanzstrukturen (A1, A2 und C2 aus WENZEL 1992) zeigte, daß die sauer beregnete und kompensatorisch gekalkte Fläche B2 als typische gekalkte Fläche charakterisiert werden kann. Es konnte weiter gezeigt werden, daß die Collembolengemeinschaft in einem ganz bestimmten, vom Grundbehandlungstyp abhängigen Muster reagiert.

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde und Standortlehre, Hohenbachernstr. 22, 8050 Freising

Bemerkenswert ist die Übereinstimmung der pH-Reaktion von 4 Arten im Literaturvergleich: *Isotoma notabilis*, *Isotomiella minor*, *Lepidocyrtus cyaneus* und *Mesaphorura tenuisensillata* zeigten Abundanzzunahme bei Kalkung und/oder Abundanzabnahme bei saurer Beregnung.

Bezüglich der Vertikalverteilung der Collembolen ließen sich übereinstimmende quantitative und qualitative Grundmuster bei allen drei betrachteten Flächen (C1, B1 und B2) erkennen. Es wurde festgestellt, daß die Collembolendichte vom obersten, dem am dichtest besiedelten Horizont (LOf1) mit zunehmender Tiefe dramatisch abnahm. Der Gradient der Individuendichte war zwischen Auflage und Mineralboden am höchsten, und der Mineralboden wurde auch von euedaphischen Arten nur sehr dünn besiedelt. Es wurde weiter gezeigt, daß die Artenzahl nicht im selben Umfang wie die Individuenzahl abnahm und nur häufige Arten bis in die unterste Mineralbodenschicht vorkamen. Interessant ist, daß das tatsächliche Vorkommen von Arten in den verschiedenen Horizonten häufig im Widerspruch mit ihrer Morphologie bzw. ihrer Zuordnung zu den edaphischen Lebensformtypen steht.

Die Vertikalverteilungsmuster von 4 Onychiuridenspezies (*Onychiurus armatus* s. l. / *O. absoloni*; *Mesaphorura macrochaeta* / *M. tenuisensillata*) geben Hinweise auf eine Nischentrennung innerhalb nah verwandter Arten. Tendenziell reagierten die Collembolen auf eine Behandlung (B1, B2) gegenüber der Kontrollfläche (C1) mit einer Verschiebung des Besiedelungsschwerpunkts nach unten. Eine ausgeprägte, artspezifisch unterschiedliche Reaktion auf Behandlung bezüglich der Vertikalverteilung der Collembolen war jedoch nicht zu verzeichnen. Die vertikalen Verteilungsmuster der reagierenden Arten wiesen nach Behandlung in der Gesamtbilanz geringere Änderungen auf als ihre Abundanzwerte.

Als Ergebnis der Populationsuntersuchungen kann *Folsomia quadrioculata* unter den Bedingungen im Höglwald eher dem Typ des K-Strategen zugeordnet werden. Die beiden anderen Isotomidenarten, *Isotomiella minor* und *Isotoma notabilis* erwiesen sich demgegenüber als r-selektionierte Arten. Sowohl die zeitliche als auch die räumliche Dynamik beider Populationen deutete auf eine enge Wechselwirkung zwischen den beiden letztgenannten Arten hin.

Die Vertikalverteilung der Populationen von *Folsomia quadrioculata* und *Isotomiella minor* gab einen Hinweis auf eine stadienspezifische Einnischung dieser dominanten Taxa bei maximaler intraspezifischer Konkurrenz. Die Populationsdynamik der untersuchten Arten wurde durch Behandlung beeinflusst.

Die mikrobiologischen Untersuchungen ergaben bezüglich der mikrobiellen Biomasse keinen Einfluß der sauren Beregnung. Der Basalatmungswert der sauer beregneten Fläche B1 war jedoch im obersten Horizont (LOf1) gegenüber der Kontrollfläche C1 (normal beregnet) erniedrigt. Saure Beregnung und kompensatorische Kalkung (B2) bewirkte ebenso wie die Kalkung auf den von WENZEL (1992 i. V.) untersuchten Flächen A2 und C2 eine Stimulierung der mikrobiellen Aktivität. Alleine diese quantitativen Änderungen in der Hauptnahrungsgrundlage können die Reaktionen der Collembolengemeinschaft auf Behandlung jedoch nicht erklären. In der Vertikalverteilung beider Organismengruppen wurde jedoch eine große Übereinstimmung festgestellt. So enthielt der LOf1-Horizont immer die größte Konzentration mikrobieller Biomasse und wurde auch von den Collembolen am dichtesten besiedelt.

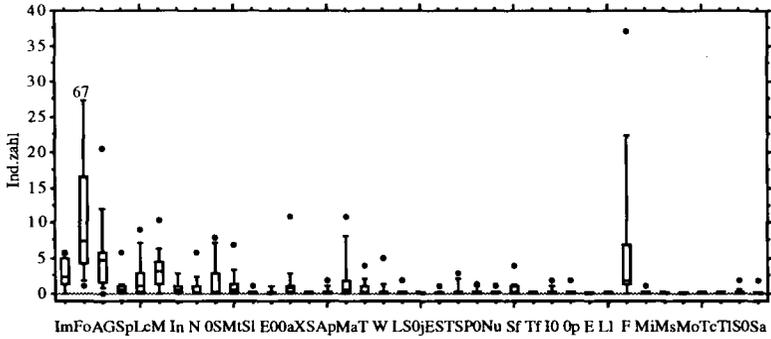
Die Abundanz der Gamasiden wurde durch saure Beregnung (B1) nicht beeinflusst; durch saure Beregnung und kompensatorische Kalkung (B2) wurden diese Milben gefördert. 3 Befunde sprechen im Höglwald dafür, daß Gamasiden wichtige Regulatoren von Collembolenpopulationen sind: Das enge Zahlenverhältnis, die hohe Übereinstimmung in der Vertikalverteilung beider Mikroarthropoden-Gruppen auf den unterschiedlich behandelten Flächen und die Tatsache, daß die Enge ihrer Korrelation offensichtlich von den Beutezugriffsmöglichkeiten (von der Streustruktur/Behandlungsvariante) beeinflusst wird. Nach saurer Beregnung (B1) zeigten auch die Proturen keine Reaktion; nach saurer Beregnung und kompensatorischer Kalkung (B2) nahmen sie zu. Die Abundanzzunahme ging mit einer vertikalen Ausbreitung einher.

	Taxon	Ku	C1	B1	B2		Taxon	Ku	C1	B1	B2
1	Anurida pygmaea	Ap	•	•	•	22	Folsomia quadrioculata	Fo	•	•	•
2	Friesea mirabilis	F	•	•	•	23	Folsomia manolachei	-	•	•	•
3	Neanura muscorum	Nu	•	•		24	Isotoma notabilis	In	•	•	•
4	Willemia anophtalma	W	•	•		25	Isotomiella minor	Im	•	•	•
5	Mesaphorura italica	Mi	•	•		26	Neelus minimus	N	•	•	•
6	Mesaphorura macrochaeta	Ma	•	•	•	27	Sminthurides pumilis	Sp	•	•	•
7	Mesaphorura sylvatica	Ms	•	•	•	28	Sminthurinus aureus	Sa	•	•	•
8	Mesaphorura tenuisensillata	Mt	•	•	•	29	Sminthurus fuscus	Sf	•	•	•
9	Mesaphorura yosii	Mo	•	•	•	30	Sphyrotheka lubbocki	Sl	•	•	•
10	Onychiurus absoloni	Oa	•	•	•	31	Hypogastruridae sonstige	PO	•	•	•
11	Onychiurus armatus	AG	•	•	•	32	Xenylla species	XS	•	•	•
12	Onychiurus pannonicus	Op	•	•		33	Mesaphorura species	M	•	•	•
13	Tullbergia callipygos	Tc	•	•		34	Onychiurus species	OS	•	•	•
14	Entomobrya marginata	-	•	•	•	35	Entomobryidae sonstige	EO	•	•	•
15	Lepidocyrtus cyaneus	Lc	•	•	•	36	Entomobrya species	E	•	•	•
16	Lepidocyrtus lanuginosus	Ll	•	•	•	37	Lepidocyrtus species	LS	•	•	•
17	Pseudosinella alba	-	•	•	•	38	Orchesella juv.	Oj	•	•	•
18	Tomocerus flavescens	Tf	•	•		39	Tomocerus species	TS	•	•	•
19	Tomocerus minor	T	•	•	•	40	Isotomidae sonstige	IO	•	•	•
20	Tomocerus longicornis	Tl	•	•	•	41	Folsomia quadrioculata c.f.	Fo	•	•	•
21	Willowsia buski	-	•	•	•	42	Sminthuridae sonstige	SO	•	•	•

Tab. 1: Liste der Collembolentaxa des Höglwalds: Punkt bezeichnet das Vorkommen eines Taxons auf den Behandlungsvarianten (C1, B1 und B2; Arten: Taxon-Nr. 1 -30; höhere Taxa: Taxon-Nr. 31-42; Ku: Kurzbezeichnung des Taxons siehe Abb. 1)

Abb. 1 (nächste Seite): Dominanzstrukturen der Flächen C1, B1 und B2 als Box-Plot-Graphik in Reihenfolge der Kontrollfläche C1; für jedes Variantenpaar (C1/B1, C1/B2, B1/B2) werden angegeben: die signifikant ($p < 0,5$) bzw. mit deutlichem Trend ($p < 0,10$) reagierenden Arten mit * bzw. °

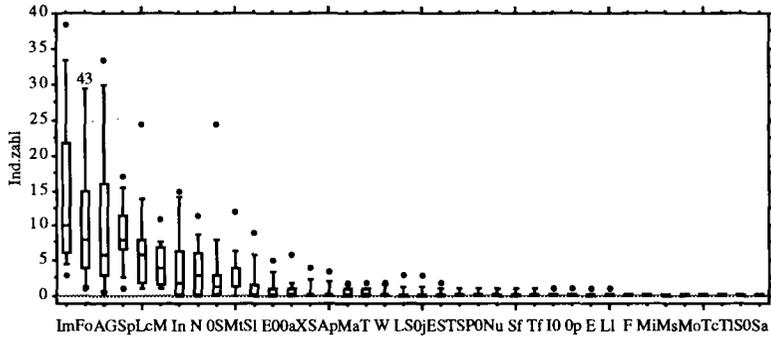
B1. saure Beregnung



C1/B1

* * * * * * *

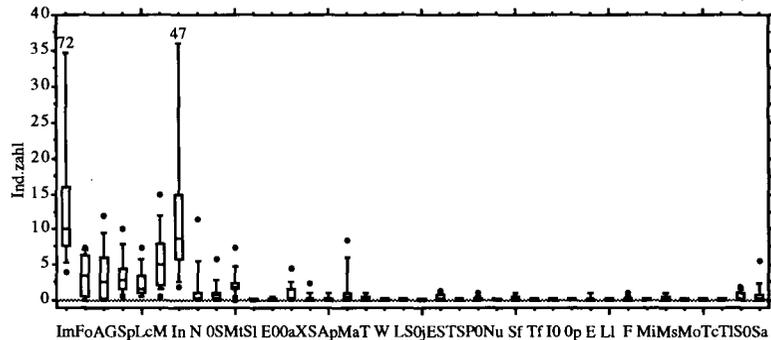
C1 - Kontrollfläche (normale Beregnung)



C1/B2'

* * * * *

B2 - saure Beregnung + Kalkung



B1/B2

* * * * *

Experimente mit Freiland-Containern zur Wirkung von
Kompensationskalkung auf den Abbau bleibelasteter
Waldstreu und auf Regenwürmer

von
Rink, U.¹⁾

1. Einleitung und Fragestellung

Im Rahmen des interdisziplinären Projekts "Ballungsraumnahe Wald-Ökosysteme" werden seit 1986 in einem Kiefernforstökosystem nahe der Stadt Berlin die Struktur und Dynamik von Bodentiergemeinschaften eingehend untersucht (WEIGMANN & al. 1989). Ausgehend von diesen gewonnenen Basiskennnissen über die regionale Bodenfauna betrachteten wir verschiedene Detritovorengruppen hinsichtlich ihrer Umsatzleistung. Mit einem Containersystem im Freiland wurde unter kontrollierten Bedingungen der Einfluß der Regenwurmpopulation auf den Abbau organischen Materials und auf die Elementflüsse in einem Kiefernforstboden untersucht. Mit den durchgeführten Freilandexperimenten sollte

- der Anteil der im Auflagehorizont lebenden Regenwürmer an den bodenbiologischen Abbauprozessen bestimmt,
- die Auswirkung einer Kompensationsdüngung auf die Regenwurmpopulation und auf die durch sie getragenen Abbauprozesse untersucht und
- die Belastung von Bodenstreu und Regenwürmern durch die aktuell ablaufende Immission (aktives Monitoring) verfolgt werden.

2. Standort, Material und Methode

Die Versuchsfläche befindet sich in einem Kiefern-Jungforst des Berliner Grunewaldes. Ein für derartige Bestände charakteristischer Waldboden wurde in den Containersystemen simuliert (Abb. 1) und die Hälfte der Container mit der in Kiefernforsten häufigen Regenwurmart *Dendrobaena octaedra* besiedelt.

Durch den Einsatz von Versuchssystemen mit und ohne Regenwurmbeatz kann der Anteil der Tiere an den Abbauprozessen neben der mikrobiellen Abbauleistung bestimmt werden.

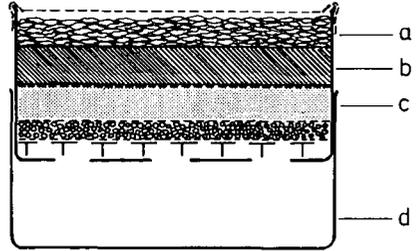
Ein Teil der Container wurde mit Dolomit-Kalk (600 g/m²) und Kaliumsulfat (14 g/ m²) gedüngt.

48 Container sind im April 1990 exponiert und nach einer Expositionszeit von 9, 15, 23 und 30 Wochen wieder eingebracht worden.

¹⁾ FU Berlin, Inst. f. Zoologie, AG Bodenzoologie u. Ökologie, Tietzenweg 85-87, 1000 Berlin 45

Anschließend erfolgte die Untersuchung von Tierbesatz, Reststreu und Humus.

Abb. 1: Aufbau eines Containers.
Grundfläche: 0,12 m²
a= Streuschicht
b= Humusschicht (O-Horizont)
c= Sand
d= Auffangbehälter für Sickerwasser



3. Ergebnisse

In den Systemen werden je nach Laubqualität unterschiedliche Abbauraten der Bodenstreu festgestellt. Unter dem Einfluß der epigäisch lebenden Regenwürmer erhöhen sich die Abbauraten von Traubenkirschen-, Eichenblatt- und Kiefernnadelstreu erheblich.

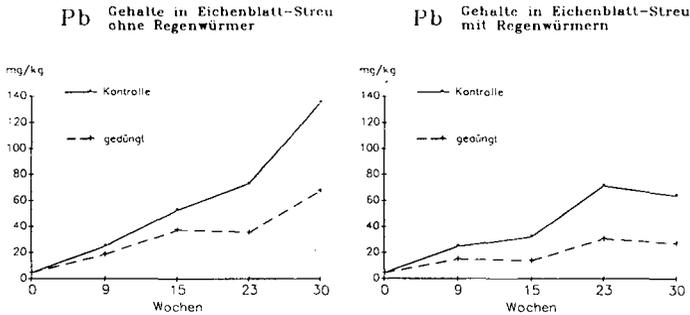


Abb. 2: Verlauf der Bleikonzentrationen (mg/kg aschefreies Trockengewicht) in der Eichenblattstreu.

Die Bleikonzentrationen in der Reststreu nehmen in allen Versuchsvarianten während der Abbauvorgänge zu; hier am Beispiel der Eichenblatt-Streu in Abb. 2 dargestellt. Das geringere Konzentrationsniveau in der Reststreu der Düngungsansätze ist wahrscheinlich damit zu erklären, daß es zu einer Konkurrenz (Antagonismus) zwischen den Blei- und den Erdalkalitionen (Calcium, Magnesium) um die Bindungsstellen an der verbliebenen organischen Substanz kommt.

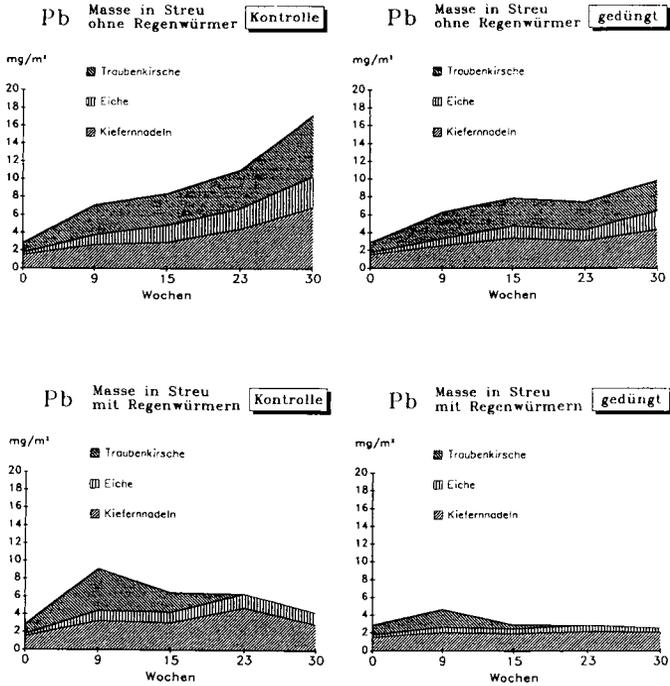


Abb. 3: Dynamik der Bleimassen (in mg/m²) in der Streuschicht der verschiedenen Versuchsvarianten.

Abb. 3 zeigt die Summe der in den drei Streuarten befindlichen Bleimassen. In den Kontrollansätzen ohne Regenwürmer steigt die Bleimenge während der Exposition um das 6fache an, was auf einen externen Eintrag durch Immissionen bei gleichzeitiger Festlegung des eingetragenen Schwermetalls in der Reststreu zurückzuführen ist. Nach Düngung nehmen die Bleimassen geringer zu, was bei gleicher Depositionssituation auf eine geringere Festlegung dieses Schwermetalls in der Streuschicht hinweist. In den Kontrollansätzen mit Regenwürmern steigen die Bleimassen in der Streu zunächst ebenfalls an, jedoch kommt es hier nach einer Expositionszeit von 9 Wochen zu einem deutlichen Massenverlust, d.h. durch die höheren Streu-Abbauraten unter dem Einfluß der Regenwürmer werden die in der Streuschicht festgelegten Bleimassen dem darunterliegenden O-Horizont schneller zugeführt. In den Düngungsansätzen mit Regenwürmern steigt die Bleimenge in der Streuschicht nicht an, sondern bleibt bis zum Versuchsende annähernd konstant.

4. Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, daß die Streuabbauprozesse in den ballungsraumnahen Forsten Berlins unter der Einwirkung erheblicher Schwermetallimmissionen stattfinden. Das Containersystem ist ein geeignetes Monitorinstrument für Immissionseinträge in die Bodestreue. Bei der Anreicherung von Schwermetallen in der Streuschicht sind zwei in ihrer Wirkung gegenläufige Prozesse zu unterscheiden, die von verschiedenen Gliedern der Bodenbiozönose (Bodenmikroorganismen und Bodentieren) getragen werden:

1. Die Festlegung von Schwermetallen in der Streu, wobei der mikrobiellen Biomasse als Speicherort für Schwermetalle vermutlich die größte Bedeutung beizumessen ist.
2. Der Fraß durch Regenwürmer bewirkt dagegen einen Massenverlust von Schwermetallen in der Laubstreu- und einen Eintrag in den O-Horizont.

Eine Kompensationsdüngung der sauren Bodenaufgabe von Kiefernforsten bewirkt eine geringere Festlegung von Blei in der Bodestreuschicht. Dieser Effekt der Düngung wird durch die Fraßaktivität der in der Bodenaufgabe lebenden Regenwürmer zusätzlich verstärkt. Damit werden jedoch Mineralhorizonte und Grundwasser belastet.

4. Literatur

WEIGMANN, G., W. KRATZ, M. HECK, J. JAEGER-VOLMER, U. KIELHORN, J. KRONSHAGE & U. RINK (1989): Teilprojekt 1.5: Bodenbiologische Dynamik immissionsbelasteter Forsten. UMWELTBUNDESAMT & SENATSVERWALTUNG für STADTENTWICKLUNG und UMWELTSCHUTZ BERLIN (Hrsg.): Abschlußbericht FE-Vorhaben "Ballungsraumnahe Waldökosysteme": 205 S.

Die in dieser Veröffentlichung zugrunde liegenden Arbeiten sind Bestandteil des Untersuchungsprogramms "Ballungsraumnahe Waldökosysteme", das von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin finanziert und in deren Auftrag durchgeführt wird.

Ist der Köderstreifentest ein Maß für bodenzoologische Aktivität ?

von

Larink O. *)

1. Einleitung

Um die Leistungen von Bodenorganismen zu messen, gibt es verschiedene Methoden. Häufig werden z.B. Streubeutel (= litter-bag) verwendet, um die Aktivität von Bodentieren von der der Mikroorganismen unterscheiden zu können. Diese Methode ist jedoch aufwendig und umständlich, die Aussage oft nicht eindeutig. E.v.TÖRNE (1990 a u. b) stellte ein neues Verfahren vor, über das erst wenige Erfahrungen publiziert sind (z.B. LARINK und LÜBBEN 1991, HOFFMANN et al. 1991) Die Methode ist sehr einfach zu handhaben, und sie kann unter geeigneten Bedingungen sehr effektiv sein. Sie eignet sich besonders gut, um Flächen, die sich in einem Parameter unterscheiden, gegeneinander zu testen (LARINK 1993). Hier soll auf der Grundlage eigener Erfahrungen diskutiert werden, ob (nur) die Fraßleistung der Bodentiere erfaßt wird, wie es v. TÖRNE ursprünglich meinte, und wie es auch HOFFMANN et al. (1991) ausführen.

2. Kurzdarstellung der Methode

Es werden sog. Köderstreifen, engl. bait-lamina, aus Plastik benutzt, die etwa 20 cm lang und 6 mm breit sind. Das Material ist 1,2 bis 1,5 mm dick. In die Streifen werden 16 Löcher im Abstand von 5 mm gebohrt, die von beiden Seiten konisch sind, mit einer Verengung in der Mitte (3 mm Außendurchmesser, 1,5 mm Innendurchmesser). In diese Öffnungen wird die Ködermasse gestrichen, so daß sie vollständig gefüllt sind. Nach einem Rezept von v. TÖRNE benutzen wir dazu eine Paste aus Brennessel- und Zellulosepulver 3:7, mit Wasser angerührt. Nach 24-stündiger Trocknung bei 40 ° C werden gegebenenfalls Schrumpfrisse u.ä. aufgefüllt. Danach sind die Streifen nutzbar.

16 Streifen bilden eine Einheit (file). Wir arbeiten auf Ackerflächen mit Doppelreihen, die in einem Abstand von ca. 15 cm aus-

*)Zoologisches Institut, Pockelsstraße 10a, D-3300 Braunschweig

gebracht werden. In weichen und feuchten Boden kann man die Streifen direkt hineinstecken. In festen Boden muß ein Loch, z.B. mit einer Messerklinge, vorgestoichen werden. Wir setzen auf einer Probefläche 4 oder 5 Gruppen à 16 Streifen ein. Die Standzeit beträgt meist 10 Tage. Evtl. sind kürzere oder längere Zeiten notwendig. Danach werden die Köderstreifen herausgezogen, die Einheiten (= 16 Streifen) zusammengefaßt, im Labor mit Wasser vorsichtig oberflächlich abgewaschen und dann unter einem Stereomikroskop durchgemustert. In ein entsprechendes Arbeitsblatt wird eingetragen, ob die Löcher offen sind, d.h. ob Licht hindurchfällt oder nicht. Die Öffnungen müssen wirklich durchbohrt oder leer sein. Teilweises Ausfressen ohne Öffnung ist häufig zu beobachten, läßt sich aber nicht ausreichend quantifizieren. Daraus ergibt sich eine binäre Matrix, die anschließend ausgewertet wird. Eine Auswertung ist sowohl nach den X-Werten als auch nach den Y-Werten möglich. Es ergibt sich ein sog. Fraßprofil, welches zeigt, ob sich die Aktivität mit der Bodentiefe ändert. Zur Auswertung steht das Computerprogramm "Profat" zur Verfügung. Weitere Einzelheiten und Beispiele bei LARINK und LÜBBEN (1991).

3. Diskussion der Methode

Die wichtigste Voraussetzung zur Anwendung der Methode ist eine ausreichende Bodenfeuchtigkeit. Gerade in den letzten Jahren war sie vielfach nicht gegeben. Das Ergebnis kann dann gegen 0 gehen, d.h. es sind allenfalls einzelne Löcher ausgefressen. In feuchtem Boden kann die Aktivität so hoch sein, daß die Stäbchen nur wenige Tage im Boden verbleiben dürfen. So hatten wir im letzten Frühjahr den Fall, daß nach (sonst üblichen) 10 Tagen über 80% der Köder ausgefressen waren. Da ließ sich selbstverständlich kein Ergebnis mehr ermitteln, sodaß eine Wiederholung des Versuchs mit 5-tägiger Dauer notwendig wurde.

Die Frage ist nun: wer frißt überhaupt von den Ködern? Es lassen sich dazu folgende eigene Beobachtungen anführen: auf den Köderstreifen wurden nach dem Herausziehen beobachtet: Collembolen, Milben, Fliegenlarven, Enchytraeen und Regenwürmer. Dazu kommen mit Sicherheit auch Protozoen und Nematoden. Die Tätigkeit der Enchytraeen wird oft durch kleine runde Löcher angezeigt, die geradewegs durch den Köder hindurchgehen. Regenwürmer stehen im Verdacht, daß sie ganze Stäbchen "ablutschen" können. So fanden

wir kleinere Regenwürmer, die sich mäanderartig durch mehrere ausgefressene Öffnungen hindurchgewunden hatten und nach dem Herausziehen der Stäbchen noch darin saßen. Diese Beobachtungen sprechen dafür, daß es tatsächlich die Tiere sind, die die Köder befressen. Es fehlt aber weitgehend an vergleichenden Untersuchungen, um die Ergebnisse des v. Törne-Tests mit anderen bodenzologischen Befunden korrelieren zu können. Eine geringe Übereinstimmung fand z.B. HEISLER (unpubl.) beim Vergleich mit den Abundanzen der Mesofauna bei laufenden Untersuchungen zur Bodenverdichtung.

Ein Problem könnte für kleine Tiere darin bestehen, den Köder zu erreichen. Dies gilt insbesondere, wenn bei trockenem Boden ein Schlitz vorgestochen werden muß. HOFFMANN et al. (1991) halten dies stets für sinnvoll. Dann ist aber der Wandkontakt nicht unbedingt gegeben und es erscheint fraglich, ob die Mesofauna den Spaltraum überwinden kann, insbesondere, wenn nur wenig Zeit zur Verfügung steht.

Gegen eine vorwiegende Tätigkeit der Mikroorganismen spricht der zeitliche Verlauf des Köderabbaus. Wenn nur wenige Tage, im Extremfall nur Stunden zur Verfügung stehen, sollten die Mikroorganismen nicht genügend Zeit haben.

Wie aber werden die Tiere überhaupt angelockt bzw. was bringt sie dazu, gerade an den Ködern zu fressen, wenn auch um sie herum reichlich Futter vorhanden ist? Diese Frage läßt sich z.Zt. nicht beantworten. v. TÖRNE (1990 a u. b) hat unterschiedliche Substrate ausprobiert, HOFFMANN et al. (1991) empfehlen eine Mischung von Zellulose und Agar-Agar-Pulver bei Untersuchungen von Waldböden, daneben wurde von Schwarzerde bis Getreideflocken vielerlei ausprobiert. LUTHARDT (1991) verwendete eine Mischung von Schwarzerde, Trockenmilch und Mannit. Hier sind noch weitere Erfahrungen zu sammeln, und es steht zu erwarten, daß durch die Art

des Köders auch die Fraßaktivität unterschiedlicher Organismen beeinflusst wird.

Weitere Möglichkeiten zum Einsatz der Köderstreifen ergeben sich wohl auch bei Laborversuchen. Eine Möglichkeit schildert KÖHLER (1992) in diesem Heft. Er hat auch versucht, die Fraßmenge bei nicht durchgefressenen Ködern abzuschätzen. Gerade bei Laborversuchen sollte auch die Verwendung einer gravimetrischen Bestimmung des Fraßes erprobt werden.

4. Zusammenfassung

Alle vorliegenden Ergebnisse zeigen die prinzipielle Eignung des Köderstreifentests, um die bodenbiologische Aktivität zu bestimmen. Erfasst wird ein unspezifischer Summenparameter. Je nach den Bodenverhältnissen werden daran unterschiedliche Tiere und Mikroorganismen beteiligt sein. Dies wird sicher auch von der Art des Köders beeinflusst.

6. Literatur

- HOFFMANN, H., KRATZ, W. und NEINASS, J. (1991) Der Ködermembrantest - eine einfache Methode zur Bestimmung der tierischen Fraßaktivität. Mitt. dt. Bodenkundl. Ges. 66(I), 507-510.
- KÖHLER, H. (1993) Erfahrungen mit dem Köderstreifen-Test nach TÖRNE. Mitt. dt. Bodenkundl. Ges. (Dies Heft, im Druck)
- LARINK, O. (1992) Bait lamina as a tool in testing activity of animals in contaminated soils. In: EIJSACKERS, H., HEIMBACH, F. and DONKER, M. (edits.) Ecotoxicology of soil organisms (im Druck)
- LARINK, O. und LÜBBEN, B. (1991) Bestimmung der biologischen Aktivität von Böden mit dem Köderstreifen-Test nach v. Törne: ein Erfahrungsbericht. Mitt. dt. Bodenkundl. Ges. 66 (I), 551-554.
- LUTHARDT, V. (1991) Vergleich der biologischen Aktivität in extensiv und intensiv genutzten Niedermoorböden. Pedobiologia 35, 199-206.
- TÖRNE, E. von (1990 a): Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina-test. Pedobiologia 34, 89-101.
- TÖRNE, E. von (1990 b): Schätzungen der Fraßaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Tests. Pedobiologia 34, 269-279.

Erfahrungen mit dem Köderstreifen-Test nach TÖRNE

von

Dr. Hartmut H. Koehler

Universität Bremen, FB2, AG "Ökosystemforschung und Bodenökologie", POF 330 440, 2800 Bremen

Einleitung

Der Köderstreifenest wurde konzipiert zur Abschätzung von "edaphic processes" (Törne 1990a), bzw. von "tierischer Fraßaktivität" (Törne 1990b). Törne weist in beiden Veröffentlichungen darauf hin, daß zahlreiche Einflüsse die Attraktivität der Köder beeinflussen können. Hierzu zählen insbesondere die hygrothermischen Verhältnisse im Boden, etwaige Nahrungspräferenzen der Tiere und mikrobiogene Modifizierungen durch die beginnende Sukzession an den Ködern. Die in den o.g. Veröffentlichungen von Törne angeführten Befunde belegen eine deutliche Differenzierung des Fraßes z.B. in Abhängigkeit von der Vegetation und von der Bodentiefe.

Larink (1992; in diesem Band) verwendete die Köderstreifen im Zusammenhang mit ökotoxikologischen Untersuchungen und stellte deutlich geringere Fraßaktivitäten bei Schwermetall- und Pestizidbelastung fest. Bei Wiederholung der Experimente wurden jedoch teilweise deutlich abweichende Befunde erzielt, was mit unterschiedlicher Bodenfeuchte in Zusammenhang gebracht wurde. Übereinstimmung mit dem Bodenmesofauna-Besatz konnte von Larink nur in einigen Fällen festgestellt werden.

Die Teststreifen wurden von uns begleitend zu verschiedenen bodenzoologischen Experimenten sowohl im Labor als auch im Freiland eingesetzt.

Im Labor konnte in Lumbrित्रonen (Regenwurmbeobachtungskästen) der Schwund der Köder durch Fraß beobachtet und dem Bodenkleinarthropodenbesatz gegenübergestellt werden.

Im Freiland wurde eine neue, horizontale Ausbringungsmethode der Lamellen durchgeführt. Auch hier wurden die Siedlungsdichten der Kleinarthropoden erfaßt.

Material und Methode

Die Köder-Lamellen wurden von der Fa. Terra Protecta (Berlin) bezogen (130mm lang, 6mm breit, 1mm dick, 16 Bohrungen im Abstand 5mm).

Im Labor wurden die Köderlamellen in sandige Böden mit unterschiedlichem Tierbesatz eingesetzt. Durch Extraktion wurde Bodenmesofauna ausgetrieben und in Boden aufgefangen. Somit stand tierfreies und mit Bodenmesofauna angereichertes Substrat zur Verfügung. Für einige Versuche wurde zusätzlich *Lumbricus terrestris* eingesetzt. Die Versuche wurden in Lumbrित्रonen (Regenwurmbeobachtungskästen aus Glas) durchgeführt, die eine direkte Beobachtung und wiederholte Kontrolle der Stäbchen erlauben. Die Lumbrित्रone sind aufklappbar. Die Stäbchen können daher ohne mechanische Belastung entnommen werden und nach Kontrolle wieder eingesetzt werden. Die hygrothermischen Bedingungen wurden konstant gehalten (ca. 25-30% (TG) Bodenfeuchte, 23 °C). Die Befunde sind auf Grund nicht identischer anderer Versuchsbedingungen zu typischen Kurven zusammengefaßt.

Die Freiland-Experimente wurde Ende März und Ende Juni 1992 auf einer Rasenfläche und einer Sukzessionsfläche durchgeführt, die unmittelbar aneinander grenzen (Forschungsflächen REK-SUK80, Koehler 1991). Der Boden ist ein lehmiger Sand.

Die Proben für die Ermittlung der Bodenkleinarthropoden wurden mit einem Schlagbohrer den Tiefen 0-4cm, 4-8cm, 8-12cm entnommen. Die Tiere wurden in einem abgeänderten Gerät vom Typ Macfadyen Canister Extractor ausgetrieben. Je Fläche wurden vier Einstiche ausgewertet.

Um die Streifen horizontal in die für die Bodenmesofauna beprobten Tiefen zu legen, wurde ein würfelförmiger Bodenmonolith von der Größe eines Kommissionskorbs ausgehoben und in einen solchen eingesetzt. In jede Seite der Grube wurden in 3cm, 6cm und 10cm Tiefe Köderlamellen horizontal eingesteckt, sodaß jede Bodentiefe durch vier Lamellen mit je 16 Ködern beprobt wurde. Die Grube wurde mit dem im Kommissionskorb gefaßten Bodenblock verschlossen. Der Block im Korb kann leicht wieder entfernt werden, um die Stäbchen zu entnehmen, bzw. zu ersetzen. Die Köderlamellen wurden jeweils 14 Tage vor der Probenahme für die Erfassung der Kleinarthropoden eingesetzt und am Tag dieser Probenahme entnommen.

Der Schwund der einzelnen Köder wurde mit dem Binokular mit Werten zwischen 0 und 10 abgeschätzt.

Ergebnisse

Labor:

Die Köder der Lamellen wurden nach einer Woche z.T. stark von Pilzen befallen, die sich halbkugelig über den Ködern entwickelten und diesen eine schleimige Konsistenz verliehen. Regenwürmer benutzten die Lamellen als "Leitplanke" in die Bodentiefe, wobei sie alle Köder von einer Seite stark an-, bzw. durchfraßen.

Den typischen Verlauf des Köderfraßes durch Bodenkleintiere über einen Zeitraum von mehreren Wochen zeigt Abb.1. Im stark von Bodenmesofauna besiedelten humosen Boden setzt nach einer Woche deutlicher Fraß ein. Bis zu 80% Fraß ergeben die Stäbchen gute Resultate, dann wird die Fraßaktivität unterschätzt. Fünf Wochen nach Versuchsbeginn (Wechsel der Stäbchen) hat die Fraßaktivität auf Grund der angelaufenen Sukzession zugenommen. Im tierarmen Sand wurde erst nach 8 Wochen leichter Fraß festgestellt, ein Hinweis, daß eine Besiedlung bzw. Entwicklung der Bodenmesofauna eingesetzt hat (Tab. 1).

Freiland:

Die Witterung vor den beiden Probenahmeterminen war sehr unterschiedlich, wie die niedrigeren Bodenwassergehalte (% TG) im Sommer zeigen (Abb. 1).

	Humus	Sand
ml O ₂ /h	45	0
Coll	120	10
Ac	50	5

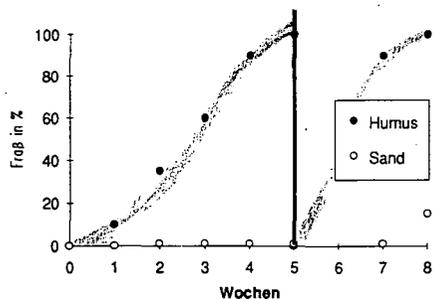


Tabelle 1: Bodenatmung (Messung in Warburg-Apparatur) und Bodenkleinarthropodenbesatz der Lumbritrone nach 8 Wochen.

Abb. 1: Köderfraß in Lumbritrone über mehrere Wochen.

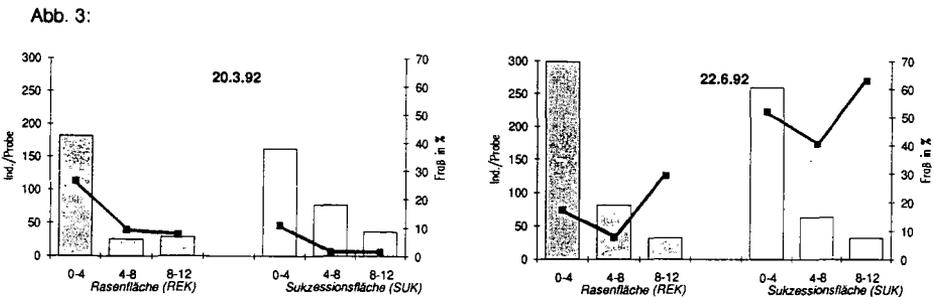
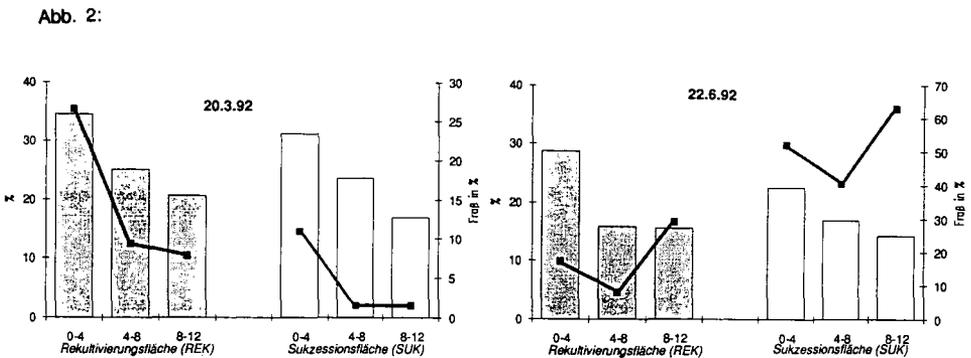


Abb. 2: Gegenüberstellung von Fraßaktivität und prozentualen Bodenwassergehalt in drei Bodentiefen an zwei Terminen.

Abb. 3: Gegenüberstellung von Fraßaktivität und Abundanz der Bodenkleinarthropoden in drei Bodentiefen an zwei Terminen.

Der festgestellte Köderfraß in den jeweiligen Bodentiefen entspricht im März auf beiden Flächen den mit zunehmender Tiefe abnehmenden prozentualen Wassergehalten und den abnehmenden Siedlungsdichten der Kleinarthropoden. Die Fraßaktivität ist bei vergleichsweise höherem Kleinarthropodenbesatz auf der Ruderalfläche SUK jedoch niedriger als auf der Rasenfläche REK.

Im Juni wurden wesentlich höhere Siedlungsdichten ermittelt. Parallelitäten der Abundanzen mit der Fraßaktivität ergaben sich weder im Vergleich zwischen den Flächen REK und SUK noch im Vergleich der Probenahmeterminen März und Juni. Im Gegensatz zum Frühjahr waren im Juni die Köder auf der Ruderalfläche SUK wesentlich stärker befressen als auf der Rasenfläche REK. Dabei waren die auf beiden Flächen (REK, SUK) im Juni festgestellten Abundanzen nahezu gleich.

Diskussion

Die Befunde beruhen auf geringen Stichprobenumfängen. Daher wurde auf statistische Tests verzichtet. Die Diskussion bezieht sich daher hauptsächlich auf qualitative Befunde und die teilweise erfahrene Widersprüchlichkeit der Ergebnisse.

Die Beobachtungen in den Lumbriforen bestätigen den von Törne (1990b) erwähnten Befall der Köder durch Mikroflora und Pilze. Es scheint auch, daß die trockenen Köder eine geringe Anziehungskraft haben sowie erst durch mikrobiogene Einflüsse ihre eigentliche Attraktivität gewinnen.

Die Freilandbefunde belegen die von Törne (1990a) betonte Bedeutung der synchronen Beprobung und der hydrothermischen Verhältnisse. Im Gegensatz zu den Laborexperimenten, wo der Köderfraß die unterschiedliche Besiedlung der Substrate gut widerspiegelt, sind die Befunde im Freiland nicht konsistent. Ein Grund hierfür können die nicht erfaßten Bodentiergruppen, insbesondere die Enchytraeen sein. Es wäre aber auch möglich, daß die Attraktivität der Köder durch eine flächenspezifische Besiedlung durch Mikroflora beeinflusst wird.

Die trockenen Verhältnisse im Sommer hatten zur Folge, daß die Köderlamellen nicht bindig mit dem Boden abschlossen und daß beim Einbringen Risse im Boden entstanden. Durch diese Risse können Ameisen, die zu der Zeit sehr aktiv waren, Zugang zu den Ködern gefunden und diese befressen haben.

Durch die horizontale Ausbringung der Köder ins Zentrum der für die Mesofauna beprobten Bodenschichten soll eine Vergleichbarkeit der Fraßaktivität mit den Abundanzen ermöglicht werden. Vertikale Wanderungen entlang der Schnittflächen sind ausgeschlossen. Veränderungen des Bodenklimas durch die Aushebung der erforderlichen Grube treten durch Wiedereinfügen des ausgehobenen Bodenblocks nicht auf.

Die z.T. inkonsistenten Befunde der bislang vorliegenden Untersuchungen belegen die Problematik der Methode. Die Randbedingungen, unter denen auch quantitative Aussagen abgeleitet werden können, müssen definierbar sein. Für Versuche mit vergleichbaren Böden unter kontrollierten, bzw. vergleichbaren Bedingungen scheint der Einsatz von Köderstreifen sinnvoll. Besonders geeignet sind sie im bodenbiologischen Praktikum zur Verdeutlichung der Aktivität der Bodenmesofauna.

Literatur

- Koehler, H., 1991: A five year study on the secondary succession of Gamasina on a ruderal site: the influence of recultivation. In: Dusabek, F. & V. Bukva (eds.): *Modern Acarology*. Academia, Prag & SPB Acad. Publ. bv., The Hague: 373-383.
- Larink, O., 1992: Bait lamina as a tool for testing feeding activity of animals in contaminated soils. In: Eijssackers, H., F. Heimbach & M. Donker (eds.): *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis, Chelsea: ...-...
- Törne, E. von, 1990a: Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina tests. *Pedobiologia* 34: 89-101.
- Törne, E. von, 1990b: Assessing feeding activities of soil-living animals. II. Mini-bait-tests. *Pedobiologia* 34: 269-279.

Wirkung von *Lumbricus terrestris* auf den mikrobiellen N-Umsatz in der Sukzessionsreihe Acker - Brache - Wald

V. WOLTERS

II. Zoologisches Institut, Abt. Ökologie, Berliner Strasse 28, 3400 Göttingen

R.G. JOERGENSEN

Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Strasse 4, 3400 Göttingen

Einleitung

Der starke Einfluß der Regenwürmer auf Bodenzustand und Bodenprozesse ist unumstritten. Durch die Entwicklung quantitativer bodenmikrobiologischer Verfahren ist es möglich geworden, die Veränderung der mikrobielle Speicherung von Nährstoffen durch diese wichtige Bodentiergruppe zu messen (Wolters und Joergensen, 1992a). Dies berechtigt zu der Hoffnung, daß es langfristig möglich sein wird, die komplexen biotischen Beziehungen im Boden auf eine quantitative Basis zu stellen. In der hier vorgestellten Untersuchung wurde dieser Ansatz auf die Untersuchung der Sukzessionsreihe Acker, Brache, Wald übertragen. Dabei ging es um zwei Fragen:

1. Ändert sich die Wirkung der anözischen Regenwurmart *Lumbricus terrestris* L auf bodenmikrobiologische Parameter im Laufe der Sekundärsukzession vom Ausgangsstadium 'Acker' zum Klimaxstadium 'Buchenwald' ?
2. Wenn ja, gibt es einen systematischen Zusammenhang zwischen der zeitlichen Veränderung des Systemzustandes und der Wirkung von *L. terrestris* ?

Untersuchungsmaterial und Methoden

Auf 5 Flächen des Göttinger Muschelkalkplateaus wurden Böden gesammelt, die unterschiedlichen Sukzessionsstufen entsprechen (Tabelle 1). Die Buchenwaldfläche befindet sich im Göttinger Wald (ca. 400 m über NN), die Standorte Acker, Brache I, Brache II und Brachwald liegen wenige 100 m entfernt auf dem Drakenberg (ca. 360 m über NN). Die Böden aller Flächen sind Rendzinen und vorwiegend aus dem Lösungsrückstand des Muschelkalks entstanden.

Bodensubstrat (0-10 cm) wurde nach der Passage durch ein Sieb (4 mm) in dynamische Mikrokosmen gefüllt [nach unten mit einer Keramikplatte verschlossene Plexiglasröhren: innerer Durchmesser 6 cm; Höhe 15 cm (Wolters, 1989)]. In jedes Gefäß wurden Boden entsprechend 130 g Trockensubstanz gefüllt und auf die natürliche Trockendichte gebracht (Tabelle 1). Die Mikrokosmen wurden fünfmal pro Woche mit 7 ml Leitungswasser beregnet (entsprechend einem Jahresniederschlag von 650 mm), die Versuchstemperatur betrug 10°C (Dauerdunkel). Die durch die Keramikplatte tretende Bodenlösung wurde aufgefangen und einmal pro Woche auf den Gehalt an mineralischem und organischen Stickstoff untersucht. Ebenfalls einmal pro Woche wurden die Mikrokosmen für 24 h gasdicht verschlossen und das vom Boden freigesetzte CO₂ wurde in KOH aufgefangen. Nach 3 und nach 6 Wochen wurde Boden für die mikrobiologischen Untersuchungen entnommen.

Pro Bodenvariante gab es 10 Parallelen. In 5 der 10 Parallelen wurde je ein *L. terrestris* eingesetzt (Frischgewicht 1400 - 1700 mg). Die Würmer befanden sich vor Beginn des Versuches für 3 Wochen in dem ihrer späteren Variante entsprechenden Boden, um Verfälschungen durch Substratimport via Kot zu verhindern. Drei Wochen nach Versuchsbeginn wurden die Würmer vorsichtig entnommen. Die zu diesem Zeitpunkt durchgeführten Untersuchungen geben also den Einfluß aktiv grabender *L. terrestris* auf die Bodenmikroflora wieder. Die nach weiteren 3 Wochen durchgeführten Untersuchun-

gen sind ein Maß für die langfristige Veränderung mikrobiologischer Parameter durch Regenwurmtätigkeit.

Die Analysen des Bodens und des Bodenwassers erfolgten mit Standardmethoden (Wolters und Joergensen 1991). Die Bodenatmung wurde titrimetrisch bestimmt. Der Gehalt des Bodens an mikrobiell gebundenem N an den Tagen 0, 21 und 42 wurde mit Hilfe der Fumigations-Extraktions-Methode quantifiziert (Brookes et al. 1985; Jenkinson 1988). An denselben Terminen wurde Ergosterol ähnlich der Methode von Djajakirana et al. (1992) extrahiert: 1 g Boden wurde mit 20 ml Methanol 30 min geschüttelt (250 r min^{-1}), filtriert (Whatman GF/A) und bei 40°C im Vakuum bis zum Trocknen eingeengt. Der Rückstand wurde in 10 ml Ethanol aufgenommen und vor der Aufgabe erneut filtriert ($0,45 \text{ m}$). Die quantitative Bestimmung erfolgte mit der HPLC (Säule: 12,5 cm Spherisorb ODS II S5; mobile Phase: 97% Methanol/3% H_2O (w/w); Flußrate 1.0 ml min^{-1} ; Detektion: 282 nm). Soweit nicht anders vermerkt, beziehen sich alle Angaben auf das Trockengewicht des Bodens (105°C , ca. 24 h). Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe einer 3-faktoriellen Varianzanalyse (*L. terrestris* x Sukzessionsstadium x Zeit). Mittelwertvergleiche wurden mit dem Tukey-Test auf dem 5% Niveau vorgenommen.

Tabelle 1. Charakteristika der Standorte

Fläche (letzte Acker­nutzung)	Vegetation	pH- H_2O	C_{org} mg g^{-1}	N_t Boden	Dichte g cm^{-3}
Acker ^a (1991)	Winterweizen, Windhalm, typische Ackerwildräuter	7,9	32,4	3,1	1,0
4j. Brache (1982)	Gemisch aus Acker-, Ruderal- und Grünlandarten	7,5	38,5	2,9	1,0
11j. Brache (1975)	Strauchschicht aus Rosen, verstärktes Auftreten von typischen Mägerrasenarten	6,9	32,3	2,4	1,0
Brachwald ^b (≈ 1935)	Esche , Linde, Ahorn, Buche, Hainbuche; absterbende Strauchschicht	6,9	70,2	5,1	0,8
Wald ^c (≈ 1870)	Buchenwald (Melico- Fagetum, Subassoziations- gruppe <i>Lathyrus vernus</i>)	5,9	82,4	5,6	0,5

^a 80 kg N ha^{-1} , 4 l MCPP ha^{-1} , ^b aus Triftweide hervorgegangen,

^c vor 120 Jahren aufgeforstet

Ergebnisse

Biomasse-N: *L. terrestris* beeinflusste signifikant den Gehalt der Böden an mikrobiellem Biomasse-N ($P < 0.005$). Aktiv grabende Würmer verringerten in allen Varianten die N-Immobilisation durch die Mikroflora (Tabelle 2). Eine signifikante Interaktion mit dem Faktor Sukzessionsstadium ($P < 0.01$) spiegelt vor allem die starke Reduktion von Biomasse-N in den Regenwurmvariante der Brache II (erster Probenahmetermin) und die Umkehr des Regenwurmeffektes im Boden des Göttinger Waldes (zweiter Termin) wider.

Zwar ließ sich auch eine signifikante Interaktion mit dem Faktor Zeit nachweisen ($P < 0.05$), die Persistenz des Regenwurmeffektes in den meisten Böden nach der Entnahme der Tiere ist dennoch überraschend.

Tabelle 2. Einfluß von *L. terrestris* auf Parameter des N-Umsatzes und auf bodenmikrobiologische Parameter (angegeben ist jeweils die Differenz zur Kontrolle)

Fläche	Biomasse-N	N-Auswaschung $\mu\text{g g}^{-1}$	N-Mobilisation Boden	Ergosterol	Ergosterol: Biomasse-C
<i>Nach 3 Wochen</i>					
Acker	-2,1	6,8	18,3	0,43	0,00046
4 j. Brache	-9,1	10,8	17,0	0,09	0,00017
11 j. Brache	-38,1	5,3	-18,9	-0,35	0,00101
Brachwald	-12,8	6,9	18,9	-0,06	0,00006
Wald	-9,2	0,7	23,1	-0,51	-0,00068
<i>Nach 6 Wochen</i>					
Acker	-5,9	15,7	0,7	-0,14	-0,00066
4 j. Brache	-8,5	17,6	5,0	-0,08	0,00081
11 j. Brache	-5,8	20,0	30,2	-0,12	0,00172
Brachwald	-18,6	21,2	-2,6	-0,13	0,00074
Wald	27,0	9,9	30,9	-0,35	-0,00172
LSD ^a	12,6	2,9	15,9	0,39	0,00040

^a Least Significant Difference

N-Auswaschung: Auch für diesen Parameter ließen sich mit der ANOVA ein signifikanter Regenwurmeffekt ($P < 0.0001$) sowie signifikante Interaktionen mit den Faktoren Sukzessionsstadium ($P < 0.0001$) und Zeit ($P < 0.0001$) nachweisen (Tabelle 2). Der aktiv wühlende *L. terrestris* erhöht in allen Bodenvarianten die N-Auswaschung, wobei dieser Effekt auch 3 Wochen nach der Entnahme der Würmer noch sichtbar ist (Tabelle 2).

N-Mobilisation: Die Bestimmung der zeitlichen Veränderung der mikrobiellen N-Speicherung, des K_2SO_4 -extrahierbaren Stickstoffs und der N-Auswaschung erlaubte eine Bilanz des leicht mobilisierbaren N-Pools. So ließ sich die Wirkung von *L. terrestris* auf den schwer mobilisierbaren N-Pool (mineralisch fixiertes Ammonium mineralisch fixiertes Ammonium und organischer Stickstoff) berechnen. Gasförmige Ein- und Austräge blieben unberücksichtigt. Es zeigte sich, daß die Wühltätigkeit der Würmer zu einer starken Mobilisation von N aus diesem Pool führte (Tabelle 2). Auch dieser Effekt blieb nach der Entnahme der Tiere erhalten. Die Steigerung des N-Auswaschung durch *L. terrestris* läßt sich also nicht allein durch die Reduzierung des mikrobiellen N-Pools erklären.

Ergosterol: Der Ergosterol-Gehalt des Bodens ist ein sensibler Indikator für pilzliche Biomasse. Aktiv grabende *L. terrestris* erhöhten in den beiden jüngsten Sukzessionsstufen den Ergosterol-Gehalt des Bodens, während sie in den späteren Stadien entweder keinen signifikanten Einfluß auf diesen Parameter hatten oder ihn absenkten. Mit Ausnahme des Brachwaldbodens war drei Wochen nach Entnahme der Würmer der

Ergosterol-Gehalt in den *L. terrestris* Varianten niedriger als in den entsprechenden Kontrollen. Das Verhältnis zwischen Ergosterol und Biomasse-C ist ein Maß für den relativen Anteil der Pilze an der mikrobiellen Biomasse im Boden. Gemessen an diesem Parameter verschob *L. terrestris* in den Varianten Acker und Brache II die Zusammensetzung der Bodenmikroflora zugunsten der Pilze. In den Varianten Brache I und Brachwald ließ sich kein signifikanter Einfluß der Würmer nachweisen, während sie in Boden des Göttinger Waldes den Anteil der Pilze an der mikrobiellen Biomasse absenkten.

Diskussion

Die vorgelegten Ergebnisse zeigen, daß *L. terrestris* einen erheblichen Einfluß auf die Bodenmikroflora hat. Der Einsatz quantitativer bodenmikrobiologischer Methoden erlaubte eine Bilanzierung. Nur dadurch konnte gezeigt werden, daß die starke und nachhaltige Steigerung der N-Auswaschung durch die Würmer auf 2 Faktoren zurückzuführen ist: (1) die Reduktion des mikrobiellen N-Pools und (2) die Mobilisation von mineralisch fixiertem Ammonium bzw. organischem Stickstoff. Besonders der letzte Aspekt stellt eine wichtige Innovation dar und zeigt, daß die landläufige Ansicht über die Wirkung der Lumbriciden auf die N-Dynamik von Böden vermutlich revidiert werden muß. Zukünftige Experimente müssen zeigen, inwieweit der mobilisierende Effekt durch die Okklusion organischer Substanz im Regenwurmkot kompensiert wird. Einige der Ergebnisse, die nach der Entfernung der Tiere aus den Mikrokosmen gemessen wurden, weisen in diese Richtung.

Unsere Befunde machen deutlich, daß der Einfluß von *L. terrestris* auf die Bodenmikroflora (und damit auf die mikrobiellen Stoffumsätze) stark vom Systemzustand abhängt. Dies wird durch die bodenspezifische Wirkung auf den Ergosterol-Gehalt besonders deutlich. Untersuchungen an nicht von *L. terrestris* durchwühlten Böden haben gezeigt, daß die untersuchte Sukzessionsreihe bei der Entwicklung vom Acker zum Wald einem Zustand maximaler Nährstoff-Immobilisation und optimaler Nährstoffausnutzung zustrebt (Wolters und Joergensen, 1992b). Dabei gibt es jedoch keinen kontinuierlichen Trend: Bei einzelnen Sukzessionsstadien können externe Faktoren (wie z.B. die starke N-Limitierung der Brache II) die oben geschilderte Grundtendenz abschwächen oder sogar umkehren. Die hier vorgelegten Daten lassen vermuten, daß die Wühlfähigkeit der Lumbriciden ein wichtiger Steuerfaktor ist. Vor allem in Sukzessionsstadien, die durch starke N-Limitierung gekennzeichnet sind, dürften die Regenwürmer einen entscheidenden Einfluß auf die N-Konkurrenz zwischen Pflanzen und Mikroorganismen haben.

Literatur

- Brookes PC, Landman A, Pruden G, Jenkinson DS (1985) Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method for measuring microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol Biochem* 17:837-842
- Djakirana G, Joergensen RG, Meyer B (1992) Measurement of ergosterol in soils. *Biol Fertil Soils* (submitted)
- Jenkinson DS (1988) The determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: Wilson JA (ed) *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*. CAB International, Wallingford, pp 368-386
- Wolters V (1989) The influence of omnivorous elaterid larvae on the microbial carbon cycle in different forest soils. *Oecologia* 80:405-413
- Wolters V, Joergensen RG (1991) Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification. *Soil Biol Biochem* 23:897-902
- Wolters V, Joergensen RG (1992a) Effects of *Aporrectodea caliginosa* (Savigny) on microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification. *Soil Biol Biochem* 24:171-177

Using mesocosms to investigate mesofaunal-microbial interactions in soil: Re-immigration of fauna to defaunated monoliths.

Bruckner, A.(1), Kampichler, Ch.(1),
Wright, J.(2), Bauer, R.(1), Kandeler, E.(3)

Introduction.

Many microcosm studies have been carried out in recent years on the influence of mesofauna on microfloral populations and nutrient cycling in soils. Due to the simplicity of the approach, these investigations reveal little more than vague ideas about the complexity of ecological interactions in the soil system. Researchers have thus tried to include increasingly more "real world elements" into their microcosms to improve simulation (e.g. FABER & VERHOEF 1991). It is unlikely, however, that laboratory setups, even if very sophisticated, can appropriately analyze highly integrated, multi-component ecosystem processes.

In order to simulate the field situation as close as possible we propose an alternative approach. In our investigations, we use bounded and partially enclosed outdoor experimental setups, so-called "mesocosms" (ODUM 1984). We have developed techniques for the establishment of manipulated soil monoliths with minimum disturbance of physical, chemical, and microbial soil conditions.

Methods.

Two chromium steel frames, that tightly fit into each other, are used to produce the mesocosms. The inner frame removes the monolith from the ground and facilitates its handling during treatment. The removed monoliths are defaunated by rapid deep-freezing (solid CO₂). The outer frame creates a cavity in the ground that will receive the manipulated monolith.

To evaluate the mesofaunal effects on soil processes, we treated the monoliths in four different ways.

(1) Zool.Inst.Univ. Wien, Althanstr. 14, 1090 Vienna, Austria.

(2) Ludwig-Boltzmann-Institute for Sustainable Agriculture, Rinnböckstr. 2, 1100 Vienna, Austria.

(3) Federal Institute for Soil Management, Denisg. 31, 1200 Vienna, Austria.

(*) Set 1 is covered with fine nets (mesh-size 35 μ m) to prevent re-immigration of meso- and macrofauna;

(*) Set 2 is covered with coarse nets (mesh-size 1mm) to exclude macrofauna, but allow mesofauna to immigrate;

(*) Set 3 is uncovered to allow for the immigration of the entire animal community.

(*) A control (set 4) is left in the ground without manipulation.

After a certain exposure time the mesocosms are destructively sampled. To analyze for faunal effects, a broad analytical frame of chemical, microbial-enzymatic and zoological methods is applied to the soil material. A more detailed description of preparation techniques and devices is given in KAMPICHLER et al. (submitted) and WRIGHT et al. (in prep.).

In October 1992, 4 sets of mesocosms (10 replicates each) were exposed in a *Picea abies* - forest in Styria, Austria. The mesocosms were sampled in June 1992. Two soil cores (7cm diam., 10cm deep) were taken from each for zoological investigations. One core was extracted for microarthropods (Tullgren-apparatus), the other for Enchytraeidae (Baermann-funnel).

Results.

A Kruskal-Wallis H-Test on abundance data of Enchytraeidae, Collembola and Acarina revealed very highly significant differences between the mesocosm sets (Enchytraeidae: $H=20.08$, $p=0.0003$; Collembola: $H=23.40$, $p=0.0001$; Acarina: $H=35.16$, $p=1.13E-7$). Pairwise comparisons (each set with each other) were carried out using Mann-Whitney U-Test (ask AB for detailed data).

Only negligible numbers of animals occurred in set 1 (Fig. 1). Thus, deep-freezing is an appropriate method for eliminating mesofauna from soil monoliths. The fine nets effectively excluded meso- and macrofauna throughout the entire study period.

In sets 2 and 3, Enchytraeidae and Collembola exhibited a similar colonization pattern. No significant differences were found between either sets and between both sets and the control. All sets differed very highly significantly from set 1.

In contrast, the re-immigration of mites to sets 2 and 3 did not result in numbers comparable to the control (Fig. 1). In pairwise comparison, all sets differed very highly significantly from each other (high significance in pair 2/3). Analysis of the distribution

of life-stages revealed large differences between adult and larval/nymphal mites (Fig. 2). Average numbers of juveniles in the

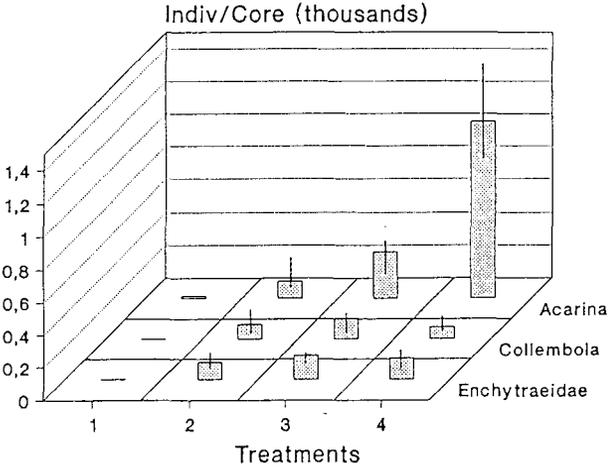


Fig. 1

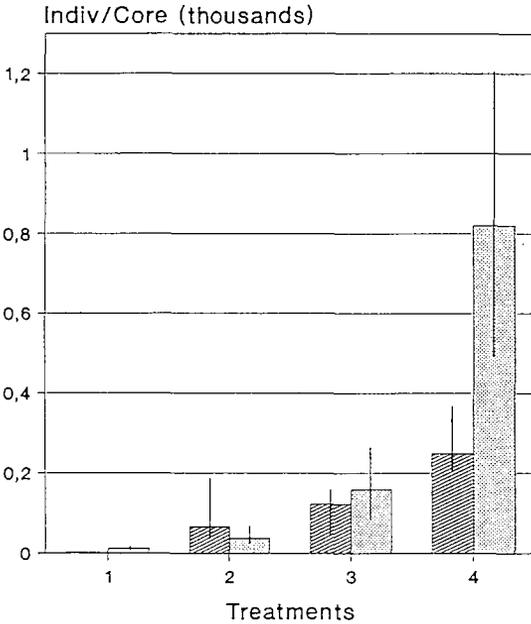


Fig. 2

Fig. 1. Median animal numbers and 95%-confidence intervals of medians for faunal taxa in mesocosm sets 1 - 4.

Fig. 2. Median numbers and 95%-confidence intervals of medians of adult (hatched) and juvenile (shaded) mites in mesocosm sets 1 - 4.

sets differed very highly significantly from each other. Establishment of adults in the defaunated treatments was more successful, resulting in a more even distribution of average adult numbers (Fig. 2). Average abundances of adults were not significantly different in sets 2 and 3, but in all other pairs of sets a very highly significant difference was found.

Discussion.

The appearance of very high numbers of Acarina in the control set can be explained partly by the large proportion of juveniles. Low abundances of juveniles in sets 2 and 3 may be attributed to the loss of overwintering eggs, larvae and nymphs due to defaunation in October 1991. In the control set, these stages developed normally and thus contributed to the spring peak of 1992.

The abundance patterns of mite juveniles indicate that faunal numbers in defaunated monoliths lag behind the fauna of control mesocosms. Literature data on the colonization ability of mesofauna is almost non-existing. Thus we do not know if the numerical dissimilarities between defaunated/net-covered monoliths of our experiment and the surrounding soil would in time have leveled out. On the basis of these results, it is questionable that the full spectrum of soil fauna in its natural complexity can be introduced to defaunated monoliths by re-colonization activities alone. To incorporate the target faunal size classes in an approximately natural composition within reasonable time a reinoculation step should be included in the mesocosm approach. Although probably not all introduced species will become established, the composition of the fauna of reinoculated mesocosms should more closely resemble that of the undisturbed.

Literature.

FABER, J.H., VERHOEF, H.A. (1991), Functional differences between closely-related soil arthropods with respect to decomposition processes in the presence or absence of tree roots. *Soil Biol. Biochem.* 23, 15-23.

KAMPICHLER, Ch., BRUCKNER, A., KANDELER, E., BAUER, R., WRIGHT, J., Mesofaunal influence on microflora and nutrient cycling: a field mesocosm study using undisturbed soil monoliths. Submitted to *Acta Zool. Fenn.*

ODUM, E.P. (1984), The mesocosm. *BioScience* 34, 558-562.

Einfluß von Regenwürmern auf mikrobielle Aktivitäten Labor- und Freilandexperimente

Weiß, B. und Tresendorfer, I. *)

Einleitung

Regenwürmer verändern den Boden durch Anlegen von Gängen, Kotablage, Aggregatstabilisierung etc. und beeinflussen dadurch den Lebensraum der dort vorkommenden Mikroorganismen. Im Regenwurmdarm, im Kot und in der Gangwandung findet die Mikroflora veränderte und für sie teils förderliche Bedingungen vor (Satchell 1983). In der vorliegenden Untersuchung wurden Labor- und Freilandexperimente durchgeführt, um den Einfluß zweier Regenwurmarten auf verschiedene mikrobielle Aktivitäten genauer zu quantifizieren.

Material und Methode

Küvettenversuch Der Versuch wurde in Planküvetten aus Glas der Größe 26 x 26 cm mit einem Scheibenabstand von 2,5 cm in fünf-facher Wiederholung durchgeführt. Die Küvetten wurden mit gesiebttem Ap-Material des Freilandversuchsfeldes (Fraktion 1-2mm) gefüllt und je ein Exemplar *Lumbricus terrestris* (L.) hineingesetzt. Die Tiere wurden mit Löwenzahn gefüttert, der auf einer Holzleiste angeboten wurde, da er nicht ohne Wurmaktivität mit dem Boden in Berührung kommen sollte. Die Küvetten wurden bei 12 °C im Dunkeln aufbewahrt. Nach Versuchsende wurde die vordere Glasscheibe entfernt und der Kot, sowie der Boden der Röhrenwandung und Material im Abstand von 1, 2 und 3 cm zur Röhre herausgeschabt. Diese Proben wurden auf alk. Phosphatase- und Dehydrogenaseaktivität untersucht.

Freilandversuch Das Versuchsfeld ist ein Ackerboden im Harzvorland mit einer Haftenäse pseudogley-Parabraunerde. Er unterliegt der betriebsüblichen Feldbestellung (3-gliedrige Fruchtfolge), im Versuchszeitraum wurde das 2. Jahr Winterweizen angebaut. Auf diesem Feld wurden 3 Parzellen der Größe 1x2m angelegt, die 50 cm tief mit Dachpappe vom umgebenden Boden abgegrenzt waren. Im Nov. 1991 wurden Regenwürmer in folgenden Anzahlen ausgesetzt:

Var. L0: Kontrollvariante

Var. L1: Aussatz von 100 *Lumbricus terrestris*/2qm

Var. L2: Aussatz von 100 *L. terrestris* und 200 *Aporrectodea caliginosa*/2qm

Während der Versuchsdauer lag die Bodentemperatur durchschnittlich bei 3°C, es gab keinen Bodenfrost. Die Bodenfeuchte war auf allen Flächen fast identisch und lag bei ca. 20%.

*) Zoologisches Institut der TU, Pockelsstr. 10a, 3300 Braunschweig

Im Abstand von einigen Wochen wurden auf den Parzellen Bodenproben entnommen (pro Parzelle 8 Einstiche in 0-10 cm Tiefe, vereinigt zur Mischprobe) und verschiedene Enzymaktivitäten bestimmt: Dehydrogenase (nach THALMANN 1968, var.), alk. Phosphatase (nach TABATABAI & BREMNER 1969, var.), Protease (nach BECK 1973, var.) und Nitrogenase (nach HARDY et al. 1973, var.). Eine Zusammenfassung der verschiedenen Methoden bieten z. B. SCHINNER et al. 1991. Im Folgenden werden die Ergebnisse der ersten 15 Versuchswochen dargestellt.

Ergebnisse und Diskussion

Abb.1 zeigt die Ergebnisse des Küvettenversuches. Man kann sowohl bei der Phosphatase als auch bei der Dehydrogenase eine Abnahme der Aktivität mit zunehmendem Abstand von der Röhre erkennen. Besonders die Dehydrogenase-Werte zeigen deutlich, daß bereits bei 2 cm Abstand von der Röhre die mikrobielle Aktivität nicht mehr erhöht ist. Eine Förderung der Enzymaktivitäten scheint sich demnach nur auf den unmittelbaren Bereich der Röhre zu beschränken. Dies steht in Übereinstimmung mit Untersuchungen von LOQUET et al. 1977, die eine stärkere Besiedlung der Drilosphäre durch Bakterien best. Stoffwechselgruppen fanden.

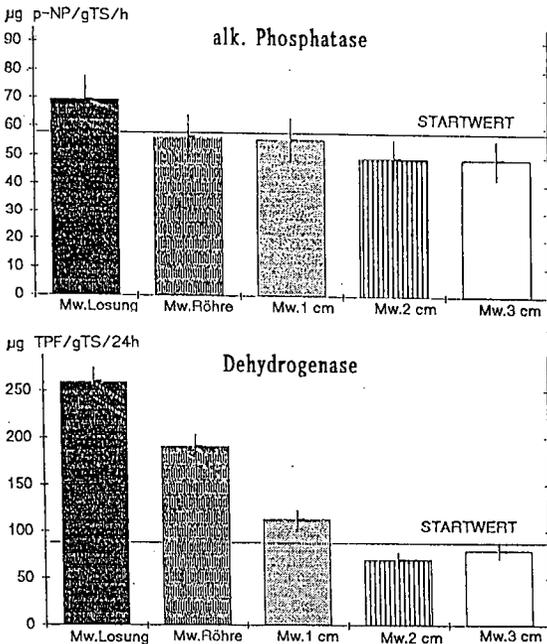


Abb.1: Die Phosphatase- und Dehydrogenaseaktivität im Küvettenversuch. Die Säulen zeigen die Ergebnisse für den Kot, die Röhre und einen Abstand von 1, 2 und 3 cm zur Röhre. Senkrechte Striche geben die Standardabweichung an. Startwert: Aktivität des Bodens vor Regenwurmeinsatz.

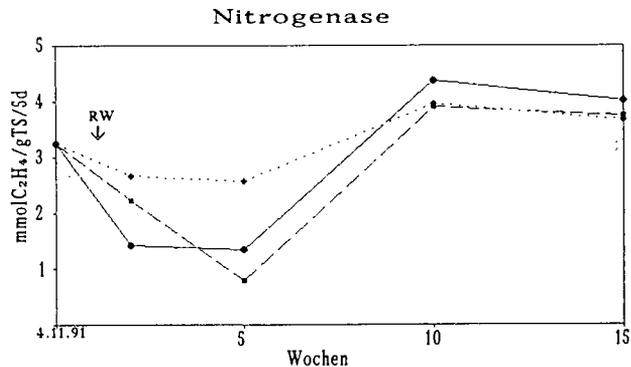
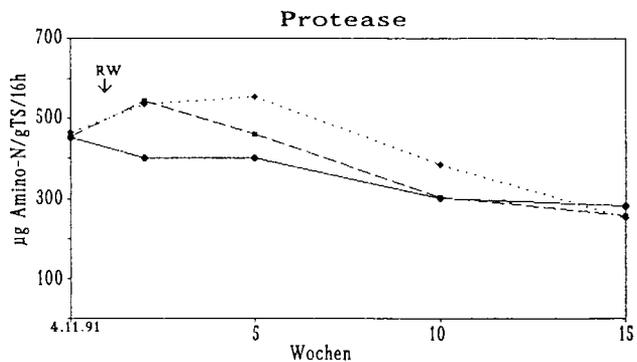
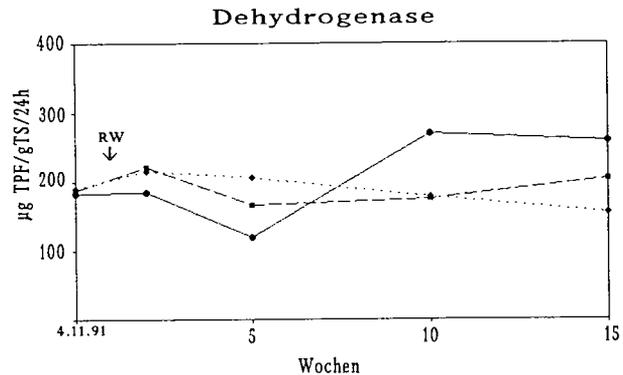
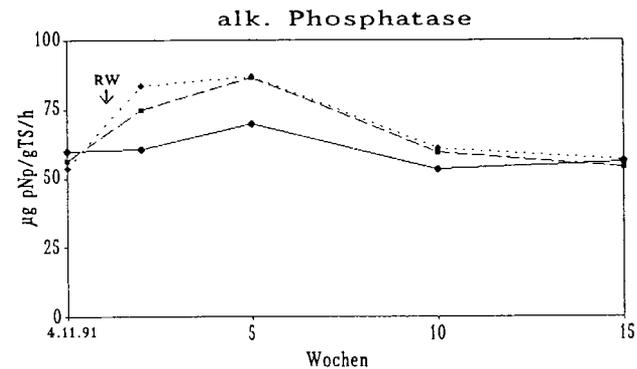


Abb. 2: Gemessene Enzymaktivitäten in den ersten 15 Wochen des Freilandversuches in 0-10 cm Tiefe.
 ●—●: Kontrollvariante, ●—■: 100 L. terrestris, ●—◆: 100 L. terrestris und 200 A. caliginosa
 RW: Zeitpunkt des Regenwurmeinsatzes in L1 und L2.

Abb. 2 stellt die Ergebnisse der ersten 15 Wochen des Freilandversuches dar. Bei allen 4 untersuchten Stoffwechselwegen ist direkt nach Regenwurmaussatz eine deutlich höhere Aktivität festzustellen. Es zeigen sich aber Unterschiede beim Vergleich der L1 mit der L2 Variante. In den Parzellen mit nur *L. terrestris*-Besatz steigt die Aktivität entweder später an oder fällt schneller wieder ab als in den Parzellen mit zusätzlichen *A. caliginosa*. Die Verhältnisse der L2-Variante scheinen demnach für die vorkommenden Mikroorganismen geeigneter zu sein. Bei allen gemessenen Aktivitäten ist in der 10. Woche des Versuches wieder eine Angleichung der L1 und L2-Parzellen an die Kontrolle zu bemerken. Dabei sind jedoch Unterschiede zwischen dem Verhalten der zellfreien Enzyme (Phosphatase und Protease) und der zellgebundenen Enzyme (Dehydrogenase und Nitrogenase) zu finden. Während die zellfreien Enzyme eine langsame Annäherung bis zur 15. Woche an den Kontrollwert zeigen, ist dies bei den zellgebundenen bereits in der 10. Woche erreicht und sogar unterschritten. Dehydrogenase- und Nitrogenaseaktivität liegen nach 15 Wochen Versuchsdauer sogar unter dem Wert der Kontrollvariante, was auf ein durch die zunächst erhöhte Aktivität bedingtes geringeres, da verbrauchtes Substratangebot hinweisen könnte. Die Trägheit der Reaktion der Exoenzyme läßt sich damit erklären, daß ihre Aktivität nicht mit den zur Zeit aktiven Mikroorganismen zusammenhängt, sondern mit denen, die bereits abgestorben sind und diese Enzyme freigesetzt haben.

Zusammenfassung

Die Küvetten- sowie die Freilandversuche belegen einen fördernden Einfluß der Regenwürmer auf die Enzymaktivitäten des umgebenden Bodens. Es zeigt sich allerdings, daß der fördernde Einfluß eines bewohnten Regenwurmanges eng lokal begrenzt ist. Im Freiland wurden Regenwürmer in größerer Zahl ausgesetzt und es zeigten sich kurzfristig erhöhte Phosphatase-, Dehydrogenase-, Protease- und Nitrogenaseaktivitäten. Zellfreie und zellgebundene Enzyme verhielten sich dabei unterschiedlich.

Literatur

- Loquet, M., Bhatnagar, T., Bouche, M.B., Rouelle, J. (1977): Essai d'estimation de l'influence ecologique des lombriciens sur des microorganismes. *Pedobiologia* 17: 400-417.
- Satchell, J.E. (1983): Earthworm microbiology. In: Satchell, J.E. (Ed), *Earthworm ecology from Darwin to vermiculture*, S.351-364
- Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E. (1991): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg

Gefördert mit Mitteln des SFB 179: Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen, TP D2: Bodenzoologie.

Strohabbau in unterschiedlich verdichteten Böden

Claus Heisler¹

Einleitung

Das Befahren von landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen mit schweren Maschinen führt zu Bodenverdichtungen. Diese bewirken einen Rückgang der Individuendichte von Regenwürmern (SÖCHTIG & LARINK, 1990), Collembolen (HEISLER, 1991) und Raubmilben (HEISLER, 1990). Die mikrobielle Biomasse nimmt ebenfalls ab (KAISER et al., 1991). Um unter diesen Bedingungen die Auswirkungen von Bodenverdichtungen auf den Abbau von Stroh zu untersuchen, wurden Netzbeutel in unterschiedlich mechanisch belastete Parzellen eines Versuchsfeldes (LÖß-Parabraunerde mit 10 % Ton) eingebracht.

Material und Methoden

Die Belastungsvarianten unterscheiden sich durch Zeitpunkt (Arbeitsgang) und Intensität (Radlasten) der durchgeführten Befahrungen (Tab. 1). Unter Wi-Gerste wurden im Okt. 1991 Netzbeutel (Maschenweiten 21; 125; 4000 µm) mit je 5 g Stroh der Vorfrucht Wi-Weizen (Teilchenlänge 2 cm) in die Belastungsvarianten 0 (unbefahren); 4, 5 (mittlere Belastung) und 7 (Fahrgasse = extreme Belastung) ausgebracht. Die 10 x 10 cm großen Beutel wurden direkt unter der Oberfläche senkrecht in den Boden eingebracht, also dort wo die höchste Dichte des Bodenlebens festgestellt wurde. Bis Juli 1992 wurden an 5 Terminen jeweils 4 Beutel pro Maschenweite und Variante entnommen. Das Stroh wurde bei 105° C getrocknet und dann bei 600° C für 3 Stunden verascht. Die Abbaurate wurde gravimetrisch nach (MALKOMES, 1980) bestimmt.

Zusätzlich wurde im Labor in PVC-Röhren (12 x 18 cm) in Beuteln der Maschenweite 4000 µm der Strohabbau bestimmt. Der frisch aus dem Versuchsfeld entnommene Boden wurde auf ca. 60 % seiner maximalen Wasserkapazität eingestellt und dann so in die Röhre eingefüllt, daß sich Porenvolumina von 37 % bzw. 47 % ergaben. Nach 10 Wochen wurde die Abbaurate bestimmt.

¹Zool. Inst. der TU; Pockelsstraße 10a; D-3300 Braunschweig

Tab. 1: Belastungsgänge, Belastungswerte und Belastungssummen pro Vegetationsperiode sowie Porenvolumina.

Belastungsvariante:	Radlast [t]			
	Var. 0	Var. 4	Var. 5	Var. 7
Belastungsgang:				
Pflügen	-	3,7	-	3,7
Düngen	-	-	-	1,7
Saatbettbereitung	-	2,2	2,2	2,2
Drillen	-	-	-	1,2
Pflanzenschutz	-	-	-	1,7
Ernte	-	-	4,0	4,0
Stoppelbearbeitung	-	2,2	2,2	2,2
Grunddüngung	-	-	-	1,7
Belastungssumme	-	8,1	8,4	18,4
Porenvolumen [Vol.-%]				
nach 4-jähriger Belastung (1988-1991)	56,2	47,7	n.g.	42,2

Ergebnisse

In den Beuteln der Maschenweiten 21 µm (Abbau durch Mikroorganismen) und 4000 µm (Abbau durch Mikroorg., Meso- u. Makrofauna) ist der Strohabbau in den befahrenen Var. 4, 5, 7 gegenüber der unbefahrenen Var. 0 leicht erhöht (Abb. 1 & 3). Ein Grund hierfür könnte die etwas größere Bodenfeuchte in den verdichteten Varianten sein. Ein weiterer Grund ist eventuell, daß Var. 0 schon überlockert ist, und das Bodengefüge sich nicht mehr im optimalen Zustand befindet.

In den Beuteln der Maschenweite 125 µm wird der Abbau dagegen mit zunehmender Belastung verzögert. Diese Maschenweite ist für die Besiedlung durch Collembolen optimal, da die meisten Feinde ausgesperrt sind und ein reichliches Nahrungsangebot vorhanden ist. Daher könnte es in diesen Beuteln zur Überweidung (Overgrazing) der Mikroorg. (Pilze) durch Collembolen kommen. Aus Abb. 3 ist zu erkennen, daß der Abbau in den groben Beuteln stets höher liegt als in den feinen und mittleren Beuteln; d.h. unter dem Einfluß von Meso- und Makrofauna wird der Strohabbau beschleunigt.

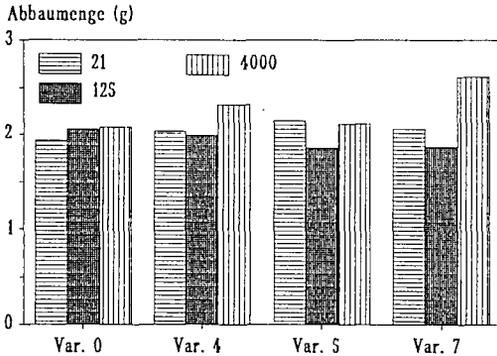
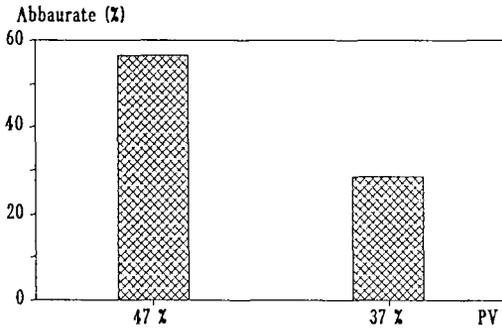
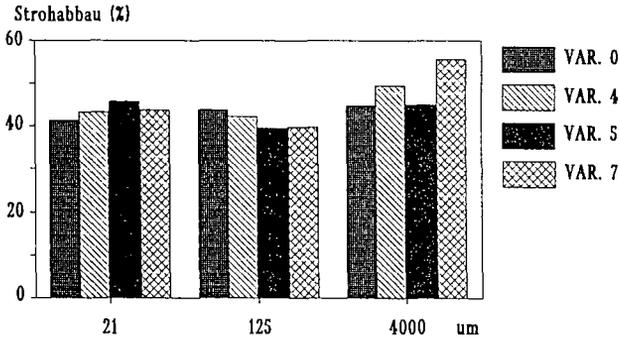


Abb. 1: Freiland: Abbaurrate [%] von Wi-Weizen-Stroh in Beuteln der Maschenweiten 21, 125, 4000 µm in den Belastungsvarianten 0, 4, 5, 7. (n = 4)

Abb. 2: Laborversuch: Abbaurrate [%] von Wi-Weizen-Stroh in Beuteln mit 4000 µm Maschenweite und Böden der Porenvolumina (PV) von 37 % bzw. 47 %. (n = 5)

Abb. 3: Freiland: Abbaumenge [g] von Wi-Weizen-Stroh. (wie Abb. 1)

Innerhalb von 9 Monaten wurden max. 56 % des Stroh abgebaut. Der Laborversuch zeigt, daß bei gleicher optimaler Bodenfeuchte die Abbaurate durch Bodenverdichtungen stark verzögert wird (Abb. 2). Ein Vergleich der Porenvolumina der Varianten des Versuchsfeldes und der Laborversuche verstärkt diese Aussage noch.

Beurteilung der Ergebnisse

Strohabbau wird in verdichtetem Boden verzögert, wie der Laborversuch deutlich zeigt. Die im Freiland festgestellten Veränderungen beim Strohabbau sind in einem sehr trockenen Jahr beobachtet worden. Unter nassen Bedingungen würden sich nach mechanischen Belastungen im Feld vermutlich ähnliche Effekte wie im Labor einstellen, da die Auswirkungen der Befahrungen auf das Bodengefüge dann wesentlich gravierender sein dürften.

Zusammenfassung

Im Laborversuch wurde der Strohabbau bei gleichen optimalen Feuchtebedingungen (60 % max. WK) in verdichtetem Boden stark verzögert. Die im Freiland in einem sehr trockenen Jahr mit Hilfe der Netzbeutelmethode ermittelten Abbauraten für Weizenstroh lassen leider keine eindeutigen Aussagen über den Einfluß von Bodenverdichtungen auf die Abbaurate von Stroh zu. Da die Bodenfeuchte von entscheidender Bedeutung für den Abbau ist, ist dieser unter trockenen Bedingungen in verdichtetem Boden (relativ feuchter) leicht erhöht.

Literatur

- Heisler, C. (1990): Einfluß von mechanischen Bodenbelastungen auf die Raubmilbenfauna einer konventionell bewirtschafteten Ackerfläche. Zool. Beitr. 33/1; 87-104
- Heisler, C. (1991): Einfluß von Gefügeschäden infolge mechanischer Belastungen auf die Springschwanz-Besiedelung einer konventionell bewirtschafteten Ackerfläche (Collembola). Entomol. Gener. 16/I 39-52
- Kaiser, E.-A.; C. Heisler; G. Walenzik & O. Heinemeier (1991): Einflüsse von mechanischen Bodenbelastungen auf mikrobielle Biomasseentwicklung, Collembolenfauna, Denitrifikation und Mineralisation in einem Agrarstandort. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 66/1; 531-534
- Malkomes, H.-P. (1989): Strohrotteversuche zur Erfassung von Herbizid-Nebenwirkungen auf den Strohumsatz im Boden. Pedobiologia 20; 417-427

Laboruntersuchungen zum Abbau organischen Materials durch die Bodenmesofauna – Einfluß verschiedener Faktoren auf die Abbauintensität

Susanne Siedentop*

1 Einführung

Ziel der Untersuchungen ist die Entwicklung eines Testsystems, das die ökologische Leistung der Bodenmesofauna ermittelt. Da mit der Versuchsmethode ökotoxikologische Fragestellungen bearbeitet werden sollen, wurde ein Labortest entwickelt, der Feldbedingungen möglichst weit, eventuell bis zu einem Halfreiland-Test, angenähert werden kann. Als Parameter für die Erfassung der ökologischen Funktion der Bodenmesofauna diene der Abbau organischen Materials.

In der vorliegenden Arbeit sollen einige Versuchsparameter dargestellt werden, von denen der durch Collembolen vermittelte Zelluloseabbau gesteuert werden kann. Da die „Grazing“-Effekte mikrophytophager Sekundärzersetzer stark dichteabhängig sind (Hanlon und Anderson, 1979), sollen hierbei auch Räuber-Beute Verhältnisse in ihrer Bedeutung für die Abbauleistung von Collembolen diskutiert werden.

2 Material und Methoden

Der Abbau von Zellulose wurde in Versuchsgefäßen mit unterschiedlichem Collembolenbesatz bestimmt. Eine detaillierte Methodenbeschreibung ist Siedentop (in Vorber.) zu entnehmen. Durch folgende Punkte kann die Versuchsmethode charakterisiert werden:

- Zur Präparation eines tierfreien Testsubstrats wurde gesiebter Ackerboden (5 mm) unter definierten, schonenden Bedingungen getrocknet.
- Als Versuchstiere wurden Collembolen eingesetzt. Sie wurden als Artengemeinschaft von 10 bis 14 Spezies aus Ackerbodenproben extrahiert.
- Um eine größere Anzahl von Collembolen abschätzen zu können, wurde eine semiquantitative Methode entwickelt.
- Das Testsubstrat wurde pro Gefäß mit 6 g frischem Boden in 10 ml H₂O deion. angeimpft.

Die Laborversuche wurden in Plastikgefäßen mit 700 g TG Testsubstrat bei 20°C durchgeführt. In einem Gazebeutel von 1,3 mm Maschenweite wurde der Abbau von 1 g Zellulose, die mit 2 ml H₂O deion. bzw. NH₄NO₃-Lsg. (200 mg N/l) befeuchtet wurde, gemessen.

In dem Testsubstrat konnten Milben nicht ausgeschlossen werden, da ihre Eier durch eine die Mikroflora schonende Trocknung des Bodens nicht eliminiert werden (Hutha et al., 1989). Es traten Gamasiden und prostigmaten Milben auf.

*Technische Universität Braunschweig, Zoologisches Institut, Pockelsstraße 10a, D-3300 Braunschweig

3 Ergebnisse und Diskussion

Der rein mikrobielle Zelluloseabbau stieg bei 60 % der maximalen Wasserkapazität durch die Collembolen um 10–16 % (Abb. 1). Bei 50 % der maximalen Wasserkapazität war dagegen eine signifikante Hemmung des Zelluloseabbaus um 10 % festzustellen.

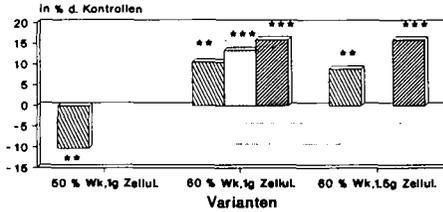


Abb. 1: Einfluß von Collembolen auf den Abbau von Zellulose nach 6 Wochen (in % der mikrobiellen Dekomposition) bei einem durchschnittlichen Gamasidenbesatz von 1 : 9 (s. Tab. 1, Versuche "S"). ▨ = 100 Collembolen gezählt; □ = 100 Collembolen semiquantitativ; ▩ = 150 Collembolen semiquantitativ. Statistische Signifikanz (Mann-Whitney Test): ***: $\alpha = 0.01$; **: $\alpha = 0.05$; $n = 7$.

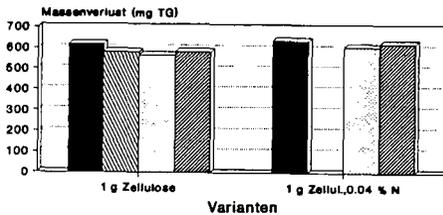


Abb. 2: Einfluß von Collembolen auf den Abbau von Zellulose nach 6 Wochen bei 60 % der maximalen Wasserkapazität mit niedrigem Gamasidenbesatz (s. Tab. 1, Versuche "W" u. "Wn"); ■ = ohne Tiere; ▨ = 100 Collembolen gezählt; □ = 100 Collembolen semiquantitativ; ▩ = 150 Collembolen semiquantitativ. $n = 7$.

In Abb. 2 sind die Ergebnisse des in Tab. 1 mit „W“ gekennzeichneten Versuchs wiedergegeben. Hier war trotz einer Bodenfeuchte von 60 % der maximalen Wasserkapazität eine leichte Hemmung des Zelluloseabbaus durch die Bodenmesofauna zu beobachten.

Die Untersuchung der Besiedlungsverhältnisse in Streu und Testsubstrat beider Versuchsreihen (Tab. 1) ergab, daß sich die mit „S“ (Fig. 1) und mit „W“ (Fig. 2) gekennzeichneten Versuche in der Besiedlung mit Gamasiden, hauptsächlich *Rhodacarellus silesiacus*, unterschieden. Die euedaphische Gamasidenart *Rhodacarellus silesiacus* ist von Karg (1961) und Sardar und Murphy (1987) als Räuber von *Tullbergia krausbaueri* und juvenilen Collembolen beschrieben worden. Testsubstrat, für das im Sommer Boden von Ackerland genommen wurde, war reich an Gamasideneiern als Testsubstrat, für dessen Präparation im Winter Boden entnommen wurde. Während in den mit „S“ gekennzeichneten Versuchsvarianten das Verhältnis von Gamasiden zu Collembolen bei 1 : 9 lag, traten in den mit „W“ gekennzeichneten Versuchsansätzen Gamasiden nur sporadisch auf. Das Fehlen der Gamasiden in den Versuchen „W“ scheint zu einer Überbesiedlung der Streubeutel (Tab. 1) und damit zu „Overgrazing“ geführt zu haben. In einer zweifaktoriellen Varianzanalyse nach Tukey über die vorliegenden Versuche bei 60 % der maximalen Wasserkapazität entfielen 83 % der Varianz des Zelluloseabbaus auf die Populationsdichte der Gamasiden, 13,3 % auf ihre Interaktion mit den Collembolen und 2,2 % auf die

Collembolen allein. Auch Setälä (1988) hat in seinen Mikrokosmosuntersuchungen daraufhin-
gewiesen, daß „Overgrazing“ in manchen Gefäßen durch das Nichtvorhandensein von Räubern
erklärt werden könnte.

„Overgrazing“-Effekte sind bisher von einigen anderen Autoren (Hanlon und Anderson 1980,
Trofymow und Coleman 1982) festgestellt worden. Es zeigte sich (Hanlon und Anderson, 1979),
daß eine Steigerung der Dekomposition und der Mineralisation von einer bestimmten Dichte
der „Grazer“ abhängig ist. Sobald diese überschritten wird, werden die Mikroorganismen in
ihrem Wachstum gehemmt.

Als wichtiges Regulativ der Populationsdichte könnten Gamasiden somit für die ökologische
Funktion mikrophytophager Sekundärzersetzer eine bedeutende Rolle spielen.

Tabelle 1: Dekomposition und Besiedlung der Versuchsgefäße nach 6 Wochen. S = Versuchszeit:
Sommer; W = Versuchszeit: Winter; n = N-Gabe von 200 mg N/l auf die Zellulose; z = gezählt
aufgesetzt; s = semiquantitativ aufgesetzt; Summe = Streubeutel, 100 g TG Boden oberhalb plus
100 g TG Boden unterhalb des Streubeutels.

Ver- such	Probe	Zahl d. eingesetzten Collembolen	% d. max. Wasser- kapazität	Abbau in % der Kontrolle	Tierzahlen im Gefäß:			Verhältnis Gamasiden: Collembolen
					Collem- bolen	Prostig. Milben	Gama- siden	
S	Summe	z100	50		58.8	1.6	6.8	1 : 8.6
	Streu	"	"	89.1	19.6	0.2	2.6	
S	Summe	z100	60		107.8	3.3	11.4	1 : 9.5
	Streu	"	"	110.5	30.2	0.8	2.4	
S	Summe	s100	60		123.8	3.4	13.8	1 : 9.0
	Streu	"	"	113.3	29.8	0.2	1.4	
S	Summe	s150	60		173.9	2.4	28.3	1 : 6.1
	Streu	"	"	115.9	45.6	2.4	2.2	
W	Summe	s100	60		173.2	30.3	2.1	1 : 82
	Streu	"	"	91.5	104.4	19.0	0.0	
W	Summe	s150	60		189.0	149.9	6.7	1 : 28.2
	Streu	"	"	94.5	75.8	18.0	0.0	
W _n	Summe	s100	60		302.3	130.4	14.6	1 : 21.6
	Streu	"	"	95.2	138.8	19.4	4.2	

Hanlon (1981) hat „Grazing“- Effekte in Hinblick auf Nährstofferschöpfung untersucht. Er
konnte zeigen, daß bei Verwendung ansteigender Konzentrationen eines komplexen Nährmedi-
ums, wie dem Czapek-Dox Nährmedium, die pilzliche Respiration ebenfalls deutlich steigt und
auch die Anzahl der Collembolen sich weiter erhöht. Leonard und Anderson (1991a) stellten
bei erhöhter N-Gabe einen deutlichen Anstieg der pilzlichen Biomasse fest, die zu einem ge-
steigerten Wachstum der Population von *Folsomia candida* bis zur 8. Woche führte. Danach
wurde ein Zusammenbruch der Collembolenpopulation registriert, der auf der Überweidung ih-
rer Nahrungsquelle beruhte. Ähnliches wurde auch in den vorliegenden Experimenten (Fig. 2)
beobachtet. Hier hatte eine geringe 0.04 %-ige Stickstoffzufuhr zwar einen Anstieg der Col-
lembolenpopulation von über 100 % erbracht (Tab. 1), der Zelluloseabbau war jedoch dadurch
verlangsamt worden. Durch die zusätzliche N-Gabe war eine Überweidung der mikrobiellen
Biomasse nicht verhindert worden. Eine Dichteregulation scheint hier von größerer Bedeutung
gewesen zu sein.

Wie die Versuche bei 50 % der maximalen Wasserkapazität zeigen (Fig. 1), kann es jedoch auch
bei einem hohen Besatz mit Gamasiden zu Hemmungen des Zelluloseabbaus kommen. Hier war
durch die geringere Feuchtigkeit die mikrobielle Biomasse, gemessen als N-Gehalt der Zellulose,
signifikant weniger angewachsen. Sie war deshalb auch bei einer geringeren Populationsdichte

überweidet. Bei einem noch engeren Verhältnis von Gamasiden zu Collembolen von 1 : 3 war in einem anderen Versuch bei 50 % der maximalen Wasserkapazität wieder eine Steigerung der Dekomposition von 18 % beobachtet worden.

Es wäre interessant, den Einfluß von Dichteregulation und Nahrungsressource auf die Abbauintensität organischen Materials in weiteren Versuchen genauer zu quantifizieren.

4 Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Zur Erfassung der ökologischen Funktion der Bodenmesofauna wurde ein Labortest entwickelt. Als Parameter diente der Abbau organischen Materials. Der Zelluloseabbau wurde in Testgefäßen mit unterschiedlichem Collembolenbesatz bestimmt. Die Versuchstiere wurden als Artengemeinschaft von 10 bis 14 Spezies aus Ackerboden extrahiert.

Erste Ergebnisse zeigten, daß die mikrobielle Dekomposition durch die Bodenmesofauna um 16 % steigen kann. Durch eine Überweidung der Mikroorganismen kam es auch zu Hemmungen des Zelluloseabbaus. Für die Abbauintensität scheint u.a. die Höhe des Gamasidenbesatzes als wichtiges Regulativ der Populationsdichte von entscheidender Bedeutung zu sein.

Berücksichtigt man die bisherige Literatur, so wäre eine Hemmung der Dekomposition zu erwarten, wenn mikrophytophage Sekundärzersetzer nicht in ihrer Dichte reguliert werden. Für eine Dichteregulation können auch andere zeitliche und räumliche Faktoren von Bedeutung sein (Bengtsson (in Vorber.)) (Leonard und Anderson, 1991).

Dank

Danken möchte ich Herrn Dr. Th. Kampmann für die Bestimmung der Gamasiden und Herrn Prof. Dr. O. Larink für die Betreuung und Unterstützung der Arbeit.

Literatur

- Bengtsson, G., Hedlund, K., und Rundgren, S. (in Vorber.). Patchiness and compensatory growth in a fungus-collembola system. *Acta Zoologica Fennica*.
- Hanlon, R. D. G. 1981. Influence of grazing by collembola on the activity of senescent fungal colonies grown on media of different nutrient concentration. *Oikos*, 36:362-67.
- Hanlon, R. D. G. und Anderson, J. M. 1979. The effects of collembola grazing on microbial activity in decomposing leaf litter. *Oecologia*, 100:93-99.
- Hanlon, R. D. G. und Anderson, J. M. 1980. The influence of macroarthropod feeding activities on microflora in decomposing oak leaves. *Soil Biol. Biochem.*, 12:255-61.
- Hutha, V., Wright, D. H., und Coleman, D. C. 1989. Characteristics of defaunated soil. I. A comparison of three techniques applied to two different forest soils. *Pedobiologia*, 33(6):417-35.
- Karg, W. 1961. Ökologische Untersuchungen von edaphischen Gamasiden (Acarina, Parasitiformes). *Pedobiologia*, 1:53-98.
- Leonard, M. A. und Anderson, J. M. 1991. Growth dynamics of collembola (*Folsomia candida*) and a fungus (*Mucor plumbeus*) in relation to nitrogen availability in spatially simple and complex laboratory systems. *Pedobiologia*, 35:163-73.
- Sardar, M. A. und Murphy, P. W. 1987. Feeding tests of grassland soil-inhabiting gamasine predators. *Acarologia*, 28:117-21.
- Setälä, H., Haimi, J., und Hutha, V. 1988. A microcosm study on the respiration and weight loss in birch litter and raw humus as influenced by soil fauna. *Biol. Fert. Soil*, 5:282-87.
- Sidentop, S. (in Vorber.). Development of a litterbag-test for the assessment of side effects of pesticides on soil mesofauna. *Acta Zoologica Fennica*.
- Trofymow, J. A. und Coleman, D. C. 1982. The role of bacterivorous and fungivorous nematodes in cellulose and chitin decomposition in the context of a root rhizosphere soil conceptual model. -In: Freckman, D. W., (ed.), *Nematodes in soil ecosystem*, 117-37. University of Texas Press, Austin TX.

Indifferente Bodenwühler oder selektive Feinschmecker?
Strategien der Nahrungsaufnahme bei Regenwürmern

von
Judas, M.⁺⁾

1. Einleitung

Regenwürmer können durch Streufraß und Wühltätigkeit die Struktur und Dynamik eines Bodenprofils beeinflussen und dabei zu einem systemprägenden Faktor werden (z.B. Bildung eines Mullbodens). Zersetzungstätigkeit und Bioturbation sind dabei eng mit dem Ernährungsverhalten gekoppelt, das sich zwischen den Lebensformtypen epigäisch/endogäisch/anözisch unterscheidet.

In einer Freiland-Studie in einem Mullbuchenwald wurde die Nahrungsaufnahme adulter Regenwürmer mit Hilfe von Darminhaltsanalysen charakterisiert. Dabei zeigte sich, daß endogäische Arten Bodenpartikel mit einem hohen Anteil an organischer Substanz selektierten; die anözische, streufressende Art *Lumbricus terrestris* bevorzugte Material aus der Krautschicht gegenüber Buchenstreu.

2. Material und Methode

Die Untersuchung wurde an Tieren aus einem frischen, krautreichen Buchen-Hallenwald auf Kalk in der Nähe von Göttingen durchgeführt. Der Biotop ist mit 11 Arten, 200 Ind./m² und 10g aschefreiem Trockengewicht als regenwurmreich anzusehen. *Lumbricus terrestris* stellte als einzige anözische Art 60% der Biomasse, *Aporrectodea caliginosa* und *Octolasion lacteum* waren die häufigsten Arten, *Lumbricus castaneus* war die dominante epigäische Art (JUDAS 1989).

Adulte Tiere wurden im Freiland ausgegraben bzw. mit Formol ausgetrieben und sofort fixiert. Drei Fraktionen des Mitteldarminhalts wurden durch Sieben (0.5mm Masche), Trocknen (105°C) und Veraschen (450°C) differenziert: (i) organische Partikel (verbrannter Siebrückstand), (ii) Detritus (Brennverlust nach Sieben), (iii) Anorganische Bestandteile (Asche aus i und ii).

Der Inhalt von Kropf und Magen von *L. terrestris* wurde gesiebt (0.5mm), die aufgefangenen Pflanzenreste wurden mit NaOCl_{aq} gebleicht und nach Neutralisieren mit Essigsäure in Polyvinyl-lactophenol eingebettet. Die Partikel wurden mit Hilfe einer Referenzsammlung anhand von Epidermisstrukturen - soweit möglich: bis zur Art - bestimmt und ihre (Flächen-) Größe mit Hilfe eines Meßokulars erfaßt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Der Gehalt an organischem Material war im Darm von *L. terrestris* und *L. castaneus* mit (im Mittel) >>50% am höchsten (Tab. 1). Die endogäischen Arten hatten meist >50% Mineralpartikel im Darm (Abb. 1). Da der mittlere organische Gehalt mit 29-45% (Tab. 1) ± weit über dem mittleren Gehalt im Boden von 10-20%

⁺⁾ II. Zoologisches Institut, Abt. Ökologie, Berliner Str. 28, D-3400 Göttingen

(im Profil von -12cm bis 0cm, JUDAS 1989) lag, muß gefolgert werden, daß die endogäischen Arten in nicht-zufälliger Weise Bodenpartikel mit hohem Detritusgehalt aufnahmen.

L. terrestris konsumierte als einzige Art regelmäßig Pflanzenreste, im Mittel bestand der Darminhalt zu gleichen Gewichtsanteilen aus den Fraktionen anorganisch, Detritus und organischen Partikeln (Abb. 1). Ein großer Teil der Partikel aus Kropf-/Magenpräparaten konnte identifiziert werden; neben dem vorherrschenden Buchenlaub wurde Blattstreu von Kräutern und Esche gefressen (Abb. 2). Im Mittel hatten Buchenlaub, andere Streu, 'Holz' und 'unbestimmt' jeweils einen Anteil von 25, 41, 23 und 11% (JUDAS im Druck). Das Flächenverhältnis von Buchenstreu zu Nicht-Buchenstreu von ca. 1:1.6 widerspricht einer (gewichtsbezogenen) Erwartung von 2.5-12:1 (Netto-Primärproduktion der Krautschicht : Buchen-Laubfall; SCHMIDT et al. 1989, SAYER 1989). Hieraus läßt sich ein selektiver Fraß an Nicht-Buchenstreu durch *L. terrestris* folgern (vgl. auch den *Asarum*-Fraß eines Tieres in Abb. 2).

Die Nahrungsaufnahme durch Regenwürmer bedarf weiterer Untersuchungen. Dabei sollte insbesondere die Variation innerhalb einer Art zwischen verschiedenen Biotopen im Blickpunkt stehen. Diese Variation deutet sich - trotz methodischer Unterschiede - bei einem Vergleich des mittleren organischen Gehaltes von Darminhalt bzw. frischem Kot an, der bei mehreren Regenwurmarten zwischen den untersuchten Biotopen um den Faktor 2-3 schwankte (Tab. 2).

4. Literatur

- JUDAS M. (1989): Populationsökologie der Regenwürmer (Lumbricidae) in einem Kalkbuchenwald: Abundanzdynamik und Bedeutung von Nahrungsressourcen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme (Reihe A) 53: 1-140.
- JUDAS M. (im Druck): Gut content analysis of earthworms (Lumbricidae) in a beechwood. Soil Biology and Biochemistry.
- PIEARCE T.G. (1978): Gut contents of some lumbricid earthworms. Pedobiologia 18: 153-157.
- ROZEN A., FIJAL K. & GRUCA B. (im Druck): Feeding ecology of some earthworm species. Acta Zoologica Fennica.
- SAYER M. (1989): Zur Nahrungsbiologie der Kleinsäuger im Kalkbuchenwald. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 17: 307-313.
- SCHMIDT W., HARTMANN T., KOTHE-HEINRICH G. and SCHULTZ R. (1989): Jahresrhythmus und Produktion der Krautschicht in einem Kalkbuchenwald. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 17: 145-157.

Tab. 1: Organische Fraktion im Mitteldarm adulter Lumbriciden

	<i>L. terrestris</i>	<i>L. castaneus</i>	<i>A. caliginosa</i>	<i>A. rosea</i>	<i>O. lacteum</i>	<i>O. cyaneum</i>
%	71	65	41	38	45	29
	52-80	47-95	9-69	28-47	28-72	23-37
N	8	8	5	3	5	5

Mittelwerte und Spannweiten des Anteils der organischen Fraktion am Darminhalt [%TG] adulter Individuen.

Tab. 2: Organische Fraktion der Nahrung von Lumbriciden:
Biotopvergleich

Autor	PIEARCE 1978	JUDAS 1989	ROZEN <i>et al.</i> im Druck
Biotop	Weide	KBW	Park/Wiese/ Wald
Darmabschnitt	Kot	Mittel- Darm	Magen/ Darm
<u>anözische Arten</u>			
<i>L. terrestris</i>		71	29
<i>A. longa</i>	20		
<u>epigäische Arten</u>			
<i>L. castaneus</i>	26	65	
<i>L. rubellus</i>	17		47
<i>D. octaedra</i>			55
<u>endogäische Arten</u>			
<i>A. chlorotica</i>	16		
<i>A. caliginosa</i>	15	41	14
<i>A. rosea</i>		38	
<i>O. lacteum</i>		45	22
<i>O. cyaneum</i>		29	

Mittlerer Anteil der organischen Fraktion am Darminhalt [%] adulter Regenwürmer aus Freilandfängen; Trennung der Fraktionen organisch/anorganisch durch Veraschung. KBW = Kalkbuchenwald Göttingen.

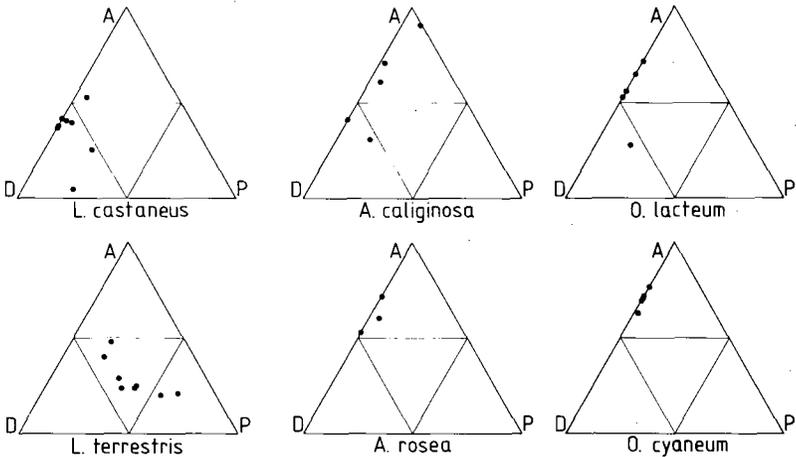


Abb. 1: Fraktionierung der Darminhalte adulter Regenwürmer
 Prozentuale Anteile der drei Fraktionen anorganisch (A), Detritus (D) und organische Partikel (P) in individuellen Präparaten; jeder Punkt in einem Diagramm entspricht 100% Mageninhalt; die Eckpunkte und inneren Linien entsprechen einem Anteil der jeweiligen Fraktion von 100% bzw. 50%.

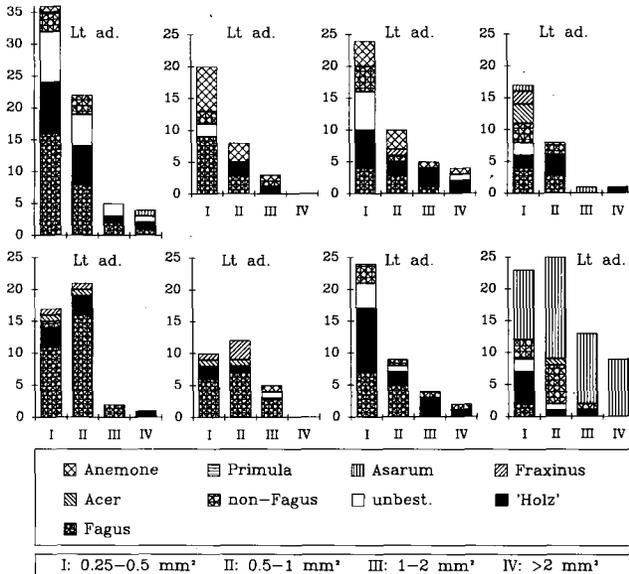


Abb. 2: Pflanzenreste im Magen/Kropf von *Lumbricus terrestris*
 Anzahl von ± identifizierten Partikeln in Präparaten adulter Tiere; 0.5mm-Siebung und Einteilung in vier Größenklassen (I-IV) nach Flächenmessungen.
Fagus: Buchen-Blattreste einschließlich unsicherer Bestimmungen, die als 'wahrscheinlich *Fagus*' eingestuft wurden; non-Fagus: Blattreste, die eindeutig von *Fagus* verschieden waren; 'Holz': Sammelkategorie holzartiger Partikel.

Untersuchungen zu Auswirkungen extensiver Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die hemiedaphische
Collembolen- und Milbenfauna

von
Beate Keplin*

1. Einleitung

Über die Populationsdichten von Collembolen und Milben als wichtigste Vertreter der Bodenmesofauna liegen von Stadtböden bislang kaum Untersuchungen vor (SCHULTE et al. 1989, HARRIS 1990). Auch fehlen noch weitgehend Studien zu Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftung urbaner Grünflächen auf die Bodenmesofauna (WEIGMANN 1989). Die epigäische Bodenfauna ist dagegen schon häufiger in diesem Zusammenhang untersucht worden (z. B. MÜLLER & STEINWARZ 1988, 1990, ZELTNER 1989).

Die vorliegende Untersuchung ist Bestandteil des 1988 begonnenen Stadtökologie-Projektes "Dorsten" (BROLL & KEPLIN, im Druck) und behandelt die Auswirkungen der extensiven Bewirtschaftungsmaßnahmen "2x Mähen bzw. 2x Mulchen jährlich" auf die Collembolen- und Milbendichten während der Vegetationsperiode 1990 (zwei Jahre nach Einrichtung der Dauerflächen). Hierzu wurden zwei ausgewählte Grünflächen mit unterschiedlichen Bodenfeuchteverhältnissen herangezogen, die seit Mitte der 80er Jahre weder gedüngt, gewässert oder mit Pestiziden behandelt werden. Die Pflegemaßnahmen erfolgen Ende Juni und Mitte September. Aufgrund der geringen Phytomassen (ca. 270 g TM/m²) (DIETZGEN 1992) verbleibt das Mulchgut unzerkleinert und wird gleichmäßig auf die Parzelle verteilt.

2. Methoden

Die Bodenfauna ist monatlich (von März bis November 1990) mit Stechzylindern (100 cm³) in 0-4 und 4-8 cm Tiefe erfaßt worden; insgesamt wurde pro Tiefe und monatlicher Probenahme ein Volumen von 1000 cm³ extrahiert. Die Extraktion erfolgte mit einem Kempson-Gerät, um neben der Mesofauna auch einen Überblick über andere Tiergruppen zu erhalten.

Überdies wurde jeden Monat der pH(H₂O) in jeder untersuchten Tiefe gemessen. Wöchentlich wurde die Bodenfeuchte mittels Stechzylinderproben (100 cm³) in beiden Tiefen bestimmt. Desweiteren sind die maximale Wasserkapazität und die Lagerungsdichte ermittelt worden (SCHLICHTING & BLUME 1966).

Über den gesamten Untersuchungszeitraum wurden zusätzlich auf der trockeneren Grünfläche auf jeder Parzelle die Bodentemperaturen in -1 cm und -8 cm kontinuierlich registriert (Datalogger, Fa. AANDE-RAA). Auf der feuchteren Fläche erfolgte die Messung der Bodentemperaturen mindestens einmal wöchentlich.

3. Ergebnisse und Diskussion

Bei den Böden handelt es sich nach HEMSING (1990) um anthropogene Auftragsböden über Anmoorgley (trockenere Fläche) bzw. über Podsol-Gley (feuchtere Fläche) mit einer Auftragsmächtigkeit zwischen 1,00 m und 1,50 m. Zum überwiegenden Teil bestehen diese Aufträge aus bauschutthaltigem Sandgemenge (trockenere Fläche) oder natürlichem sandigem Substrat (feuchtere Fläche), die mit humosem Oberbodenmaterial abgedeckt worden sind. Der Grundwasserschwankungsbereich liegt auf beiden Flächen in 1,30 bis 2,00 m unter Flur.

Einen Überblick über die wichtigsten Standortparameter gibt die Tab. 1. Die beiden Untersuchungsflächen unterscheiden sich vor allem im Hinblick auf die Bodentemperaturen, die Bodenfeuchte und den pH-Wert.

*Institut für Geographic, Abt. Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26, 4400 Münster

Tab. 1: Ausgewählte Kenndaten der Oberböden (0-8 cm)

	Trockene Fläche		Feuchte Fläche		
	Mähen	Mulchen	Mähen	Mulchen	
Temperatur (°C)	-1 cm	15,0	14,8	13,5	13,5
	-8 cm	15,1	14,7	13,0	12,7
Bodenfeuchte (Vol.-%)	0-4 cm	24	24	31	29
	4-8 cm	19	20	32	32
max. Wasserkap. (Vol.%)	0-4 cm	68,7	70,4	72,9	76,1
	4-8 cm	56,4	58,4	63,0	63,5
dB (g/cm ³)	0-4 cm	0,98	0,92	0,78	0,70
	4-8 cm	1,37	1,31	1,39	1,28
pH (H ₂ O)	0-4 cm	6,5 - 7,4	6,5 - 7,3	5,7 - 6,2	5,6 - 6,2
	4-8 cm	6,8 - 7,9	7,0 - 7,7	5,8 - 6,2	5,7 - 6,2

Die Abb. 1 und 2 zeigen die Abundanzen von Collembolen und Milben. Beide Tiergruppen sind auf der feuchteren Fläche mit höheren Abundanzen vertreten als auf der trockeneren Fläche. Untersuchungen auf vergleichbaren Rasenflächen im Berliner Tiergarten zeigten ebenfalls dieses Ergebnis (WEIGMANN & STRATIL 1979). Die höheren Abundanzen auf der feuchteren Fläche lassen sich auch mit der im Vergleich zur trockeneren Fläche geringeren Lagerungsdichte in 0-4 cm Tiefe erklären (Tab. 1).

Die Collembolen als nicht grabfähige Bodentiere (WALLWORK 1970, DUNGER 1983) sind im besonderen Maße auf das vorhandene Porensystem angewiesen. Generell nimmt daher die Individuendichte mit zunehmender Tiefe ab (u. a. HAARLOV 1955) und reicht im Grünlandboden bis ca. 10 cm, max. 15 cm Tiefe (WALLWORK 1970).

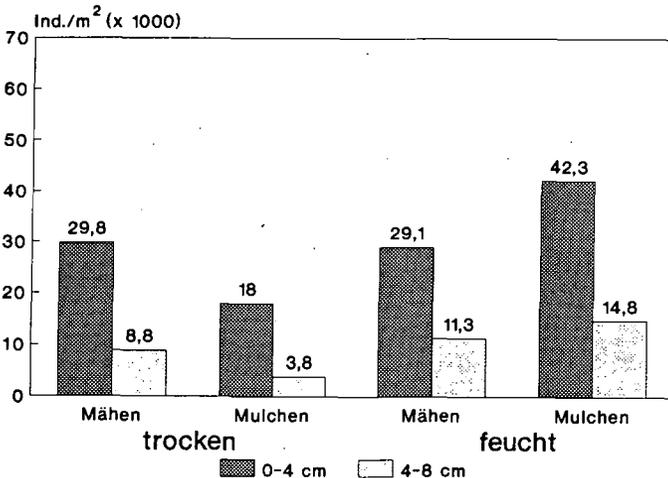


Abb. 1: Collembolen-Abundanz (Ind./m²) (Mittel aus 9 Probenahmen und 1000 cm³ Bodenvolumen je Tiefe und Probenahme)

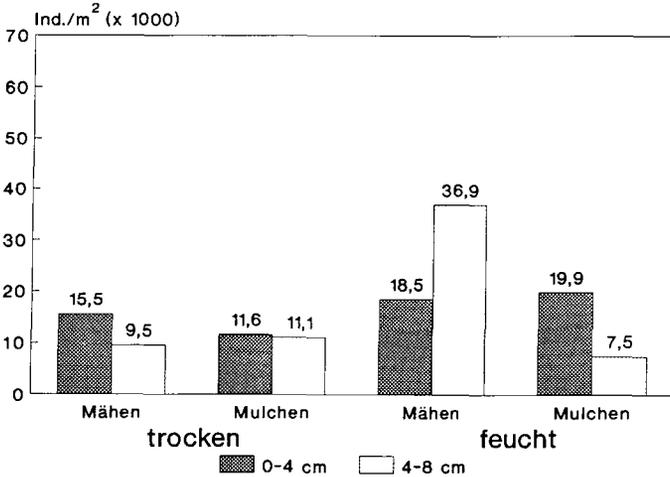


Abb. 2: Milben-Abundanz (Ind./m²) (Mittel aus 9 Probenahmen und 1000 cm³ Bodenvolumen je Tiefe und Probenahme)

Eine Abnahme der Collembolendichten mit der Tiefe trifft auch für die beiden untersuchten Grünflächen zu (Abb. 1), allerdings mit dem Unterschied, daß bereits in 4-8 cm Tiefe infolge der höheren Lagerungsdichten (Tab. 1) nur noch rd. 25 % aller Tiere festgestellt werden können. Darüber hinaus bewirkt wohl auch die Mulchauflage eine Konzentration der Collembolen auf die oberen 4 cm Bodentiefe. Neben der Funktion als Nahrungsgrundlage modifiziert die Mulchauflage auch die thermischen Bedingungen in Bodennähe, in dem sie vor allem während der Sommermonate den Boden vor zu starker Verdunstung schützt (BROLL 1991). So wurden auf der Mulchparzelle der trockeneren Fläche ca. 83 % aller Collembolen aus 0-4 cm Tiefe extrahiert, auf der entsprechenden Mahdparzelle aber nur ca. 77 %. Auf der feuchteren Fläche betrug dieser Anteil auf beiden Parzellen ca. 73 %. Bei den Milben ist diese Abhängigkeit weniger deutlich ausgeprägt (Abb. 2, Tab. 1). Die höheren Individuendichten in 4-8 cm Tiefe auf der feuchteren Mahdparzelle sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß die Milben in dieser Tiefe im Herbst (September, Oktober und November) die höchsten Individuendichten aufweisen. In diesen drei Monaten wurden über 70% der Tiere erfaßt, in den Monaten März bis August dagegen nur knapp 30%. Anscheinend suchen die Milben während der Herbstmonate tiefere Bodenbereiche auf, denn gleichzeitig wurden in 0-4 cm Tiefe die geringsten Individuendichten festgestellt. Auf allen anderen Parzellen konnte dieser Effekt nicht beobachtet werden.

Auf der trockeneren Fläche führt das zweimalige Mulchen zu einem Rückgang der Collembolendichten, auf der feuchteren Fläche dagegen zu einem Anstieg. Da das anfallende Mulchmaterial auf der trockeneren Fläche einen höheren Kräuteranteil (ca. 10%) im Vergleich zur feuchteren Fläche (<1%) besitzt (DIETZGEN 1992), kann es leichter abgebaut werden. Außerdem bewirken die abiotischen Standortparameter (geringere Bodenacidität, höhere Bodentemperaturen, Tab. 1) auf dieser Fläche eine höhere mikrobielle Aktivität (BROLL & KEPLIN, im Druck), wodurch das anfallende Material schneller wieder mineralisiert wird. Auf der feuchteren Fläche ist zwar die Mulchauflage schlechter abbaubar, steht dafür aber für einen längeren Zeitraum als Nahrungsbasis für die Bodenorganismen zur Verfügung. Auf dieser Fläche erfolgt zudem auch nur eine geringe Einmischung der organischen Substanz in den Oberboden, da der Regenwurmbesatz relativ gering ist und anözische Arten fehlen (KEPLIN & WANCKEL 1991). Das anfallende Mulchmaterial wird daher fast überwiegend von der Bodenmesofauna für den weiteren Abbau durch Mikroorganismen aufbereitet.

Unter dem Aspekt einer kostengünstigen Grünflächenpflege scheint das Mulchen auf der trockeneren Fläche

eine Alternative zum Mähen zu sein. Auf diesem Standort wird aufgrund der guten Abbaubedingungen die Mulchauflage innerhalb kurzer Zeit abgebaut, und es kommt zu keiner Anhäufung organischen Materials. Allerdings scheint gerade dieser schnelle Abbau des Mulchmaterials eine Abnahme der Collembolen- und weniger der Milbenpopulationen zu bewirken. Solange die Mulchauflage nicht vollständig mineralisiert ist, ist sie zusammen mit den sie besiedelnden Mikroorganismen die Nahrungsgrundlage für die Mesofauna. Auf der feuchteren Fläche führt der langsamere Abbau der Mulchdecke daher zu einer Zunahme der Collembolendichten und einer Abnahme der Milbendichten.

Eine abschließende Bewertung der Bewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich der Mesofauna wird dadurch erschwert, daß die Maßnahmen jeweils unterschiedliche Wirkungen auf einzelne Tiergruppen haben (u. a. HANDKE 1988, SCHREIBER 1992). Aus diesem Grunde werden im Rahmen des Stadtökologie-Projektes auch die Auswirkungen der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die epigäische Bodenfauna wie auch auf die Vegetation untersucht (BROLL 1991, KEPLIN & WANCKEL 1991). Ziel des Projektes ist es u. a., für standörtlich vergleichbare Grünflächen Hinweise für eine kostengünstige Pflege zu geben und die Kenntnisse über die ökologischen Eigenschaften von Stadtböden zu erweitern.

4. Literatur

- BROLL, G. (1991): Extensive Pflege städtischer Grünflächen. I. Untersuchungen zu Böden, Vegetation und Mikroklima. *Verh. Ges. Ökol.* 20: 451-458.
- BROLL, G. & KEPLIN, B. (im Druck): Ecological studies on urban lawns. In: Sukopp, H. (Ed.), *Urban Ecology as the Basis for Urban Planning*. SPB Academic Publishing, The Hague.
- DIETZGEN, A. (1992): Vegetation und Phytomasse städtischer Grünflächen in Abhängigkeit von verschiedenen Pflegemaßnahmen. *Dipl.-arb. Univ. Münster*, unveröff.
- DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg.
- HANDKE, K. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. *Arb.-Ber. Lehrstuhl Landschaftsökologie, Münster*, 8.
- HAARLOV, N. (1955): Vertical distribution of Mites and Collembola in relation to soil structure. In: *Soil Zoology*, D.K.McE. Kevan (ed.): 167-179, Butterworths Scient. Publ., London.
- HARRIS, J. A. (1991): The biology of soils in the urban areas. In: *Soils in the urban environment*. Bullock, P. & P.J. Gregory (Eds.), 139-152, Oxford.
- HEMSING, F. (1990): Bodenkundliche Standortuntersuchungen an Grünflächen im Stadtgebiet von Dorsten unter besonderer Berücksichtigung ökologischer Aspekte. *Dipl.-arb. Univ. Münster*, unveröff.
- KEPLIN, B. & WANCKEL, W. (1991): Extensive Pflege städtischer Grünflächen. II. Untersuchungen zur Bodenbiologie. *Verh. Ges. Ökol.* 20: 459-464.
- MÜLLER, H. & STEINWARZ, D. (1988): Auswirkungen unterschiedlicher Schnittvarianten auf die Arthropodenzönose einer urbanen Grünfläche. *Natur und Landschaft* 63: 335-339.
- MÜLLER, H. & STEINWARZ, D. (1990): Grünflächenplanung und Pflegemanagement aus tierökologischer Sicht. *Natur und Landschaft* 65: 306-310.
- SCHLICHTING, E. & BLUME, H.-P. (1966): *Bodenkundliches Praktikum*. Verlag P. Parey, Hamburg.
- SCHREIBER, F.-K. (1992): Mähen und Mulchen. IN: FLL (Hrsg.): *Biotopepflege, Biotopeentwicklung. Maßnahmen zur Stützung und Initiierung von Lebensräumen für Tiere und Pflanzen. Teil 1: 78-90*. Bonn.
- SCHULTE, W., FRÜND, H.-CH., GRAEFE, U., RUSZKOWSKI, B., SÖNTGEN, M., VOGGENREITER, V. & WERITZ, N. (1989): *Zur Biologie städtischer Böden*. Kilda-Verlag, Greven.
- WALLWORK, J.A. (1970): *Ecology of soil animals*. McGraw-Hill, London.
- WEIGMANN, G. (Ed.) (1989): *International scientific workshop on soils and soil zoology in urban ecosystems as the basis for management and use of green/open spaces*. Berlin - Bonn.
- WEIGMANN, G. & STRATIL, H. (1979): Bodenfauna im Tiergarten. In: Sukopp, H. (ed.), *Ökologisches Gutachten über die Auswirkungen von Bau und Betrieb der BAB Berlin (West) auf den Großen Tiergarten*. Sen. Bau. Wo. Berlin 1: 54-71.
- ZELTNER, U. (1989): Einfluß unterschiedlicher Pflegeintensitäten von Grünland auf die Arthropoden-Fauna im urbanen Bereich. *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 8.

Regenwürmer als Leitformen von Perkolation und
Umlagerung des Bodens

von

Höser, N.[†])

In zahlreichen publizierten Korrelationsanalysen ist erfolglos nach hochsignifikanten Beziehungen zwischen der Abundanz der Regenwurmarten und den üblicherweise erfaßten physikalisch-chemischen Meßgrößen des Bodens gesucht worden. Offenbar bilden die bislang herangezogenen Bodenmerkmale das Regenwurm-Habitat ungenügend ab. Andererseits bestehen bei den Regenwurm-Unterarten *Allolobophora antipai antipai* und *A. a. tuberculata* klare bodengenetisch definierte Grenzen ihrer Verbreitung am Hang und in der Aue (HÖSER 1986). Umfangreiche Beobachtungen im Freiland (HÖSER 1990) führten zu der Schlußfolgerung, daß die Art der Genese des Bodenprofils die Verteilung der Regenwurmarten im Bodenmosaik bestimmt.

Methoden

Auf Transsekten entlang der Hanglinie oder quer zur Flußrichtung in der Aue wurde die Regenwurmfauna auf 0,25 m² großen Probenflächen erfaßt. Insgesamt wurden ca. 50 Transsekte (ca. 1000 Probenflächen) untersucht, die in einigen Fällen parallel verliefen.

Im allgemeinen wurde in Waldböden 0,3 m tief, auf Dauergrünland und Äckern meist 0,5 m tief gegraben. Die Regenwürmer wurden von Hand ausgelesen.

Bei jeder Probenfläche wurde die Struktur des Bodenprofils protokolliert und u.a. Trockenrohdichte, Glührückstand und pH-Wert des Bodens bestimmt. Dabei fand der Zusammenhang zwischen Geländemorphologie und Bodenprofil Beachtung.

Zwischen erster und letzter Probe auf einem großen Transsekt lagen zumeist weniger als 10 Tage.

[†] Naturkundliches Museum, Mauritianum Altenburg, Parkstraße 1,
PSF 216, 0-7400 Altenburg

Aus den Abundanzprozenten der Regenwurmartens wurde die Dominanzstreuung errechnet (BONNET 1964, DUNGER 1968).

Untersuchte Böden

Die Untersuchungen fanden im mitteldeutschen Lößgebiet, im Hügelland (150-300 m ü.NN) nördlich des Erzgebirges, zwischen Weißer Elster und Zwickauer Mulde statt, wo bei 8,6 °C Jahresmitteltemperatur 560-700 mm Jahresniederschlag fallen.

Untersucht wurden Hang-Catene und Auenböden im Verbreitungsgebiet der Löß-Parabraunerden und Löß-Fahlerden. Die meisten Auenböden des Gebietes entwickeln sich von der Vega zur Parabraunerde.

Die Hänge sind von Eichen-Hainbuchen-Wäldern bestockt, und auf den Auenböden kommen stellenweise Fraxino-Ulmetum, Alno-Ulmion und Salici-Populetum vor. Das Grünland besteht zumeist aus dem typischen Arrhenatheretum.

Ergebnisse

Die Verteilung der Regenwurmartens im untersuchten Bodenmosaik des Hanges und der Aue zeigt, daß Bodenschichtungsvorgänge relevant für Regenwürmer sind. So weisen zwei genetische Grundformen der Bodenprofile die größte Artenvielfalt (= niedrigste Dominanzstreuung) der Regenwürmer auf: das perkolativ geprägte, vollständig ausgestattete Horizontprofil und das Profil des umgelagerten, horizontarmen Mischbodens. Typische Beispiele sind das vom Eichen-Hainbuchen-Wald bestockte Lößbodenprofil bzw. die allochthone Löß-Vega unter Dauergrünland. Die Dominanzstreuung (= Streuung der Abundanzprozente) der Regenwurmartens beider Profile betrug 8,6 - 15,8 bzw. 11,5 - 18,6. Für die übrigen untersuchten Böden wurden Streuungen von 20,0 - 26,0 errechnet. Am höchsten war diese Dominanzstreuung im Acker auf allochthoner Vega, unter Mähwiesen auf perkolativ geprägter autochthoner Vega oder Parabraunerde und im zeitweise überfluteten Alno-Ulmion. Große Streuungen sind unter extremen Lebensbedingungen zu erwarten, kleine im optimalen Bereich ökologischer Gradienten (in Anlehnung an THIENEMANN).

Von 17 beobachteten Taxa bevorzugen mehr als drei Viertel eine der beiden genetischen Grundformen des Bodenprofils. So sind

Octolasion lacteum, *A. antipai antipai* und *Dendrobaena vejdvskyi* an überwiegend perkolativ geprägte Horizontprofile gebunden. Demgegenüber bevorzugen vor allen *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea*, *O. cyaneum*, *A. a. tuberculata*, *L. castaneus* und *D. auriculata* umgelagerte, mehr oder weniger horizontarme Mischböden.

Diese differenzierten Ansprüche der Arten sind am Hang erkennbar, wo vom oberen Ende des Oberhangs zum Hangfuß hin vollständige, geköpfte und vom umgelagerten Bodengemisch geprägte Profile einander ablösen. Prinzipiell dieselbe Tendenz ist beim Übergang vom Auenrand zum Flußufer nachweisbar, wo in der genannten Richtung die (umgelagerten) Auenböden in abnehmendem Maße perkolativ überprägt worden sind.

Von den endogäischen Regenwurmarten kommt auf bestockten Hängen, denen die deutlichen Erosionsmerkmale fehlen, regelmäßig nur *O. lacteum* vor. Mit Zunahme der erkennbaren Erosionsmerkmale treten auf vergleichbar bestockten Hängen außerdem zuerst *A. rosea* und schließlich *A. caliginosa* auf.

In geköpften Profilen allochthoner Vega, die bis zum Beginn des vorigen Jahrhunderts nachweislich von Auenwald bestockt war, seither als Dauergrünland genutzt wird, aber noch heute im Mineralboden die Merkmale der Perkolation des Auenwald-Bodenprofils zeigt, lebt noch immer *O. lacteum*, das im umgebenden älteren Auengrünland fehlt.

Einige Regenwurm-Taxa beschränken sich auf genetisch analoge Böden: So tritt z.B. *A. antipai tuberculata* in der allochthonen Vega, also im flußnahen Auenlehm, und in einem engen Bereich des kolluvialen Bodens (umgelagerter Unterboden) desselben Transsektts auf (HÖSER 1986). *D. auriculata* wurde sowohl im Boden des Uferwalls (Paternia) als auch im bestockten kolluvialen Auenboden fernab des Flusses gefunden.

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, daß Bodenschichtungsvorgänge wie Perkolation und Umlagerung des Bodens das Vorkommen und die Verbreitung der Regenwurmarten determinieren. Das ist verständlich, wenn beachtet wird, daß damit z.B. die Nutzbarkeit des Nahrungsangebots angesprochen ist.

Aus den für verschiedene Böden errechneten Dominanzstreuungen der Regenwurmarten läßt sich schlußfolgern, daß es zwei boden-

genetische Grundformen optimaler Regenwurm-Habitats gibt: das durch Perkolation geprägte Horizontprofil und den umgelagerten Boden, der horizontarm wie z.B. die allochthone Löß-Vega (Auenlehm) ist.

Prozesse, die Störung oder Ablösung der grundlegenden profilbestimmenden Bodenentwicklung darstellen, sorgen offenbar für extreme Lebensbedingungen der Regenwurmfaua. Das betrifft das Pflügen, den Streuentzug oder den seltenen Überstau.

Die vom Grad erkennbarer Bodenerosion abhängige Besiedlung der Hänge durch endogäische Regenwürmer und die Verbreitung von *O. lacteum* in der Aue zeigen, daß nicht die aktuelle Nutzungsart, sondern die Bodenentwicklung, im speziellen die Bodenschichtungsvorgänge, also die Bodengeschichte, für das Vorkommen der Regenwurmart von erstrangiger Bedeutung sind.

Hinsichtlich ihrer bodengenetisch determinierten Habitatausstattung sind Kolluvium und allochthone Vega offenbar analoge Böden. Damit wird die bedeutende Rolle der Bodenumlagerung bestätigt, so letztlich auch der Dualismus von Perkolation und Umlagerung. Die Ergebnisse lassen unterschiedlich effektive Verdauungssysteme bei Regenwürmern erwarten. Denn das Horizontprofil bietet oligo- bis polyhumose Bereiche (BOUCHÉ 1977, LAVELLE 1981), während im umgelagerten Mischboden zumeist ein oligohumoses Habitat vorliegt, das eine energetisch bessere Ausnutzung der Nahrung und eine stärkere mikrobielle Beteiligung an der Verdauung erfordert (HÖSER 1990 und in Vorber.).

Literatur

- Bonnet, L.(1964): Le peuplement thécamoebien des sols. Rev. Ecol. Biol. Sol 1: 123-408
- Bouché, M.B.(1977): Strategies lombriciennes. Ecol. Bull. (Stockholm) 25: 122-132
- Dunger, W.(1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaues. Abh. Ber. Naturkundemuseum Görlitz 43 (2): 1-256
- Höser, N.(1986): Die Bindung zweier Unterarten von *Allolobopora antipai* (Lumbricidae) an Lößböden unterschiedlicher Genese. Pedobiol. 29: 319-326
- Höser, N.(1990): Die Regenwurmfaua in Böden unterschiedlicher Genese am Hang und in der Aue. Diss., Univ. Leipzig
- Lavelle, P.(1981): Strategies de reproduction chez les vers de terre. Acta Oecol. Gen. 2: 117-133

Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit diverser Enchytraeiden bezüglich der Produktion von Krümelaggregaten und Bioporen auf Lößlehm-Substrat.

von
Paul Zimmermann*)

Einleitung: Für die Abschätzung des Einflusses der Enchytraeiden auf Physik und Struktur von Böden fehlen noch grundlegende Daten zur Dimension ihrer Leistungsfähigkeit. Im Rahmen einer vergleichenden Untersuchung unterschiedlicher Nutzungen einer Löß-Parabraunerde (Wald, Grünland, Acker und Umwandlung Acker in Grünland) wurde in einfachen Laborversuchen Kotkrümelproduktion und Mineraktivität dort vorkommender Enchytraeiden gemessen. An ungestörten Bodenproben des Ackers wurde die Porenraumverteilung mit und ohne Enchytraeidenbesatz festgestellt.

Material und Methoden: Die Bodensubstrate (Charakteristik s.Tab.1) wurden luftgetrocknet, zerkleinert, durch ein 2 mm-Sieb trockengesiebt und homogenisiert. Zur Messung der Kotkrümelproduktion wurden je Boden 60 Küvetten (1cm Querschnitt) mit drei Gramm des lufttrockenen Substrates gefüllt (Füllhöhen und Lagerungsdichten s.Tab.2). Nach Befeuchten wurde jedes Gefäß mit einem Individuum besetzt. Je Boden wurden 15 Küvetten mit folgenden Arten besetzt: *Achaeta eiseni*, *Enchytraeus minutus*, *Fridericia galba* und *Fridericia perrieri*. Nach 7, 14 und 30 Tagen wurden jeweils 5 Küvetten je Ansatz entnommen und die oberflächlich abgelegten Kotkrümel luftgetrocknet aufgesammelt und gewogen. Zur Messung der Mineraktivität wurden die o.g. Bodensubstrate als breiige Bodensuspensionen auf 2 mm Höhe in Petri-Schalen (85 mm ϕ) eingeschlämmt und bis zum Unterschreiten der Fließgrenze angetrocknet. Entsprechend ihrem natürlichen Vorkommen wurden je Boden 5 Schalen mit je einem Individuum der Arten aus Tab.3 besetzt. In der ersten Woche wurde die Mineraktivität täglich, danach am 10. und abschließend am 14. Tag gemessen. Zur Bestimmung der Porenraumgliederung der Ackerkrume wurden aus 0 bis 5 cm, 10 bis 15 cm und 20 bis 25 cm Tiefe je 10 ungestörte Bodenproben in 100 ml Stechringen entnommen. Bis zur pF-Stufe 3,0 wurde, wie üblich ("ohne Enchytraeen") entwässert, dann wurden nach Hitzebehandlung (1 h bei 50°C) die Proben wieder aufgesättigt und mit je 25 Individuen der Art *Enchytraeus minutus* besetzt. Die 2. Messung ("mit Enchytraeen") wurde, wie üblich bis zur pF-Stufe 4,2 durchgeführt. Die Hochdruck- und Trockengewichtsbestimmungen werden für beide Meßreihen als identisch angenommen.

Ergebnisse und Diskussion: In Abb.1 sind die Summen der Kotkrümelproduktion zu den jeweiligen Stichtagen aufgetragen. Die Streuung und der geringe Stichprobenumfang erlauben keine statistische Absicherung; Tendenzen und Größenordnungen lassen sich dennoch erkennen. Großkörperige Arten liegen in ihrer Leistungsfähigkeit um ein bis zwei Zehnerpotenzen über den "kleinen" Ar-

*) Lehrstuhl f. Angewandte Bodenkunde Univ. Essen

ten. Auf Ackerbodensubstraten ist die Leistung der "kleinen" Arten besonders gering. Als Gründe hierfür sind denkbar: Koprophagie, geringer Nahrungsbedarf durch Abweiden starker Bakterienrasen an der Oberfläche, zu hoher Druckwiderstand oder physikochemische Abweisung durch das Substrat.

In Abb.2 sind die individuellen Aktivitätsmuster für *E. minutus* auf A/Grl-Substrat exemplarisch dargestellt. Tendenzen zu einer Sättigungskurve - möglicherweise als Folge der räumlichen Begrenzung oder Erschließung einer befriedigenden Ernährungsbasis - deuten sich an. Auch hier ist bei derart differenzierten Verhalten der Stichprobenumfang für eine einfache statistische Auswertung zu gering. In Tab.4 sind dennoch der Anschaulichkeit halber die arithmetischen Mittel und die Standartabweichungen der Endergebnisse der Minieraktivitätsmessungen aufgeführt. Auch hier zeigen sich erwartungsgemäß die "größeren" Arten den "kleinen" in der Streckenleistung überlegen. Errechnet man die Volumenleistungen, ergeben sich ähnliche Differenzen der Größenordnungen wie bei der Kotkrümelproduktion.

In Abb.3 sind die Mittelwerte der Porenvolumina in Prozent bezogen auf das Gesamtvolumen, in Abb.4 in Prozent bezogen auf das Porenvolumen (Pv) und die Luftkapazität (Lk) dargestellt. Die relativen Veränderungen der Porenvolumina während der beiden Messungen belegen für alle Horizonte eine Vergrößerung des Porenraumes zwischen 1 und 3 % . Die Oberkrumenhorizonte reagieren mit einer Zunahme der Grobporen und hier insbesondere der größten (Äquivalentdurchmesser >300 µm). Die Unterkrume reagiert mit einer Abnahme der Grobporen zugunsten der Mittelporen. die gemessenen Effekte sind unter Vorbehalt als Folge des Enchytraeen-Besatzes zu interpretieren. Es bleibt offen, welche und wieviele Bodentiere lebend in der ersten Messung involviert waren und welchen Einfluß Durchführung der ersten Messung, Hitzebehandlung und erneute Aufsättigung auf die physikalischen Eigenschaften der Proben hatten.

Schlußfolgerung: Unkenntnis über Motivation und Stimulation des Minier-, Freß- und Abkotverhaltens sowie den physiologischen Status der Probanden, erfordern für die Auswertung möglichst große Stichprobenumfänge. Die Laufzeiten der Versuche, die Arealgrößen und die physikalisch-chemischen Parameter des Substrats müssen ausgetestet und standardisiert werden. Begleitende Untersuchungen mit mikromorphologischen Methoden können eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die natürlichen Verhältnisse erleichtern (Babel 1968, Didden 1991, Zachariae 1965).

Eine ausführliche Diskussion zur Bewertung der Nutzungseinflüsse erfolgt im Rahmen der Gesamtuntersuchung an anderer Stelle.

Literatur:

- Babel, U. , 1968: Enchytraeen-Lösungsgefüge im Löss.
Geoderma 2: 57 - 63
- Didden, W. , 1991: Population ecology and functioning of Enchytraeidae in some arable farming systems.
Diss. Univ. Wageningen
- Zachariae, G. , 1965: Spuren tierischer Tätigkeiten im Boden des Buchenwaldes. Forstwiss. Forsch. 20: 1 - 68

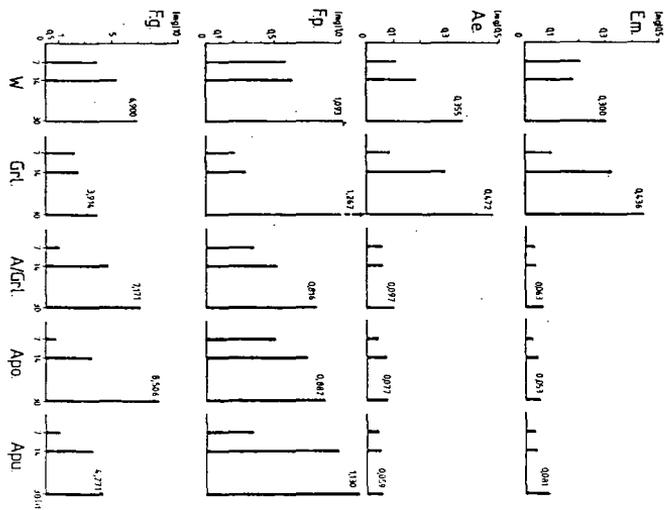
Tab. 1: Charakteristika der untersuchten Bodenschichten.

Nutzung	Bodentyp	Tiefe cm	Org. Subst. %	pH	C/N	Anzahl Enchytr. Arten	Körperl. Enchytr.
Wald	Forsbraun- erde	0-10	10,0	4,4	16,0	13	W.
Grünl.	erd.	0-10	10,0	4,4	16,0	7	Grünl.
Acker/Grünl.	erd.	0-10	9,0	4,4	16,0	7	A./Grünl.
Acker/o.	erd.	0-10	9,0	4,4	16,0	10	Apo.
Acker/u.	erd.	0-10	9,3	4,6	16,6	(12)	Apu.

Tab. 2: Untersuchte Enchytraeiden Arten

Art	x Länge mm	x Gewicht mg	natürliches Vorkommen				
			W.	Grünl.	A./Grünl.	Apo./u.	
<i>Ae. eiseni</i>	9	0,015	+	++	-	++	
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	9	0,019	+	++	-	++	
<i>Enchytraeus minutus</i>	9	0,009	+	++	++	++	
<i>Fridericia galba</i>	20	0,178	+	+	-	+	
<i>Fridericia perrieri</i>	15	0,204	+	-	++	++	

Abb. 1: Kettenspektren der in Tabelle 2 aufgeführten Arten aus 5 Indiv. Substrat



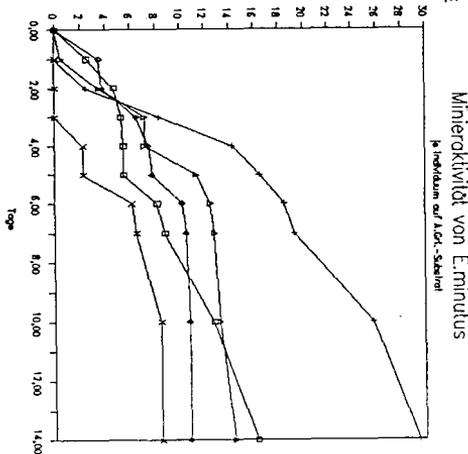
Tab. 3: Füllcharakteristik der 1cm x Küvetten

	Füllhöhe cm	Lagerdichte g/cm ³	natürl. LD g/cm ³
W.	3,5	1,2	0,88-1,25
Grünl.	2,0	1,5	1,1
A./Grünl.	1,8	1,65	1,3
Apo.	1,8	1,65	1,3
Apu.	1,8	1,65	1,4

Tab. 4: Mittelwerte der Mineralaktivität
in cm je Art und Substrat nach 14 Tagen

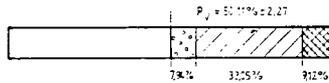
	Wald	Grünl.	Acker/Grünl.	Acker o.	Acker u.
<i>E. min.</i> x	29,32	28,05	16,92	22,96	22,56
<i>E. min.</i> s	15,24	17,04	18,13	16,19	19,21
<i>A. e.</i> x	20,92	13,33	-	11,92	11,16
<i>A. e.</i> s	15,19	14,04	-	15,3	13,52
<i>E. buch.</i> x	-	-	25,05	20,10	27,32
<i>E. buch.</i> s	-	-	15,73	12,86	16,33
<i>Fr. per.</i> x	36,92	-	27,52	25,26	36,60
<i>Fr. per.</i> s	16,91	-	17,02	14,85	17,60
<i>Fr. gal.</i> x	-	50,00	35,62	35,35	55,50
<i>Fr. gal.</i> s	-	115,35	19,82	17,64	136,16

Abb. 2:

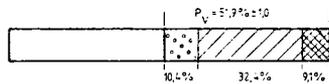


Ap. 0-5cm

1.Messung, ohne E.m.

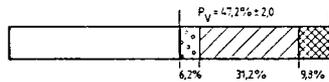


2.Messung, mit E.m.

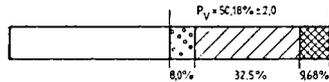


Ap.10-15cm

1.M. o. E.m.

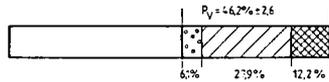


2.M. m. E.m.



Ap.20-25cm

1.M. o. E.m.



2.M. m. E.m.

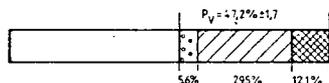
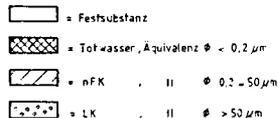


Abb.3: Porenraumverteilung ermittelt aus je 10 ungestörten 100ml Bodenproben für drei Tiefenschichten (0-5cm, 10-15cm, 20-25cm) eines Ackers. 1.Messung ohne, 2.Messung mit 25 Ind.E.minutus besetzt.

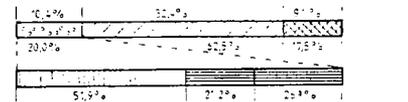


Ap. 0-5cm

1.M.o.E.m.

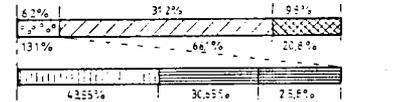


2.M.m.E.m.

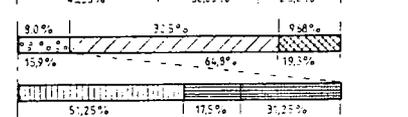


Ap.10-15cm

1.M.o.E.m.

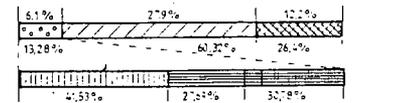


2.M.m.E.m.



Ap.20-25cm

1.M.o.E.m.



2.M.m.E.m.

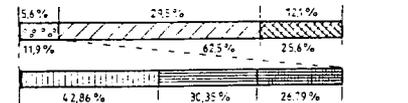
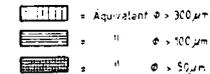


Abb.4: Porenraumverteilung aus Abb.3 bezogen $P_V = 100\%$ und $L_K = 100\%$. L.K.unterteilt in



**Dünnschliffuntersuchungen zur Verarbeitung von
Bodenmaterial im Regenwurmdarm**

von

SCHRADER, ST.*) und H.-J. ALTEMÖLLER**)

1. Einleitung

Endogäische Regenwurmart dominieren auf Acker- und Grünlandflächen (SATCHELL, 1983). Sie haben eine primär geophage Ernährungsweise. Um ihren Energiebedarf aus Mikroorganismen und feinem, totem organischen Material decken zu können, müssen sie viel Bodenmaterial umsetzen. Aus diesen Gründen kommt endogäisch lebenden Arten eine besondere Bedeutung bei der Gefügebildung im Boden zu.

Bei der vorliegenden Untersuchung standen die Mikroflora und Veränderungen der Kornpackung und Körnbinding, Zerteilungs- und Kompaktierungsvorgänge des Bodens während der Darmpassage im Vordergrund. Dazu war es notwendig, den Boden innerhalb und außerhalb des Regenwurmdarmes *in situ* anhand von Dünnschliffen zu untersuchen.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden im Labor mit der heimischen Regenwurmart *Aporrectodea caliginosa* (SAV.) 1826 durchgeführt. Als Versuchsgefäße dienten Planküvetten aus Glas der Größe 9 x 12 cm mit einem Scheibenabstand von 0,5 cm. Sie wurden mit gesiebttem Ap-Material (Fraktion 0,5 - 1,0 mm) aus humosem Pseudogley (LU) gefüllt. Adulte Tiere wurden auf die Bodenoberfläche in die Gefäße gelegt, die bei 12°C in einem dunklen Raum aufgestellt wurden.

Nach achttägiger Grabarbeit wurden die Regenwürmer durch eine zweitägige kontinuierliche CO₂-Begasung der Küvetten in natürlicher Haltung langsam eingeschläfert. Boden und Regenwürmer wurden in den Küvetten mit 2,5 % Glutaraldehyd fixiert, über eine aufsteigende Acetonreihe entwässert und in Kunstharz eingebettet. Anschließend wurden von ausgewählten Bereichen (Darminhalt, abgelegter Kot, unbeeinflusster Boden) Dünnschliffe hergestellt.

*) Zool. Inst. der TU, Pockelsstr. 10a, W-3300 Braunschweig

***) Inst. f. Pflanzenern. u. Bodenkd., FAL, Bundesallee 50, W-3300 Braunschweig

Gefärbt wurde nach verschiedenen Methoden (ALTEMÜLLER, 1989):

- mit Thiazinrot vor der Dehydrierung.
- mit Berberinsulfat und teilweise mit Brillantsulfoflavin am fertigen, ungedeckten Dünnschliff.

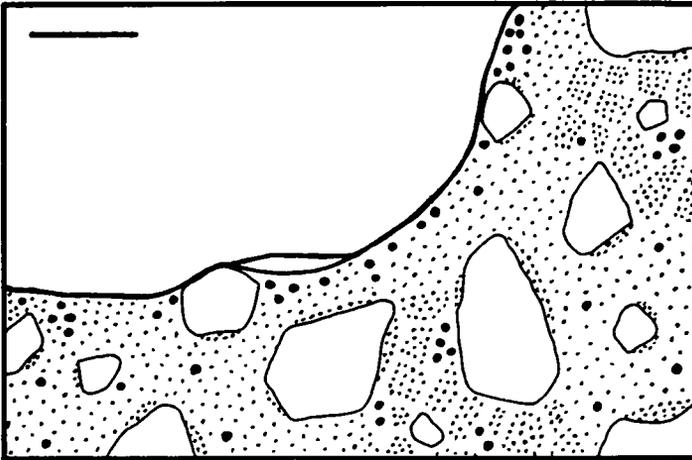
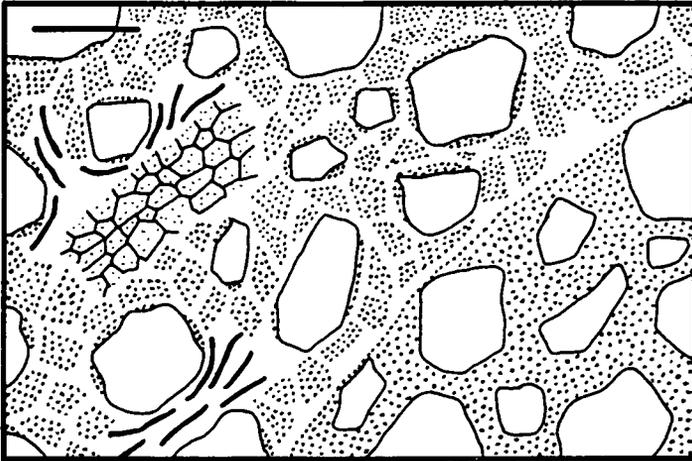
Die Schlifflagen wurden fluoreszenzmikroskopisch im Auflicht untersucht.

3. Ergebnisse und Diskussion

Darminhalt. Der aufgenommene Boden im Darm von *A. caliginosa* wies gegenüber dem Ausgangsboden ein deutlich andersartiges Gefüge auf. Zwischen Mineralkörnern - teilweise mit anhaftendem Tonmaterial - befanden sich tonige Mikroaggregate (ϕ ca. 2 - 6 μ m) in relativ weiträumiger Anordnung (Abb. 1). Diese feinen Aggregate wurden erst nach Anfärbung mit Berberinsulfat deutlich erkennbar. Bei Untersuchung im Hellfeld-Durchlicht erscheint der Darminhalt im Dünnschliff wegen gegenseitiger Überlagerung der Mikroaggregate in Schliffdicken über 10 μ m nahezu homogen dicht.

Ihrer Form nach handelte es sich vor allem um Trümmer aus einem vordem geschlossenen Verband. Der hohe Flüssigkeitsgehalt im Darm, verursacht durch die Produktion intestinaler und mikrobieller Schleime, bewirkte offensichtlich diese offene Anordnung mit im Mikroskop deutlich sichtbaren Zwischenräumen. Daneben kamen allerdings vereinzelt auch größere Aggregate vor, die noch das Gefüge des Ausgangsbodens bewahrt hatten, also im Darm nicht weiter zerteilt worden waren (Abb. 1). Letzteres zeigten auch die Beobachtungen von JOSCHKO und ALTEMÜLLER (1989) an Regenwurmkot von *Lumbricus terrestris*. Aus beiden Ergebnissen kann geschlossen werden, daß alte Kornbindungen im Darm nur z.T. gelöst werden. Aufgrund mechanischer (Darmperistaltik) und chemischer (Enzyme) Verdauungsvorgänge werden größere Aggregate jedoch vorwiegend in stabile, tonige Mikroaggregate mit deutlichen Trümmerformen zerteilt.

Entgegen den Erwartungen wurde nur ein geringer Besatz an Mikroorganismen im Darm festgestellt. Es handelte sich überwiegend um stäbchenförmige Bakterien (Länge: 5 - 15 μ m), selten wurden Kokken gefunden. Erstere waren in kleinen Gruppen angeordnet und befanden sich in der Nähe von organischen Resten (Abb. 1). Im umgebenden Boden wurde eine höhere Dichte an Mikroorganismen als im Darminhalt beobachtet. Hierbei handelte es sich fast ausschließlich um kokkale Formen. Das Ergebnis deutet daraufhin, daß die ursprüngliche Population der Mikroorganismen im Boden verdaut worden ist. Da die stäbchenförmigen Bakterien auch in Schliffen des hinteren Darmabschnitts zu finden waren, können sie eventuell der körpereigenen Darmflora zugeschrieben werden.



Zusammenstellung aus Dünnschliff-Aufnahmen (etwas schematisiert).

Abb. 1

Darminhalt von *A. caliginosa*. Links: Feinzerteilte Tonaggregate im lockeren Verband, dazwischen einige Gruppen stäbchenförmiger Bakterien, Reste pflanzlichen Gewebes und Schluffkörner. Rechts: Unzerstörtes größeres Aggregat mit dichter Packung und toniger Bindung. Maßstab: 20 µm.

Abb. 2

Querschnitt durch die Gangwand von *A. caliginosa*, die aus einem Gemisch von Schleim, Kot und verdichtetem Material des umgebenden Bodens besteht. Sie weist eine häutige Schleimauskleidung auf. Vor allem dort tritt ein dichter Bakterienbesatz (Kokken) im Boden auf. Maßstab: 20 µm.

Losung. Der im Boden ausgeschiedene Regenwurmkot wies eine dichtere Packung auf als vorher im Darm. Dies ist auf einen geringeren Wassergehalt zurückzuführen, da der größte Teil an Verdauungsflüssigkeit im hinteren Darmabschnitt resorbiert wird (BAROIS und LAVELLE, 1986). Der Kot, der im vorliegenden Fall maximal 8 Tage alt war, wies eine sukzessive Neubesiedlung mit kokkalen Mikroorganismen von außen nach innen auf. Im Kotaggregatinneren fanden sich nur vereinzelte Stäbchen, während nach außen hin eine zunehmende Dichte an Kokken zu beobachten war. Im Falle von *L. terrestris* fanden JOSCHKO und ALTEMÖLLER (1989) im Kot generell eine erhöhte Bakterien-Population. Da sich *L. terrestris* im Gegensatz zu *A. caliginosa* auf detritivore Weise ernährt, bleibt zu prüfen, ob dort auch schon der Darminhalt mit Bakterien angereichert ist. Die Besiedlung der Losung von *A. caliginosa* erfolgte möglicherweise aufgrund der Attraktivität restlicher intestinaler Schleimstoffe darin.

Gangwand. Ein weiteres auffälliges Merkmal war das gehäufte Auftreten von kokkalen Mikroorganismen in der Gangwand, die innen mit einer stark fluoreszierenden Schleimhülle ausgekleidet war (Abb. 2). Dieser Schleim war jedoch epidermalen Ursprungs.

4. Schlußfolgerungen

- Bei *A. caliginosa* wird der aufgenommene Boden während der Verdauung im Darm zerteilt. Besonders charakteristisch sind tonige Trümmeraggregate.
- Die im Boden enthaltenen Mikroorganismen werden mit Hilfe von Enzymen und einer körpereigenen Darmflora (stäbchenförmige Bakterien) verdaut. Ihre Population im Darm ist gering.
- Der ausgeschiedene Kot wird sekundär von Boden-Mikroorganismen besiedelt.
- Die Gangwand, die mit einer Schleimhülle ausgekleidet ist, weist eine dichte, kokkale Mikroorganismen-Population auf.

5. Literatur

- ALTEMÖLLER, H.-J. (1989): Zur fluoreszenzmikroskopischen Darstellung biologischer Objekte in Boden-Dünnschliffen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59, 517-522.
- BAROIS, I. & LAVELLE, P. (1986): Changes in respiration rate and some physicochemical properties of a tropical soil during transit through *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae, Oligochaeta). *Soil Biol. Biochem.* 18, 539-541.
- JOSCHKO, M. & ALTEMÖLLER, H.-J. (1989): Dünnschliff-Untersuchungen an Regenwurm-Losung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59, 589-592.
- SATCHELL, J.E. (Ed.) (1983): *Earthworm Ecology*. Chapman & Hall, London.

Die Arbeit wurde von der DFG innerhalb des Schwerpunktprogramms "Genese und Funktion des Bodengefüges" (La 226/8-1 u.2) gefördert.

Zusammenfassung der Abschlußdiskussion
"Ergebnisse und Entwicklungstendenzen der Bodenzologie".

von

WOLFRAM DUNGER

Staatliches Museum für Naturkunde

Am Museum 1, O-8900 Görlitz

Die Tagung war als erstes Treffen der Bodenzologen aus den alten und neuen Bundesländern Deutschlands, aus Österreich und der Schweiz konzipiert. Aus der Schweiz kamen leider keine Teilnehmer. Im übrigen erfüllte die Tagung die Erwartungen zur Bildung von Arbeitskontakten in einer sachlich, geistig und musisch sehr förderlichen Atmosphäre. Die Teilnehmerinnen und Teilnehmer diskutierten in Vorträgen und Postern ökologische Grundlagen der Bodenzologie und spezielle Probleme der Beziehungen zwischen Bodenfauna und Stoffumsatz, Bodenbelastung und Bodenstruktur. Eine Abschlußdiskussion war den künftigen Aufgaben und Arbeitsschwerpunkten der Bodenzologie und damit gleichzeitig dem Selbstverständnis der Bodenzologen gewidmet.

Aus der Sicht des Zoologen wird Bodenzologie (Pedozologie) als Fokussierung zoologischen Wissens auf den Boden als Naturkörper, als Lebensraum und als Ort von Umsetzungsprozessen betrieben. Von der Seite des Bodenkundlers wird von der Bodenzologie im Sinne einer Zoopedologie die Mitbeantwortung von Fragen nach dem (Mikro-) Gefüge und der Genese von Böden, der Dynmaik organischer und anorganischer Stoffe sowie der Störung und Belastung des Bodenkörpers aus zoologischer Sicht erwartet. Selten kann eine zoologische Arbeit den Ansprüchen beider Seiten gleichzeitig und gleich gut gerecht werden. In der Diskussion um die Positionsbestimmung der Bodenzologie herrschte Einmütigkeit darüber, daß nicht eine zoologische Disziplin wie Taxonomie, Systematik, Spezielle Zoologie, Morphologie, Ökologie, Ökophysiologie, Populationsgenetik etc., sondern der Boden als Ort des Geschehens die Bündelung der Interessen bewirkt. Ein Optimum der Einnischung der Bodenzologie ist deshalb auch im deutschsprachigen Raum, wie international bereits vorgezeichnet, im Rahmen der Kommission III (Bodenbiologie) der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft gegeben.

Die Problematik der Bodenzologie wird zweifellos primär von zoologischen Kriterien bestimmt. Die Taxa der Bodenfauna wurden in der nachlinnéischen Arteninventarisierung der Welt derart vernachlässigt, daß noch heute die Bodenfauna von den Bodenprotozoen über die Nematelminthen bis zu den vielfältigen Arthropoden des Bodens ein

taxonomisches Notstandsgebiet ist. Die weltweit viel zu wenigen Spezialisten bodenbewohnender Tiergruppen werden noch viele Jahrzehnte benötigen, um über die Erfassung der Mannigfaltigkeit und taxonomische Analysen und Synthesen zu einem gültigen Bild auf dem Niveau der Biospecies zu gelangen. Nur dies aber kann Basis einer Interpretation des ökologischen Verhaltens und damit des Indikationswertes von Taxa der Bodenfauna sein. Die Diskussion machte Zweifel an der Möglichkeit deutlich, daß unser gegenwärtiges Wissen bereits eine generell ausreichende Grundlage für praktisch wertvolle Beurteilungen ("Umweltgutachten") auf bodenzoologischer Basis ist. Die Anwendung allgemeiner ökologischer und vergleichender Deskriptoren in mathematischer Form (Berechnung von Diversitäts-, Ähnlichkeits- etc. Indices) setzt eine sichere Beherrschung der Artengarnitur der untersuchten Einheiten voraus. Weder diese noch die sich hierauf aufbauende Differenzierung in Ökotypen, Verhaltensgruppen oder Lebensformtypen kann die Bodenzoologie heute als abgeklärtes Grundlagenwissen einbringen. Das Fazit dieser Betrachtungsrichtung unterstreicht den Ruf nach einem (bereits mit den heute bekannten Mitteln durchaus möglichen) Erkenntniszuwachs in der Speziellen Zoologie der Bodenfauna. Da dieses Gebiet aus Gründen des mikroskopischen Aufwandes für die anderweit recht wirkungsvolle Hobbyforschung (Ornithologie u.a.) weder heute noch künftig ein Wirkungsfeld sein kann, ist geplantes und finanziertes Arbeiten von Spezialisten besonders in wissenschaftlichen Museen und Instituten der einzige Lösungsweg für die Zukunft.

Aus der Sicht der Bodenkunde stehen die zoogene Basis des Ab- und Umbaus der organischen Substanz und die Leistung der Tiere für den Gefügestand des Bodens im Vordergrund. Hier kann der Beitrag der Bodenzoologie insofern konkreter als derjenige der Bodenmikrobiologie sein, als in Modelle der Dekomposition die "Mikroben" nur wenig differenziert als black box eingehen, die für bestimmte Prozesse prävalenten Bodentierarten aber auf Art- oder Gattungsniveau benannt werden können. Auch bestimmte Aspekte der Beeinflussung des Bodengefüges durch Tiere sind aktuell ein Thema, das der Direktuntersuchung zunehmend besser zugänglich ist. Hier lassen neuere Untersuchungen schon in nächster Zeit gute Ergebnisse aus der engagierten Zusammenarbeit zwischen Bodenzoologen und Bodenmikromorphologen erwarten.

Problematischer sahen die Teilnehmer der Diskussion die synökologische Bearbeitung der Bodenfauna. Das Studium möglichst einfacher Systeme, wie die Bodenneubildung auf Halden oder die naturgegebene Bodenentwicklung auf Dünen, bietet sich zur Konzeption von Modellvorstellungen an. Die Unmöglichkeit, die Bodenfauna als Gesamtzoozönose mit allen Mitgliedern von den Protozoen bis zum Maulwurf zu erfassen, wird auch künftig die Grenzen der synökologischen Arbeit der Bodenzoologie markieren. Hieraus ist auch die Problematik der Nutzung der Bodenfauna als Bioindikator ableitbar. Abhängig von den spezifischen Erfahrungen und dem möglichen Arbeitsvolumen der Bearbeiter, stehen stets nur Ausschnitte der Bodenfauna als Bewertungsmaßstab zur Verfügung.

Hinzu kommt die bereits angesprochene Unvollkommenheit in der Kenntnis der biologischen Arten und deren ökologischer Potenz als Basis der Indikation. Überlagert werden diese Fragen durch die Unsicherheit, die jeden Versuch einer Beschreibung "typischer" Vergesellschaftungen von Bodentierarten, also von Boden-Zoozöosen, für konkrete Böden (Bodenarten, Bodentypen etc.) und Bodenzustände (Bodennutzungsformen) bis heute belastet. Ein Teil dieser Schwierigkeiten könnte durch einen vermehrten Ansatz von Langzeitbeobachtungen an gut ausgewählten Bodensystemen behoben werden, die über die langfristig witterungsbedingte oder kurzfristig anthropogen ausgelöste Varianz der Tierbesiedlung Auskunft geben könnten. Ein anderer Teil dieses Problems liegt in der Klärung des zu erwartenden Verknüpfungsgrades zwischen der (aktuell vorhandenen) Bodenfauna und den Bodencharakteristika, insbesondere solchen, die den (historischen) Entwicklungsprozeß eines Bodens widerspiegeln.

Als Resümee der Arbeitsberatung kann die Aufforderung gelten, sowohl auf zoologischem als auch auf bodenkundlichem Gebiet die Grundlagenforschung mit modernen Mitteln weiterzutreiben, um vor einem deutlich verbesserten wissenschaftlichen Hintergrund die heute noch zu vage postulierten Vorstellungen von der Rolle der Bodenfauna für Struktur und Stoffdynamik von Böden und deren Beeinflußbarkeit besser verstehen, erweitern und praktisch handhabbar machen zu können.

Referate und Posterbeiträge

Sitzung der Kommissionen III und IV

**EINFLUSS VON KLIMAVERÄNDERUNGEN
AUF BÖDEN UND BODENPROZESSE**

am 19. und 20. November 1992

in

BRUNSCHWEIG

Einführung: Wechselseitige Beeinflussung von Klima und Boden: Probleme - Bereiche - Prozesse

von
D. Sauerbeck ⁺)

Einleitung

Anläßlich der DBG-Tagung 1991 in Bayreuth wurde vom Autor erstmals über die "Möglichen Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Bodenfruchtbarkeit" referiert (SAUERBECK u. HAIDER, 1991). Diese Ausführungen waren der Anlaß, im November 1992 den "Einfluß von Klimaveränderungen auf Böden und Bodenprozesse" in einem gemeinsamen Kolloquium der Kommissionen III und IV ausführlicher zu erörtern. Das Programm gliederte sich in die Themengruppen:

- Böden als Quellen und Senken klimawirksamer Spurengase
- Humushaushalt und mikrobielle Prozesse
- Nährstoff- und Schadstoffumsetzungen
- Bodenphysik und Wasserhaushalt
- Bodenbeobachtung und Bodeninformation
- Forschungsprogramme und -aktivitäten.

Die hierzu geleisteten Beiträge sind nachstehend in der genannten Reihenfolge der Oberthemen abgedruckt. Die folgenden Aussagen dienen der Einführung in die Problematik der Klimaveränderungen, und zwar einerseits ihren möglichen Einflüssen auf Böden und Bodenprozesse, andererseits den Effekten der landwirtschaftlichen Bodennutzung auf die Emission klimawirksamer Spurengase.

Klima, Bodenbildung und Bodeneigenschaften

Daß Bodenbildung und -entwicklung mit dem jeweils herrschenden Klima auf das Engste zusammenhängen, ist jedem Fachmann hinreichend vertraut. Bekanntlich ist jeder Boden das Resultat der wechselseitigen Durchdringung von Atmo-, Hydro-, Bio- und Lithosphäre in der die Erdoberfläche bildenden Pedosphäre. Die heutigen Böden Mittel- und Nordeuropas sind in ihrer überwiegenden Mehrzahl erst nach der letzten Eiszeit im Laufe von ungefähr 10 000 Jahren als Folge der seitherigen Erwärmung des Klimas um durchschnittlich etwa 5 °C entstanden.

Die Zeiträume, innerhalb derer sich wichtige Bodeneigenschaften und -prozesse unter dem Einfluß von Klima und Witterung verändern, sind in der Tabelle 1 dargestellt (ARNOLD et al., 1990). Wenn nunmehr, wie von den Klimatologen (IPCC, 1990) vorausgesagt, als Folge der anthropogenen Emission Infrarot-absorbierender Spurengase die Durchschnittstemperatur schon während der kommenden 100 Jahren um rund 3 °C ansteigen sollte (IPCC, 1990), so kann diese vergleichsweise sehr rasche Änderung nicht ohne schwerwiegende Folgen für den Boden bleiben (BOUWMAN, 1990, SAUERBECK und HAIDER 1991).

Klimawirksame Spurengase

Die wichtigsten klimawirksamen Spurengase, ihre derzeitigen Konzentrationen, ihr spezifisches Treibhauspotentiale und ihr Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt sind in der Tabelle 2 zusammengestellt (IPCC, 1990, 1992; ENQUETE-KOMMISSION, 1990). Wie zu erkennen, spielt das, dem hohen Verbrauch an fossilen Energieträgern entstammende, CO₂ beim "Treibhauseffekt" eine Schlüsselrolle. Nicht unbedeutend ist aber auch der Beitrag von CH₄ und N₂O. In diesem Zusammenhang ist nicht von der Hand zu weisen, daß alle drei Spurengase unter anderem auch aus bzw. in landbaulich bzw. forstlich genutzten Böden entstehen. Angesichts der von der UNCED-Konferenz (1992) bestätigten Notwendigkeit, die

⁺) Bonhoefferweg 6, D-3300 Braunschweig; vormals Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

Tabelle 1: Zeiträume, innerhalb derer sich wichtige Bodeneigenschaften und -prozesse verändern (nach ARNOLD et al., 1990)

Zeiträume	Eigenschaften/Prozesse
10 ⁻³ - 10 ⁰ a	Bodentemperatur Bodenfeuchte Lösungstransporte Biologische Aktivität
10 ¹ - 10 ² a	Versauerung Alkalinisierung Salinität Permafrost Vergleyung Streuumsatz Strukturstabilität
10 ² - 10 ³ a	Dauerhumusgehalt C/N-Verhältnis Carbonatakkumulation Kationenaustauschkapazität Fe-, Al- u. Tonverlagerung
10 ³ - 10 ⁴ a	Bodentypveränderung

anthropogenen Spurengas-Emissionen drastisch zu verringern, ist eine diesbezügliche Bestandsaufnahme auch für die Land- und Forstwirtschaft unumgänglich geworden.

Tabelle 2: Klimawirksame Spurengase, derzeitige Konzentrationen, spezifisches Treibhauspotential und Beitrag zum zusätzlichen Treibhauseffekt (nach IPCC, 1990; ENQUETE-KOMMISSION 1990)

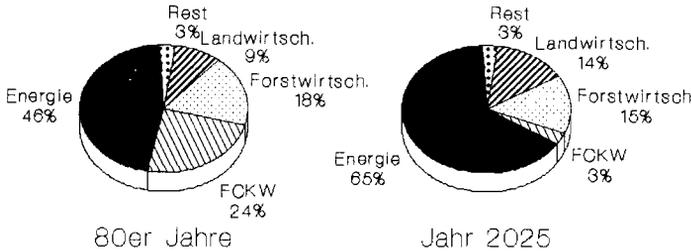
Gas-Art	Gesamtkonzentration in der Atmosphäre	Jährl Anstieg in % der vorh. Menge	Relatives-Treibhauspotential*)	% Beitrag z. zusätzl. Tr-Effekt
CO ₂	355 ppm	0,5 %	1	ca. 50 %
CH ₄	1,72 ppm	1,1 %	21	ca. 19 %
N ₂ O	0,32 ppm	0,25 %	270	ca. 5 %
O ₃	0,02 ppm	0,5 %	2000	ca. 7 %
FCKW-11	0,28 ppb	4-5 %	12400	ca. 5 %
FCKW-12	0,48 ppb	4-5 %	15800	ca. 12 %
stratosph. H ₂ O				ca. 2 %

*) berechnet für einen Zeitraum von 100 Jahren

Beiträge der Landwirtschaft zur Spurengasemission

Nach Schätzungen des IPCC (1990) wären den Spurengasemissionen aus der Landwirtschaft derzeit ca. 9 %, bzw. denjenigen aus der Forstwirtschaft ungefähr 18 % des zu befürchtenden Treibhauseffektes zuzuschreiben (Abbildung 1). Wegen des zusätzlichen Nahrungsbedarfes als Folge der Bevölkerungsexplosion in den Entwicklungsländern, sowie der damit verbundenen Landnutzungsänderungen (Tropenwaldrodung) ist für die Zukunft mit einem noch stärkeren Anstieg dieses Anteils zu rechnen.

Abbildung 1: Prozentualer Beitrag verschiedener Quellen zum anthropogenen Treibhauseffekt (nach IPCC, 1990)



Jüngere Aussagen (z. B. ISERMANN, 1993) schreiben der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft unter Berücksichtigung all ihrer unmittelbaren und mittelbaren Spurengasemissionen sogar einen Gesamtanteil von ca. 39 % am anthropogenen Treibhauseffekt zu (Tabelle 3).

Tabelle 3: Anteile der Landwirtschaft an der Emission direkt oder indirekt klimarelevanter Spurengase und an dem hierdurch verursachten Treibhauseffekt (nach Angaben v. ISERMANN, 1993)

Spuren- gas	Landw.- Emiss. 10 ⁶ t/a	Anteil an * der Gesamt- emission	Anteil an der anthrop. Emission	Anteil am anthropog. Treibh. Eff.
NH ₃	57	90 %	>95 %	-
N ₂ O	8.5	37 %	81 %	6 %
NO _x	36	22 %	35 %	4 %
CH ₄	245	42 %	70 %	12 %
CO	775	32 %	52 %	4 %
CO ₂	5505	< 1 %	21 %	13 %
Gesamtes Treibhauspotential in *) CO ₂ -Äquivalenten = 41 602 x 10 ⁶ t/a				39 %
*) Anteil Landwirtschaft 16 109 x 10 ⁶ t CO ₂ -Äq. Anteil foss. Energie 25 493 x 10 ⁶ t CO ₂ -Äq.				

Was die anthropogenen Emissionen an CO₂ betrifft, so beträgt der direkte und indirekte Bedarf der Landwirtschaft an fossiler Energie im Vergleich zu den übrigen Lebens- und Wirtschaftsbereichen in den entwickelten Ländern zwar nur ungefähr 3 % (SAUERBECK u. BRUNNERT, 1990). Betrachtet man jedoch die Folgen der weltweiten Landnutzungsänderungen, so ist nach Tabelle 4 die Land- und Forstwirtschaft doch immerhin zu rund einem Fünftel beteiligt (IPCC, 1992).

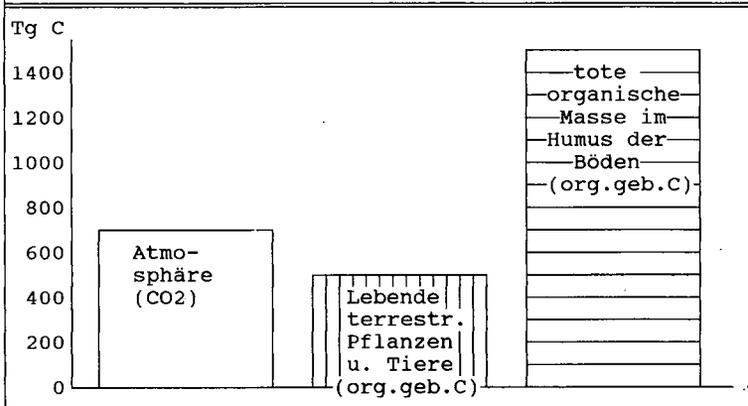
Da der Humus der Böden weltweit mehr als dreimal so viel Kohlenstoff als die gesamte Biomasse und etwa doppelt so viel wie die Luft enthält (Abbildung 2), ist leicht zu ermessen, welche große Rolle in diesem Zusammenhang der Kohlenstoffhaushalt der Böden spielt. Ein beträchtlicher Teil der CO₂-Emissionen im Gefolge veränderter Landnutzung stammt nämlich aus den damit verbundenen Humusverlusten (Tabelle 5).

Tabelle 4: Weltweite anthropogene CO₂-Emissionen und deren Herkünfte - Angaben in Gigatonnen / a (IPCC-Update, 1992)

Herkunft und Mengen	Anteil in %
Fossile Energieträger 6,0 + 0,5	79
Landnutzungsänderungen 1,6 + 1,0	21
Summe 7,6	100

Böden können jedoch nicht nur bei veränderter Nutzung ihren Humusgehalt ändern und hierdurch vorübergehend zu CO₂-Quellen werden. Falls es zu einer globalen Erwärmung käme, würden auch alle biochemischen Umsetzungsprozesse im Boden beschleunigt und der Humusabbau entsprechend verstärkt. Dies würde zwar lediglich zu einem geringeren Gleichgewichtsniveau an im Boden gespeicherten Humus führen. Insgesamt aber könnte nach JENKINSON et al. (1991) auf diesem Weg eine CO₂-Menge frei werden, die etwa dem 10-fachen der derzeitigen jährlichen Emission aus fossilen Energieträgern entspräche.

Abbildung 2: Kohlenstoffgehalte in der Atmosphäre und in terrestrischen organischen Bindungsformen (SAUERBECK, 1993; nach PHILLIPS et al., 1990)



Freilich sind alle diese Annahmen zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch sehr spekulativ, weil noch nicht abzusehen ist, ob nicht der temperaturbedingt beschleunigte Humusabbau durch eine CO₂-bedingt stärkere Photosynthese der Pflanzen und einem entsprechend vermehrten Eintrag von Pflanzenrückständen in die Böden kompensiert werden wird (JENKINSON et al., 1991). Daß aber der mögliche Einfluß von Klimaveränderungen auf den Humushaushalt - und damit natürlich auch auf zahlreiche Bodeneigenschaften und auf deren Nährstoffhaushalt, ein äußerst wichtiger Forschungsgegenstand wäre, steht außer Frage.

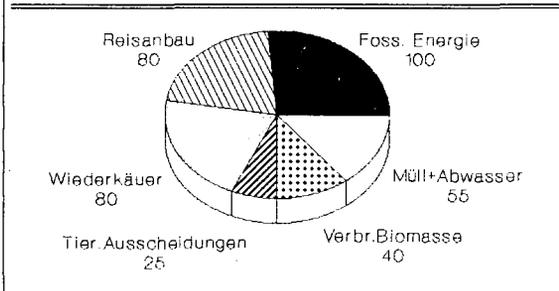
Bei dem Spurengas CH₄ ist der Beitrag der Landwirtschaft zur Gesamtemission nach den vorliegendem Schätzungen (IPCC, 1990, 1992) noch ganz erheblich höher. Die anteiligen Herkünfte sind größenordnungsmäßig aus der Abbildung 3 zu ersehen. In ausreichend durchlüfteten Böden entsteht jedoch im Regelfall kein Methan. Aus bodenkundlicher Sicht ist daher nur die beträchtliche CH₄-Bildung beim Sumpfreis-Anbau interessant (IPCC, 1990, 1992). Da dieser in Europa keine Rolle spielt, wird hierauf im vorliegenden Beitrag nicht näher eingegangen.

Tabelle 5: Durchschnittliche Humusverluste verschiedener Böden nach Überführung in ackerbauliche Nutzung (nach SCHLESINGER, 1986)

Ökosystem	% Verlust	Bereich	Zahl d.Unters.
tropische Wälder	21 %	2 - 69 %	19
tropische Savannen	46 %		1
nicht trop. Wälder	34 %	3 - 56 %	5
nicht trop. Grünland	29 %	3 - 48 %	24

Unbedingt hinzuweisen ist hier jedoch auf das sich neuerdings abzeichnende Phänomen, daß die Fähigkeit terrestrischer Böden zum Abbau von Methan als Folge der heutigen, im Rahmen ihrer Bewirtschaftung erfolgenden (oder auch unbeabsichtigten) Einträge von Stickstoff beträchtlich eingeschränkt werden kann (MOISIER, 1993; HUETSCH, 1993). Wenn diese Senkenfunktion land- und forstwirtschaftlicher Böden für CH₄ als Folge verstärkter Düngung tatsächlich beeinträchtigt würde, so hätte dies für den globalen Methanhaushalt sehr beträchtliche Konsequenzen.

Abbildung 3: Anthropogene Methanquellen - Angaben in Tg/a - (IPCC-Update, 1992)



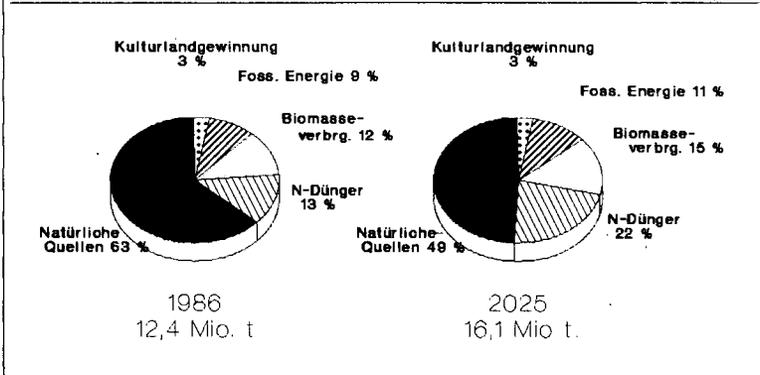
Auch bei den anthropogenen N₂O-Emissionen steht die Landwirtschaft als Verursacher sehr stark im Vordergrund. Der vergleichsweise geringe Anteil von geschätzten 13 bzw. 22 % an den Gesamtemissionen in der **Abbildung 4** täuscht insofern, als es bei der Problematik des Treibhauseffektes ja nicht um die seit jeher im Naturkreislauf vorhandenen und als solche im globalen Gleichgewicht befindlichen, sondern um die zusätzlich aus menschlichen Aktivitäten herrührenden N₂O-Emissionen geht. Von diesem anthropogenen Anteil aber wäre nach den Angaben in **Abbildung 4** schon bislang mindestens ein Drittel der Denitrifikation von N-Düngern zuzuschreiben.

Was dabei aber noch nicht genügend berücksichtigt wurde, ist der Umstand, daß aller vom Menschen zusätzlich gebundene und in den Naturkreislauf gebrachte gebundene Stickstoff, gleichgültig ob als Mineraldünger oder durch Leguminosen, letztendlich irgendwo auf der Erde wieder denitrifiziert wird (SAUERBECK 1992, 1993). Der dabei in Form von N₂O entweichende Anteil ist zwar je nach den herrschenden Umständen sehr verschieden, was eine globale Quantifizierung außerordentlich schwierig macht. Dennoch muß man zur Kenntnis nehmen, daß es praktisch keine Denitrifikation (aber auch keine Nitrifikation) ganz ohne N₂O-Bildung gibt.

BOUWMAN (1990, 1991) unterstellt für diese zusätzliche N₂O-Bildung (also keineswegs nur den in den gedüngten Böden unmittelbar entstandenen Teil!) ungefähr 3,2 % der in der Landwirtschaft eingesetzten N-Menge. HAIDER und HEINEMEYER (1990) und SAUER-

BECK (1992) haben darauf hingewiesen, daß ein derartiger Anteil von 2-3 % bei dem derzeitigen Einsatz von Mineraldüngern und Leguminosen im Landbau bereits genügen weitgehend würde, um den Anstieg der N_2O -Konzentration in der Atmosphäre von ungefähr 3 - 4,5 Tg/a zu erklären.

Abbildung 4: Vom IPCC (1990) geschätzte N_2O -Emissionen und deren anteilige Herkunft aus verschiedenen Quellen - Angaben in Tg/a -



ISERMANN (1993) führte diese Überlegungen fort und kam dabei zu dem Schluß, daß die Landwirtschaft aufgrund der damit verbundenen N-Einträge und deren letztendlicher Rückkehr nach Denitrifikation in die Atmosphäre bis zu vier Fünfteln der anthropogenen N_2O -Emissionen zur Folge haben dürfte (s. Tabelle 3). SAUERBECK (1993) hat aus Angaben von BOUWMAN (1990, 1991) die Abbildung 5 entwickelt, wonach die Entwicklungsländer insgesamt bereits heute annähernd gleich viel Mineraldüngerstickstoff verbrauchen wie die anderen Länder, in Zukunft aber vermutlich noch wesentlich mehr davon werden einsetzen müssen. Entsprechende Folgen hätte dies dann auch für die N_2O -Emission.

Abbildung 5: Geschätzte weltweite N_2O -Emissionen als Folge der Mineraldüngung (SAUERBECK, 1992; 1993) - "Ref."= bei Einfg. v. Vermind.- u. Vermeid.-Strateg. -

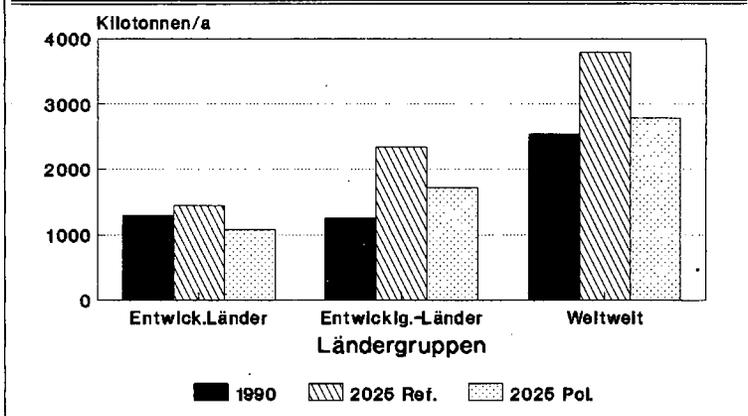


Tabelle 6: Möglichkeiten, die Landbewirtschaftungsbedingten Treibhausgasemissionen unmittelbar oder mittelbar zu reduzieren (SAUERBECK 1993, nach ISERMANN 1993)

x= vorh. xx= beträchtl. xxx= sehr betr.	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
<u>1. Tierernährung u. -haltung</u>			
- Verminderung des Futtereisweißes	x		xx
- Verbessere Futterqualität	x	xx	x
- Produktionssteigernde Futterzusätze	x	xx	xx
- Leistungssteigerung durch Züchtung	x	x	x
<u>2. Ende der Brandrodung u. Nutzungsändg.</u>	xxx	xx	xx
<u>3. Düngung (Art, Menge u. Applikation)</u>			
- Minderung der Nährstoffüberschüsse	x		xx
- Nährstoffzufuhren entspr. -entzug	x		xx
- Verbesserte Applikationstechniken	x		xx
- Berücksichtigung der Bodenvorräte	x		xx
<u>4. Minderung d. Nährstoffverluste</u>			
- durch Auswaschung			xx
- durch Erosion			x
- durch Entgasung		xx	xx
<u>5. Betriebsorganisator. Maßnahmen</u>			
- Integrat. v. Ackerbau u. Viehhaltung	xx	x	xx
- Berücksicht. d. Nährst. im Stallung	x		xx
- Weitestmögl. Nährstofffreyklierung			xx
<u>6. Prod. CO₂-neutraler Rohstoffe</u>			
- Energiepflanzen	x		
- Industriepflanzen	x		
<u>7. Bedarforient. menschl. Ernährung</u>			
- Viel weniger Protein	x	xx	xx
- Weniger Kohlenhydrate	x		x
- Weniger Fett	x	x	x

Verminderungs- und Vermeidungsstrategien

Die **Abbildung 5** zeigt aber auch, daß man durch sparsameren und technisch verbesserten Umgang mit Stickstoffdüngern den künftigen Anstieg der N₂O-Emissionen nicht unbeträchtlich vermindern könnte. Ähnliches gilt, wie die **Tabelle 6** resümiert, auch für die anderen, als Folge der Landbewirtschaftung entstehenden Spurengase. Die verschiedenen Forschungszweige der Bodenkunde werden das Ihre dazu beitragen müssen, diese komplexe Problematik und Aufgabe zu lösen. Der Zwang, nach möglichen Lösungen zu suchen und Konsequenzen zu ziehen, geht aber insgesamt weit über die Agrarwissenschaften im engeren Sinne hinaus.

Tabelle 7: Von Klimabedingungen abhängige Umsetzungsprozesse in Böden (nach ARNOLD et. al. 1990)

Lösung	<->	Fällung
Adsorption	<->	Desorption
Oxidation	<->	Reduktion
Versauerung	<->	Alkalisierung
Verwitterung	<->	Mineralneubildung
Humusabbau	<->	Humusaufbau
Aggregation	<->	Segregation
Mobilisierung	<->	Immobilisierung

Einfluß von Klimaänderungen auf Bodenprozesse

Nachdem einleitend anhand der Tabelle 1 Beispiele für den Einfluß des Klimas auf Bodenbildung und Bodeneigenschaften gegeben wurden, werden in der Tabelle 7 abschließend einige besonders klimaabhängige Umsetzungsprozesse im Boden genannt. Auf einige hiervon wird in den nachfolgenden Beiträgen eingegangen. Es bleibt aber zur Lösung der Frage nach den Auswirkungen des Treibhauseffekts auf die Böden mit Sicherheit noch eine ganze Menge zu tun.

Literatur (aus Platzmangel wurden hier nur einige weiterführende Zitate genannt)

- ARNOLD, R. W., SZABOLCS I. u. TARGULIAN, V. O. (Hrsg.) (1990): Global Soil Change. Int. Inst. for Appl. Syst. Anal., Laxenburg, Austria.
- BOUWMAN, A. F. (Hrsg.) (1990): Soils and the Greenhouse Effect. Wiley, Chichester.
- BOUWMAN, A. F., VAN DEN BORN, G. J. u. SWART, R. J. (1991): Land use related sources of CH₄ and N₂O - Current global emissions and projections for the period 1990 - 2025 and onwards. Bericht an die Enquete Kommission des Deutschen Bundestages "Maßnahmen zum Schutz der Erdatmosphäre", Bonn, November 1991.
- BOUWMAN, A. F., FUNG, I., MATTHEWS, E. u. JOHN, J. (1991): Global analysis of nitrous oxide emissions from natural ecosystems. Global Biochemical Cycles (im Druck).
- ENQUETE KOMMISSION "Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" (1990): Schutz der Erde - Empfehlungen für eine neue Energiepolitik, Bd. I+II. BT-Drucksache 11/8030.
- HAIDER, K. und HEINEMEYER, O. (1990): Entstehung klimarelevanter Spurengase als Folge der Landwirtschaft. 3. Distickstoffoxid. In: SAUERBECK, D. u. BRUNNERT, H. (Hrsg.): Klimaveränderungen und Landwirtschaft, Landbauforsch. Völknerode, Sh 117, 47-50.
- HUETSCH, B. (1993): Methanoxidation in landwirtschaftlich genutzten Böden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. (dieser Band).
- IPCC-Intergovernmental Panel on Climate Change (1990, 1992): Climate Change: 1990 IPCC First Assessment Report, Overview and Policymaker Summary; 1992 IPCC Supplement. Working Group I: Scientific Assessment of Climate Change; Working Group II: Potential Impacts of Climate Change; Working Group III: Formulation of Response Strategies. WMO/UNEP, Genf.
- ISERMANN, K. (1993): Anteile der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurengase - Ursachenorientierte und hinreichende Lösungsansätze. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. (dieser Band).
- JENKINSON, D. S., ADAMS, D. E. u. WILD, A. (1991): Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming. Nature 351, 304-306.
- MOISIER, A. (1993): Influence of land use and management on methane consumption in a shortgrass steppe soil. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. (dieser Band).
- PHILLIPS, D. E., Wild, A. u. JENKINSON, D. S. (1990): The soil's contribution to global warming. Geographical Magazine, April 1990, 36-38.
- SAUERBECK, D. (1992): Landwirtschaft und Treibhauseffekt. In: Verbindungsstelle Landwirtschaft-Industrie (Hrsg.): Produktionsfaktor Umwelt - Klima/Luft. etv Landwirtschaftsverlag, Düsseldorf, FRG.
- SAUERBECK, D. (1992): Landwirtschaft als "Ozonkiller"? Sachstand und Zusammenhänge. Ernährungsdienst (31): S.12.
- SAUERBECK, D. (1992): Temperate agricultural cropping systems. In: IPCC Supplement 1992: Supporting Materials. WG III Subgroup Agriculture and Forestry, WMO/UNEP, Genf (im Druck).
- SAUERBECK, D. (1993): Herkunft und Strategien zur Verminderung der Emission von klimarelevanten Spurengasen: Bereich Land- und Forstwirtschaft. IWW-Kongreßband, Mühlheimer Wassertechn. Seminar. Dez. 1992 (im Druck)
- SAUERBECK, D., and H. BRUNNERT (Hrsg.) (1990): Klimaveränderungen und Landwirtschaft. Landbauforschung Völknerode, Sonderh. 117, 1-75. Mit Beiträgen von H.-J. Ahlgrimm, H. Brunnert, D. Gaedeken, K. Haider, O. Heinemeyer, D. Rath and F. Schoedder. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig.
- SAUERBECK, D. u. HAIDER, K. (1991): Mögliche Einflüsse von Klimaveränderungen auf die Bodenfruchtbarkeit. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 66, 713-718.
- SCHLESINGER, W. H. (1986): Changes in soil carbon storage and associated properties with disturbance and recovery. In: TRABALKA, J.R. u. REICHLER, D.E. (Hrsg.): The Changing Carbon Cycle. A global analysis. Springer, New York, Berlin, 194-200.

State of Knowledge about Nitrous Oxide
Emissions from Agricultural Fields

by

A. R. Mosier¹

Introduction: Emissions of N_2O from the biosphere into the atmosphere are derived primarily (about 90 %, from the soil (Bouwman, 1990; Houghton et al., 1992). It seems reasonable to assume then that changes in N cycling in soil systems have directed the increases in atmospheric N_2O during the past century and will dictate future changes in atmospheric N_2O . What external factors have perturbed "normal" soil N cycling and thus affect N_2O emissions? Land use conversion has been a primary factor in the past (Hammond, 1990). Conversion of forests and grasslands to croplands accelerated C and N cycling and increased N_2O emissions from the soil. Land use conversion, globally is of importance now only in tropical areas. Most of the conversion of forests and grasslands in the northern hemisphere occurred 50 to 200 years ago (Houghton and Skole, 1990). Global change may impart changes in soil temperature and moisture which will directly influence N cycling. A direct effect, and one that can be quantified, is the increase in N input into soil systems. This increase in N input is derived from atmospheric deposition, which ranges from about $0.5 \text{ g N m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ in the central U.S. to $6 \text{ g N m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ in western Europe (Andraea and Schimel, 1989), N fertilization with mineral N sources or animal manures and biological N fixation. Nitrogen fertilizer use is increasing at the rate of about $1.3\% \text{ y}^{-1}$ in developed countries and $4.1\% \text{ y}^{-1}$ in developing countries (OECD/OCDE, 1991).

During the last few years, since the renewed interest on climate change and the role of radiatively active trace gases, little new information concerning emissions of N_2O from agricultural fields has been published. From research during the past several decades, an understanding of how N_2O is produced, factors that control this production, source/ sink relationships, and gas movement process has evolved. Even with this large amount of knowledge we are not yet able to reliably predict exactly what happens to a unit of N that is applied or deposited on a specific agricultural field. Studies of emissions of N_2O from agricultural systems show highly variable results in both time and space, from "similar" systems. It is the complex interaction in the physical and biological processes involved that must be understood before appropriate predictive capability can be developed. Many recent review papers and inventory assessments have all relied on published gas flux measurements from studies conducted, primarily, during the late 1970's and early 1980's. The number of flux measurements and the variety of soils and soil conditions examined are limited. Therefore, the data from which these reviews and inventory efforts have been drawn are also limited and because of the limitations, inappropriate conclusions may have been drawn. To assess the current knowledge of N_2O emissions from agriculture let us first briefly review some things we know and some things we don't know about this topic.

Some things we know about N_2O flux in agricultural soils: As noted in the OECD/OCDE (1991) report, we know that N_2O is produced primarily from the microbial processes, nitrification and denitrification in the soil. In well aerated conditions, where soil moisture content is low, N_2O emissions from nitrification of ammonium based fertilizers can be substantial (Bremner and Blackmer, 1978; Duxbury and McConnaughey, 1986). Other work suggests that N_2O release is a byproduct of nitrification (Yoshida and Alexander, 1970) and may occur by denitrification of nitrite by nitrifying organisms under oxygen stress (Poeth and Focht, 1985). Recent evidence indicates that in well aerated, porous soils, little N_2O may evolve but much larger amounts of NO may be emitted during nitrification (Williams et al., 1993). In wet soils where aeration is restricted, denitrification is generally the source of N_2O (Smith, 1990). Under these conditions both the rate of denitrification and the $N_2O/N_2 + N_2O$ ratio must be known to evaluate N_2O emissions through denitrification. According to Smith (1990), soil structure and water content, affecting the balance between diffusive escape of N_2O and its further reduction to N_2 are important among the factors determining the proportions of the two gases.

Research has also shown us that a number of individual factors are controllers of nitrification

¹USDA-ARS, P.O. Box E, Fort Collins, Colorado 80522, USA.

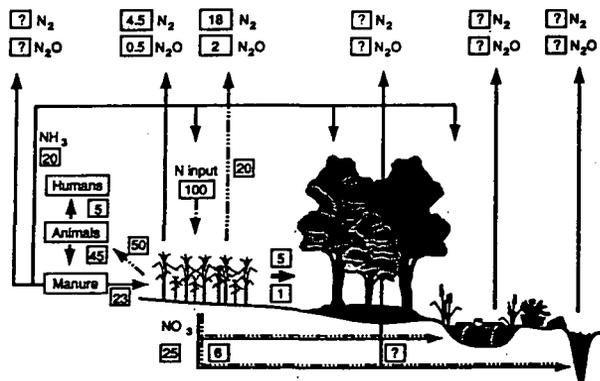
denitrification. Such factors as soil water content (which regulates oxygen supply), temperature (most organisms have temperature range over which reaction rates are optimal), nitrate or ammonium concentration (substrates may individually regulate reaction rates and in the case of denitrification regulate N_2O/N_2 ratio), available organic carbon (denitrifiers require a usable organic carbon source and microbial respiration of organic carbon may also regulate oxygen supply), and pH is a controller of both nitrification and denitrification and N_2O/N_2 ratio in denitrification.

Increases in the amount of N added to the soil generally increases N_2O emissions from the soil (Bouwman, 1990). The temporal pattern of N_2O emissions following fertilization is generally that of a large efflux of N_2O occurring for a short time (about six weeks). After this time, emission rates are reduced to fluctuate around a low base-line level independent of the amount of fertilizer applied (Mosier et al., 1983). Some studies indicate that N_2O emission rates are higher for ammonium based fertilizers than for nitrate (Eichner, 1990). Bremner et al. (1981) found that a much higher proportion of N_2O is released from anhydrous ammonia than from urea or ammonium sulphate. Bouwman's (1990) review, however, suggested no particular trend in N_2O emissions related to fertilizer type. Byrnes et al. (1990) suggest that N_2O emissions from the nitrification of fertilizers may be more closely related to soil properties than to the N source that is supplied. Mineral N applications along with organic matter amendments generally increase total denitrification and N_2O production. As discussed in more detail by Mosier (1989), N_2O emissions from the soil can vary by orders of magnitude from a location both spatially and temporally. These heterogeneities in both space and time in measured gas fluxes and in the microbial activity which produces the gases make predictions highly uncertain.

Some things we don't understand about N_2O flux: Although the individual factors that regulate N_2O production are known, we cannot predict how these factors interact under field conditions to produce measured fluxes (OECD/OCDE, 1991). Both nitrification and denitrification and the regulators of N_2O/N_2 ratios from denitrification their own set of optimum conditions. As a result, one process may be the primary N_2O producer in one set of field conditions, but as soil conditions change, another process may predominate. The complexity of the interactive factors important to the different processes obviously make a simple description of N_2O production difficult (Mosier et al., 1983). Complex models such as that described by Li et al. (1992) may be the only way that N_2O fluxes may be predicted. Simpler, mechanistic models such as that described by Parton et al. (1988) may, however, play a role in simplifying the N_2O emission estimation picture. To accurately inventory N_2O emissions from agricultural soils we must be able to predict N_2O emissions based on N application, soil, crop and management.

It is also likely that N_2O production resulting from fertilizer and increased use of biological nitrogen fixation is underestimated because the effect of a nitrogen input is usually only partially traced through the environment. Figure 1, taken from Duxbury et al. (1993) illustrates some of the flows of N following application of 100 kg ha^{-1} of fertilizer N to a field on a typical dairy farm in the USA. Primary and secondary flows of N are shown by dashed and solid lines, respectively. In this example, 50 of the 100 kg are harvested in the

Figure 1.
Fate of Fertilizer N
Applied to maize field.
(Duxbury et al., 1993)



crop and 50 are lost by the combination of leaching (25), surface run-off (5), and volatilization (20, primarily denitrification). If N_2O comprises 10% of the volatilized N , 2 kg N_2O-N would be generated in the primary cycle. Assessments of fertilizer effects on N_2O emissions usually stop at this point even though only 20 of the 100 kg N have been returned to the atmosphere and it can be reasonably assumed that almost all would be returned within a few years.

Secondary flows, shown by the solid lines, include feeding of the 50 kg of harvested N to animals, which generate 45 kg of manure N . The manure is returned to cropland to fertilize a second crop, however about half of this N is volatilized as NH_3 prior to or during manure application. Volatilized NH_3 is aerially dispersed and subsequently returned to and cycled through both natural ecosystems and cropland. Ammonia volatilization from agricultural systems is globally important (Isermann, 1992) but its impact on N_2O emissions have not been explicitly addressed. To provide some perspective, it should be noted that the quantities of fertilizer N used and animal manure N generated by USA agriculture are equal (Bouldin et al., 1984). On a global basis, about 30 of the 80 Tg fertilizer N used each year are volatilized as NH_3 .

Similarly, the amount of N_2O arising from leached nitrate, which may average 20-25% of applied N (Meisinger and Randall, 1991), is not known but much may be denitrified in riparian zones or cycled through wetland or aquatic vegetation. A complete accounting of fertilizer N , biologically fixed N , and N mineralized from soil organic matter is difficult to achieve, but needed if we are to accurately assess the impact of increased use of N in agricultural ecosystems on terrestrial N_2O emissions (Duxbury et al., 1993).

Agricultural systems in the global N_2O budget: The present global average atmospheric concentration of N_2O is about 310 ppbv and it is increasing at the rate of 0.6-0.9 ppbv y^{-1} (Prinn et al., 1990; Watson et al., 1992). The concentration of N_2O is about 0.75 ppbv higher in the Northern Hemisphere than in the Southern Hemisphere (Prinn et al., 1990), indicating greater source strength in the former. It is generally agreed that soils are the major source of N_2O but global N_2O budgeting exercises (Table 1) suggest that the strength of known sources is underestimated or that unidentified sources exist (Duxbury et al., 1993; Robertson, 1993).

Table 1. Estimated Sources of Sinks of Nitrous Oxide (Tg N per year). (Houghton et al, 1992)

Sources	
<i>Natural</i>	
• Oceans	1.4-2.6
• Tropical Soils	
• Wet forests	2.2-3.7
• Dry savannas	0.5-2.0
• Temperate Soils	
• Forests	0.05-2.0
• Grasslands	?
<i>Anthropogenic</i>	
• Cultivated Soils	0.03-2.0
• Biomass Burning	0.2-1.0
• Stationary Combustion	0.1-0.3
• Mobile Sources	0.2-0.6
• Adipic Acid Production	0.4-0.6
• Nitric Acid Production	0.1-0.3
Sinks	
Removal by soils	?
Photolysis in the Stratosphere	7-13
Atmospheric Increase	3-4.5

Analysis of the latitudinal distribution of atmospheric N_2O suggests that emissions of N_2O between 90-30N, 30N-equator, equator-30S, and 30-90S are 22-24, 32-39, 20-29 and 11-15%, respectively of the global total, and that there is a large tropical source (Prinn et al., 1990). This result conflicts somewhat with the projection of Bouwman (1992) that these same latitudes contribute 32, 31, 29 and 9% respectively, to global

N_2O production, reinforcing the conclusion that our knowledge of N_2O sources is incomplete.

The only known significant sink for N_2O is photolysis in the stratosphere (Watson et al., 1990). Anaerobic soils have large potentials for reducing N_2O to N_2 , and in fact, the major product of denitrification in soils is N_2 rather than N_2O . However, slow rates of dissolution of atmospheric N_2O and its transport in wet and/or flooded soils prevents this process from being a significant regulator of atmospheric N_2O (Ryden, 1981).

The total global N_2O -N emission rate from 1978 to 1988 averaged $13.0 \pm 1.5 \text{ Tg N y}^{-1}$ according to the calculations of Prinn et al. (1990). This compares to a range of annual estimated production of 5.2 to 16.1 Tg according to the 1992 IPCC estimate (Table 1) (Houghton et al., 1992). The IPCC budget seems to be incomplete. This budget does not include any value for grasslands, although the global area of this biome is almost as great as that of forest land ($3.1 \times 10^9 \text{ ha}$ vs $4.0 \times 10^9 \text{ ha}$). Using this area and data from Parton et al. (1988) significant emissions of N_2O , roughly 1 Tg, may be ascribed to grasslands. Additionally, no contribution was included for increased N mineralization rates and biological N fixation in agricultural systems. By analogy to experience in the tropical environment (Matson and Vitousek, 1987), increased N cycling should lead to higher N_2O emissions in agricultural systems compared to the natural ecosystems they replaced.

A summary of the role of global agriculture in estimated total and anthropogenic emissions of greenhouse gases indicates that agriculture contributes about 70% of the anthropogenic emissions of N_2O . Recent estimates, based on the amount of N fertilizer used and published estimates of N_2O flux, ascribe an average of 1.1 kg of N_2O -N emission per 100 kg of N applied in fertilizer, about 7% of total N_2O production due to direct emission from agricultural fields each year (CAST, 1992). Duxbury et al. (1993) show that agriculture is a relatively minor contributor to anthropogenic emissions of CO_2 but it is a major contributor to anthropogenic emissions of both CH_4 and N_2O . However, emissions of CO_2 dominate anthropogenic radiative forcing of climate and this is predicted to continue into the foreseeable future.

Options for limiting N_2O emissions from fertilized soils: To increase agricultural production to meet growing demands for food required by our rapidly growing world population, N fertilizer use will necessarily increase. While N fertilization is not the only source of N_2O to the atmosphere it is large, direct and indirect emissions from N fertilization may total 2 to 3 Tg $N y^{-1}$. This N is also susceptible to management to reduce impact. Fertilizer's undesirable effects of increased N_2O production and methane uptake can be mitigated by agricultural management without decreasing production, and probably generally reducing rather than increasing cost (Mosier and Schimel, 1991).

CAST (1992) suggested a number of N management strategies:

- use soil testing to determine fertilizer N requirement; this will project and adjust for N mineralization from soil, legumes, manures, organic wastes, and any mineral N added by irrigation water or atmospheric deposition;
- dispense with the "maintenance concept";
- adjust the rate of N to a reasonable yield goal for specific fields;
- place N deep enough in the soil to lower the N_2O/N_2 ratio when denitrification occurs;
- time N application to when it is needed by the crop.

The amount of fertilizer N used and the timing of application should have a goal of leaving as little residual N as possible in the soil during the non-cropped periods of the year. Additionally, agricultural systems that provide continuous plant cover should be utilized whenever feasible in order to minimize leaching and denitrification of nitrate associated with bare soils and to enhance nutrient recycling. In irrigated systems, better water management can be used to limit denitrification.

Multiple fertilizer applications or slow release fertilizer formulations conceivably will limit N_2O emissions, by controlling the nitrate supply to limit denitrification. A single application of a fertilizer formulation that provides mineral N to match crop growth is a likely conservation mechanism. Field testing of this concept to limit N_2O production has not been conducted.

Since ammonium based fertilizers are the major fertilizer N sources (FAO, 1990) maintaining added N in the ammonium form should result in less N_2O production in fertilized soils. One mechanism of maintaining added N as ammonium is to apply a nitrification inhibitor (NI) along with the fertilizer (Broadbent and Tyler, 1957; Bundy and Bremner, 1973; Braatz and Hogan, 1991). Using NI's frequently does not produce increased crop yields (Scharff and Allery, 1988) but studies suggest that NI's should decrease N_2O production from ammonium based fertilizers (Bremner et al., 1981). It has been recognized for more than a decade that

acetylene is one of the more effective nitrification inhibitors (Walter et al., 1979); Bremner and Blackmer, 1979; Hynes and Knowles, 1980). Even though acetylene is an effective NI McCarty and Bremner (1986) concluded that acetylene "has little, if any, potential practical value as a soil nitrification inhibitor.", because no way existed to maintain appropriate concentrations over time in the field. They tested a number of acetylenic compounds and found that several, particularly 2-ethynylpyridine and phenylacetylene had potential (McCarty and Bremner, 1986). Since that time, Banerjee and Mosier (1989) found that coating calcium carbide with layers of waxes and shellac provided a slow release source of acetylene that has proven effective in limiting nitrification and increasing yield of flooded rice in India (Banerjee et al., 1990) and increased cotton lint yield in Australia (Freney et al., 1993).

A number of recent field tests show that using nitrification inhibitors in conjunction with fertilizer N applications clearly decreases N₂O production (Bronson et al., 1992; Keerthisinghe et al., 1993) (Table 2). Although the NI's achieve this N₂O emission reduction, which is relatively more important than methane uptake in cultivated soils, the nitrification inhibitors nitrapyrin and acetylene both decrease methane uptake in aerobic soils (Table 2). Acetylene also inhibits CH₄ production in flooded rice systems (Bronson and Mosier, 1991; Keerthisinghe et al., 1993), and may be a possible way to increase fertilizer use efficiency while limiting CH₄ emissions from these systems.

Table 2. Effect of Nitrification Inhibitors on N₂O and CH₄ Flux in Temperate Grasslands and Cultivated Soils.

	Gas Flux Rates ¹	
	N ₂ O g N ha ⁻¹ d ⁻¹	CH ₄ g C ha ⁻¹ d ⁻¹
Native Grassland ²	0.3	-6.3
Fertilized Grassland ²	0.6	-4.1
Irrigated Maize³		
Urea	16.5	-0.6
Urea + NI	4.6	-0.3
Control	1.1	-0.6
Irrigated Wheat⁴		
Urea	6.0	-0.9
Urea + NI	2.5	-0.2
Control	2.0	-0.8
Dry Seeded Rice⁵		
Urea	73	3.0
Urea + NI	14	4.3
Control	38	15.4
Control + NI	16	5.8

¹ Mean of weekly flux measurements over to to 18 months, except for rice.

² Mosier et al. (1991).

³ Bronson et al (1992).

⁴ Bronson and Mosier (199).

⁵ Keerthisinghe et al. (1993), gas flux measurements of 37 days, between planting and permanent flooding 23 days later.

In irrigated systems, timing and frequency of irrigation also influence N₂O production (Rolston et al., 1982). Large, less frequent irrigations result in lower N₂O production. Careful adjustments in irrigation scheduling are required, however, to minimize both N₂O emissions and nitrate leaching.

Projected future contributions of agricultural and nonagricultural sources of N₂O: Estimates for agricultural related emissions of N₂O are shown in Figure 2. Emissions of 2.2 Tg N were selected as the starting budget in 1990. These emissions increase in proportion to fertilizer use, which more than doubles in the IPCC (1992)

(Houghton et al, 1992) scenarios by 2120. The impact of changing fertilization practices and the dependency of N_2O emissions on local soil types, moisture, and agricultural practices were not estimated in this scenario. This IPCC (1992) scenario is based upon moderate population and economic growth, world wide. These estimates assume that natural systems are unaffected by increases in background N atmospheric N fertilization and other environmental changes. N_2O emissions associated with biomass burning and land clearing are not projected to increase significantly from 1990 values.

Total fertilizer consumption (Fig. 3) in developed countries has remained essentially the same since the early 1980's. In developing countries N fertilizer consumption continues to increase. On a N consumption per hectare basis N use in developed countries has plateaued at 50-60 kg N/ha while per hectare use continues to increase, but is still below 50 kg N/ha in developing countries.

Figure 2. Agricultural Related N_2O Emission Estimates (Houghton et al (1992) IS92a Scenario.

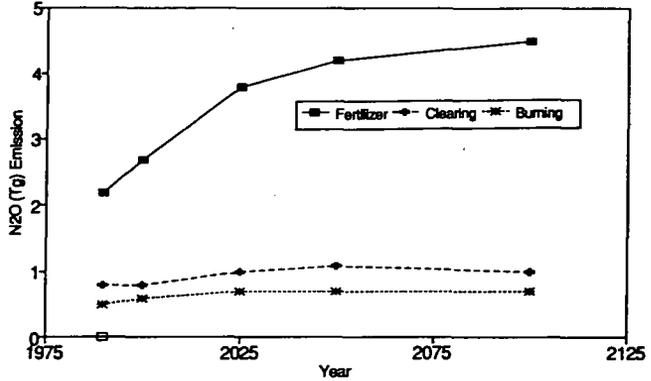
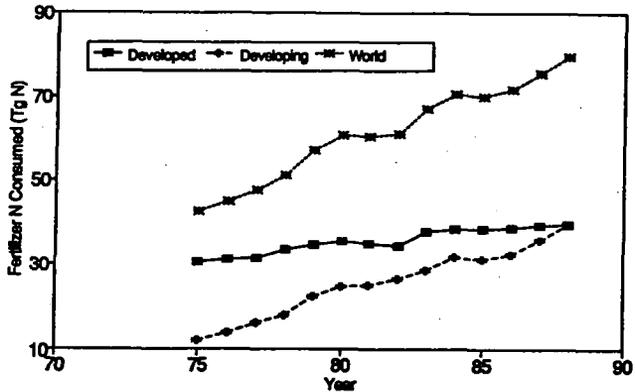


Figure 3. World Fertilizer Nitrogen Consumption 1975 to 1989 (FAO,1990).



Global population is projected to increase from 5.2 billion in 1990 to more than 11.3 billion people in 2100 (Houghton et al., 1992). To meet the food demand, either food production must more than double, on the land currently being used for food production, or new land must be used for agriculture. At least a doubling of N input will be required to produce the needed food, either through fertilization or mining of soil N resources from newly cultivated soils.

REFERENCES

Andreae, M.O. and D.S. Schimel (eds.). 1989. Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere. John Wiley & Sons. 346 p.

Banerjee, N.K. and A.R. Mosier. 1989. Coated calcium carbide as a nitrification inhibitor in upland and flooded soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 37:306-313.

Banerjee, N.K., A.R. Mosier, K.S. Uppal and N.N. Goswami. 1990. Use of encapsulated calcium carbide to reduce denitrification losses from urea-fertilized flooded rice. *Mittelgln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 60:211-216.

Bouldin, D.R., S.D. Klausner and W.S. Reid. 1984. Use of nitrogen from manure. *In* R.D. Hauck (ed.). Nitrogen in Crop Production. Amer. Soc. Agron. Madison, WI. pp. 221-245.

Bouwman, A.F. 1992. Latitudinal distribution of atmospheric emissions of nitrous oxide from natural and agricultural soils. *In* Proceedings of CH₄ and N₂O Workshop: CH₄ and N₂O emissions from natural and anthropogenic sources and their reduction research plan. K. Minami (ed.). National Institute of Agro-Environmental Sciences, Tsukuba, Japan. p. 128. 134.

Bouwman, A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. *In* A.F. Bouwman (ed.). Soils and the Greenhouse Effect. John Wiley & Sons. New York. pp. 61-127.

Braatz, B.V. and K.B. Hogan. 1991. Sustainable rice productivity and methane reduction research plans. US EPA, Washington, DC. 61 pp.

Bremner, J.M. and A.M. Blackmer. 1978. Nitrous oxide: emissions from soil during nitrification of fertilizer nitrogen. *Science.* 199:295-296.

Bremner, J.M., G.A. Breitenbeck and A.M. Blackmer. 1981. Effect of nitrapyrin on emission of nitrous oxide from soil fertilized with anhydrous ammonia. *Geophys. Res. Lett.* 8:353-356.

Broadbent, F.E. and K.B. Tyler. 1957. Nitrification of ammoniacal fertilizers in some California soils. *Hilgardia.* 27:247-267.

Bronson, K.F. and A.R. Mosier. 1991. Effect of encapsulated calcium carbide on dinitrogen, nitrous oxide, methane, and carbon dioxide emissions from flooded rice. *Biol. Fert. Soils.* 11:116-120.

Bronson, K.F. and A.R. Mosier. 1993. Nitrous oxide emissions and methane consumption in wheat and corn-cropped systems. *In* Agroecosystem Effects of Radiatively Important Trace Gases and Global Climate Change. L.A. Harper, A.R. Mosier, J.M. Duxbury and D.E. Rolston (eds.). SSSA Special Publication (In Press).

Bundy, L.G. and J.M. Bremner. 1973. Inhibition of nitrification in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 37:396-398.

Byrnes, B.H., L. S. Holt and E.R. Austin. 1993. The emission of nitrous oxide upon wetting a rice soil following a dry season fallow. *J. Geophys. Res.* (In Press).

CAST. 1992. Preparing U.S. Agriculture for Global Climate Change. Task Force Report No. 119. P.E. Waggoner, Chair. Council for Agricultural Science and Technology. Ames, IA. 96 pp.

Duxbury, J.M. and P.K. McConnaughey. 1986. Effect of fertilizer source on denitrification and nitrous oxide emission in a maize field. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:644-648.

Duxbury, J.M., L.A. Harper and A.R. Mosier. 1993. Contributions of agroecosystems to global climate change. *In* Agroecosystem Effects of Radiatively Important Trace Gases and Global Climate Change. L.A. Harper, A.R. Mosier, J.M. Duxbury and D.E. Rolston (eds.). SSSA Special Publication (In Press).

Eichner, M.J. 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data *J. Environ. Qual.* 19:272-280.

FAO. 1990. FAO Yearbook of Fertilizer. Vol. 39. pp. 127. Food and Agricultural Organization of the United Nations. Rome.

Freney, J.R., D.L. Chen, A.R. Mosier, G.A. Constable, I.J. Rochester and P.M. Chalk. 1993. Use of nitrification inhibitors to increase fertilizer nitrogen recovery and lint yield in irrigated cotton. *Fert. Res.* (In Press).

Hammond, A.L. 1990. World Resources 1990-91. A report by The World Resources Institute, Oxford University Press. Oxford, UK. 383 pp.

Houghton, R.A. and D.L. Skole. 1990. Changes in the global carbon cycle between 1700 and 1985. *In* B.L. Turner (ed.). The Earth Transformed by Human Action. Cambridge University Press.

- Houghton, J.T., B.A. Callander and S.K. Varney (eds.). 1992. *Climate Change 1992. The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 200 p.
- Hynes, R.K. and R. Knowles. 1978. Inhibition of acetylene of ammonia oxidation by *Nitrosomas europea*. *FEMS Microbiol. Lett.* 4:319-321.
- Iserman, K. 1992. Territorial, Continental and Global Aspects of C,N,P and S Emissions from Agricultural Ecosystems. In NATO Advanced Research Workshop (ARW) on Interactions of C,N,P and S Biochemical Cycles. Springer-Verlag, Heidelberg (In Press).
- Keerthisinghe, G., J.R. Freney and A.R. Mosier. 1993. Effect of coated calcium carbide and nitrpyrin on nitrogen recovery and emissions of methane and nitrous oxide in dry seeded rice. *Biol. Fert. Soils.* (In Press).
- Li, C., S. Frolking and T.A. Frolking. 1992. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: I. Model Structure and Sensitivity. *J. Geophys. Res.* (In Press).
- McCarty, G.W. and J.M. Bremner. 1986. Inhibition of nitrification in soil by acetylenic compounds. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:1198-1201.
- Matson, P.A. and P.M. Vitousek. 1987. Cross-system comparisons of soil nitrogen transformations and nitrous oxide flux on tropical forest ecosystems. *Global Biogeochem. Cycles.* 1:163-170.
- Meisinger, J.J. and G.W. Randall. 1991. Estimating nitrogen budgets for soil-crop systems. In *Managing Nitrogen for Ground Water Quality and Farm Profitability*. R.F. Follett, D.R. Keeney and R.M. Cruse (eds.). Soil Sci. Soc. Am. Inc. Madison, WI. pp. 85-124.
- Mosier, A.R. 1989. Chamber and isotope techniques. In M.O. Andreae and D.S. Schimel (eds.). *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*. Chichester:Wiley. pp. 175-187.
- Mosier, A.R. and D.S. Schimel. 1991. Influence of agricultural nitrogen on atmospheric methane and nitrous oxide. *Chemistry & Industry.* 23:874-877.
- Mosier, A.R., W.J. Parton and G.L. Hutchinson. 1983. Modelling nitrous oxide evolution from cropped and native soils. R. Hallberg (ed.). *Ecol. Bull. (Stockholm).* 35:229-241.
- OECD/OCDE. 1991. *Estimation of Greenhouse Gas Emissions and Sinks. Final report from the OECD Experts Meeting; 18-21 February, 1991. Prepared for Intergovernmental Panel on Climate Change. Revised August, 1991.*
- Parton, W.J., A.R. Mosier and D.S. Schimel. 1988. Rates and pathways of nitrous oxide production in a short-grass steppe. *Biogeochemistry.* 6:45-58.
- Poth, M. and D.D. Focht. 1985. ¹⁵N kinetic analysis of N₂O production by *Nitrosomas europea*: an examination of nitrifier denitrification. *Applied. Env. Microbiol.* 49:1134-1141.
- Prinn, R.D. Cunnold, R. Rasmussen, P. Simmonds, F. Alyea, A. Crawford, P. Fraser and R. Rosen. 1990. Atmospheric emissions and trends of nitrous oxide deduced from 10 years of ALE-GAGE data. *J. Geophys. Res.* 95:18369-18385.
- Robertson, G.P. 1993. Fluxes of nitrogen oxides (N₂O, NO_x) from managed landscapes: A Global Perspective. In *Agroecosystem Effects on Radiatively Important Trace Gases and Global Climate Change*. L.A. Harper, A.R. Mosier, J.M. Duxbury and D.E. Rolston (eds.). Soil Sci. Soc. Am. Special Publication. (In Press).
- Rolston, D.E., A.M. Sharpley, D.W. Toy and F.E. Broadbent. 1982. Field measurement of denitrification: III. Rates during irrigation cycles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46:289-296.
- Ryden, J.C. 1981. N₂O exchange between a grassland soil and the atmosphere. *Nature. London.* 292:235-237.
- Scharff, P.C. and M.M. Allery. 1988. Nitrogen loss pathways and nitrogen loss inhibitors: A Review. *J. Fert. Issues.* 5:109-125.
- Smith, K.A. 1990. Greenhouse gas fluxes between land surfaces and the atmosphere. *Progress in Physical Geography.* 14:349-372.
- Walter, H.M., D.R. Keeney and I.R. Fillery. 1979. Inhibition of nitrification by acetylene. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43:195-196.
- Watson, R.T., H. Rhode, H. Oeschger and U. Siegenthaler. 1990. Greenhouse gases and aerosols. In J.T. Houghton, G.J. Jenkins and J.J. Ephraim (eds.). *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment*. Cambridge University Press. Cambridge. pp. 7-40.
- Williams, E.J., G.L. Hutchinson and F.C. Fehsenfeld. 1992. NO_x and N₂O emissions from soil. *Global Biogeochem. Cycles.* (In Press).
- Yoshida, R. and M. Alexander. 1970. Nitrous oxide formation by *Nitrosomas europea* and heterotrophic microorganisms. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34:880-882.

ABGABE VON N₂O AUS EINER INTENSIV GEDÜNGTEN LÖBPARABRAUNERDE IN ACKERNUTZUNG

Dagmar Köbrich ¹⁾, O. Heinemeyer ²⁾, K. Haider ¹⁾

EINLEITUNG

Distickstoffoxid (N₂O) ist ein atmosphärisches Spurengas, das in zweierlei Hinsicht klimawirksam ist. Durch die Adsorption von Infrarotstrahlung trägt es zur Erwärmung der Erdatmosphäre bei (sein spezifisches Treibhauspotential ist 200 mal stärker als das von CO₂). Seine chemische Stabilität führt zu einer mittleren Verweildauer von 130-150 Jahren in der Troposphäre. Bei der photolytischen Zersetzung in der Stratosphäre, der einzigen bekannten Senke für N₂O, werden reaktive Stickoxide gebildet, die ihrerseits katalytisch am Abbau des Ozons beteiligt sind (Enquete-Bericht, 1992).

Seit 1950 nahm die Konzentration von N₂O in der Atmosphäre um jährlich 0,25% zu und beträgt derzeit 310 vppb (Enquete-Bericht, 1992; Bouwman, 1991). Quellen für N₂O sind in erster Linie die natürlichen Böden und in zunehmendem Umfang landwirtschaftlich genutzte Böden (Bouwman, 1991). Die Hauptprozesse der N₂O-Bildung in Böden sind die Denitrifikation und die Nitrifikation, bei denen N₂O als Intermediärprodukt freigesetzt wird (Sahrawat und Keeney, 1986). Der steigende Einsatz von N-Düngemitteln in der Landwirtschaft und der Anbau von Futter- und Nahrungsmittel-Leguminosen (Haider und Heinemeyer, 1990; Isermann, 1992) macht landwirtschaftlich genutzte Böden zu einer Hauptquelle. Weitere Herkünfte sind z.B. die Biomasseverbrennung, die Denitrifikation N kontaminierter Gewässer (Ronen et al., 1988; Isermann, 1992) und die Herstellung von Nylon (Thiemens und Togler, 1991). Unklar ist noch die Rolle der Weltmeere. Die Verbrennung fossiler Energieträger scheint jedoch quantitativ weniger bedeutsam zu sein (Muzio und Kramlich, 1988).

Seit 1960 stieg der weltweite N-Düngeraufwand um jährlich 6,8%, allein 1977 bis 1987 um insgesamt 50%. Hochrechnungen ergeben, daß der Anteil des N-Düngereinsatzes an der N₂O-Produktion bis im Jahr 2026 auf 22% ansteigen kann (Enquete-Bericht, 1992; IPCC-Bericht, 1990).

Direkte N₂O-Emissionsmessungen zeigten, daß die Freisetzung von N₂O mit steigender N-Düngung zunimmt (Eichner, 1990). Für eine exakte regionenbezogene Quantifizierung der N₂O-Emissionen fehlen jedoch flächendeckende Erhebungen.

Ziel des hier geschilderten Projektes ist die N₂O-Abgabe aus dem Boden eines intensiv gedüngten, landwirtschaftlich genutzten Ackerstandortes zeitlich- und flächendeckend zu quantifizieren. Die bei solchen Messungen normalerweise auftretende große räumliche und zeitliche Variabilität (Mosier und Hutchinson, 1981; Mosier et al., 1982; Parkin et al., 1985; Parkin, 1987) soll durch ein spezielles Messverfahren möglichst minimiert werden. Der Einfluß der Düngung auf die N₂O-Abgaberate wurde ebenso wie der Einfluß der Witterungsparameter über die gesamte Vegetationsperiode untersucht.

MATERIAL UND METHODEN

Das Versuchsfeld befindet sich auf einer Lößparabraunerde im Wassereinzugsgebiet des Krumbaches in der Nähe von Neuenkirchen, Niedersachsen, Vorharz (NK). Die N₂O-

¹⁾ Inst. f. Pflanzenern. u. Bodenkde., Bundesforschungsanstalt f. Landw. (FAL), Bundesallee 50, D-3300 Braunschweig

²⁾ Inst. f. Bodenbiologie, Bundesforschungsanstalt f. Landw. (FAL), Bundesallee 50, D-3300 Braunschweig

Emissionsmessungen wurden auf einer ca 400 m² großen Teilfläche eines betriebsüblich gedüngten und bearbeiteten Winterweizenschlages in sechsfacher Wiederholung durchgeführt.

Für die Messungen wurde das "closed chamber" Verfahren (Mosier und Heinemeyer, 1986) benutzt. Dabei wird die N₂O-Abgabe einer definierten Fläche für kurze Zeit in einer über die Fläche gestellten Auffangkammer angereichert und aus dem gemessenen Konzentrationsanstieg die Abgaberate errechnet.

Im Vergleich zu üblicherweise verwendeten Kammern mit wenigen Litern Volumen, wurden sehr große zylindrische (0,4 - 1 m³) Auffangkammern, die eine Bodenfläche von 1 m² bedeckten, verwendet. Die Größe der Zylinder wurde in der Vegetationsperiode mit Hilfe eines Zwischenringes der Bestandeshöhe angepaßt. Während der dreistündigen Emissionsmessungen wurden in 30 minütigem Abstand mit evakuierten Vacutainern aus den Zylindern Gasproben entnommen. Die Messung der N₂O-Konzentration im Spurengasbereich erfolgte mittels Gaschromatographie (ECD) im Labor (Mosier und Mack, 1980). Konzentrationsdifferenzen von 10 vppb, entsprechend einer Abgaberate von etwa 1 g ha⁻¹ d⁻¹, konnten sicher erfasst werden. Die Messungen der N₂O-Abgaberraten wurden im wöchentlichen Abstand ungefähr zur gleichen Tageszeit vorgenommen.

Parallel zu den Gasmessungen wurden edaphische Faktoren wie die Bodentemperatur, die Bodenfeuchte und die Nmin-Gehalte sowie meteorologische Parameter (Lufttemperatur, Niederschläge) miterfasst.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Erste Untersuchungen mit diesem Meßsystem wurden 1991 auf dem Gelände der FAL durchgeführt. Ab Mai des Jahres fanden Messungen mit zwei Gas auffangzylindern auf einem leichten Sandstandort statt. Die mittlere Abgaberate in der Messperiode von Mai bis September lag bei 1,2 g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹ (Abb.1). Die mittlere Variabilität der Abgaberraten von zwei Meßflächen (horizontale Variabilität) betrug lediglich 8,2%. Die Düngungstermine lagen vor Beginn der Messperiode.

Auf dem Versuchsstandort "Neuenkirchen" wurde 1992 mit sechs parallelen Gas auffangzylindern gemessen. Von Januar bis August wurde eine mittlere Emission von 6,0 g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹ gemessen (Abb.2). Auch hier betrug die horizontale Variabilität zwischen den Auffangbehältern nur 10,4%. Die Düngungstermine lagen innerhalb der Messperiode.

Als Ursache für die bei derartigen Untersuchungen häufig beobachtete große horizontale Variabilität der Abgaberraten werden die sogenannten "hot spots" diskutiert, kleine Bodenaggregate mit einer hohen Denitrifikationsaktivität und einer partiell hohen Versorgung mit organischen C-Quellen (Parkin, 1987; Christensen et al., 1990; Smith, 1990). Mit der hier gewählten Methode konnten die bisher sehr hohen Variationskoeffizienten (CV) von 80-100% (Mosier und Hutchinson, 1981; Mosier et al., 1982; Christensen, 1990) bei Feldmessungen in beiden Versuchsjahren auf ca (CV) 10% minimiert werden. Mit der Abdeckung einer Fläche von 1m² und einer sechsfachen Wiederholung werden die Einflüsse der sogenannten "hot spots" relativiert und es können sehr gute Schätzwerte für die Quantifizierung der N₂O-Emission der Gesamtfläche ermittelt werden.

Tägliche Messungen der N₂O-Abgaberraten zeigten, daß bei konstanter mittlerer Tagesabgaberate die relativen Beiträge einzelner Messzylinder nicht konstant waren. Durch eine einfaktorielle Varianzanalyse wurden diese Ergebnisse für die Daten des gesamten Versuchszeitraumes bestätigt. Es konnten keine signifikanten Unterschiede der einzelnen Zylinder über die gesamte Messperiode gefunden werden (Testniveau 0.05). Im Gegensatz dazu fanden Christensen et al. (1990) bei Feldmessungen mit 30 Zylindern mit einem Durchmesser von 10 cm eine hohe zeitliche Stabilität der relativen Beiträge einzelner Zylinder über die Fläche.

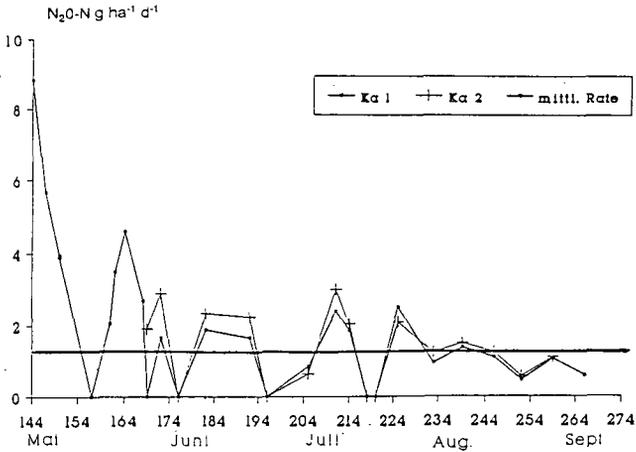


Abb.1: Verlauf der N_2O-N Abgaberraten von Mai bis Sept. 1991 auf einem Sandstandort (FAL) gemessen mit zwei Gasauffangkammern und die mittlere Tagesabgaberrate von N_2O-N von $1,2\ g\ ha^{-1}\ d^{-1}$ in der Messperiode.

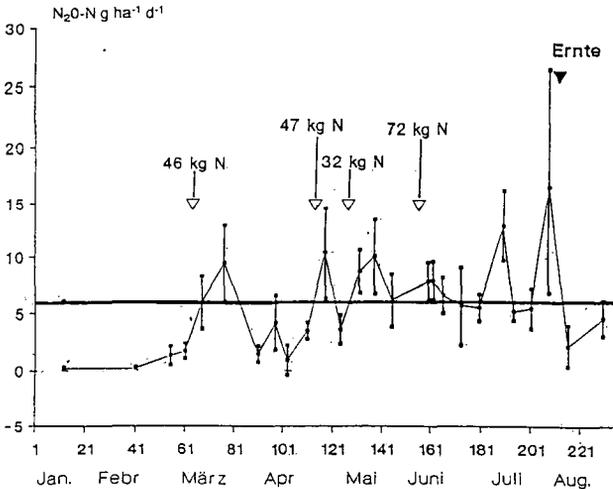


Abb.2: Verlauf der N_2O-N Abgaberraten von Jan. bis Aug. 1992 auf dem Lößstandort in Neuenkirchen, dargestellt als Mittelwert (\pm s.d.) von sechs Gasauffangkammern und die mittlere Tagesabgaberrate von N_2O-N von $6\ g\ ha^{-1}\ d^{-1}$ in der Messperiode. In März, April, Mai und Juni sind die Düngungstermine und -mengen eingetragen, sowie der Erntezeitpunkt im August.

Tab.1: Abgabe N₂O-N in Bezug auf die eingesetzte Düngermenge

Jahr	Ort	Boden	Dünger	Abgabe N ₂ O-N	% N ₂ O-N v. Dünger
1991	FAL	Sand	162 kg N	1,28 g N/ha/d	0,094% N ₂ O-N
1992	NK	LÖB	197 kg N	6,04 g N/ha/d	0,71 % N ₂ O-N

Bezieht man die freigesetzten N₂O-Mengen im Beobachtungszeitraum auf die jeweilige zugeführte N-Düngermenge (Tab.1), betragen die N₂O-N-Verluste 1991 auf dem Sandstandort weniger als 0,1% und 1992 auf dem Lößstandort ca 0,7%. Nach einer Literaturzusammenstellung (Bouwman, 1991; Eichner, 1990; Enquete-Bericht, 1992) werden global etwa 2-3% des in landwirtschaftliche Flächen eingebrachten Stickstoffs zu N₂O-N umgesetzt.

Obwohl bei den Feldversuchen keine ungedüngte Variante untersucht wurde, fällt doch auf (Abb. 2), daß nach Düngerapplikation ein Anstieg der N₂O-Freisetzung zu beobachten ist. Auch Untersuchungen von Brumme und Beese (1992) zeigten bei gedüngten Waldböden eine höhere N₂O-Freisetzung im Vergleich zur Kontrolle. Insgesamt ist die N₂O-Freisetzung in den von uns geschilderten Versuchen sehr gering. Es muß jedoch angemerkt werden, daß sowohl 1991 als auch 1992 bezogen auf die Vegetationsperioden der Untersuchungsgebiete untypische Trockenjahre waren.

LITERATUR

- BOUWMAN, A.F. 1990: Soils and the greenhouse effect. John Wiley & Sons Ltd
BOUWMAN, A.F. 1991: Stellungnahme Enquete-Sitzung, Bonn Nov. 1991
BRUMME, R. und BEESE, F. (1992): J. Geophys. Res., 97, 851-858.
CHRISTENSEN, S. et al. 1990: Soil Sc. Soc. Am. J. 54, 1608-1613.
CHRISTENSEN, S. et al. 1990: Soil Sc. Soc. Am. J. 54, 1614-1618.
EICHNER, M. 1990: J. Environ. Qual., 19, 272-280.
ENQUETE-BERICHT 1992: Erster Bericht der Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (eds.), Economica Verlag, Bonn
HAIDER, K. und O. HEINEMEYER 1990: In: Sauerbeck D. und H. Brunnert (eds.) 1990: Klimaveränderungen und Landbewirtschaftung, Teil I, Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 117.
ISERMANN, K. 1992: Global Climate Change Conference, Juni 1992 Bad Dürkheim, (in Press).
MOSIER, A.R. und L. MACK (1980): Soil Sc. Soc. Am. J., 44, 1121-1123.
MOSIER, A.R. und G.L. HUTCHINSON 1981: J. Environ. Qual., 10, 169-173.
MOSIER, A.R. et al. 1982: J. Environ. Qual., 11, 78-81.
MOSIER, A.R. und O. HEINEMEYER 1986: In: H.L. Goltzman (eds.): Denitrification in the nitrogen cycle, Plenum Publ. Corp., 79-99.
MUZIO, L.J. und J.C. KRAMLICH 1988: Geophys. Res. Lett., 15, No 12, 1369-1372.
PARKIN, T.B. et al. 1985: Soil Sc. Soc. Am. J., 49, 94-99.
PARKIN, T.B. 1987: Soil Sc. Soc. Am. J., 51, 1194-1199.
RONEN, D. et al. 1988: Nature, 335, 57-59.
SAHRAWAT, K.L. und D.R. KEENEY 1986: In: Advances in Soils Science, Vol.4, B.A. Stewart (eds.), Springer Verlag.
SMITH, K.A. 1990: Mitteilg. Dtsch. Bodenk. Ges., 60, 153-158.
THIEMENS, M.H. und W.C. TOGLER 1991: Science, 251, 932-934.

DANKSAGUNG:

Die Arbeit wurde mit Mitteln der Deutschen Forschungsgemeinschaft (als Teilprojekt A12 des SFB 179) gefördert.

Einfluß der Temperatur auf den Austausch von Spurengasen
zwischen Boden und Atmosphäre

von

Ralf Conrad+)

Böden stellen wichtige Quellen oder Senken im atmosphärischen Kreislauf von umweltrelevanten Spurengasen, wie z.B. CO, N₂O oder CH₄ dar. So wird z.B. das CO, das für die Photochemie der Troposphäre eine wichtige Rolle spielt, in Böden sowohl gebildet als auch abgebaut. Der Bildungsprozess beruht offensichtlich auf der chemischen Zersetzung von Humus, der Abbauprozess auf mikrobiellem Metabolismus (Conrad, 1988; Conrad und Seiler, 1982; 1985a). Beide Prozesse zeigen eine Temperaturabhängigkeit gemäß der Arrhenius-Beziehung. Jedoch ist die CO-Bildung in viel stärkerem Maße temperaturabhängig, d.h. die Aktivierungsenergie ist größer, als der CO-Abbau. Daraus resultiert unter Feldbedingungen ein tageszeitlicher Verlauf, der tagsüber zu einer Netto-Freisetzung und nachts zu einer Netto-Aufnahme von CO führt (Conrad und Seiler, 1985b).

Böden sind auch eine wichtige Quelle für N₂O, das als Treibhausgas wirkt und außerdem in der Stratosphäre zur Zerstörung der Ozon-Schutzschicht beiträgt. Die Emission von N₂O zeigt oft ganz ausgeprägte Tagesgänge, die durch die Temperaturänderung in den oberflächennahen Schichten des Bodens erklärt werden können (Conrad et al., 1983; Slemr et al., 1984). Die für die N₂O-Emission relevanten Prozesse sind oftmals in den obersten Millimetern des Bodens lokalisiert (Seiler und Conrad, 1981; Conrad und Seiler, 1985c).

Geflutete Reisfeldböden tragen ganz wesentlich zum atmosphärischen Haushalt von CH₄, einem wichtigen Treibhausgas, bei. Methan wird an anoxischen Standorten, wie z.B. Reisfelder, Seesedimente, etc., durch eine komplexe mikrobielle Lebensgemeinschaft gebildet (Conrad, 1989). Während in einem pflanzenfreien Litoralsediment die CH₄-Bildung zu einem großen Teil durch die jahreszeitliche Änderung der Temperatur erklärt werden konnte (Thebrath et al., 1983), überdeckten in einem Reisfeld oftmals andere tageszeitlich und jahreszeitlich sich ändernde Faktoren den Effekt der Temperatur (Schütz et al., 1990). Dazu gehören möglicherweise Ausscheidung von organischem Material durch die Wurzeln (stimuliert CH₄-Produktion) und der Transport von O₂ durch die Pflanzen in die Rhizosphäre (stimuliert CH₄-Abbau) (Schütz et al., 1989; Frenzel et al., 1992). Hinzu kommt, daß der CH₄-Bildungsprozess mehrere, stoffwechselphysiologisch verschiedene Gruppen von Bakterien umfaßt, deren Aktivität durch die Temperatur in unterschiedlichem Ausmaß reguliert wird (Conrad et al., 1987). Außerdem kann es zu Anpasserscheinungen der Mikrobenpopulationen kommen, bei denen je nach Temperatur psychrophile oder mesophile Mikroorganismen dominieren (Conrad et al., 1989).

+) Max-Planck-Institut für Terrestrische Mikrobiologie,
Karl-von-Frisch-Str., 3550 Marburg/Lahn

Literatur:

- Conrad, R., 1988: Biogeochemistry and ecophysiology of atmospheric CO and H₂. *Adv. Microbiol. Ecol.* 10, 231-384.
- Conrad, R., 1989: Control of methane production in terrestrial ecosystems, Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, Andreae, M.O. and D.S. Schimel, Editor (Dahlem Konferenzen, Wiley) 39-58.
- Conrad, R., F. Bak, H.J. Seitz, B. Thebrath, H.P. Mayer and H. Schütz, 1989: Hydrogen turnover by psychrotrophic homoacetogenic and mesophilic methanogenic bacteria in anoxic paddy soil and lake sediment. *FEMS Microbiol. Ecol.* 62, 285-294.
- Conrad, R., H. Schütz and M. Babbel, 1987: Temperature limitation of hydrogen turnover and methanogenesis in anoxic paddy soil. *FEMS Microbiol. Ecol.* 45, 281-289.
- Conrad, R. and W. Seiler, 1982: Utilization of traces of carbon monoxide by aerobic oligotrophic microorganisms in ocean, lake and soil. *Arch. Microbiol.* 132, 41-46.
- Conrad, R. and W. Seiler, 1985a: Characteristics of abiological CO formation from soil organic matter, humic acids, and phenolic compounds. *Environ. Sci. Tech.* 19, 1165- 1169.
- Conrad, R. and W. Seiler, 1985b: Influence of temperature, moisture and organic carbon on the flux of H₂ and CO between soil and atmosphere. Field studies in subtropical regions. *J. Geophys. Res.* 90, 5699-5709.
- Conrad, R. and W. Seiler, 1985c: Localization of microbial activities relevant to the emission of nitrous oxide from the soil into the atmosphere. *Soil Biol. Biochem.* 17, 893- 895.
- Conrad, R., W. Seiler and G. Bunse, 1983: Factors influencing the loss of fertilizer-nitrogen into the atmosphere as N₂O. *J. Geophys. Res.* 88, 6709-6718.
- Frenzel, P., F. Rothfuss and R. Conrad, 1992, Oxygen profiles and methane turnover in a flooded rice microcosm. *Biol. Fertil. Soils* 14, 84-89.
- Schütz, H., W. Seiler and R. Conrad, 1989: Processes involved in formation and emission of methane in rice paddies. *Biogeochem.* 7, 33-53.
- Schütz, H., W. Seiler and R. Conrad, 1990: Influence of soil temperature on methane emission from paddy fields. *Biogeochem.* 11, 77-95.
- Seiler, W. and R. Conrad, 1981: Field measurements of natural and fertilizer induced N₂O release rates from soils. *J. Air Poll. Contr. Ass.* 31, 767-772.
- Slemr, F., R. Conrad and W. Seiler, 1984: Nitrous oxide emissions from fertilized and unfertilized soils in a subtropical region (Andalusia, Spain). *J. Atmos. Chem.* 1, 159-169.
- Thebrath, B., F. Rothfuss, M.J. Whiticar and R. Conrad, 1983: Methane production in littoral sediment of Lake Constance. *FEMS Microbiol. Ecol.*, submitted.

$\delta^{13}\text{C}$ -Analyse der organischen Substanz in Flußmarschen
und ihre Beziehung zur Methan-Bildung

von

E.-M. Pfeiffer*)

1. Einleitung

Isotopenmessungen können in der Ursachenforschung von biogeochemischen Prozessen in Böden natürlicher Feuchtgebiete wie Moore und Marschen verwendet werden. Es ist bekannt, daß der bakterielle Abbau zu einer Fraktionierung der Isotopen des Kohlenstoff der organischen Substanz im Boden führt:

- dabei werden die leichteren Kohlenstoffkomponenten der organischen Substanz schneller umgesetzt als die schwereren ^{13}C -haltigen Komponenten, d.h.:
- die zurückbleibende organische Substanz im Boden wird mit ^{13}C -Kohlenstoff angereichert (d.h. kleinere negative $\delta^{13}\text{C}$ -Werte, z.B. -18‰), während
- die Abbauprodukte - z.B. CO_2 , CH_4 - mit ^{13}C -Kohlenstoff relativ abgereichert sind(d.h. größere negative Werte, z.B. -60‰).

Der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert ist definiert =
$$\frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{Probe}} - (^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}} * 1000\text{‰}$$

(PDB= Pee Dee Belemnitella americana Standard)

Häufige $\delta^{13}\text{C}$ -Werte verschiedener wichtiger Kohlenstoffkomponenten im Boden sind in Abb. 1 zusammengestellt.

Die vorliegende Untersuchung ist Teil eines Forschungsprojektes zur Methanbildung und -emission in natürlichen Feuchtgebieten der Marschen- und Moorlandschaft Norddeutschlands an unserem Institut. Die Ergebnisse stammen aus den Untersuchungsjahren 1991 und 1992. Folgende Fragen sollten geklärt werden:

- a) Sind $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des organischen Kohlenstoffs in Flußmarschen zur besseren Charakterisierung des organischen Kohlenstoffabbaus unter anaeroben Bedingungen geeignet?
- b) Können über die $\delta^{13}\text{C}$ -Anreicherung Aussagen zur Höhe der Methanbildung und den Bildungsort in Marschen gemacht werden?

2. Standorte und Methoden

2.1 Standorte an der Unterelbe bei Assel/Landkreis Stade:

Standort P3 im Schilfgürtel: Roh-Flußmarsch aus kalkhaltigen, sandig-lehmigen, perimarinem Sedimenten
Vegetation/ Nutzung: Phragmitis-Röhricht / Naturschutzgebiet

*Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg

Standort P4 im Deichvorland: Kalk-Flußmarsch aus schwach entkalkten, perimarinem Sedimenten
Vegetation/ Nutzung: Weide-Grünland

2.2 Methoden:

Gasmessungen:

- Gasmengebestimmung: pyramidenförmige Boxen mit 1qm Grundfläche
- CH_4 -Analyse: GC 204, Fa Pye Unicam

$\delta^{13}\text{C}$ -Wert der organischen Substanz:

- Probenvorbereitung: CaCO_3 -Zerstörung mit H_3PO_4
- Umwandlung der org. Substanz in CO_2 mit spezieller Verbrennungs- und Hochvakuumlinie
- Bestimmung der C-Isotopenverhältnisse mit Massenspektrometer, MAT 250 Fa Finnigan
- Laborstandard: gegen PDB-Standard geeichtes CO_2 -Laborgas
- Standardabweichung: 0,1 ‰

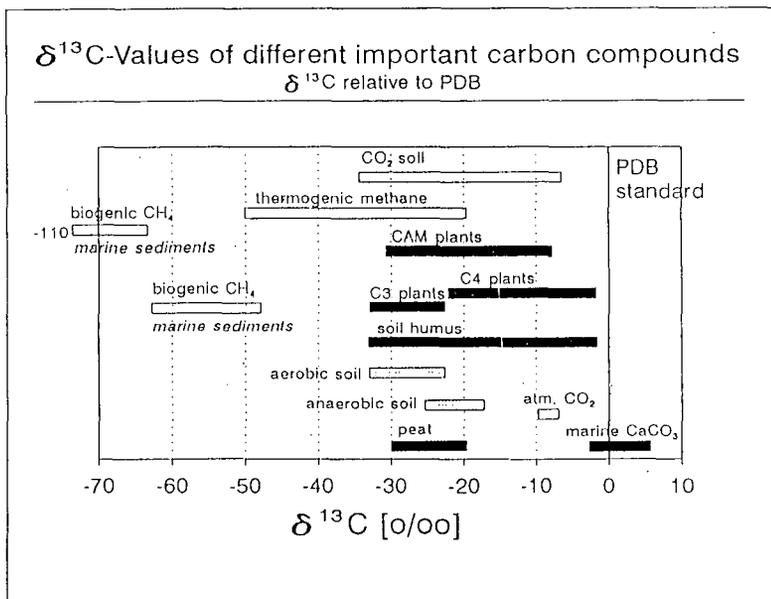


Abb. 1: Häufige $\delta^{13}\text{C}$ -Werte wichtiger Kohlenstoffkomponenten in ‰ des PDB-Standards

3. Ergebnisse

Die untersuchten Flußmarschen-Standorte unterscheiden sich in erster Linie durch die gebildeten Gesamtgas Mengen und durch die gebildeten Methanmengen :

Roh-Flußmarsch:

Gasbildung: x: 200ml/qm/d; min: 57ml/qm/d; max: 321ml/qm/d

Methanbildung: x: 71ml CH_4 /qm/d; min: 21ml/qm/d; max: 110ml/qm/d

Kalkflußmarsch:

Gesamtgasbildung: x: 11ml/qm/d; min: 6,5ml/qm/d; max: 16ml/qm/d

Methanbildung: x: 0,45 ml/qm/d; min: 0,01ml/qm/d; max: 4ml/qm/d

Die wichtigsten Ergebnisse der $\delta^{13}\text{C}$ -Analyse des organischen Bodenkohlenstoffs sind (Abb.2 und 3):

- a. $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in Flußmarschen: -26‰ bis -20‰
- b. $\delta^{13}\text{C}$ -Werte verschiedener Horizonte im Vergleich zu frischer org. Substanz (Schilf u.a.: -28‰):
 - fAhGr : -26‰
 - Ap, AhGo, Go, Gro: -25‰
 - Gor, Gr: -21‰
- c. Horizonte mit $\delta^{13}\text{C}$ -Werten von ca. -25‰ sind gekennzeichnet durch
 - schwachen organischen Substanzabbau
 - höchste C-Gehalte
 - niedrigste Methan-Gehalte
- d. Gr-Horizonte mit $\delta^{13}\text{C}$ -Werten bis zu -20‰ zeigen
 - starke Reduktionsmerkmale
 - die höchsten Methangehalte
 - die höchsten Gasbildungsraten

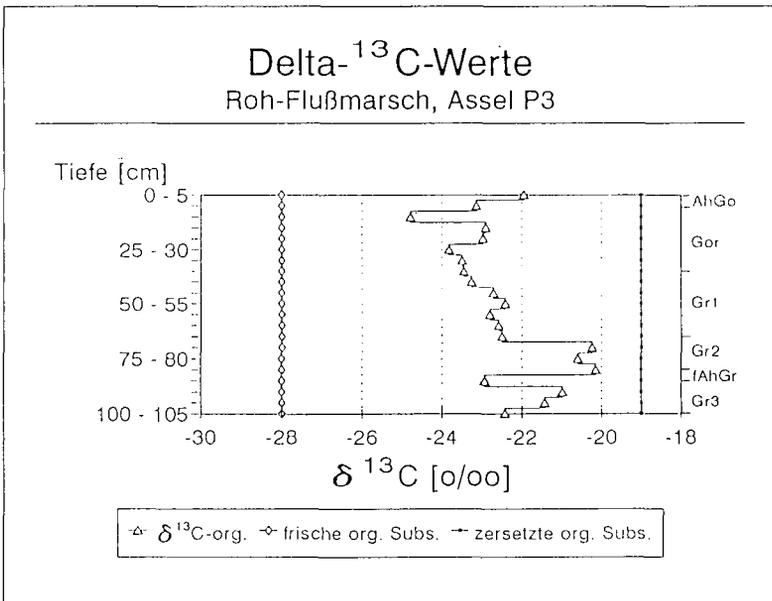


Abbildung 2: Tiefenverteilung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in Bodenproben einer Roh-Flußmarsch (P3) im Bereich der Unterelbe

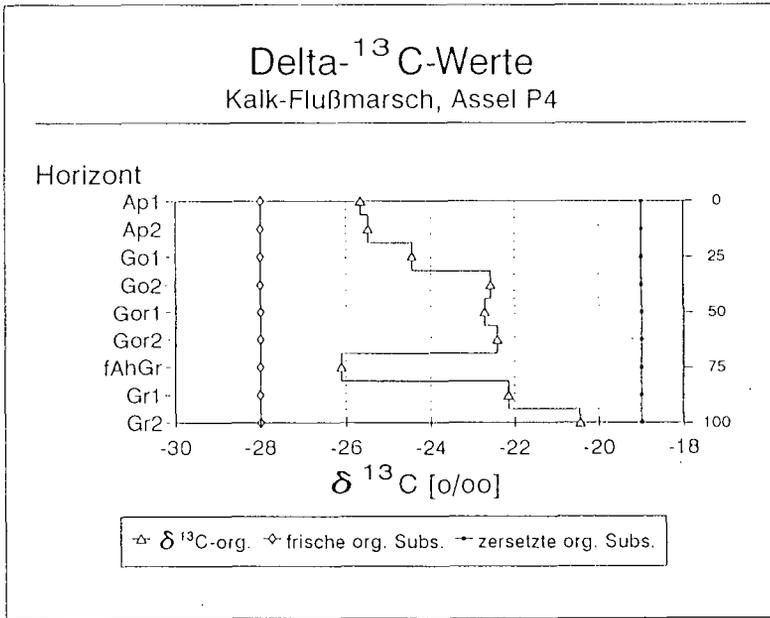


Abbildung 3: Tiefenverteilung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in Bodenproben einer Kalk-Flußmarsch(P4) im Bereich der Unterelbe

5. Schlußfolgerungen

- a. $\delta^{13}\text{C}$ -Wert der organischen Substanz ist ein geeigneter Bodenparameter um die Abbauprozesse in Flußmarschen zu charakterisieren,
- b. die anaeroben Bodentiefen mit den stärksten Anreicherungen an schwererem ^{13}C -Kohlenstoff weisen die höchsten Gasmengen und Methangehalte auf,
- c. für genauere Aussagen zu den ursächlichen Methanbildungsprozessen in Flußmarschen sollten alle wichtigen Kompartimente hinsichtlich der Isotopenverhältnisse untersucht werden:
 - Vegetation
 - Bodengase (CO_2 , CH_4) in verschiedenen Tiefenstufen
 - verschiedene Komponenten der org. Substanz im Boden
 - Karbonatkohlenstoff.

6. Dank:

Für die tatkräftige Hilfe danke ich B. Grabellus, D. Wagner und C. Schröter.

Methane Consumption in the Colorado Short Grass Steppe

by

A. Mosier¹, D. Valentine², D. Schimel^{2&3}, W. Parton² & D. Ojima²

Introduction: Methane is a radiatively active trace gas that has an atmospheric residence time of about 10 years. Its atmospheric concentration is increasing in the atmosphere at the rate of 0.5-0.8%/y, but was thought to be increasing more rapidly during the previous decade (Houghton et al., 1992). The reason the apparent change in rate of atmospheric increase is not known. Methane alone accounts for about 15 % of the anticipated atmospheric warming. The earth's atmosphere currently contains about 4800 Tg CH₄ (Cicerone and Oremland, 1988) and total annual input of CH₄ into the atmosphere is 400 to 600 Tg (Houghton et al., 1992). Production currently exceeds oxidation to CO₂ by about 50 Tg/y. Even though the mass of CH₄ in the atmosphere is only 0.5% that of CO₂, its long atmospheric life time and high infrared absorption properties make it account for about one sixth of the net atmospheric greenhouse effect (Rhode, 1990). About 70% of terrestrial based CH₄ is produced in soil. Another 21% is from fossil sources, including natural gas and supply system leaks (Whalen and Reeburgh, 1990). The remainder appears to be derived from landfills, termites and the oceans. Most of the emitted CH₄ is oxidized to CO₂ by hydroxyl radicals in the atmosphere, about 10% is transported to the stratosphere (Houghton et al., 1992) and about the same amount appears to be oxidized in aerobic soils. Although this soil sink for atmospheric CH₄ has been known for the last decade (Seiler et al., 1984) its importance and factors affecting it are only now being investigated. Ojima et al. (1993) suggest that without the soil sink that atmospheric CH₄ concentrations would be increasing at about 2 times the current rate.

¹USDA-ARS, Fort Collins, CO 80522, USA; ²Natural Resource Ecology Laboratory, Colo. St. Univ., Fort Collins, CO 80523, USA; ³National Center for Atmospheric Research, Boulder, CO 80307, USA.

Increased biospheric production is generally suggested as the reason for the increases, but decreases in global sinks may also be important. It has been suggested, for example, that nitrogen fertilization may decrease the rate at which tropical (Bouwman, 1990; Andreae and Schimel, 1989) and temperate forest soils (Steudler et al., 1989) take up methane from the atmosphere. Furthermore, the recent extensive changes in land management and cultivation could be contributing to the observed increases in both atmospheric methane and nitrous oxide, as has been suggested for tropical soils (Keller et al., 1990). Little information exists on CH_4 uptake in temperate grasslands, which occupy about 8% of the Earth's surface. We first reported the first months of measurements of CH_4 and N_2O flux in the Colorado short grass steppe in Mosier et al. (1991). These studies indicated that nitrogen fertilization and cultivation can both decrease CH_4 uptake and increase N_2O production. Weekly flux measurements have been made since the spring of 1990 and we report the results of some of these long-term measurements in this paper.

Materials and Methods: We established sites in the Colorado short grass steppe during the first 6 months of 1990. One set of sites was established in an unamended (NP) and in an annually nitrogen-fertilized (AFP) native grass pastures. Another set was established in a pair of wheat fields, cropped in alternating years (wheat-fallow), and in an adjacent grassland that had last been plowed in 1939 and then allowed to revert back to native vegetation (P-1939). All sites were in or near the United States Department of Agriculture-Agricultural Research Service Central Plains Experimental Range (latitude $40^{\circ}48'\text{N}$, longitude $104^{\circ}45'\text{W}$). At each site we established six replicate plots. In the NP and AFP the terrain is essentially flat. The AFP site received 2.2 g N m^{-2} of ammonium nitrate annually from 1976 to 1989. In the wheat-fallow and P-1939 sites we established six plots in each of the three adjacent sites, wheat, fallow, and previously plowed pasture (P-1939). The wheat and fallow sites had been in continuous cultivation without irrigation or application of nitrogen fertilizer, pesticides, or herbicides since the native prairie was plowed in 1981. Winter wheat was planted in September 1989, and the fallow site was kept weed-free by cultivation following harvest in July, 1989. The crop was harvested in July 1990, and the fallow site was planted with wheat in September, 1990. This wheat-fallow sequence continued through 1991. The grassland that had been last plowed in 1939 is 200 m east of the wheat-fallow field.

Six replicate, permanent plots for gas flux measurement were established in each site by driving 20.3-cm diameter PVC pipes into the soil to a depth of 8 cm. We measured gas fluxes by placing a closed chamber (Hutchinson and Mosier, 1981) over the established collars and taking gas samples from inside the chambers with 50-ml polypropylene syringes fitted with nylon stopcocks, usually 0, 15 and 30 minutes after the chambers were installed. We analyzed the samples within six hours by gas chromatography using a

Porapak N column and flame ionization detector for CH₄, and Porapak Q and electron capture detector (Mosier and Mack, 1980) for N₂O from the same syringe. Flux measurements were made mid-morning on each sampling day, generally weekly at each site, throughout the year. We collected soil samples (0-15 cm) at the time of each gas flux measurement. The soils were analyzed gravimetrically for soil water content. Soil temperature (5 cm depth) was also measured at each site during each flux measurement.

Results and Discussion: Diel fluctuations in CH₄ uptake. Since most of our flux measurements were made mid-morning of each measurement day we measured CH₄ flux occasionally at six hour intervals during a 24 hour period. The results of one such diel flux study made 16 June, 1992 in the AFP and NP is shown in Figure 1.

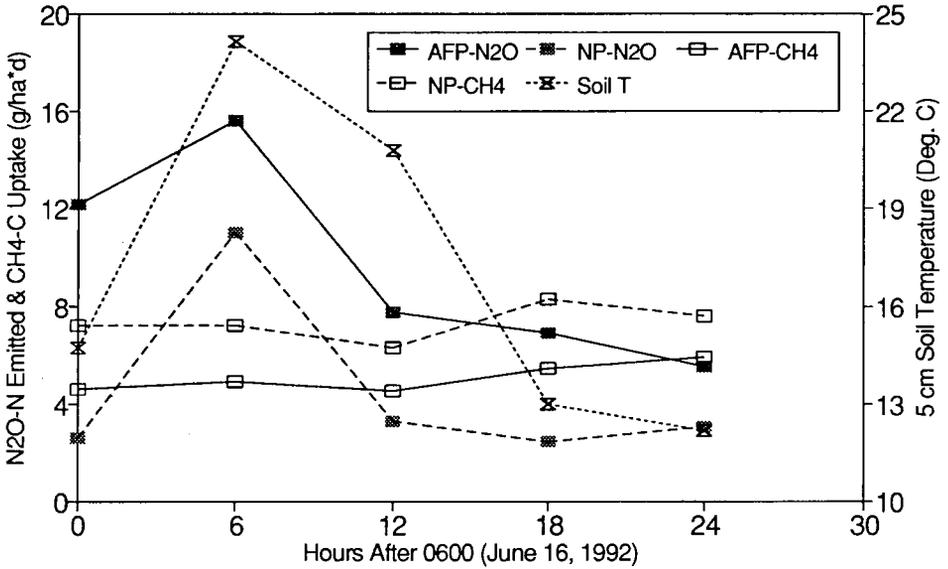


Figure 1. Effect of time of day on CH₄ uptake, N₂O emission and soil temperature.

The 5 cm soil temperature varied between 12.2 and 24.1 °C over the five measurement periods. The CH₄ uptake rates in the annually fertilized pasture varied only from 4.6 to 5.9 g C ha⁻¹ d⁻¹ and the native pasture CH₄ uptake rate varied between 7.2 and 8.3 g C ha⁻¹ d⁻¹. Within each site the coefficient of variation between individual flux measurements averaged 0.33. Flux rates are significantly different (P=0.05) between sites at each measurement period. These data indicate that there is no significant relationship between 5 cm soil temperature and CH₄ uptake rates in either site. The same trends and soil temperature relationships have been observed at each of several diel flux measurements during the past 30 months.

Since we anticipated that microbial activity would be responsible for the oxidation of CH₄ and production of N₂O, we measured N₂O and CH₄ concentration in each gas sample (Figure 1). In the AFP site N₂O emissions varied between 5.5 and 15.6 g N ha⁻¹ d⁻¹ and in the NP site between 1.2 and 11.0 g N ha⁻¹ d⁻¹. Within each site the coefficient of variation between individual flux measurements averaged 0.75. At the time of this diel study the soil was beginning to dry following a 3 cm rain event on 15 June. Although N₂O emissions tended to vary with temperature, the direct correlation is not high (r²=0.47 and 0.64 for AFP and NP, respectively), suggesting that soil water content, rather than T alone is driving N₂O production.

Since CH₄ uptake rates remained relatively constant throughout the 24 hour period and N₂O emissions changed through the day, there is little direct correlation between the fluxes of the two gases during the measurement period (r²= 0.31 and 0.03 for AFP and NP, respectively). This suggests that microbial activity controls N₂O production and that both physical and biotic processes regulate microbial CH₄ oxidation.

Effect of N-fertilization and soil water content on CH₄ and N₂O flux. Figure 2 shows N₂O and CH₄ gas flux data from the AFP and unfertilized pasture along with 5 cm soil temperature and soil water (0-15 cm) taken at the time of each flux measurement. Addition of 2.2 g N m⁻² as ammonium nitrate from 1976 until 1989 decreased the soil uptake of atmospheric CH₄ by an average of about 40%. Seasonal trends are evident in CH₄ uptake in both pastures with higher flux generally associated with warm seasons and lower uptake rates generally associated with cold seasons. Methane uptake is most noticeably affected by changes in soil water status. Methane uptake rates decrease as soil moisture increases immediately after rainfall. As the soil dries CH₄ uptake rates increase and are near maximum at about 50% of water holding capacity and remain high until the soil becomes very dry. As the soil moisture becomes very low, rates decline to a relatively low level, regardless of temperature.

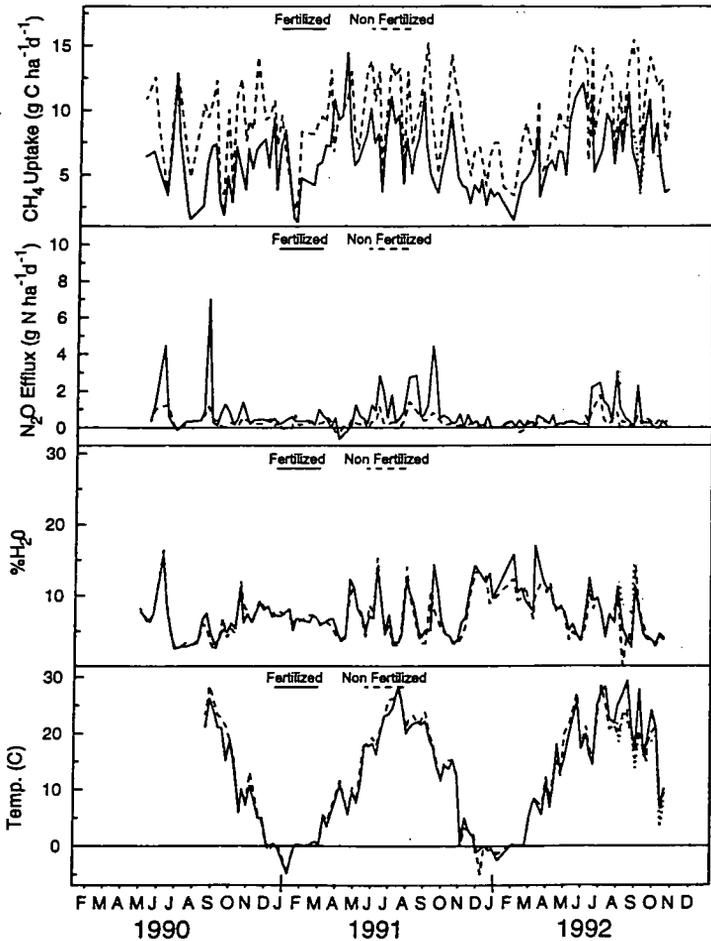


Figure 2. Methane uptake, N₂O emissions, soil H₂O content and soil temperature in the annually fertilized (AFP) and native pasture (NP) sites from 1990-1992.

Nitrous oxide fluxes follow an inverse pattern to the CH₄ fluxes. Nitrous oxide emissions peak soon after rain events and quickly decline to low, background levels. Emissions of N₂O are low during the cold part of the year and also during hot, dry periods. Generally, N₂O emission peaks coincided with CH₄ uptake minima at high soil moisture

levels and N_2O emissions return to low baseline levels and CH_4 uptake peaks as the soil dries. Maximum flux rates of both gases occur during the growing season, but appreciable CH_4 uptake occurs year-round, even when surface soils are frozen or covered with snow. The winter uptake rates are consistent with the Sommerfeld et al. (1993) recent finding that significant soil-atmosphere exchange of CO_2 , N_2 and CH_4 occurs through the snow in alpine and subalpine forest meadow soils.

Effect of fertilization and cultivation on CH_4 and N_2O fluxes. Adding N to the native grassland increased N_2O emissions about 2.5 times while decreasing CH_4 uptake by about 40% (Figure 3). Methane uptake rates in the pasture that was last plowed in 1939 and converted back to grassland averaged about one third those of the native grassland in the grassland. Nitrous oxide emissions were not appreciably different between those two grasslands. Methane uptake rates were even further depressed in the unfertilized, wheat-fallow fields and N_2O emissions were generally higher than in native and previously plowed grasslands.

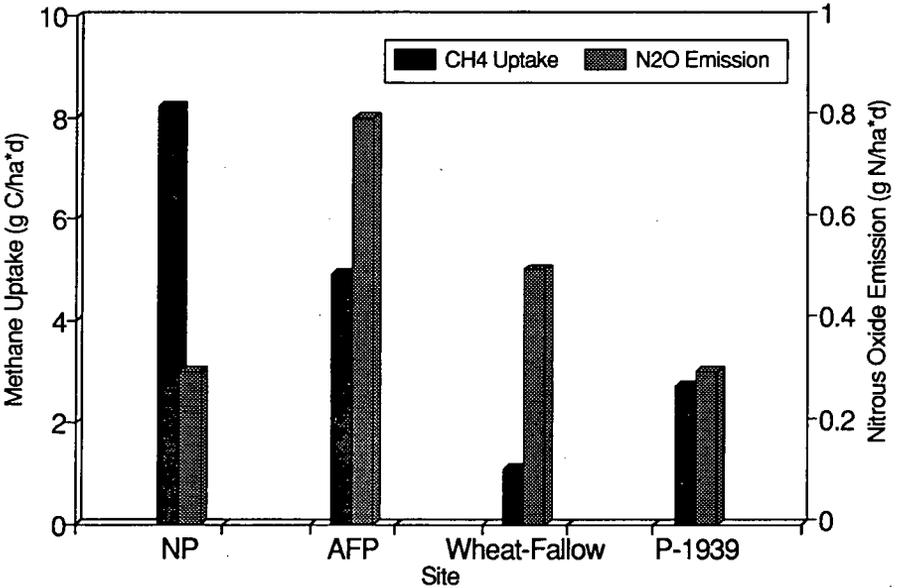


Figure 3. Effect of N-fertilization and cultivation on CH_4 uptake and N_2O emissions in the Colorado short grass steppe.

Summary: While it has been necessary to change land use practices over the past centuries to meet the required production of food and fiber, we need to recognize and account for potential impacts of land use change on atmospheric CH₄ and N₂O. Our studies in the Colorado short grass steppe clearly show that land use change and land management have altered the rate of CH₄ oxidation of atmospheric CH₄ in the soil. Since CH₄ oxidation and N₂O production may be accomplished by a variety of microorganisms, the influence of changing agricultural, forest and demographic patterns may be large. Determining the reasons for differences in the soil-atmosphere exchange of these gases, and why human activities influence them is necessary in order to understand the roles of soils CH₄ and N₂O production in atmospheric CH₄ and N₂O budgets. Existing management and technological practices may already exist to limit the effect of land use change on trace gas fluxes. It is therefore important to understand how management and land use affect trace gas fluxes and to observe the effect of new technology. Since the 70 to 90% of the fluxes of these gases are mediated in the soil, it is soil processes that will dictate future atmospheric loading of CH₄ and N₂O.

References:

Andreae, M.O. and D.S. Schimel (eds.). 1989. Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere. John Wiley & Sons. Chichester. 346 p.

Bouwman, A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In A.F. Bouwman (ed.): Soils and the Greenhouse Effect. John Wiley & Sons. Chichester. pp. 61-127.

Cicerone, R.J. and R.S. Oremland. 1988. Biogeochemical aspects of atmospheric methane. Global Biogeochem. Cycles. 2:299-327.

Houghton, J.T., B.A. Callander and S.K. Varney (eds.). 1992. Climate Change 1992. The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 200 pp.

Hutchinson, G.L., and A.R. Mosier. 1981. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. Soil Sci. Soc. Am. J. 45:311-316.

Keller, M., M.E. Mirtre, and R.F. Stallard. 1990. Consumption of atmospheric methane

in soils of central Panama: Effects of agricultural development. *Global Biogeochem. Cycles*. 4:21-27.

Mosier, A., D. Schimel, D. Valentine, K. Bronson, and W. Parton. 1991. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature*. 350:330-332.

Mosier, A.R. and L. Mack. 1980. Gas chromatographic system for precise, rapid analysis of N_2O . *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:1121-1123.

Ojima, D.S., D.W. Valentine, A.R. Mosier, W.J. Parton, D.S. Schimel. 1993. Effect of land use change on methane oxidation in temperate forest and grassland soil. *Chemosphere* (In Press).

Rhode, H. 1990. A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. *Science* 248:1217-1219.

Seiler, W., R. Conrad and D. Scharffe. 1984. Field studies of methane emission from termite nests into the atmosphere and measurements of methane uptake by tropical soils. *J. Atm. Chem.* 1:171-186.

Sommerfeld, R.A., A.R. Mosier and R.C. Musselman. 1993. CO_2 , CH_4 , and N_2O flux through a Wyoming snow pack and implication for global budgets. *Nature*. (In Press).

Steudler, P.A., R.D. Bowden, J.M. Melillo, and J.D. Aber. 1989. Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature*. 341:314-316.

Whalen, S.C. and W.S. Reeburgh. 1990. Consumption of atmospheric methane by tundra soils. *Nature*. 346:160-162.

Effect of nitrogen fertilization on methane oxidation in the
Broadbalk Wheat Experiment

by

Hütsch, Birgit*) and Colin P. Webster**)

Introduction: Methane is an important greenhouse gas; its concentration in the atmosphere has increased continuously over recent decades. The reason for this is an increase in CH₄ emissions, but a decrease in consumption is also involved. The absorption in soils can contribute up to 15% to the total CH₄ destruction (Born et al., 1990). After nitrogen fertilization, Stuedler et al. (1989) found an inhibition of the CH₄ uptake in temperate forest soils, and Mosier et al. (1991) reported similar results for a pasture. In the present study the effect of autoclaving and of long-term and short-term nitrogen fertilization on CH₄ oxidation in a temperate arable soil was investigated.

Material and Methods: The investigations were carried out with soil samples from section 1 of the Broadbalk Wheat Experiment at Rothamsted Experimental Farm. The topsoil is a silty clay loam containing about 20% sand, 51% silt and 28% clay. The Broadbalk experiment was started in 1843 and wheat has been grown every year on section 1. The plots, which were used for these CH₄ oxidation measurements, receive 0, 48, 96, 144, 192, 240, 288 kg N ha⁻¹ year⁻¹ as a single dressing of "Nitro-Chalk" (ammonium nitrate - calcium carbonate) in April. An organic manure treatment, which receives 35 t ha⁻¹ farmyard manure each year, applied before ploughing, was investigated as well. The plots N0, N48, N96, N144 and FYM have been given the same annual fertilizer application since 1852; the N192 treatment was begun in 1968 and the treatments N240 and N288 were started in 1985. These different nitrogen fertilizer applications caused a variation in pH, total N and organic carbon. The pH varies between 7.0 and 8.0, the total N content in the mineral N plots is about 0.12% compared to 0.28% in

*) Institute for Plant Nutrition, Justus-Liebig-University, Suedanlage 6, W-6300 Giessen, Germany

***) Soil Science Department, Rothamsted Experimental Station, Harpenden, Herts AL5 2JQ, U.K.

the FYM plot, and the organic carbon content is 1.1 and 2.8%, respectively.

Measurements of CH₄ oxidation were made on undisturbed soil cores, which were collected in plastic tubes (6.4 cm i.d., 12 cm deep) on 6/4/92 and on 4/9/92. Cores were incubated at 25°C in sealed 1-l jars which allowed periodic collection of headspace samples through septa. At the start CH₄ was applied to give 10 ppm and the headspace concentrations were measured after 0, 3, 6, 24, 48, 72, 120, 168 and 212 hours.

In experiments where fertilizer was applied to the soil cores, it was dissolved in 2 ml of solution and injected into the soil (1-2 cm deep) with a syringe. The fertilizer was added either as (NH₄)₂SO₄ or as KNO₃, equivalent to the amount which is added annually to the field plots.

At the end of each experiment (after 212 h) the CO₂ concentration was measured and the pH, the water content and the mineral N concentrations in the soil were determined. The start values of these soil parameters were measured in soil samples taken adjacent to the soil cores and bulked for each plot.

Results: The CH₄ consumption was entirely mediated by microbial activity, because the CH₄ concentrations in the headspace of autoclaved soil cores stayed nearly constant during the incubation period of 212 hours, but that of the non-autoclaved soil decreased (Fig. 1). Methane uptake was much greater in the N0 and FYM treatments compared to the N144 treatment. After 212 hours CH₄ concentration in the N0 and FYM treatments reached values of 0.7 and 0.6 ppm, respectively, whereas in the N144 treatment the concentration was only reduced to 4.4 ppm.

The curves showed typical first-order-kinetics and fitted an exponential function ($y = a e^{bt}$). A lognormal transformation ($\ln y = a + bt$) resulted in straight lines, from which slopes (b values) can be interpreted as methane oxidation rates. The rate for the N144 treatment was significantly lower than the rates for N0 and FYM, but the difference between N0 and FYM was not significant (Table 1). At the start of the autoclaving experiment the mineral N contents, also shown in Table 1, were small and at the end of incubation only the NH₄ content in the autoclaved soil had increased significantly, especially in the FYM treatment. This is expected, due to the fact that during the heating procedure organic matter is destroyed. The pH values showed only a small variation with the lowest value in N144 and the highest in N0. The moisture contents of the soil cores lay between 16 and 17% (wt/wt).

The CH₄ consumption rates for the whole range of N treatments were measured before fertilizer application, when the actual mineral nitrogen content was less than 5 kg N ha⁻¹ to 12 cm depth (sampling in April). NO showed a significantly (5% level) higher rate than all the mineral N treated plots, and the FYM treatment had an intermediate value. An application of NH₄ fertilizer to the same soil cores, equivalent to the amount annually added in the field, resulted in only a small, insignificant decrease in the CH₄ consuming ability. Results from a repeat set of soil cores from the same sampling date and incubation without fertilizer application, again showed the highest CH₄ uptake rate in the NO treatment and rates declined progressively for increases in N applications to N144. The FYM treatment had a value between NO and N48. A nitrate application resulted in only small, insignificant changes in the methane uptake rate. These experiments clearly point to a long-term effect of nitrogen fertilization on the CH₄ uptake, this being much more pronounced than any short-term effect.

Conclusions:

- 1) The disappearance of CH₄ in the jars was entirely mediated by microbial activity.
- 2) Long-term (140 years) application of mineral nitrogen fertilizer resulted in significant differences in the ability of the soil to oxidize CH₄: the higher the amount of fertilizer applied the lower the rate of CH₄ oxidation.
- 3) An application of mineral N fertilizer (either as NH₄ or as NO₃) to mineral N treated plots (48 - 288 kg N ha⁻¹) showed no significant effect on the CH₄ oxidizing ability.
- 4) Despite receiving nearly 240 kg N ha⁻¹ year⁻¹, the FYM treatment had almost the same ability to oxidize CH₄ as the NO treatment.

Literature:

- Born, M., H. Dörr and J. Levin, 1990: Methane consumption in aerated soils of the temperate zone. *Tellus* 42B, No. 1, 2-8.
- Mosier, A.R., D. Schimel, D. Valentine, K. Bronson and W. Parton, 1991: Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature* 350, 330-332.
- Stuedler, P.A., R.D. Bowden, J.M. Melillo and J.D. Aber, 1989: Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature* 341, 314-316.

Table 1. Methane decrease rates (b values x1000), mineral nitrogen content, pH and moisture content at start and end of incubation in the autoclaving experiment (n = 4; sampling date: 4/9/92).

	start			end of incubation					
	N ₀	N ₁₄₄	FYM	+ auto			- auto		
N treatment	N ₀	N ₁₄₄	FYM	N ₀	N ₁₄₄	FYM	N ₀	N ₁₄₄	FYM
b values (x 1000)	---			-0.2	-0.2	0.0	-13.2	-4.3***	-15.6
NO ₃ -N [kg / ha]	4.9	4.9	7.2	3.2	4.3	9.3	9.7	9.2	11.8
NH ₄ -N [kg / ha]	1.6	0.8	1.5	14.1	16.8	49.4	0.7	0.7	1.3
pH (in H ₂ O)	7.7	7.1	7.4	8.0	7.2	7.5	8.0	7.2	7.7
% H ₂ O (by weight)	---	---	---	16.1	17.4	17.4	15.7	17.1	17.6

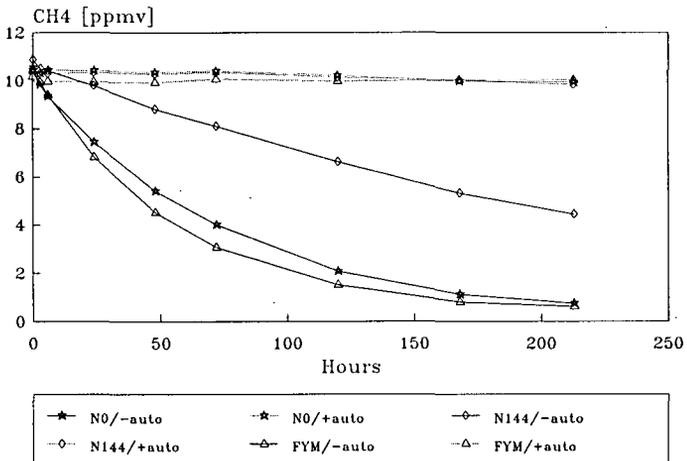


Fig. 1: Effect of autoclaving on the CH₄ oxidation of N0, N144 and FYM treatment (n = 4), sampling date: 4/9/92; + auto = autoclaved, - auto = non-autoclaved.

Anteile der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurengase - ursachenorientierte und hinreichende Lösungsansätze

von

Isermann, K.*)

EINLEITUNG

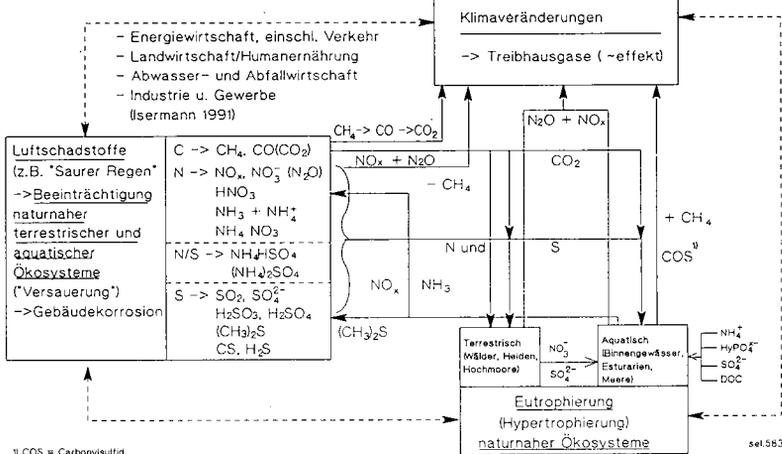
Entsprechend der Darstellung in Abb. 1 lassen sich die "neuartigen" kontinentalen und globalen grenzüberschreitenden Umweltbeeinträchtigungen, wie die

- Versauerung von naturnahen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen sowie Korrosion von Gebäuden durch Luftschadstoffe (u.a. "Saurer Regen"),
- Eutrophierung (Hypertrophierung) von naturnahen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen
- sowie die hier angesprochenen langfristigen Klimaveränderungen (Treibhauseffekt)

ursächlich letztlich alle auf entsprechende Auswirkungen (potentiell) reaktiver Verbindungen des Kohlenstoffs (C), Stickstoffs (N), Phosphors (P) und Schwefels (S) zurückführen (Isermann 1992 a+b).

Abbildung 1

Interaktionen grenzüberschreitender kontinentaler und globaler Umweltbeeinträchtigungen verursacht durch Schadstoffe der Elemente C, N, P und S anthropogen vornehmlich herrührend aus den Wirtschaftsbereichen der:



*) Landwirtschaftliche Versuchsstation der BASF Aktiengesellschaft, Postfach 220, D(W)-6703 Limburgerhof

Demgemäß haben diese grenzüberschreitenden Umweltbeeinträchtigungen nicht nur gemeinsame Ursachen und Verursacher, sondern sie beeinflussen sich gemäß der Darstellung in Abbildung 1 auch wechselseitig, teilweise mit Selbststeigerungseffekt: So begünstigt beispielsweise die Eutrophierung naturnaher terrestrischer und aquatischer Ökosysteme durch vorwiegend anthropogene C-, N-, P- und S-Einträge dort die Netto-Emission der klimarelevanten Gase CH_4 , N_2O , NO_x (und COS) (Fritsche 1985; Mosier et al. 1991; Isermann 1991, 1992 a+b; Franken et al. 1992). Entscheidend für die rasche zeitliche und räumliche Zunahme dieser Umweltbeeinträchtigungen und deshalb für ihre "Neuartigkeit" sind entsprechende zu hohe zusätzliche Emissionen des Menschen an C (Energie), N, P und S über jene der Natur hinaus. Bereits kleinste, durch den Menschen hervorgerufene Veränderungen der Erdatmosphäre (bis zur Gegenwart gesamthaft nur <0,01%) verändern das Klima rasch und nachhaltig (IGBP 1992). Hauptverursacher sind hierbei die Wirtschaftsbereiche Energiewirtschaft (einschl. Verkehr), Industrie und Gewerbe sowie die Landwirtschaft mit den nachgeordneten Bereichen Hauswirtschaft/Humanernährung und Abwasser- sowie Abfallwirtschaft. Alle o.e. kontinentalen und globalen Umweltbeeinträchtigungen haben demzufolge dieselben Lösungsansätze zu ihrer Verminderung (Nachsorge) bzw. Vermeidung (Vorsorge). Ihre Irreversibilität innerhalb überschaubarer menschlicher Generationen begründet im Sinne des Nachwelt-Schutzes deren Dringlichkeit. Hierbei dient die kontinentale und globale Stoffbilanzierung sowohl der (Geo-)Diagnose als auch der Kontrolle der (Geo-)Therapie.

Nachfolgend werden nun die Anteile der Landwirtschaft/Düngung an der Emission klimawirksamer Spurengase im Vergleich mit dem gegenwärtigen Hauptverursacher des Treibhauseffektes - dem Energiebereich - dargestellt. Danach werden ursachenorientierte Lösungsansätze zur hinreichenden Minderung der Emission dieser Klimagase aus dem Bereich der Landwirtschaft aufgezeigt (ausführliche Aussagen hierzu siehe Isermann 1991, 1992 a+b).

MATERIAL UND METHODEN: s. Isermann 1992 a+b.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

1. Vergleich Landwirtschaft / Verbrennung fossiler Brennstoffe (Energiebereich)

Tabelle 1 macht die überragenden Anteile der Landwirtschaft an der globalen anthropogenen Emission der (in)direkt klimarelevanten Spurengase NH_3 (>95%), N_2O (81%), CH_4 (70%) und CO_2 (52%) deutlich, während diese Anteile beim NO_x (35%) und CO_2 (21%) vergleichsweise zur Verbrennung fossiler Energieträger mit 65 bzw. 79% relativ gering sind. Das Treibhauspotential (GWP) der Landwirtschaft, herrührend aus ihrer Emission an treibhausrelevanten Gasen von $16,1 \times 10^6$ t CO_2 -Äquivalenten/a, kommt bereits zu 63% dem weltweiten Treibhauspotential des Energiebereiches nahe, bzw. beinhaltet 80% dessen klimarelevanten CO_2 -Anteiles am GWP. Mit jeweils 34 und 32% scheint, hinsichtlich des Treibhauspotentials der Landwirtschaft, das Schwerkewicht beim CO_2 (Kulturlandgewinnung) und beim CH_4 (Reisanbau, Wiederkäuer, Biomasse-Verbrennung) zu liegen. Hierbei wird jedoch lediglich das Potential zur Absorption langwelliger Strahlung durch die jeweiligen Spurengase berücksichtigt, nicht jedoch bereits nach heutigen Erkenntnissen bedeutsame zusätzliche Netto-Emissionen an N_2O , NO_x und CH_4 aus naturnahen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen, verursacht durch N-Emissionen bzw. Immissionen aus der Landwirtschaft (vorwiegend NH_y , NO_x , NO_3^-). Ebenso findet hierbei die (ständig zunehmende) Zerstörung des Ozons in der Stratosphäre durch das N_2O sowie die Ozonsynthese auch durch das CH_4 der Landwirtschaft in der Troposphäre keine Berücksichtigung. Deshalb wird die Rolle des N der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Gase bzw. der dadurch bewirkte Anteil am Treibhauspotential in Abschnitt 3 besonders dargestellt. Eindeutig ist hingegen der mit 79% hohe Anteil der CO_2 -Emissionen am Treibhauspotential, verursacht durch Verbrennung fossiler Energieträger.

Tabelle 1

Anteile der Landwirtschaft und der Verbrennung fossiler Energieträger einerseits an der gesamten sowie andererseits an der anthropogenen globalen Emission klimarelevanter Spurengase und am globalen Treibhauspotential (GWP) im Jahre 1986 (Isermann 1992b)

Treibhausgas	Emissionen			Treibhauspotential (GWP) ¹⁾		
	Menge (10 ⁶ t/a)	Anteile % der ges. Emissionen	% d. anthropogenen Emissionen	GWP-faktor ¹⁾	Menge (10 ⁶ t/CO ₂)	Anteile (%) a) b) c)
Landwirtschaft						
NH ₃	57	90	>95	-	-	- - -
N ₂ O	8.5	37	81	290	2 465	15 - -
NO _x ²⁾	36	22	35	40	1 444	9 - -
CH ₄	245	42	70	21	5 145	32 - -
CO	775	32	52	2	1 550	10 - -
CO ₂	5 505	0.7	21	1	5 505	34 - -
Gesamt	-	-	-	-	16 109	100 63 80
Verbrennung fossiler Energieträger						
NH ₃	0.4	~0.1	>0.1	-	-	- - -
N ₂ O	0.9	4.1	9	290	273	1 - -
NO _x ²⁾	66	40	65	40	2 632	10 - -
CH ₄	65	10	19	21	1 365	5 - -
CO	584	24	39	2	1 168	5 - -
CO ₂	20 055	2.5	79	1	20 055	79 - 100
Gesamt	-	-	-	-	25 493	100 100 -

¹⁾ GWP für 100 Jahre ab Emissionsdatum dieser Treibhausgase angegeben; ²⁾ als NO₂ ^{cha020>}

2. Vergleich Viehhaltung (Milchkuh) / Kraftfahrzeug am Beispiel der Bundesrepublik Deutschland

Auch vor dem Hintergrund, daß gegenwärtig die Lebendmasse der Nutztiere der Landwirtschaft jene der gesamten Menschheit überschreitet (FAO Statistic Series 19961-1990), spielt die Tierproduktion auch bei der Emission klimarelevanter Spurengase bzw. am Treibhauspotential der Landwirtschaft eine entscheidende Rolle (Tab. 2).

Tabelle 2

Durchschnittliche Anteile einer Milchkuh und eines Kraftfahrzeuges an der Emission klimarelevanter Spurengase sowie am globalen Treibhauspotential (GWP) innerhalb der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1986 (Isermann 1992b)

Treibhausgas	Emissionen			Literatur	Treibhauspotential (GWP) ¹⁾		
	Menge (kg/a)	Anteile (%)			GWP-Faktor	Menge (kg CO ₂ /a)	Anteile (%) (%)
Milchkuh							
NH ₃	44	44000		Isermann 1990	-	-	-
N ₂ O	3.3	3667		Duxburry et al (1983) Sherlock and Goh (1983)	290	957	22 3680
NO _x ²⁾	5.3	10		Galbally 1989	40	212	5 10
CH ₄ ³⁾	120	293		Ahlgrim and Gädeken (1990)	21	2520	57 2049
CO	-	-		-	2	-	-
CO ₂	700	18		Interministerielle AG (1990)	1	700	16 18
Gesamt	-	-	-	-	-	4389	100 66
Kraftfahrzeug							
NH ₃	0.1	100		Metz (1984)	-	-	-
N ₂ O	0.09	100			290	26	<1 100
NO _x ²⁾	53	100		Umweltbundesamt (1989)	40	2120	32 100
HC	41	100			3	123	2 100
CO	215	100		Umweltbundesamt (1992)	2	430	6 -
CO ₂	3938	100			1	3938	59 100
Gesamt	-	-	-	-	-	6637	100 100

¹⁾ GWP angegeben für 100 Jahre ab Emissionsdatum dieser Treibhausgase

²⁾ als NO₂

³⁾ einschließlich CH₄ aus Stallmist bzw. Gülle sowie Weidebetrieb

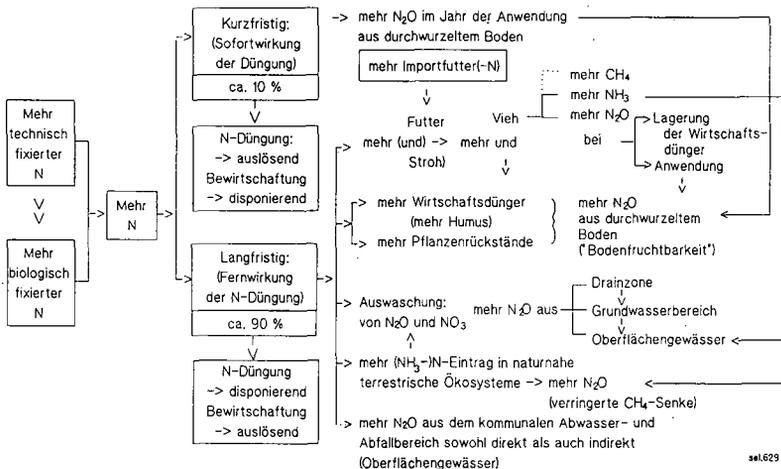
So ist z.B. in der Bundesrepublik Deutschland (ABL) die Emission an waldschadens- und klimarelevantem $\text{NH}_3\text{-N}$ und CH_4 einer Milchkuh ca. 2- bzw. 3fach höher als die entsprechende Emission von $\text{NO}_x\text{-N}$ bzw. HC eines durchschnittlichen Kraftfahrzeuges. Gesamthaft entspricht in der Bundesrepublik Deutschland das Treibhauspotential eines Kraftfahrzeuges demjenigen von 1,5 Milchkühen (oder 2 Kraftfahrzeuge entspr. 3 Milchkühen). Auch bei diesem Vergleich sind die durch die Emissionen der Viehhaltung (NH_3 , NO_x , NO_3^-) ausgelösten zusätzlichen Netto-Emissionen an N_2O , NO_x und CH_4 aus naturnahen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen noch nicht bewertet worden, auch nicht die vom N_2O ausgehende Ozonzerstörung in der Stratosphäre oder die vom CH_4 ausgehende Ozonsynthese in der Troposphäre. Wiederum eindeutig sind die hohen Anteile der CO_2 - und NO_x -Emissionen des Kraftfahrzeuges an seinem Treibhauspotential mit 59 bzw. 32 %. Der Katalysator mindert zwar die NO_x -Emissionen der Kraftfahrzeuge, wird aber deren Emissionen an N_2O um das 10fache erhöhen (Metz 1984; Van den Born et al. 1991). Auch dann emittiert eine Milchkuh noch das 4fache an N_2O wie ein Katalysator-Kraftfahrzeug (Isermann 1992b).

3. Die besondere Bedeutung des Stickstoffs der Landwirtschaft

Diese liegt einerseits darin begründet, daß der global fortwährend zunehmende Einsatz an biologisch und insbesondere an technisch fixiertem N der Landwirtschaft auf heute bereits sehr hohem Niveau die Emission an klimarelevantem und ozonzerstörendem N_2O mit troposphärischer Verweilzeit von 100 bis 150 Jahren ständig weiter erhöht. Andererseits erhöhen sich dadurch indirekt auch die NH_3 -Emissionen, vornehmlich aus der Tierhaltung, welche bei naturnahen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen ebenfalls zunehmende Netto-Emissionen an N_2O , NO_x und CH_4 bewirken (Abb. 2).

Abbildung 2

Quellen zunehmender N_2O -Emissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft bei zunehmendem N-Einsatz aus technischer und biologischer N-Fixierung



Nur 10% der N_2O -Emissionen beim Einsatz von technisch bzw. biologisch fixiertem N sind auf direkte, kurzfristige Einflüsse im Jahr des Einsatzes zurückzuführen, 90% hingegen auf indirekte, langfristige Einflüsse (Auswaschung, Eintrag von N in naturnahe Ökosysteme, die dadurch selbst zum verstärkten N_2O -Emittenten. So bewe-

gen sich gegenwärtig in der BRD (ABL) ca. 10 Mio t N als Altlast der Landwirtschaft über die Drain- und Grundwasserzone auf die Oberflächengewässer zu, wobei potentiell hiervon ca. 50% (\Rightarrow 5 Mio t N) dort den Emissionen von N_2 und den klimarelevanten Gasen NO_x und N_2O sowie der Bildung von NH_4^+ unterliegen (Tabelle 3). Bisher noch nicht berücksichtigt gehen ferner z.B. in Westeuropa ca. 2/3 der Mehrmission (z.B. Solling: statt ca. <1 kg jetzt 5 kg N_2O -N/ha.a) der Wälder und anderer naturnaher terrestrischer Ökosysteme sowie mehr als die Hälfte der Mehrmission an N_2O der Oberflächengewässer auf langfristige landwirtschaftliche N-Einträge zurück (siehe hier Beitrag Brumme bzw. Franken et al. 1992).

Tabelle 3

Stickstoff- und Kohlenstoff-Freisetzung durch Grünland-Umbruch und Niedermoor-Entwässerung in der BRD (ABL) (ermittelt anhand spezifischer N- und C-Freisetzungsraten von Kuntze (1985), Pfadenhauer (1989))

Kulturmaßnahme	Freisetzung von			
	Stickstoff (t)		Kohlenstoff (t)	
	Jährlich	nach 20 Jahren	Jährlich	nach 20 Jahren
1. Grünland-Umbruch (1970/90: 0,726 Mio ha)	136.000 (375 kg/ha.a)	2,7 Mio	3,4 Mio (93 t/ha.a)	68 Mio
2. Niedermoor-Entwässerung (1990: 0,568 Mio ha) (Lenz et al. 1992)	213.000 (375 kg/ha.a)	(4,3 Mio)	5,7 Mio (10 t/ha.a)	(114 Mio)
Gesamt (1. + 2.)	349.000 ¹⁾	(7,0 Mio) ²⁾	9,1 Mio ³⁾	(182 Mio)

1) In bisheriger (1986) N-Freisetzung aus Landwirtschaft (1,45 Mio t N/ha) nur mit ca. 3.100 t/a (Drainagen) berücksichtigt (AK Fließgewässer 1991)

2) Zusätzlich: mittlere Auswaschung, 35 kg N/ha.a x mittl. Verweilzeit: 20 a x 12,5 Mio ha \Rightarrow 8,8 Mio t N (438.000 t N/a) in Drainzone und Grundwasserleiter \Rightarrow Insgesamt potentiell mindestens 10 Mio t N-Altlast (entspr. 833 kg N/ha)

3) Entspricht mit 33,4 Mio t CO_2 -Äquivalenten ca. 5 % der energiebedingten CO_2 -Emissionen von 688 Mio t (entspr. 100 %) in den ABL (1989)

Annähernd 80% des von der Landwirtschaft global eingesetzten N gelangt als gasförmiger N (N_2 , NH_3 -N, NO_x -N, N_2O -N) in die Troposphäre (Turner 1991). Maßgeblich durch den Mineraldünger-N instand gesetzt ist bereits heute die Emission der Landwirtschaft an (in-)direkt klimawirksamen Gasen des Stickstoffs (NH_3 -N, NO_x -N, N_2O -N) dreimal so hoch wie die des gesamten Energiebereiches durch Einsatz fossiler Brennstoffe (Tab. 4).

Tabelle 4

Anteile der Landwirtschaft und der Verbrennung fossiler Energieträger an der globalen Emission klimawirksamer Gase des Stickstoffs in die Troposphäre im Jahre 1986 (Isermann 1992 b)

	10^6 t N / a			
	$\text{NH}_3\text{-N}$	$\text{NO}_x\text{-N}$	$\text{N}_2\text{O-N}$	Gesamt
Landwirtschaft	47	4 + 7 = 11	5,4	63,4 (309 %)
Verbrennung fossiler Energieträger	0,3	20	0,2	20,5 (100 %)

<ha023>

Insbesondere hinsichtlich der bislang erfolgten, sowie auch der befürchteten zukünftigen, noch viel bedeutsameren **Zunahme der (anthropogenen) N_2O -Emission**, steht der Mineraldünger-N entsprechend nachfolgend aufgeführten Reihe mit Abstand an 1.

Stelle:

Mineraldünger-N >> Biologische N-Bindung > Biomasse-Verbrennung > Verbrennung fossiler Brennstoffe

4. Ursachenorientierte und hinreichende Lösungsansätze

Weltweit ist die Emission der Landwirtschaft an klimarelevanten wirksamen Spurengasen gegenwärtig durch 3 Kardinalpunkte geprägt:

- Der N-Input über Mineraldünger überschreitet das N-Input über biologische N-Fixierung (jeweils ca. 80 Mio t N/a). Ohne den Überfluß der Bevölkerung der entwickelten Länder (1 t N entspr. 20 Einwohner, Isermann 1992 a+b) ließe sich damit auch die Weltbevölkerung im Jahr 2000 mit 6,4 Mrd. Menschen ernähren (1 t N entspr. 40 Einwohner, Fink 1979).
- Die Entwicklungsländer verbrauchen ab nun mehr mineralischen N (42 Mio t N/a) als die Entwicklungsländer.
- Die Lebendmasse der Nutztiere der Landwirtschaft überschreitet die Lebendmasse der Menschheit.

Die vermeintlich so günstigen Produktionsstandorte für die Landwirtschaft in den entwickelten Ländern des gemäßigten Klimas (z.B. Westeuropa / USA) sind andererseits bedingt durch

- den Überschuß und die Desintegration von pflanzlicher und tierischer Produktion;
- die bedeutsamen Nährstoffüberschüsse bei der landwirtschaftlichen Erzeugung sowie durch
- den großen Überfluß im Konsumverhalten der Bevölkerung, insbes. bezüglich tierischer Nahrungsmittel (insbes. Protein)

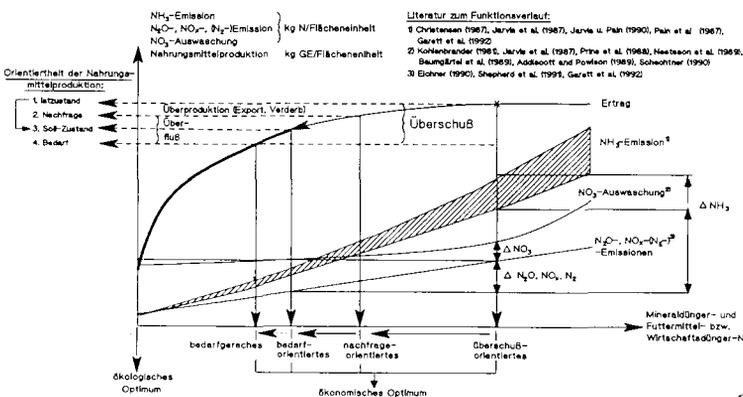
auch zu "hot spots" für grenzüberschreitende Emissionen des C, N, P und S geworden. Diese verursachen wie o.e. maßgeblich die "neuartigen" territorialen, kontinentalen und globalen Umweltprobleme der Versauerung, Hypertrophierung ("Eutrophierung") und Erderwärmung mit. Dies gilt sowohl absolut als auch einwohnerspezifisch. Dies gilt erst recht für die Gesamtwirtschaft.

Grundsätzlich sind die Lösungsansätze also wie folgt zu sehen (Einzelheiten s. Isermann 1991, 1992a+b):

1. Übergang von der Überschuß- und Überflußproduktion der Landwirtschaft (insbesondere der Tierproduktion) zur bedarfsorientierten Produktion in den entwickelten Ländern. Entsprechend der Darstellung von Abb. 3 ließen sich dadurch bereits mehr als die Hälfte aller landwirtschaftlichen, grenzüberschreitenden C- (auch Energie), N-, P- und S-Emissionen - darunter auch jede der klimarelevanten Spurengase - vermeiden.
2. Pflanzenproduktion: Nährstoffbedarf orientiert an Nährstoffbilanzen sowie an Nährstoffuntersuchungen von Böden und Pflanzen.
3. Tierproduktion: orientiert am Nährstoffbedarf der Tiere und effizient unterstützt durch Einsatz von Futterzusatzstoffen (Antibiotika, Aminosäuren, Enzyme, etc.) und Wachstumsförderer.
4. Effizienteres Nährstoffrecycling durch:
 - a) optimalen Einsatz der Wirtschaftsdünger auf der Grundlage einer weitgehend integrierten Pflanzen- und Tierproduktion;
 - b) umweltverträgliches und effizientes Recycling von (kommunalen) Abwasser- und Abfallprodukten.
5. Gezielte Maßnahmen zur Verminderung von C-, N-, P- und S-Emissionen durch Auswaschung, Erosion und Oberflächenabfluß sowie Entgasung.
6. Einstellung der Brandrodung.
7. Produktion alternativer Rohstoffe und Energieträger bei extensiver Wirtschaftsweise.

Abbildung 3

Von der Überschußproduktion zur bedarfsorientierten Produktion der Landwirtschaft der "modernen" Industriestaaten: Ursachenorientierte, wirkungsvollste, extrem kostensparende und technisch sofort vollziehbare Maßnahme zur Entlastung des N-(Nährstoff-, Energie-)Haushaltes im Komplexbereich Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser und Abfallwirtschaft (Isermann 1992)



SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE LANDWIRTSCHAFT

Die zukünftige Einbeziehung der durch die Landwirtschaft bewirkten zusätzlichen N_2O - und CH_4 -Emissionen bzw. verringerten CH_4 -Senken der naturnahen terrestrischen und aquatischen Ökosysteme wird deren ohnehin bereits hohen Anteile an der anthropogenen Emission von 81 bzw. 70% schon aufgrund der erweiterten Erfassung noch beträchtlich erhöhen. Dasselbe gilt für den bisherigen zu gering ermittelten Anteil der Mineraldünger an dieser anthropogenen N_2O -Freisetzung von 29%. In Anbetracht der in den Entwicklungsländern notwendigen weiteren Steigerung des Mineraldünger-N-Einsatzes und den in den (Sub-)Tropen ohnehin höheren relativen N_2O -Freisetzungsraten aus dem Komplexbereich Landbewirtschaftung/N-Düngung wird die N_2O -Emission der Landwirtschaft/N-Düngung auch absolut eine beträchtliche Steigerung erfahren. Dies wiegt um so schwerer, weil CH_4 und N_2O mit 21 bzw. 290 (vgl. $CO_2 = 1$) einen hohen Erwärmungsfaktor sowie lange troposphärische Verweilzeiten von 10 bzw. 100 - 150 Jahren haben. Langfristig löst dann auch N_2O die (H)FCKW bei der Zerstörung der stratosphärischen Ozonschicht ab (Zitat Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre 1992: "Bislang blockieren allerdings noch die in der Atmosphäre vorhandenen FCKWs die Aktivität des Lachgases. Nach Ausstieg aus der FCKW-Produktion (1995 bzw. 2030) kann aber so Distickstoffoxid aus der Landwirtschaft die Rolle als Ozonkiller Nr. 1 übernehmen"). Infolgedessen wird gegenwärtig das von der Landwirtschaft ausgehende Treibhauspotential von 30% (einschl. Biomasseverbrennung im Zuge der Landnutzungsänderung), einerseits durch die erweiterte Erfassung, andererseits aber auch durch beträchtliche reale Zunahme ihrer Emissionen an klimarelevantem N_2O , NO_x und CH_4 eine wesentliche Ausdehnung erfahren. Eine Schlüsselstellung nimmt bei allen diesen globalen Emissionsproblemen nicht zuletzt auch der tolerierbare Umfang der Menschheit auf der Erde und ihre auch in dieser Hinsicht bedachte Lebensweise ein. Auch vor diesem Hintergrund gilt es, im Sinne der Konfliktvermeidung, in Zukunft nicht nur die begrenzten Rohstoffe, sondern auch die entsprechend dem stets notwendigen ökologisch und deshalb auch ökonomisch-technischen Fortschritt nachweislich unvermeidbaren globalen C-, N-, P-, S- (Energie-)Emissionen zwischen Entwicklungsländern und entwickelten Ländern gerecht zu verteilen.

LITERATUR

(Aus Platzmangel wird hier nur auf zwei vorangegangene eigene Arbeiten verwiesen. Weitere Literatur siehe dort.)

ISERMANN, K. (1992a): Territorial, continental and global aspects of C, N, P and S emissions from agricultural ecosystems. - NATO Workshop on "Interactions of C, N, P and S Biochemical Cycles", 4/8 March 1991, Melreux, Belgium, Proc. (in press).

ISERMANN, K. (1992b): Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. - Environmental Pollution, Elsevier Science (in press).

**Auswirkungen zunehmender Temperaturen auf die organische
Bodensubstanz mittlerer Breiten**

von
K. HaiGer[†]

Einleitung: Die in Böden als Huminstoffe in Abhängigkeit von der Zeit t gespeicherte Menge C an organischer Bodensubstanz steht im Gleichgewicht mit dem gesamten Eintrag E an pflanzlichen Rückständen und deren Zersetzung einschließlich des Humusabbaues Z . Zusätzlich vermindern sich die jeweiligen Humusgehalte durch Auswaschungs- und Erosionsverluste (A). Diese Fließgleichgewichte der jeweiligen Humusgehalte werden zusätzlich durch klimatische und bodenabhängige Parameter k_1 , k_2 , k_3 gesteuert.

$$dC/dt = k_1 * E - k_2 * Z - k_3 * A$$

Global betragen die in der organischen Bodensubstanz (OBS) gebundenen C-Mengen nach Post et al. (1982) bzw. Bohn (1982) etwa $1,5 - 2,2 * 10^{18}$ g C auf einer Landfläche von etwa $150 * 10^{12}$ m². Die Flächenausdehnung der Böden in verschiedenen ökologischen Gebieten, die jeweilige jährliche pflanzliche Primärproduktion und der Bestand an Pflanzenbiomasse sowie die Gehalte an Humus sind aus Tab. 1 ersichtlich, die aus Angaben von Schlesinger (1977), Whittaker und Likens (1973), Post et al. (1982) und anderer Autoren zusammengestellt wurde.

Tab. 1: Globale Verteilung des Kohlenstoffs in Pflanzenbiomasse und Humus

Gebiet	Fläche, 10 ¹² m ²	Pflanzl. prim. Nettoprodukt, g C * m ⁻² y ⁻¹	Pflanzen- biomasse kg C * m ⁻²	Humus-C kg C * m ⁻²	Humus-C gesamt 10 ¹⁷ g C
Tropische Wälder	25	900	20	10,4	2,6
Wälder der gem. u. nördl. Zonen	24	500	14	13,5	3,2
Buschland Savannen	23	270	2,7	5	1,2
Grasland der gem. Zone	9	225	0,7	19,2	1,7
Tundra	8	65	0,3	22	1,8
Buschwüste	18	32	2,7	6	1,1
Gebirge und Wüsten	24	1,5	0,01	1	0,2
Kulturland	14	290	0,5	13	1,8
Sümpfe und Marschen	3	1125	?	70	2,1
	148				15,7

[†] Kastanienallee 4, D-8024 Deisenhofen; vormals Inst f. Pflanzenernähr. u. Bodenkunde, BfA-Landw. (FAL), D-3300 Braunschweig, Bundesallee 50.

Aus ihr geht hervor, daß in den Böden der nördlichen Breiten (Tundra und Wäldern der Taiga) sowie im Grasland der gemäßigten Zone, aber auch in Sumpf- oder Marschland die größten C-Anreicherungen und -Mengen vorliegen. Obwohl in den tropischen Wäldern die Biomasse-Produktion am höchsten ist, werden die Rückstände dort infolge der herrschenden Klima- und Bodenbedingungen rasch abgebaut, was dann zu verhältnismäßig geringen Humusgehalten führt. In Feuchtgebieten hemmen die hohen Bodenwasser-Gehalte den Abbau der Pflanzenrückstände und der OBS. In kleinräumigeren Gebieten können bodeneigene Parameter, wie Körnung oder Textur eine große Rolle spielen. Nichols (1984) zeigte, daß bei 65 Schwarzerde-Böden der Great Plains in den USA die jeweiligen Humusgehalte enger mit den jeweiligen Gehalten an Tonmineralen, als mit Niederschlägen und Temperaturen korreliert sind.

Nach Angaben von Berner und Lasaga (1989) sind in der OBS etwa zwei- bis dreimal mehr C als CO₂-C in der Atmosphäre (z. Zt. 720 * 10¹⁵ g C) und 4 - 5 mal mehr als in der pflanzlichen Biomasse (etwa 560 * 10¹⁵ g C) gebunden. Zweimal größere C-Mengen befinden sich in den fossilen Brennstoffen und wesentlich mehr in den Zwischenschichten von Sedimentgesteinen gespeicherten Kerogenen.

Falls innerhalb der nächsten 50 - 100 Jahre, durch weiteren Anstieg der atmosphärischen klimarelevanten Spurengase, eine Erwärmung der mittleren globalen Jahrestemperaturen um etwa 3° C erfolgen sollte, erhebt sich die Frage, inwieweit diese zu einem Abbau der derzeitigen Humusvorräte, zu einer Beeinträchtigung der Bodenfruchtbarkeit und zu einem Anstieg des atmosphärischen CO₂ führt.

Humusbildung und Humusabbau- Einfluß der Bewirtschaftung

Die Bildung der Humus-Vorräte in den Böden ist ein verhältnismäßig langsamer Prozeß (Tab. 2). Nach Schlesinger (1990) beträgt die jährliche C-Anreicherung 0,2 g C * m⁻² * y⁻¹ in den polaren Wüsten, 2 - 2,5 g C * m⁻² * y⁻¹ in den Tundren, den Wäldern der gemäßigten Zone oder der Tropen, den Graslandböden u. a.. Lediglich in den Böden der borealen Wälder kann sie zwischen 6 - 12 g C * m⁻² * y⁻¹ betragen.

Tab. 2: Langzeit-Raten der Anreicherung von organischem Kohlenstoff in Böden seit dem Holozän (Schlesinger, 1990)

Ökosystem	Akkumulationsintervall (y)	Akkumul.-Rate (g C*m ⁻² *y ⁻¹)
Polare Wüste	8 - 9000	0,2
Tundra	9000	1,1 - 2,4
boreale Wälder	3 - 5000	5,7 - 11,7
Wälder d. gem. Zone	2 - 10000	0,7 - 2,5
Trop. Wälder	4 - 8000	2,3 - 2,5
Grasland d. gem. Zone	9000	2,2

Global werden jährlich etwa $0,4 \cdot 10^{15}$ g C in Böden sequestriert; dies entspricht 0,7 - 0,8 % der jährlichen pflanzlichen Primärproduktion und nur 0,02 - 0,03 % des gesamten Humus-C. Dementsprechend dauert es mehrere tausend Jahre bis sich ein konstanter Humuslevel eingestellt hat. Schlesinger (1990) hält es daher auch für unwahrscheinlich, daß eine rasche Steigerung des Boden-C durch gesteigertes Pflanzenwachstum und Eintrag von Rückständen bei erhöhter CO_2 -Konzentration erfolgt.

Eine Inkulturnahme vorher unbewirtschafteter Böden, aber auch die Bewirtschaftungsart, hat auf die OBS-Gehalte großen Einfluß. In den europäischen Ländern fand ein Abbau der OBS durch Inkulturnahme bereits vor mehreren hundert Jahren und in den USA und Kanada zwischen 1860 - 1930 statt. Jetzt sind die Gehalte ziemlich konstant oder haben sogar etwas zugenommen (CAST, 1992). Seit 1930 werden aus den tropischen Waldgebieten Südamerikas oder Afrikas große Mengen an CO_2 mit steigender Tendenz, durch Biomasse-Verbrennung und Bodenabbau freigesetzt.

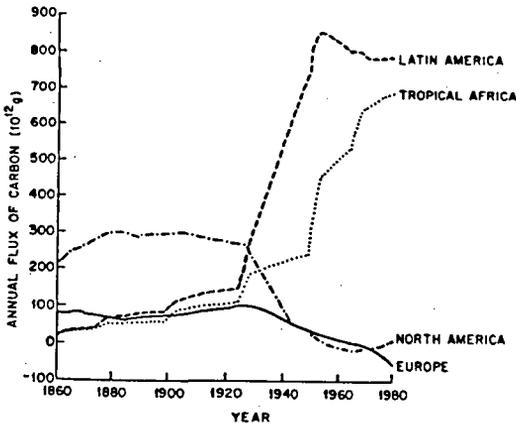


Abb. 1: CO_2 -C Flüsse in die Atmosphäre durch geänderte Landnutzung in Latein-Amerika, Afrika, Nord-Amerika und Europa (nach Houghton et al. 1983)

Der von 1800 - 1950 beobachtete CO_2 -Anstieg von 290 auf 310 vppm ist überwiegend durch die Umwandlung von Wald- und Prärieböden in landwirtschaftlich genutzte Flächen bedingt. Der seitdem verstärkt einsetzende Anstieg der CO_2 -Konzentration auf über 350 vppm erfolgt vor allem durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe (z. Zt. jährlich etwa $5 \cdot 10^9$ t C), aber auch durch die veränderte Bodennutzung und Biomasse-Verbrennung in den Tropen (etwa $2 \cdot 10^9$ t C \cdot y^{-1}).

Durch die Überführung in Kulturland wird hauptsächlich ein relativ junger, aber kleiner Anteil der OBS vermindert, der aus unvollständig humifizierten Pflanzenrückständen, mikrobieller Biomasse und mikrobiellen Produkten besteht. Dieser Anteil hat dementsprechend eine geringere Verweilzeit als der bedeutend größere und beträchtlich stabilere Anteil der OBS, mit Verweilzeiten von 1000 und mehr Jahren.

Schlesinger (1977) schätzt, daß etwa 98 % des aus Böden unter Grasland abgegebenen CO₂ aus der Zersetzung dieser jungen Bestandteile und nur 2 % aus dem eigentlichen Humusabbau stammen. Mengemäßig betragen diese eigentlichen Humusbestandteile aber 95 % des gesamten Boden-C und nur 5 % liegen in Form der leicht zersetzlichen Anteile vor.

Modelle für den Kohlenstoff- und Nährstoff-Fluß in Böden wie sie z. B. von Parton et al. (1987) oder van Veen et al. (1984) und anderen entwickelt wurden, dienen dazu, Poolgrößen, Abbauraten und Verweilzeiten der OBS unter dem Einfluß spezifischer Boden- und Klimabedingungen zu berechnen.

Sie zeigen, daß dem Boden zugeführte pflanzliche Rückstände aus leichten (z. B. Polysaccharide, Proteine u. a.) und schweren abbaubaren Bestandteilen (z. B. Lignin, Tannine, Kutin u. a.) bestehen (Haider, 1992). Erstere dienen den Mikroorganismen als Substrate und werden in mikrobielle Biomasse und allmählich auch in einen innerhalb von 1 - 2 Jahren umsetzbaren kleinen Humuspool, dem "aktiven" Boden-C umgewandelt. Die schwerer abbaubaren Bestandteile, besonders das Lignin, gehen ohne den mikrobiellen Stoffwechsel wesentlich zu durchlaufen, also kometabolisch, in einen chemisch widerstandsfähigeren Humuspool mit mittleren Verweilzeiten von etwa 25 Jahren über. Beide sind für die C-, aber auch die Nährstoff-Flüsse im Boden entscheidend und können sich infolge von Bewirtschaftungs und Bearbeitungs Maßnahmen rasch vermindern. Sie müssen daher durch ständige Zufuhr organischer Dünger immer wieder ersetzt werden. Mit der Zeit entwickelt sich ein "passiver" also stabilerer Humuspool, der chemisch, vor allem aber physikalisch durch Sorption und Komplexierung mit den anorganischen Bodenbestandteilen (Tonmineralen, komplexen Metalloxiden) geschützt ist und Verweilzeiten von mehreren hundert oder tausenden von Jahren hat.

Poolgrößen und Abbauraten von C in Pflanzen- und Bodenbestandteilen zeigt auch die Tab. 3 (nach Paul und Clark, 1989).

Tab. 3: Poolgrößen, Abbauraten und Wirkungsgrad für mikrobielles Wachstum in einem Kohlenstoff-Umsatz-Modell, das die Umwandlung von Weizenstroh (1 mg C) in einem Boden mit 12 mg C/g beschreibt.

Bestandteile	C-Rückstand ($\mu\text{g C} \cdot \text{g}^{-1}$)	Abbau-Rate k (d^{-1})	Wirkungs- grad (%) ^a

Pflanzenbestandteile			
leicht abbaubar	150	0,2	60
schwer abbaubar	650	0,08	40
Lignin	200	0,01	10

abbaubare mikrobielle Boden-Produkte	6	0,8	40
widerstandsfähige org. Bodensubstanz	5000	$3 \cdot 10^{-4}$	20
alte org. Bodensubstanz	7000	$8 \cdot 10^{-7}$	20

^{a)} Der Wirkungsgrad mit dem organische Substrate für die Synthese mikrobieller Biomasse verwendet werden

Die leichter und schwerer abbaubaren Pflanzenbestandteile, die etwa 80 % des dort vorhandenen C enthalten, werden innerhalb von 5 - 12 Jahren mit einem hohen Wirkungsgrad für die Synthese mikrobieller Biomasse verwendet. Lignin hingegen hat eine Verweilzeit von 100 und mehr Jahren, und wird mit einem sehr geringen Wirkungsgrad von den Mikroorganismen genutzt. Im Boden sind es wiederum die mikrobiellen Produkte, die rasch und mit hohem Wirkungsgrad mikrobiell weiter umgesetzt werden, aber nur wenig zum gesamten Boden-C beitragen. Die großen Pools der widerstandsfähigen und alten OBS haben lange Verweilzeiten und der Wirkungsgrad, mit dem sie von Mikroorganismen genutzt werden, ist gering. Ihr langsamer Abbau im Boden erfolgt also hauptsächlich kometabolisch, d. h. sie können nur in Anwesenheit von leicht verwertbaren frischen Pflanzenrückständen oder organischen Düngern mikrobiell weiter umgewandelt werden. Außer durch ihre an sich schon widerstandsfähigen Strukturen und ihrer Reaktion mit der anorganischen Bodenmatrix, sind sie dadurch zusätzlich gegenüber abbauenden Bodenorganismen geschützt.

Leichtabbaubare Produkte pflanzlichen, mikrobiellen oder tierischen Ursprungs sowie bestimmte OBS-Fractionen spielen auch bei der Verknüpfung von Bodenpartikeln zu Makroaggregaten (>250 µ) eine große Rolle. Eine intensive Bewirtschaftung oder Bodenbearbeitung, aber auch erhöhte Bodentemperaturen, bewirken im allgemeinen einen Abbau der die Partikel verknüpfenden labilen Strukturen. Dadurch nehmen die Makroaggregate zahlenmäßig ab, was wiederum mit einer Verschlechterung der Bodenstruktur und einer Erhöhung der Erosionsgefahr einhergeht. Aggregate sind daher nicht nur wichtig für die Bodenstruktur, sondern auch für die Humusgehalte und Nährstoff-Flüsse (Elliot, 1986; Waters und Oades, 1991).

Einflüsse der Bodentemperatur und der Niederschläge auf Bodenatmung und die Mineralisation der organischen Bodensubstanz

Die Bodenatmung beträgt bei Wald- oder Kultur-Böden der mittleren Breiten zwischen 2000 - 2500 kg C * ha⁻¹ * y⁻¹. Etwa ein Drittel stammt dabei aus der Wurzelatmung und zwei Drittel aus der Tätigkeit der Bodenmikroorganismen. Für die Bodenatmung und die Anreicherung der OBS spielen außer Bodentemperatur, auch die Bodenfeuchte und bodeneigene Parameter -hier ist vor allem die Körnung oder Textur zu nennen- eine Rolle.

Ein von Smith (1979) aus zahlreichen Bodenmessungen entwickelte Gleichung beschreibt den Einfluß der Temperatur und Feuchte auf die Bodenrespiration Y in g C * m⁻² * d⁻¹

$$Y = a * (1 - e^{-bw})$$
$$a = 0,47 * (T - 5)^{1/3}$$
$$b = 0,3 * e^{-0,27 * T} + 0,11$$

T wird dabei in °C und der Wassergehalt w in g H₂O / 100 g Boden ausgedrückt. Obwohl in das Modell weder der C-Eintrag durch Pflanzenrückstände noch die Bodentextur eingehen, erkennt man aus der Gleichung wesentliche Einflüsse von Klimavariablen. Bei Temperaturen unter 5 °C sollte kein oder wenig CO₂ freigesetzt werden; jedoch scheint nach Angaben anderer Autoren diese Grenze zu hoch angesetzt zu sein. Auch geht die Temperatur mit der dritten Wurzel in die Gleichung ein, so daß der Einfluß steigender Temperaturen zunehmend geringer wird (Q₁₀ 10 - 20°C > Q₁₀ 20 - 30 °C). Allerdings nimmt bei höheren Temperaturen der Beitrag der

Wurzelrespiration stark zu (Singh und Gupta, 1977; Schlesinger, 1977). Eine erst oberhalb von 5 °C stark ansteigende CO₂-Freisetzung aus einer Streuauflage zeigt auch Edwards (1975). Unterhalb 5° knickt die Bodenatmung beträchtlich ab und geht nahe 0° C gegen 0.

Weiterhin läßt sich aus dem Modell von Smith (1977) ersehen, daß nur Feuchtegehalte unter 10 % die CO₂-Freisetzung nennenswert beeinflussen, bei höheren Feuchtegehalten wird e^{-5w} zunehmend kleiner und Y strebt gegen a. Nach Untersuchungen von Jenny (1980) nehmen die OBS Gehalte in Indien entlang der mittleren Jahres-Isotherme von 24° C bei landwirtschaftlich genutzten Böden bis zu 1500 mm Jahresniederschlägen von 0,2 auf 0,8 % C zu und bleiben dann konstant. Bei Waldböden steigen dort die Boden-C Gehalte immer noch an.

Buol et al. (1990) untersuchen den Einfluß einer Temperatur-Erhö-
hung von etwa 3° C innerhalb von 50 Jahren auf den Abbau und die
zusätzliche CO₂-Freisetzung unter der Voraussetzung, daß Feuchte,
Organismen, Bodenausgangsmaterial und Relief konstant bleiben.
Nach Jenny (1941) sollten dann die OBS-Gehalte nur von der Tempe-
ratur abhängen. Aufgrund von Datenbasen des US-National Soil Sur-
vey Laboratory gliedern sich Böden in nicht-isotherme Boden
Familien (mit Temperaturdifferenzen von mehr als 5° C zwischen
Winter und Sommer) und isotherme Boden Familien (mit Differenzen
kleiner 5° C). Bei einer mittleren jährlichen Bodentemperatur
(MJBT) zwischen 4,5 und 25,5° C, also einem Temperaturunterschied
von 21° C, unterscheiden sich die OBS-Gehalte der nicht-
isothermen Böden nur um 4 kg C * m⁻² (Abb. 2).

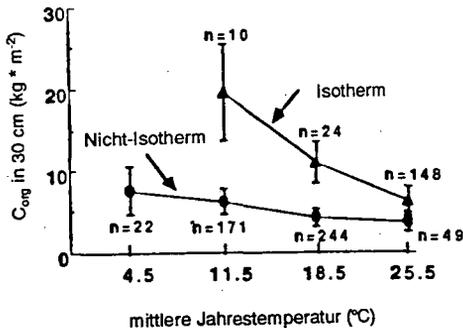


Abb. 2: Organische C-Gehalte in den obersten 30 cm in Böden, gegliedert in nichtisotherme (Temperaturdifferenzen zwischen Winter und Sommer > 5° C) und isotherme (Differenz < 5° C) Bodenfamilien (Buol et al. 1990).

Bei einer Zunahme der MJBT von 3° C würden sich die OBS-Gehalte in den nicht-isothermen Böden um $4/21 * 3 = 0,57$ kg C * m⁻² während des Zeitraumes von 50 Jahren vermindern. Bei einer von den Autoren angenommenen Fläche dieser Böden von $101 * 10^{12}$ m² träte dann ein

Gesamtverlust von $58 * 10^{15}$ g C in Form von CO_2 ein. Diese Fläche scheint allerdings nach den Angaben in Tab. 1 als zu hoch angesetzt zu sein. Bei einer gegenwärtigen atmosphärischen CO_2 -Konzentration von $736 * 10^{15}$ g C würde sich diese um etwa 7 % erhöhen. Z. Zt werden aus fossilen Brennstoffen etwa $5,4 * 10^{15}$ g C * y^{-1} freigesetzt, also in 50 Jahren $270 * 10^{15}$ g C zusätzlich in die Atmosphäre gelangen; dies wäre etwa 5 mal mehr als aus dem berechneten Bodenabbau. Nach Buol et al. ließe sich diese Abnahme leicht durch einen zusätzlichen Eintrag organischer Rückstände ausgleichen.

Obwohl diese Abschätzungen auf einem verhältnismäßig kleinen Datenmaterial mit hoher Variabilität beruhen, und das bei den isothermen Bodenfamilie bisher keine Schätzung erlaubt, kommen Jenkinson et al. (1991) zu ähnlichen Werten. Diese Abschätzungen basieren auf einem früher entwickelten Modell für Bildung und Abbau von Huminstoffen in den Dauerversuchen von Rothamsted (Jenkinson und Rayner, 1977). Weiterhin werden Daten anderer Autoren über Abbauraten pflanzlicher Rückstände bei unterschiedlichen Klima- und Bodenbedingungen sowie Schätzungen der C-Gehalte und -Einträge in den wichtigsten Bodengebiete der Welt herangezogen. Aus diesen Daten berechnen die Autoren die zusätzlichen C-Verluste für eine jährliche Temperaturerhöhung von $0,02^\circ$, $0,03^\circ$ bzw. $0,05^\circ \text{C} * \text{y}^{-1}$ zwischen 1990 bis 2050.

Unter der Voraussetzung einer unveränderten Produktion pflanzlicher Biomasse ergibt sich eine zusätzliche C-Freisetzung aus der gesamten globalen OBS bei einer Erwärmung mit $0,02^\circ \text{C} * \text{y}^{-1}$ von $41 * 10^{15}$ g C, bzw. von $61 * 10^{15}$ oder $100 * 10^{15}$ g C bei $0,03^\circ$ oder $0,05^\circ \text{C} * \text{y}^{-1}$. Beschränkt sich die Erwärmung lediglich auf die nördlichen Breiten mit $0,06^\circ * \text{y}^{-1}$ und bleibt in den übrigen Gebieten auf dem jetzigen Temperaturstand, so wird aus den Böden dieser Breiten etwa $50 * 10^{15}$ g C als CO_2 freigesetzt. Diese Böden (Tundren, boreale und kalte Wüsten, kühle und gemäßigt warme Wälder) enthalten etwa 50 % des gesamten globalen Boden-C. Demgegenüber steht wiederum eine CO_2 -Freisetzung aus den fossilen Brennstoffen bei einem gleichbleibenden jährlichen Ausstoß ($5,4 * 10^{15}$ g C * y^{-1}) von $320 * 10^{15}$ g C innerhalb des betrachteten Zeitraumes von 60 Jahren.

Schlussfolgerungen

Geht man von einem durch Anstieg klimarelevanter Spurengase bedingten Temperaturanstieg aus, und daß dieser bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts etwa 3°C betragen könnte, so beschleunigt dieser die Umsetzungen in Böden. In erster Linie wären hiervon die Pflanzenrückstände selbst, aber auch die leichter umsetzbaren Humusbestandteile betroffen, die aber für die C- und Nährstoff-Flüsse und damit für die Bodenfruchtbarkeit und -struktur von großer Bedeutung sind. Dies macht eine vorausschauende Bodenbewirtschaftung und -pflege notwendig. Weniger angegriffen werden wahrscheinlich die alten und langfristig stabilisierten Anteile, die sich in unseren Breiten seit der letzten Eiszeit, also seit etwa 18 - 20.000 Jahren gebildet haben.

Die zusätzliche temperaturbedingte CO_2 -Freisetzung aus Böden ist weitaus geringer als diejenige aus den fossilen Brennstoffen. Nach Modellvorstellungen von Buol et al. (1990) oder Jenkinson et al. (1991), beträgt der zusätzliche CO_2 -Ausstoß aus der OBS innerhalb von 50 - 60 Jahren etwa 8 - 12 % der jetzigen atmosphärischen CO_2 -Konzentration. Keinesfalls würde es daher zu einem tiefgreifenden Abbau der im Humus gespeicherten großen C-Vorräte kommen.

Inwieweit der Abbau durch ein CO₂-bedingtes gesteigertes Pflanzenwachstum und eine dadurch erhöhte organische Düngung der Böden ausgeglichen werden kann, wird gegensätzlich diskutiert (Bazzaz u. Fajer, 1992; Wittwer, 1988; CAST Report, 1992). Schwerwiegender und wenig vorhersehbar, können sich Änderungen in Menge und Frequenz der Niederschläge auf die Bodenfruchtbarkeit und damit auf die Landwirtschaft auswirken. Große landwirtschaftlich genutzte Flächen in den semiariden und ariden Gebieten werden aus Flüssen bewässert, deren Wasserführung von der Anhäufung von Schnee in den Wintermonaten abhängt. Eine Änderung des derzeitigen Temperaturregimes könnte dadurch zu einschneidenden Verschlechterung der dortigen, bereits jetzt prekären Anbaubedingungen führen (Moss und Lins, 1989).

Literatur:

- Bazzaz, F.A.; Fajer, E.D. 1992: Spektrum d. Wissensch. 3, 64-71.
Bernier, R.A.; Lasaga, A.C., 1989: Spektrum d. Wissensch. 5, 56-61
Bohn, H.L. 1982: Soil Sci. Soc. Am. J. 46, 1118-1119.
Buol, S.W.; Sanchez, P.A.; Kimble, J.M.; Weed, S.B. 1990: Predicted impact of climate warming and soil properties and use. In: B.A. Kimball et al. (eds.), Impact of carbon dioxide, trace gases, and climate change on global agriculture. Amer. Soc. Agron. Spec. Publ. 53, 71-82.
CAST-Report 119, 1992: Preparing U. S. agriculture for global climate change. Ames, Iowa.
Edwards, N.T. 1975: Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 39: 361-365.
Elliot, E.T. 1986: Soil Sci. Soc. Am. J. 50, 627-633.
Haider, K. 1992: Problems related to the humification processes in soils of temperate climates. In: G. Stotzky and J.-M. Bollag (eds.), Soil Biochemistry, Vol. 7. Marcel Dekker, New York.
Houghton, R.A.; Hobbie, J.E.; Melillo, J.M.; Moore, B.; Peterson, B.J.; Shaver, G.R.; Woodwell, G.M. 1983: Ecol. Monographs 53: 235-262.
Jenkinson, D.S.; Rayner, J.H. 1977: Soil Sci. 123, 298-305.
Jenkinson, D.S.; Adams, D.E.; Wild, A. 1991: Nature 351, 304-306.
Jenny, H. 1941: Factors of soil formation. McGraw-Hill, New York.
Jenny, H. 1980: The soil resource. Ecologic. Stud. 37, Springer Verlag, New York. 377 pp.
Moss, M.E.; Lins, H.F. 1989: U.S. Geological Survey Circular No. 1030.
Nichols, J.D. 1984: Soil Sci. Soc. Am. J. 48, 1382-1384.
Parton, W.J.; Schimel, D.S.; Cole, C.V.; Ojima, D.S. 1987: Soil Sci. Soc. Am. J. 51, S.1173-1179.
Paul, E.A.; Clark, F.E. 1989: Soil microbiology and biochemistry, p. 1-273. Academic Press, San Diego.
Post, W.M.; Emanuel, W.R.; Zinke, P.J.; Stangenberger, A.L. 1982: Nature 298, 156-159.
Schlesinger, W.H. 1977: Ann. Rev. Ecol. Syst. 8, 51-81.
Schlesinger, W.H. 1990: Nature 348, 232-234.
Singh, J.S.; Gupta, S.R. 1977: Botanical Rev. 43: 449-528.
Smith, O.L. 1979: Biol. Biochem. 11, 585-606.
Veen van, J.A.; Ladd, J.N.; Frissel, M.J. 1984: Plant Soil 76, 257-274.
Waters, A.G.; Oades, J.M. 1991: Organic matter in water-stable aggregates. In: Advances in soil organic matter research. W.S. Wilson (ed.) Royal Soc. Chemistry Spec. Publ. 90, 163-174.
Whittaker, R.H.; Likens, G.E. 1973: The primary production of the biosphere. Human Ecology 1, 299-369.
Wittwer, S.H. 1988: The greenhouse effect. Carolina Biol. Readers 163, 1-15.

Die Abhängigkeit der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität von Temperatur und Wassergehalt in einem sauren Waldboden.

von Bauhus, J. *

Einleitung

Die mikrobielle Biomasse wird gemeinhin als der Transformator für Mineralisationsprozesse angesehen. In einigen Vorstellungen und Modellen wird die mikrobielle Biomasse als zu der leicht zersetzlichen organischen Substanz zählender Nährstoff-Pool gesehen (SMITH and PAUL 1990, BINKLEY and HART 1989, BONDE 1991) Umweltbeeinflusste Umsetzungen dieses Pools führen zu signifikanter Freisetzung oder Immobilisation von Nährelementen, besonders Stickstoff. Diese Erkenntnisse sind vor allem an Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungs-Experimenten gewonnen worden (z.B. SPARLING und ROSS 1988). In vorliegender Untersuchung sollte geklärt werden, inwieweit der mikrobiellen Biomasse eine Funktion als temporärer Nährstoffspeicher zukommt und inwieweit Schwankungen der Temperatur und Bodenfeuchte Auf- und Abbauprozesse der mikrobiellen Biomasse und damit verbundene Stickstofffreisetzungen erklären können.

Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten in einem Buchenaltbestand (ca. 150 J.) im Solling sowie in Lochhieben inmitten dieses Bestandes, die 1½ Jahre vor Versuchsbeginn angelegt worden waren. Von März bis Oktober des Jahres 1991 wurde C und N in der mikrobiellen Biomasse zu 7 Terminen in den Auflagehorizonten (O_F und O_H) sowie in den Mineralbodentiefenstufen (0-5, 5-10, und 10-20 cm) einer podsoligen Braunerde gemessen. Biomasse C und N wurden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions (CFE) Methode bestimmt (WU et al. 1990, BROOKES et al. 1985). Zu drei Terminen wurde an den Bodenproben mittels Gaschromatographie die CO₂-Freisetzung gemessen und der metabolische Quotient ($\mu\text{g CO}_2\text{-C} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{mg C}_{\text{bio}}^{-1}$) ermittelt. Die N-Mineralisation wurde im Freiland mit der *in situ* Methode nach RAISON et al. (1987) hergeleitet. Die Bodensaugspannung wurde mittels Tensiometrie (SM-Tens-Module) kontinuierlich (15 min. Takt) gemessen. Die Bodentemperatur wurde simultan aufgezeichnet.

Ergebnisse

Wie in Abbildung 1a ersichtlich ist, unterschieden sich die Bodenwassergehalte in 15 cm Tiefe erheblich zwischen Lochhieb und Bestand. Während die Saugspannung im Lochhieb konstant niedrig war, gab es eine deutliche spätsommerliche Austrocknungsperiode im Bestand. Hingegen unterschieden sich die Tagesmittel der Bodentemperatur in 15 cm Tiefe (Abb. 1b) nur geringfügig. Dies kann durch die erhöhte nächtliche Ausstrahlung auf den Lochhieben erklärt werden.

* Institut für Waldbau I, Büsengweg 1, 3400 Göttingen

Abb. 1. Saugspannung (hPa) und Bodentemperatur (°C) in 15 cm Mineralbodentiefe im Bestand sowie auf dem Lochhieb (1991).

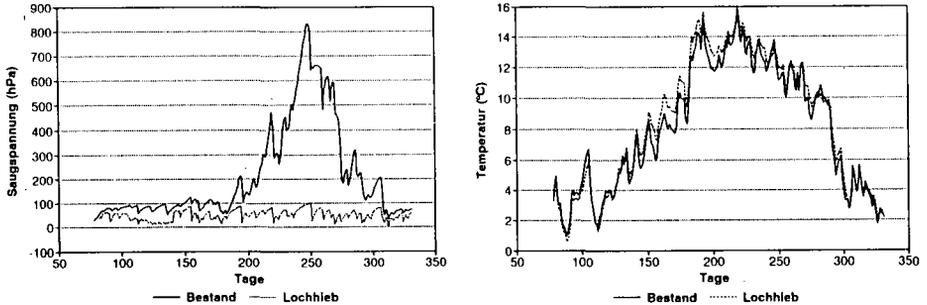
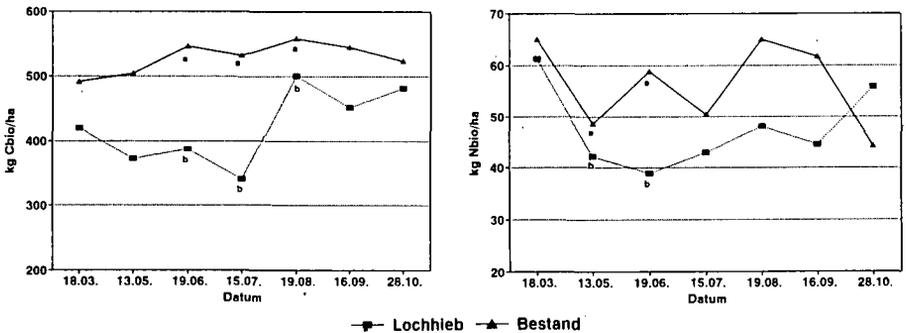


Abb. 2. Saisonale Dynamik des Kohlenstoffs und Stickstoffs in der mikrobiellen Biomasse für die gesamte untersuchte Profiltiefe. Signifikante Unterschiede ($P < 0.05$) zwischen den Behandlungen sind durch Buchstaben markiert.



Wie in Abb. 2a und 2b ersichtlich lagen die Gehalte des Kohlenstoffs und Stickstoffs in der mikrobiellen Biomasse tendentiell im Bestand höher als im Lochhieb. Der Unterschied war jedoch nur zu wenigen Terminen statistisch abzusichern. Die jahreszeitlichen Schwankungen waren bei mikrobiellem N stärker als bei C. Auffällig waren z.B. die sehr hohen N_{bio} -Gehalte im zeitigen Frühjahr direkt nach dem Auftauen des Bodens. Multiple Regressionen, nach Horizonten getrennt berechnet, ergaben keinerlei signifikanten Zusammenhang zwischen den Faktoren Temperatur und Bodenwassergehalt mit der Menge mikrobiellen Kohlenstoffs und Stickstoffs. Auch die Einbeziehung von im K_2SO_4 -Extrakt gemessenen N-Fractionen (NH_4 -N, NO_3 -N, Norg) und von Corg in multiple Regressionen, konnte die Höhe des in der mikrobiellen Biomasse enthaltenen C und N nicht erklären.

Hingegen fanden sich für die Auflagenhorizonte und den obersten Mineralboden Zusammenhänge zwischen der CO₂-Freisetzung der Proben und Wassergehalt und Feldtemperatur (Tab. 1)

Tabelle 1. Zusammenhang zwischen Wassergehalt (H₂O%) und Feldtemperatur (T in °C) zum Probenahmetermin und der CO₂-Freisetzung unter Laborbedingungen (20°C) für den O_F- und O_H Horizont sowie den oberen Mineralboden (0-5 cm), n = 24, P < 0.05.

Horizont		r ²
O _F	$\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gTM}^{-1} = 80.43 + 0.1721 \text{ H}_2\text{O}\% - 4.19 \text{ T}$	0.66
O _H	$\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gTM}^{-1} = 33.78 + 0.1571 \text{ H}_2\text{O}\% - 3.05 \text{ T}$	0.85
0-5 cm	$\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gTM}^{-1} = 5.26 - 0.23 \text{ T}$	0.60

Wie ersichtlich ergaben sich für Proben aus den organischen Auflagen positive Beziehungen zwischen Respiration und Wassergehalt. Ein negativer Zusammenhang bestand zwischen der Temperatur zum Probenahmetermin und der Respiration. Dies läßt sich dadurch erklären, daß die gemessene CO₂-Freisetzung die Menge momentan leichtverfügbaren Kohlenstoffs reflektiert. Und eben dieser Pool ist zu Zeiten höherer Freilandtemperaturen, wenn die Abbauprozesse beschleunigt ablaufen, geringer als bei niedrigen Temperaturen. Daher liefern diese CO₂-Raten Information über die vergangene Aktivität.

Eine Beziehung zwischen der Bodenatmung und Temperatur und Bodenwassergehalt konnte BRUMME (in diesem Band der DGB Mitteilungen) aufzeigen.

Die Untersuchungen zur N-Netto-; mineralisation (Daten sind nicht dargestellt) zeigten, daß diese keine Funktion der Biomasse ist, d.h. ein Absinken des N_{bio} korrespondierte nicht mit verstärkter Mineralisation und ein Anstieg des N_{bio} ging nicht mit verminderter Mineralisation bzw. Immobilisation einher.

Diskussion

In der vorgestellten Untersuchung zeigte sich kein Zusammenhang zwischen den C und N Gehalten der mikrobiellen Biomasse und den Faktoren Temperatur und Bodenfeuchte, wohl aber zwischen diesen Faktoren und der Respiration. Es müßte geprüft werden, ob sich unter Einbeziehung von Denitrifikationsverlusten ein Zusammenhang zwischen N-Mineralisation und N_{bio} gefunden werden kann.

Die Ergebnisse in der Literatur zu dem Zusammenhang zwischen der mikrobiellen Biomasse und Temperatur und Wassergehalt sind widersprüchlich. HUGHES und REYNOLDS (1991) konnten nach einem Kahlschlag zwar ebenso keinen Anstieg der Biomasse feststellen, dafür wiesen aber eine positive Beziehung zwischen C_{bio} (CFE-Methode) und Temperatur und Wassergehalt nach. MÜLLER (1992) fand für C_{bio} und N_{bio} (CFE-Methode) in den obersten 10 cm eines Ackerbodens einen positiven Einfluß der Temperatur und einen negativen Einfluß des Wassergehaltes. Doch auch in dieser Untersuchung konnte die N-Netto-Mineralisation nicht mit der Zu- und Abnahme des N_{bio} erklärt werden. RAUBUCH (1992) und LANG (1986) stellten für Proben vom Standort Solling positive Beziehungen zwischen der Nitrifikation und der mikrobiellen Biomasse fest.

Die Biomasse wurde in diesen Fällen jedoch mit Mikrokalimetrie (RAUBUCH) und mit der Methode der Substrat-Induzierten Respiration (SIR) (LANG) gemessen. Mit beiden Methoden wird die aktive Biomasse beschrieben. Daher läßt sich aus diesem Zusammenhang lediglich ablesen, daß bei hohen Populationsdichten aktiver Mikroorganismen auch die Mineralisation gesteigert ist, jedoch nicht ob dies durch einen Abbau toter Mikroorganismen begründet ist. Andere Autoren wiesen einen negativen Zusammenhang zwischen Bodenwassergehalt und C_{bio} nach (ROSS et al. 1984). Aus der vorliegenden Untersuchung wird vermutet, daß der Einfluß von Temperatur und Wassergehalt des Boden durch andere limitierende Faktoren wie Acidität oder Substratverfügbarkeit überlagert wird. Dafür sprechen auch die tendentiell höheren mikrobiellen Biomassen im Boden des Bestandes, wo im Gegensatz zum Lochhieb aktive Wurzeln sind, welche die Biomasse mit Kohlenstoff beliefern können. In den meisten Untersuchungen zu dem Einfluß von Temperatur und Wassergehalt auf die mikrobielle Biomasse fand der Einfluß, den diese Faktoren auf die Substratverfügbarkeit für die Mikroorganismen haben, keine Berücksichtigung. Es gibt bisher noch keine gebräuchlichen Methoden, diesen Teil des (vermutlich leicht zersetzlichen) Bodenkohlenstoffs zu beschreiben, obwohl dies wahrscheinlich der entscheidendste Faktor für die Höhe und die Fluktuationen der mikrobiellen Biomasse ist. Daher lassen sich in vielen Fällen auch keine Aussagen über den Einfluß sich ändernder Bodentemperatur und -feuchte auf die mikrobielle Biomasse machen, wenn nicht die Auswirkung dieser Faktoren auf die kurz- und langfristige Substratverfügbarkeit bekannt ist.

Literatur

- Binkley, D. and Hart, S. C., 1989. The components of nitrogen availability assesments in forest soils. *Advances in Soil Science* 10, 57 - 112.
- Bonde, T.A., 1991. Size and dynamics of active soil organic matter fraction as influenced by soil management. *Linköping Studies in Arts and Science* 63.
- Brookes, P. C., Landman, A., Pruden, G. and Jenkinson, D. S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen, a rapid direct extraction method to measure microbial biomass in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 14, 837 - 842.
- Hughes, S. and Reynolds, B., 1991. Effects of clearfelling on microbial biomass phosphorus in the Oh horizon of an afforested podzol in Mid-Wales. *Soil Use And Management* 7, 4: 183-188.
- Lang, E., 1986. Heterotrophe und autotrophe Nitrifikation untersucht an Bodenproben von drei Buchenstandorten. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 89, 199 p.
- Raison, R. J., Connel, M. J. and P. K. Khanna, 1987. Methodology for studying fluxes of mineral-N in situ. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 19, 5, 521 - 530
- Raubuch, M.P.H., 1992. Wechselwirkungen zwischen mikrobiologischen und chemischen Parametern in Waldböden unter Berücksichtigung des Atmosphärischen Eintrags. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 89*, Göttingen.
- Ross, D.J., Orchard, V.A. und Rhoades, D.A., 1984. Temporal fluctuations in biochemical properties of soil under pasture. I Respiratory activity and microbial biomass. *Aust. J. Soil Res.* 22, 303-317.
- Smith, J.L. und Paul, E.A., 1990. The significance of soil microbial biomass estimations. In Bollag, J.M. und Stotzky, G. (eds.): *Soil Biochemistry*, Vol. 6, 357-396.
- Sparling, G.P. and Ross, D.J., 1988. Microbial contributions to the increased nitrogen mineralization after air-drying of soils. *Plant and Soil* 105, 163-167.
- Wu, J., Joergensen, R.G., Pommerening, B., Chaussod, R. and Brookes, P.C., 1990. Measurement of soil microbial biomass C - an automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* 22, 1167-1169.

Struktur und Abbauprozesse der organischen Substanz

von

Kögel-Knabner I. ⁺)

Einleitung

Die **Humifizierungsprozesse**, die von frischen Pflanzenresten zu Huminstoffen des Bodens führen, sind immer noch wenig bekannt. Dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, daß in den meisten humuschemischen Untersuchungen die Beziehung zwischen der Struktur und Zusammensetzung der Huminstoffe und ihrer geochemischen Herkunft vernachlässigt wird. Waldhumusprofile stellen ein natürliches System dar, das alle Stadien der Humifizierung - von der frischen Pflanzenstreu bis zu makromorphologisch amorphen Huminstoffen - erfaßt (Kögel-Knabner, 1992). Allerdings muß man immer berücksichtigen, daß die einzelnen Stufen der Humifizierung im Horizont als Ganzes repräsentiert sind, wobei verschiedene Humifizierungsgrade mit mehr oder weniger frischen Pflanzenresten vermischt vorliegen.

Methodischer Ansatz

Der methodische Ansatz untergliedert sich in die **Probenvorbereitung** und **Fraktionierung** sowie in den analytischen Ansatz. Die Fraktionierung der Proben kann je nach Fragestellung auf verschiedene Weise erfolgen. Die physikalische Fraktionierung nach Korngröße oder Dichte wurde bisher überwiegend auf Mineralböden angewendet, kann aber auch für Waldböden und Auflagen sinnvoll sein (Kögel-Knabner und Ziegler, 1993). Auch die klassische Humusfraktionierung in Fulvosäuren, Huminsäuren und Humine erlaubt sinnvolle Aussagen über Humifizierungsprozesse. Allerdings muß man berücksichtigen, daß die gewonnenen Fraktionen keine strukturellen Einheiten darstellen. Die selektive Entfernung einzelner Stoffgruppen ist eine weitere Möglichkeit, die Zusammensetzung der zu untersuchenden Probe zu vereinfachen. Ein wichtiger Bestandteil des entwickelten Ansatzes ist, daß die mittels der aufgeführten Fraktionierungsmethoden erhaltenen Proben sowohl qualitativ wie auch quantitativ untersucht werden. Einerseits sollten die Fraktionen, wie auch die Gesamtproben mit den heute zur Verfügung stehenden, für Huminstoffe geeigneten analytischen Methoden in ihrer chemischen Zusammensetzung charakterisiert werden. Die erhaltenen Fraktionen sollten aber nicht nur in ihrer strukturellen Zusammensetzung untersucht werden. Um die Humifizierungsprozesse zu erfassen, müssen auch die Änderungen in den Mengenanteilen der einzelnen Fraktionen erfaßt werden. Häufig wird dieser Aspekt in humuschemischen Untersuchungen vernachlässigt.

⁺) Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Fakultät für Geowissenschaften, Ruhr-Universität Bochum, NA 6/134, Postfach 10 21 48, 4630 Bochum

Ergebnisse der strukturellen Charakterisierung

Damit die Ergebnisse der Untersuchungen von Waldhumusprofilen mit Huminstoffstudien in Beziehung gesetzt werden können, wurden nach der herkömmlichen Methode **Fulvosäure-, Huminsäure- und Huminfraction** aus den Auflage- und Ah-Horizonten extrahiert. Anschließend wurden alle Fraktionen mittels naßchemischer Methoden (Hydrolyse, CuO-Oxidation) und Festkörper-¹³C-NMR-Spektroskopie untersucht. Die Fulvosäurefraktion besteht im wesentlichen aus Polysacchariden, unabhängig von Horizont und Humifizierungsstadium. Die Huminsäurefraktion enthält neben Polysacchariden hohe Anteile von alkyl- und ligninbürtigem Kohlenstoff. Mit zunehmender Bodentiefe und Humifizierung, d.h. von L nach Ah, steigt der Anteil des basenextrahierbaren aromatischen Kohlenstoffs an. Die Menge des basenextrahierbaren aromatischen Kohlenstoffs ist abhängig von der Menge und dem Oxidationszustand des Lignins in der Ausgangsprobe. Im Vergleich zu den beiden anderen Fraktionen ist die Huminfraction am wenigsten gegenüber dem Ausgangsmaterial verändert und enthält den überwiegenden Anteil der Pflanzenreste. Insgesamt weisen die Daten auf eine Entstehung der Huminsäurefraktion durch oxidativen Abbau von Humin oder Pflanzenstreu.

Die organische Substanz der Waldböden enthält etwa 20 - 30 % **aromatischen Kohlenstoff**. Um die Änderungen in der strukturellen Zusammensetzung des aromatischen C während der Humifizierung zu untersuchen, wurden Huminsäuren aus den Auflage-, A- und B-Horizonten der Moder- und Rohhumusprofile gewonnen. Die aromatischen Bestandteile der Huminsäuren wurden mittels ¹³C-NMR-Spektroskopie und CuO-Oxidation untersucht. Die Huminsäurefraktion aus der frischen Fichten- und Buchenstreu zeigt im Aromatenbereich der ¹³C NMR-Spektren überwiegend Signale, die auf Lignin und Gerbstoffe zurückzuführen sind. Lignin und auch Gerbstoffe sind teilweise mit alkalischen Lösungsmitteln extrahierbar. Besonders auffallend ist, daß die Signale für phenolische OH-Gruppen und Methoxygruppen in den Huminsäuren mit zunehmender Tiefe, besonders in den Huminsäuren aus den Mineralbodenhorizonten abnehmen. Innerhalb der Huminsäurefraktion nimmt der Abbauzustand des Lignins mit der Tiefe zu, wie die CuO-Oxidation zeigt. Dies läßt sich aus den abnehmenden Ausbeuten für Ligninoxidationsprodukte und der zunehmenden Oxidation der Seitenketten schließen. Gleichzeitig steigt der relative Anteil des Signals bei 130 ppm stark an. Mit einem speziellen Pulsprogramm ("dipolar dephasing") kann der Anteil protonierter und nichtprotonierter Strukturen im Aromatenbereich untersucht und quantifiziert werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen, daß der prozentuale Anteil von nichtprotoniertem aromatischem C mit zunehmender Humifizierung steigt. Es läßt sich weiterhin nachweisen, daß der Anteil des phenolischen C etwa gleichbleibt, woraus zu schließen ist, daß die Zunahme des nichtprotonierten C-Anteils auf die Zunahme von C-substituiertem aromatischem C zurückzuführen ist. Ausgehend von der Struktur des Lignins als Ausgangsmaterial für den aromatischen Kohlenstoff in Waldböden ist zu folgern, daß die Ligninstrukturen während der Humifizierung in aromatische Bestandteile umgewandelt werden, die einen zunehmenden Grad von C-Substitution besitzen. Teilweise sind die aromatischen Ringe mit Carboxylgruppen substituiert. Es bleibt in weiteren Arbeiten zu untersuchen, woraus der restliche Anteil der Substituenten besteht.

Die organische Substanz von Waldböden enthält etwa 20-30 % **Alkyl-Kohlenstoff**.

Als Quelle für Alkyl-C in Böden gelten extrahierbare Lipide, die pflanzlichen Polyester Cutin und Suberin, sowie bisher unbekannte Alkyl-C-Strukturen, die sowohl in der pflanzlichen Cuticula (Cutan) wie auch in mikrobiellen Geweben nachgewiesen wurden. Proben verschiedener Humusprofile, sowie Proben von langjährigen Litter-bag-Experimenten mit Fichte wurden mittels ^{13}C -NMR-Spektroskopie, chemischem Abbau und Curie-Punkt-Pyrolyse-GC(-MS) untersucht. Daneben wurde auch der Alkyl-Kohlenstoff mikrobieller Zellen untersucht, die aus einem der Moderprofile gewonnen wurden. Es wurden sowohl Gesamtproben als auch bestimmte Fraktionen nach selektiver chemischer Behandlung benutzt.

Cutin und Suberin sind in größeren Konzentrationen nur in den Auflagehorizonten zu finden. Mit zunehmender Bodentiefe nimmt der Wurzelstreanteil zu, wie aus dem Ansteigen des prozentualen Anteils von Suberin zu ersehen ist. Um den bisher unbekanntem Alkyl-Kohlenstoff in Böden näher zu untersuchen, wurden die Proben einer Serie von chemischen Behandlungen unterworfen. Zuerst wurden die Lipide mit einem Gemisch aus Chloroform/Methanol extrahiert. Anschließend wurden die Polysaccharide durch Hydrolyse mit H_2SO_4 und das Lignin durch Behandlung mit NaClO_4 entfernt. Der Rückstand dieser Fraktionierung macht etwa 5 - 17 % des Kohlenstoffgehalts der Originalprobe aus. Im den ^{13}C -NMR-Spektren dieser Rückstände sind nur noch Signale für Alkyl-Kohlenstoff und Carboxylgruppen zu finden. Im dipolar dephasing ^{13}C -NMR lassen sich die Signale für den Alkyl-Kohlenstoff unterschiedlichen Struktureinheiten zuordnen. Es existieren sowohl "bewegliche" wie auch sehr "starre" Struktureinheiten. Im Alkyl-Kohlenstoff der Rückstände aus der frischen Pflanzenstreu sind etwa gleiche Anteile von beweglichen und starren Einheiten zu finden. Mit zunehmender Tiefe und Humifizierung im Humusprofil nimmt der Anteil der beweglichen Strukturen ab, so daß fast nur noch starre Alkyl-C-Strukturen in den Oh- und Ah-Horizonten vorhanden sind. Diese Änderungen könnten durch selektive Anreicherung mit Cutan erklärt werden, da dieses Biomakromolekül fast ausschließlich aus starren Einheiten besteht. Dagegen besteht das Cutin zu etwa 2/3 aus beweglichen Strukturelementen. Um zu überprüfen, ob sich diese bisher unbekanntem aliphatischen Biomakromoleküle pflanzlicher oder mikrobieller Herkunft während der Humifizierung anreichern, wurde die Curie-Punkt-Pyrolyse-GC(-MS) benutzt. Sowohl pflanzliche als auch mikrobielle Alkyl-Polymere lassen sich durch eine homologe Reihe charakteristischer Alkan/Alken-Pyrolyseprodukte identifizieren. Die Ergebnisse der Pyrolyse zeigen kaum charakteristische Signale für Cutan oder mikrobielle Biomakromoleküle. Eine selektive Anreicherung dieser Substanzen in Waldböden kann somit ausgeschlossen werden. Es scheint vielmehr wahrscheinlich, daß die strukturellen Unterschiede im Alkyl-Kohlenstoff zwischen der Pflanzenstreu und den humifizierten Horizonten mit einer Zunahme der Vernetzung innerhalb der Polyester Cutin und Suberin während der Humifizierung zu erklären sind.

Humifizierungsprozesse

Die Ergebnisse dieser Arbeiten lassen erkennen, daß die verschiedenen Inhaltsstoffe der Pflanzenstreu unterschiedlichen Humifizierungsprozessen unterliegen. Das Vorkommen eines bestimmten Humifizierungsprozesses ist abhängig von der Zusammensetzung der Pflanzenstreu, der sich darauf entwickelnden mikrobiellen Population und bestimmten Umweltbedingungen. Die Humifizierungsprozesse können in

- **mikrobielle Resynthese**
- **selektive Anreicherung und**
- **direkte Transformation**

untergliedert werden (Kögel-Knabner, 1993). Pflanzliche Polysaccharide unterliegen hauptsächlich einer mikrobiellen Resynthese. Ein geringer Anteil kann durch "Imprägnierung" mit abbauresistenten pflanzlichen oder mikrobiellen Inhaltsstoffen, wie Lignin, Cutin, oder Melaninen, selektiv angereichert werden. Die leichter angreifbaren Anteile des Lignins werden stark umgewandelt, so daß wir in Huminstoffen makromolekulare aromatische Bausteine mit einem hohen Grad von C-Substitution finden, die teilweise aus Carboxylgruppen besteht. Dadurch und auch durch die Ringöffnung während des Abbaus wird das Ligninmolekül zunehmend löslicher in Basen. Der größte Anteil der umgewandelten Ligninbausteine ist deshalb in der Huminsäurefraktion zu finden. Die abbauresistenten Bestandteile des Lignins, also die Ringeinheiten, die durch C-C-Bindung vernetzt sind, werden selektiv angereichert. Der Alkyl-Kohlenstoff der Pflanzenstreu besteht neben extrahierbaren Lipiden aus Biomakromolekülen der Cuticula, und zwar dem Polyestermaterial Cutin (bzw. Suberin) sowie einem Nichtestermaterial (Cutan, Suberan). Dieser Alkyl-Kohlenstoff unterliegt wiederum einer direkten Umwandlung. Der daraus resultierende Alkyl-C in Huminstoffen zeichnet sich durch einen höheren Grad der Vernetzung aus. In weiteren Arbeiten müssen die Humifizierungsprozesse, denen weitere pflanzliche oder mikrobielle Inhaltsstoffe, wie z.B. Gerbstoffe, Melanine oder auch noch unbekannte Substanzen, untersucht werden.

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit zeigt, daß die Aufklärung von Humifizierungsprozessen in Böden einen großen Schritt vorangekommen ist. Dies wurde durch die Anwendung moderner analytischer Verfahren ermöglicht, die sowohl zur Charakterisierung von pflanzlichen oder mikrobiellen Inhaltsstoffen, wie auch von Huminstoffen geeignet sind. Die kombinierte Anwendung verschiedener degradativer und nichtdegradativer analytischer Methoden erhöht die Aussagekraft der Ergebnisse wesentlich. Die hier gewonnenen Erkenntnisse sollten in weiteren Arbeiten auf ähnliche natürliche Systeme ausgeweitet werden, die es erlauben, die strukturellen Änderungen von der frischen Pflanzenstreu bis zu amorphen Huminstoffen zu verfolgen. Mit diesem Ansatz sollte es auch möglich sein, die Faktoren zu erfassen, die die Humifizierungsprozesse steuern.

Literatur

- Kögel-Knabner I. (1992): Forest soil organic matter: structure and formation. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 24, Bayreuth.
- Kögel-Knabner I. (1993): Biodegradation and humification processes in forest soils. In: J.-M. Bollag, G. Stotzky (Hrsg.): Soil Biochemistry, Vol. 8, Pergamon Press, 101-137.
- Kögel-Knabner I., Ziegler F. (1993): Carbon distribution in different compartments of forest soils. Geoderma, im Druck.

C-Umsatz auf Löß-Schwarzerde im Trockengebiet
von
Körschens, Martin

Einleitung: Der Gehalt des Bodens an organischer Substanz, charakterisiert durch den Gesamt-C-Gehalt (C_t), bestimmt weitgehend die physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften. Dadurch ist es möglich, die Fruchtbarkeitsbestimmenden Bodeneigenschaften über die Zufuhr oder den gezielten Abbau organischer Substanz zu beeinflussen.

Bei der Betrachtung des C-Umsatzes wird von einer Differenzierung des C_t -Gehaltes in mindestens zwei Fraktionen ausgegangen, von denen die eine "inert", d. h. an den Umsetzungsvorgängen weitgehend unbeteiligt, die zweite, umsetzbare Fraktion (C_{ums}) von Bewirtschaftungsbedingungen abhängig ist.

Der inerte Kohlenstoff (C_i) wird definiert als

"C-Gehalt, der unter Feldbedingungen bei langfristiger Unterlassung jeglicher Düngung und Schwarzbrache nicht unterschritten wird".

Für grundwasserferne Sand- und Lößböden gilt, aus Dauerversuchen abgeleitet:

$$C_i = FA \times 0,04 \text{ bis } 0,05$$

$$FA = \text{Feinanteil} = \text{Ton} + \text{Feinschluff} =$$

$$\text{Korngrößen} \leq 6,3 \mu\text{m}$$

Material und Methoden: Nachfolgend dargestellte Ergebnisse basieren auf

- dem 1902 auf Löß-Schwarzerde in Bad Lauchstädt angelegten Statischen Düngungsversuch einschließlich der 1978 vorgenommenen Erweiterung der Versuchsfrage
- einem 1956 mit Boden aus dem Statischen Düngungsversuch angelegten Betonringversuch mit sehr differenzierten C-Gehalten zur Quantifizierung der C-Dynamik unter Schwarzbrache
- einem Gefäßversuch, der 1982 mit Böden extremer Düngungsvarianten aus Dauerversuchen drei verschiedener Standorte angelegt und jeweils unter Freilandbedingungen und im Glashaus durchgeführt wurde.

C_t wurde durch trockene Verbrennung nach STRÖHLEIN, N_t nach KJELDAHL bestimmt.

Ergebnisse: Abb. 1 zeigt die C_t -Gehalte der Hauptvarianten des Statischen Düngungsversuches als Vergleich der Mittelwerte von zwei Perioden. Die Werte geben den in früheren Arbeiten bereits angeführten Beweis für das Erreichen des Fließgleichgewichtes.

Die Differenz zwischen den beiden Extremwerten beträgt 0,66 % C. Der inerte C-Gehalt liegt in diesem Versuch zwischen 1,5 und 1,6 % und bleibt bei den Betrachtungen zum C-Umsatz unberücksichtigt.

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Straße 44, O - 4204 Bad Lauchstädt

Das dieser Veröffentlichung zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Ministeriums für Wissenschaft und Forschung des Landes Sachsen-Anhalt gefördert.

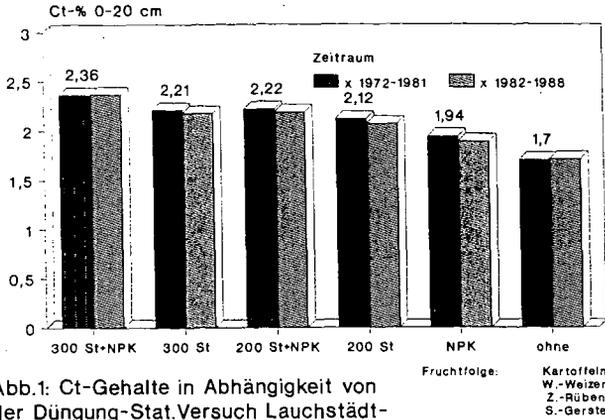


Abb.1: Ct-Gehalte in Abhängigkeit von der Düngung-Stat.Versuch Lauchstädt- (St =dt/ha Stalldung j.2.Jahr)

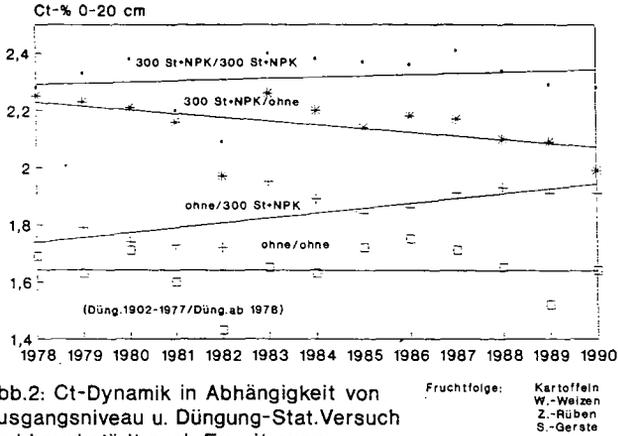


Abb.2: Ct-Dynamik in Abhängigkeit von Ausgangsniveau u. Düngung-Stat.Versuch Bad Lauchstädt nach Erweiterung-

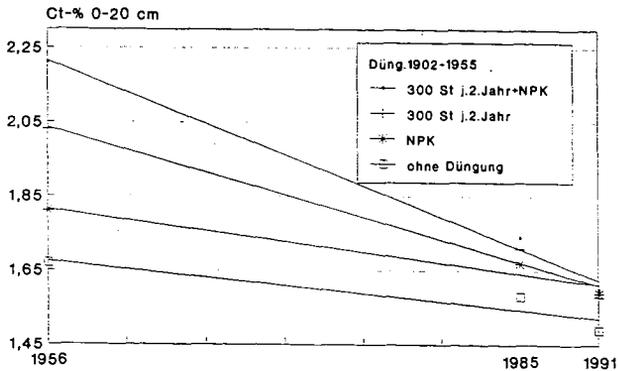


Abb.3: Veränderung des Ct-Gehaltes unter Schwarzbrache bei diff.Startwerten -Betonringversuch mit Löß-Schwarzerde-

Nach Erweiterung der Versuchsfrage im Jahre 1978 (Abb. 2) zeigt der C-Gehalt bei hohem Ausgangsniveau nach Unterlassung jeglicher Düngung ein deutliches Absinken, umgekehrt einen vergleichbaren Anstieg. Das neue Gleichgewicht ist jeweils auf der Höhe des bei gleicher Düngung (bzw. ohne Düngung) unverändert gebliebenen Niveaus zu erwarten. Bei diesen großen Differenzen zwischen Ausgangs- und Gleichgewichtsniveau wird dies jedoch nicht vor Ablauf der nächsten 20 Jahre erreicht.

Ein vergleichbarer Verlauf der C-Gehalte ist im Betonringversuch nach Schwarzbrache bei entsprechender Differenzierung der Startwerte zu verzeichnen (Abb. 3). Nach 35 Versuchsjahren ist der umsetzbare C weitgehend erschöpft und das neue Fließgleichgewicht auf dem Niveau des inerten C bei 1,5 bis 1,6 annähernd erreicht. Die in Abb. 1 dargestellte Spanne von 0,66 % C_{ums} entspricht der Langzeitwirkung von "300 dt/ha Stalldung jedes 2. Jahr + NPK" im Vergleich zu "ohne Düngung".

Neben der organischen und mineralischen Düngung haben die verschiedenen Fruchtarten einen sehr unterschiedlichen Einfluß auf den C_{ums} -Gehalt, der im wesentlichen von der Menge und stofflichen Zusammensetzung der im und auf dem Boden verbleibenden Ernte- und Wurzelrückstände abhängig ist. Abb. 4 zeigt eine entsprechende Differenzierung als Ergebnis der Auswertung von 42 Vergleichen aus 21 Dauerversuchen unterschiedlicher Standorte.

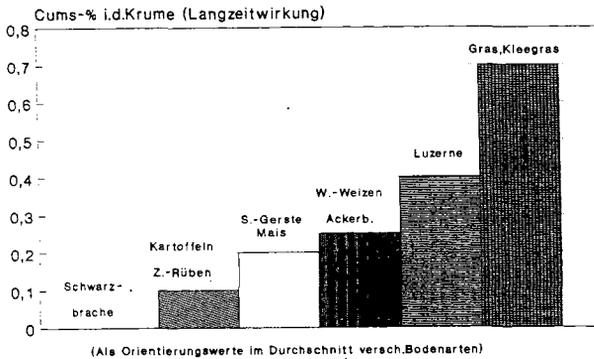


Abb.4:Einfluß verschiedener Fruchtarten auf den Gehalt des Bodens an umsetzbarem C(C_{ums}),abgeleitet aus Dauerversuchen

Untersuchungen im Gefäßversuch (Abb. 5) verdeutlichen den schnelleren Abbau der organischen Substanz unter Gewächshausbedingungen bei höheren Temperaturen und gleichmäßiger Feuchte. Im Durchschnitt beträgt die Differenz 0,22 % C und ist bei hohen C_{ums} -Gehalten größer als im Bereich niedriger C_{ums} -Werte.

Schlußfolgerungen: Aus den hier nur beispielhaft dargestellten Ergebnissen kann geschlußfolgert werden:

- Ein normal, entsprechend durchschnittlichen Bewirtschaftungsbedingungen mit organischer Substanz versorgter Boden enthält unter den Standortbedingungen Mitteldeutschlands etwa 0,4 bis 0,6 % C_{ums} , das entspricht rd. 200 dt/ha C bzw. 2000 kg/ha mi-

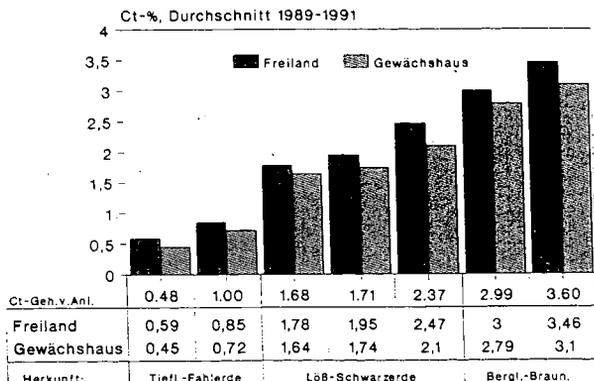


Abb.5: Ct-Gehalt im Boden nach 10 Jahren Versuchsdauer in einem Gefäßversuch in Abhäng. von Bodenart und Ausgangs-Ct.

neralisierbarem N. Bei einer durchschnittlichen Mineralisierungsrate von 4 % entspricht dies einer jährlichen N-Freisetzung von 80 kg/ha, ohne Berücksichtigung des N aus "sonstigen Quellen".

- Bei Veränderungen des Bewirtschaftungssystems ist die Richtung der Veränderungen des C-Gehaltes abhängig vom Ausgangsniveau. Gleiche Maßnahmen können bei einem niedrigen Ausgangsniveau eine Erhöhung, bei einem hohen Ausgangsniveau eine Verringerung des C-Gehaltes bewirken.
- Veränderungen des C-Gehaltes im Boden betreffen nahezu ausschließlich den umsetzbaren Anteil und verlaufen sehr langsam. Folgen zu erwartender Klimaänderungen sind von der eintretenden Konstellation zwischen Temperatur und Feuchte abhängig. Auf Lehm- und Tonböden bremsen eine erhöhte Bodenfeuchte die Umsetzungsprozesse im Boden und könnten den stimulierenden Einfluß ansteigerender Temperaturen, zumindest teilweise, kompensieren. Auf Sandböden wirken steigende Temperaturen und Niederschläge positiv auf die Mineralisierungsintensität. Bei Änderung der Niederschlagsmengen und -verteilung sind die damit verbundenen Einflüsse auf den C-Umsatz schwer abzuschätzen. Unterstellt man zunächst gleichbleibende Niederschläge und nur geringfügig ansteigende Erträge bei einer zu erwartenden Erhöhung der Jahresdurchschnittstemperatur um 2 - 3 °C, so ist als grobe Schätzung auf der Grundlage der Ergebnisse und Erfahrungen aus Dauerfeldversuchen kaum mit einer Verringerung des C-Niveaus um mehr als 0,1 % zu rechnen, was allerdings 15 - 20 % des Gesamtvorrates an umsetzbarem C ausmachen würde. Eine Verringerung des C-Niveaus könnte einerseits durch zusätzliche Biomasseproduktion zur Humusproduktion abgefangen werden, andererseits ist in einigen Fällen bei zu hoher Versorgung der Böden mit organischer Substanz ein Rückgang durchaus wünschenswert.
- Die Auswertung von Dauerversuchen unterschiedlicher Standorte kann bei Klassifizierung nach Klima, Boden und Bewirtschaftung zur Quantifizierung des Einflusses zu erwartender Klimaänderungen auf den Kohlenstoffhaushalt beitragen.

Die internationale Radiokohlenstoff-Boden-Datenbank (IRSDB)

von

P. Becker-Heidmann*

Einleitung

IRSDB ist die Abkürzung von International Radiocarbon Soil Data Base und steht für die Sammlung der Ergebnisse aller weltweit verfügbaren Radiokohlenstoffdatierungen. Eine bislang überschaubare Zahl von bodenkundlich ausgerichteten Anwendern der ^{14}C -Datierungsmethode hat sich seit Ende der Fünfziger Jahre mit den unterschiedlichsten Aspekten dieser Forschungsrichtung befaßt und bereits ein umfangreiches Datenmaterial geschaffen (Scharpenseel & Becker-Heidmann, 1992), das nun erstmals zentral erfaßt und verfügbar gemacht werden soll.

Der aktuelle Hintergrund dieser Sammelaktion ist darin zu sehen, daß die Bedeutung des Kompartimentes Boden innerhalb des globalen Kohlenstoffkreislaufs seit der Bilanzierung von Tans et al. (1990) von einem größeren Kreis der auf diesem Gebiet forschenden und modellierenden Kollegen sehr viel höher eingestuft wird als bisher. Nach Tans et al. müssen jährlich etwa 2 bis 3,4 Gt C durch eine terrestrische Senke in den gemäßigten Breiten absorbiert werden, um das globale C-Budget auszugleichen. Daten, aus denen Kohlenstoff-Flüsse zwischen Boden und Atmosphäre abgeleitet werden können, wie z.B. Radiokohlenstoffdaten von Böden, sollen helfen, diese Hypothese zu prüfen.

Im Juni 1992 fand in Tucson, Arizona, ein von der NASA unterstützter Workshop statt, um die Einrichtung der IRSDB vorzubereiten und die Datenbankstruktur festzulegen. Bevor die IRSDB im Detail vorgestellt wird, soll zunächst im folgenden aufgezeigt werden, welche Möglichkeiten die Radiokohlenstoffdatierung von Böden im Hinblick auf das o.g. Ziel bietet.

Der Radiokohlenstoff als Informationsträger

Ursprünglich waren die Bemühungen der Boden- ^{14}C -Datierer auf die Feststellung des Bodenalters, d.h. die Ermittlung des Zeitpunkts des Beginns der Bodenbildung, gerichtet. Da die organische Substanz als ganzes wegen der ständigen Zumischung frischen Materials für die Datierung ausscheidet, wurde mit unterschiedlichen Ansätzen die "älteste" Fraktion gesucht. Die verschiedenen Ansätze lassen sich grob in chemische, physikalische und räumlich differenzierende Methoden gruppieren (Becker-Heidmann, 1989). Hierbei wurden erhebliche wichtige Methodenentwicklungsarbeiten geleistet und neue Erkenntnisse über die Dynamik der organischen Substanz gewonnen. Beispielsweise wurde die klassische Vorstellung der sukzessiven Humustransformation von Fulvosäuren über Huminsäuren zu Huminen (Kononova, 1961) widerlegt (Goh et al., 1976). Die Zunahme des ^{14}C -Alters der organischen Substanz mit der Bodentiefe ist seit Scharpenseel (1972) für die unterschiedlichsten Bodentypen immer wieder bestätigt worden (Scharpenseel & Becker-Heidmann, 1992). Die einzelnen Huminstoff-Fraktionen verhalten sich dabei allerdings

* Institut für Bodenkunde, Allende-Platz 2, W-2000 Hamburg 13, Fax: 040/4123 2024

unterschiedlich (Becker-Heidmann et al., 1988). Zur Untersuchung der Frage, ob der Boden eine Senke für Kohlenstoff darstellt, wurden das ^{14}C -Alter in Relation zum Tongehalt des Bodens gesetzt (Becker-Heidmann, 1989), Korngrößenklassen getrennt datiert (Scharpenseel et al., 1986; Tsutsuki et al., 1987) oder gar in Zwischenschichten von Tonmineralen befindliche organische Substanz herauspräpariert und datiert (Theng et al., 1992). Mit Hilfe der ^{14}C -Datierung des Bodens, wenn er komplett als 2 cm dünne horizontale Schichten beprobt wurde (Becker-Heidmann & Scharpenseel, 1986), in Kombination mit den $\delta^{13}\text{C}$ Werten und dem Kohlenstoffgehalt, ist es möglich grundsätzliche Informationen über den Kohlenstoff-Input und -Umsatz, über Perkolation und Fixierung zu gewinnen und Flüsse für Kohlenstoff-Bilanzrechnungen zu schätzen (Becker-Heidmann & Scharpenseel, 1992a,b).

Radiokohlenstoffdaten der organischen Substanz des Bodens sind bereits für einfache Umsatz-Modelle (Jenkinson & Rayner, 1977) und um den Anteil ausgetauschten bzw. fixierten Kohlenstoffs in einer bestimmten Bodenschicht abzuleiten (Becker-Heidmann, 1989) benutzt worden oder sind notwendig um komplexere Modelle zu überprüfen (Parton et al., 1989).

Sinn und Zweck der Datenbank

Um globale Klimamodelle zu testen und zu rechnen, werden für viele Punkte der Erdoberfläche Daten über die Kohlenstoff-Flüsse benötigt. Solche Daten können nur mit großem Aufwand gewonnen werden. Es existieren jedoch weltweit etwa 10.000 Radiokohlenstoffdaten von Böden und Fraktionen, die zum Teil auch mit anderen Fragestellungen erhoben worden sind, z.B. Archäologie etc. Diese Ergebnisse sind zu einem nicht unbeträchtlichen Teil nicht in der bodenkundlichen oder der speziellen Radiokohlenstoff-Literatur oder überhaupt noch nicht veröffentlicht worden. Die IRSDB soll dieses "tote Kapital" zum Leben erwecken und nicht nur für klimatologische sondern auch andere bodenkundliche Zwecke verfügbar machen. In einem ersten Schritt sollen möglichst viele Daten erfaßt und in einem Sonderband der Zeitschrift Radiocarbon veröffentlicht oder, wenn dies bereits anderweitig geschehen ist, zitiert werden. Der zweite Schritt besteht aus der Speicherung aller verfügbaren Daten inclusive der wichtigsten Zusatzinformationen in einer elektronischen Datenbank, auf die prinzipiell per Rechnernetzung zugegriffen werden kann.

Die Struktur der IRSDB

Die gewünschten Informationen über zum Beispiel Kohlenstoff-Flüsse können natürlich nur aus den ^{14}C -Daten gewonnen werden, wenn bestimmte Zusatzinformationen vorhanden sind. Manche dieser zusätzlichen Daten sind essentiell, andere weniger wichtig, je nach Fragestellung. Die Liste der Datenbankfelder mit Gewichtung ist nachfolgend der Einfachheit halber in Englisch abgedruckt.

Proposed list of the IRSDB database entry fields:

Data which are essential for assessing carbon turnover and, therefore, for global change calculations, are marked by an asterisk (*). All other fields are useful in general, and should be put in the database if available (It is easier to put them in together with the essential data than to search for them later).

- | | |
|--|--------------------------------|
| * Labcode and no. | * Submitter (Name and address) |
| * Single sample or sample set (profile or catena, set no.) | * Collector (Name and address) |
| | * Date of sampling |

- * Date of measurement
- * Sampling location (Longitude, Latitude)
- * Pretreatment for dating
- * Type of soil fraction(s) or other material used for dating

Result

- * ^{14}C result ($\text{pM} \pm \text{error}$, raw data)
- * $\delta^{13}\text{C}$
- * Possible contamination
- * Submitter's comment
- * Lab's comment

- * Literature references

Original field of study

Environmental data

- Country
- Site description
- Parent material, time of deposition
- Topography (landform ?)
- Ecosystem type and climatic conditions (mean temperature and annual rainfall)
- Vegetation (actual, history and potential)
- Land use

Profile related data

- * Soil order and type (both FAO and local classification)
- Profile description (data related to carbon turnover and migration)
 - Humus form
 - Rooting pattern
 - Stratigraphy
 - Physical barriers to water penetration
- Reference to Soil Conservation Service file

Sample related data

- * Sampling depth intervall, depth and horizon
- Method of sampling
- * Bulk density
- Soil color (wet, moist, dry)
- * Particle size distribution ($< 2 \text{ mm}$, $> 2 \text{ mm}$) (at least texture)
- Clay type
- * pH (and method)
- Eh
- * C content (organic and inorganic)
- $\text{C}_{\text{org}}/\text{N}$ ratio
- Microbial biomass
- Data on other isotopes (heavy, stable)

Aufruf

Da möglicherweise der eine oder andere Kollege in der Vergangenheit ^{14}C an Böden durchgeführt hat oder durchführen hat lassen, bittet das Exekutivkommittee der IRSDB alle Kollegen, die beteiligten ^{14}C -Labors zu kontaktieren und mit zu helfen, daß bereits veröffentlichte Daten zitiert und der IRSDB zur Verfügung gestellt sowie die übrigen Daten in dem geplanten Sonderband von Radiocarbon veröffentlicht werden können.

Beiträge sind möglichst umgehend zu richten an:

Ms. Renee Kra
Radiocarbon
Department of Geosciences
The University of Arizona
4717 E. Ft. Lowell
Tucson, AZ 85712
U.S.A.

Weitere Informationen können auch beim Autor erfragt werden (Fax-Nr. s.o.).

Literatur

- P. Becker-Heidmann : Die Tiefenfunktionen der natürlichen Kohlenstoff-Isotopengehalte von vollständig dünn-schichtweise beprobten Parabraunerden und ihre Relation zur Dynamik der organischen Substanz in diesen Böden. (Diss.) Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 13 (1989) 248 S.
- P. Becker-Heidmann, L.-W. Liu, H.W. Scharpenseel : Radiocarbon Dating of Organic Matter Fractions of a Chinese Mollisol. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 151 (1988) 37-39.
- P. Becker-Heidmann, H.W. Scharpenseel : Studies of soil organic matter dynamics using natural carbon isotopes. The science of the total environment 117/118 (1992a) 305-312.
- P. Becker-Heidmann, H.W. Scharpenseel : The use of natural ¹⁴C and ¹³C in soils for studies on global climatic change. Radiocarbon 34 (1992b, im Druck).
- K.M. Goh, T.A. Rafter, J.D. Stout, T.W. Walker : The Accumulation of Soil Organic Matter and its Carbon Isotope Content in a Chronosequence of Soils Developed on Aeolian Sand in New Zealand. J. Soil Sci. 27 (1976) 89-100.
- D.S., Jenkinson, J.H. Rayner : The Turnover of Soil Organic Matter in some of the Rothamsted Classical Experiments. Soil Science 123 (1977) 298-305
- M.M. Kononova : Soil organic matter. Its nature, its role in soil formation and in soil fertility. Pergamon Press, Oxford, 1961.
- W.J. Parton, R.L. Sanford, P.A. Sanchez, J.W.B. Stewart : Modelling soil organic matter dynamics in tropical soils. In: D.C. Coleman, J.M. Oades, G. Uehara (Editors) : Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems. NifTAL Project, University of Hawaii, 153-171.
- P.P. Tans, I.Y. Fung, T. Takahashi : Observational Constraints on the Global Atmospheric CO₂ Budget. Science 247 (1990) 1431-1438.
- B.K.G. Theng, K.R. Tate, P. Becker-Heidmann : Towards establishing the age, location, and identity of the inert soil organic matter of a Spodosol. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 155 (1992) 181-184.
- H.W. Scharpenseel : Messung der natürlichen C-14 Konzentration in der organischen Substanz von rezenten Böden. Eine Zwischenbilanz. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 133 (1972) 241-263.
- H.W. Scharpenseel, P. Becker-Heidmann : Twentyfive years radiocarbon dating of soils; paradigm of erring and learning. Radiocarbon 34 (1992, im Druck).
- H.W. Scharpenseel, K. Tsutsuki, P. Becker-Heidmann, J. Freytag : Untersuchungen zur Kohlenstoffdynamik und Bioturbation von Mollisolen. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 149 (1986) 582-597.
- K. Tsutsuki, C. Suzuki, S. Kuwatsuka, P. Becker-Heidmann, H.W. Scharpenseel : Investigation on the Stabilization Process of the Humus in Mollisols. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 151 (1987) 87-90.

Theoretische Grundlagen einer ökosystemorientierten Bewertung der Humusqualitätvon
Siewert, Ch.*)**1. Einleitung**

Immer wieder steht die organische Substanz im Vordergrund bodenkundlicher Untersuchungen. Das Ergebnis jahrzehntelangen Bemühens um eine allgemeingültige Methode der Qualitätsbestimmung von Humusstoffen ist dennoch unbefriedigend. Statt einer genau definierbaren Humusqualität kennzeichnet eine kaum überschaubare Vielfalt von Herangehensweisen, Methoden und Ergebnissen den gegenwärtigen Erkenntnisstand.

Die Erarbeitung einer Methode zur Qualitätsbestimmung von Humusverbindungen erfordert offensichtlich ein Funktionskonzept, das über eine Quantifizierung von bisher berücksichtigten Eigenschaften hinausgeht und der Schlüsselstellung der organischen Bodensubstanz in Ökosystemen und Böden gerecht wird.

Mit diesem Ziel wurde eine neue methodische Analysenstrategie des Bodens und der Humusstoffe erarbeitet, die sich in den folgenden Ausführungen widerspiegelt. Sie bildet die Grundlage der Funktions- und Qualitätsdefinition von Humusstoffen. Ihr wichtigstes Merkmal ist die Betrachtung des Bodens als Produkt der koevolutionären Entwicklung von Organismen und Ökosystemstrukturen.

Das daraus abgeleitete Konzept ökologischer Bodenfunktionen orientiert sich im Unterschied zu vielen anderen Herangehensweisen nicht an menschlichen Einflüssen auf Ökosysteme, sondern

an allgemeinen Entwicklungsprinzipien und Selektionskriterien von Systemen in der belebten Natur, einschließlich einer evolutionären Entwicklung. Es beinhaltet eine Integration der Bodenbildung als Spezifikum der Herausbildung von Ökosystemen unter terrestrischen Bedingungen.

Der evolutionäre Ansatz dient dabei hauptsächlich der definierbaren Unterscheidung zwischen natürlichen und anthropogen veränderten Wirkungsgefügen. Er vermittelt bodenkundlich motivierte Vorstellungen zur Wirkungsweise der Ökosysteme und versucht die Erstellung einer tragfähigen theoretischen Plattform für fachübergreifende Untersuchungen (Genetik, Pflanzenphysiologie, Biologie, Ökologie etc.).

Der im folgenden dargestellte und aus der Betrachtungsweise des Bodens abgeleitete Funktionsbezug der organischen Bodensubstanz postuliert, wie auch die Logik des Gesamtkonzeptes, eine Anwendbarkeit darwinischer Grundsätze zur Evolution (Descendenztheorie) auf die sich unter den jeweiligen Klimabedingungen ausprägenden Ökosystemstrukturen. Der Beweis der Richtigkeit einer solchen Annahme steht noch aus. Daraus abgeleitete funktionelle Aspekte der Humusstoffe könnten aber bereits durch Integration zahlreicher Literaturergebnisse in das Konzept logisch bestätigt und durch gezielte Versuche qualitativ bewiesen werden.

2. Bodenbildungsprozesse als koevolutionäres Produkt terrestrischer Systemprägung und Ergebnis der Ökosystemadaption an klimatische Existenzbedingungen (Grundlagen)

Die Verknüpfung der Humusqualitätsbestimmung mit systemaren Aspekten setzt zunächst ein konkretisiertes Verständnis des Ökosystembegriffes voraus.

Der Begriff "Ökosystem" geht aus bodenkundlicher Sicht über eine allgemeine Systemdefinition und seine häufige Verwendung für komplexe natürliche Zusammenhänge hinaus. Ökosysteme sind nicht nur vernetzte Wirkungsgefüge oder **Systeme** (vernetzte Wirkungsgefüge mit einer determinierbaren Funktion und Fähigkeit zur Selbstorganisation bzw. Regeneration) in der Natur schlechthin.

Vielmehr wird unter einem **Ökosystem** der Gesamtkomplex **klimatisch bedingter** und **evolutionär geprägter** Wechselbeziehungen zwischen den Organismen und ihrer **stofflichen Existenzbasis als untrennbare Einheit** verstanden.

Der Evolutionsbezug der Ökosystemdefinition stellt das Kriterium zur Definition vom Menschen indu-

zierter Veränderungen in der natürlichen Prägung von Ökosystemen dar. Er ermöglicht, unabhängig vom Sukzessionsstadium, eine Quantifizierung des ökosystemaren Charakters eines Systems bzw. der "Naturnähe" über den Anteil von evolutionär geprägten Wechselbeziehungen am Gesamtkomplex der innersystemaren Entwicklungs- und Stabilisierungsprozesse.

Ökosysteme bilden sich primär auf Substraten aus und verändern ihre Zusammensetzung (z.B. Stoffkonzentrationen). Unter terrestrischen Bedingungen führt die Etablierung von Ökosystemen zur Bodenbildung (Begründung s. unten).

Böden sind daher per Ökosystemdefinition im Unterschied zu Substraten **Produkt und zugleich Grundlage** der natürlichen Entwicklung und Stabilisierung terrestrischer Ökosystemstrukturen. Vergleichbare Ansätze zur Einordnung der Bodenbildung finden sich vor allem in der genetischen Bo-

denkunde u.a. bei DOKUCHEV (1951); TJURIN (1966); PONOMAREVA (1984).

Die Ursachen der Bodenbildung als Bestandteil der Ökosystemprägung liegen in den Besonderheiten der terrestrischen Existenz im Vergleich zu aquatischen Bedingungen begründet. Hierzu zählen neben einem höheren Energieangebot, einer veränderten Wasserversorgung und dem meist vollständigen Fehlen einiger Nährstoffe (z.B. gebundenem N) in ursprünglichen Substraten auch notwendige Adaptionen der Ökosystemstrukturen an unwirtliche, durch periodische Klimaschwankungen gekennzeichnete Territorien im Laufe der Erdgeschichte.

Vor allem die reduzierte Wasserversorgung wirkte sich im Laufe der erdgeschichtlichen Entwicklung sicher nicht nur auf physiologische Anpassungen der Organismen aus; sondern ebenso auf den in allen Systemen für die gegenseitige Adaption der Organismen unumgänglichen Stoff-, Energie- und Informationsaustausch.

In festen Substraten finden aber keine den aquatischen Verhältnissen analoge Lösungs-, Konvektions- und Diffusionsprozesse statt. Dies trifft für alle wassergesättigten und besonders für wasserungesättigte oder periodisch trockene Substrate zu.

Bildungs-, Abbau- und Transportprozesse sowie der Informationsaustausch zwischen Organismen sind deshalb unter terrestrischen Bedingungen primär räumlich und zeitlich stärker getrennt, als in aquatischen Ökosystemen (KRAEPELIN, 1992).

Heutige Ökosysteme auf dem Land überdauern dennoch problemlos klimabedingte Ruheperioden und Generationswechsel der Organismengesellschaften. Sie sind in unterschiedlichsten Klimagebieten über viele Witterungsperioden relativ stabil und werden den allgemeinen Ansprüchen an die Systemerhaltung (z.B. effektive Nährstoff- und Energieverwertung) gerecht.

Es existieren also offensichtlich von der Lebenstätigkeit der Organismen (z.B. Ruheperioden) relativ unabhängige, klima-induzierte Anpassungsvorgänge oder Regulationsmöglichkeiten der Funktionsstrukturen im Ökosystem. Sie reduzieren über Witterungsabläufe und Generationswechsel der Organismen hinweg ineffektive Energieumsätze sowie Stoffverluste. Dies ist nur möglich mittels einer artenübergreifenden passiven (abiotischen) **Koordination der Lebenstätigkeit** der Organismen, einschließlich der Pufferung von Transport- und Umsatzprozessen sowie des Informationsaustausches (vergl. Bedeutung einer effektiven Rezyklierung von Stoffen für die Stabilität von Systemen in der Natur sowie Rolle einer negativen Rückkopplung für Systemerhaltungsprozesse in VESTER, 1990).

Dies setzt den **biotischen Aufbau** eines **abiotisch funktionierenden Puffersystems** voraus. Erst die

sich darin widerspiegelnde Ökosystemsukzession kompensiert zunehmend die für terrestrische Bedingungen spezifische zeitliche bzw. räumliche Trennung von Einzelprozessen. Über die Pufferung von Kommunikationsprozessen, Stoff- und Energieflüssen werden so die **Wirkungen** abiotischer Einflüßfaktoren auf Systemgleichgewichte modifiziert und eine dauerhafte Funktion und stabile Entwicklung unter terrestrischen Bedingungen ermöglicht.

Die Bodenbildung als essentieller Bestandteil der Ökosystemsukzession kennzeichnet diesen langsamen (biotischen) Aufbau eines (abiotisch) funktionierenden **stabilen Puffersystems mit variablen Zustandsgrößen** und folglich flexiblen Anpassungsreaktionen. Wesentlich ist dabei der sich etablierende **Charakter passiver Regulationswirkungen** des Bodens und der Humusstoffe, der auf einem Dualismus von stabiler Prägung und **variabler** Pufferwirkungen aufbaut.

Diese Zusammenhänge sind die logische Grundlage für eine Betrachtung der Bodenbildung als **Produkt und Funktionsbasis** einer artübergreifenden Abstimmung der Organismenaktivität in terrestrischen Systemen.

Davon ausgehend, müssen sich selbstverständlich auch klimatische Besonderheiten der jeweiligen Klimazonen in der Bodenbildung widerspiegeln. Eine klassifizierbare Anzahl von Bodentypen und ihre eindeutige Zuordnung zu Bodenklimazonen (Grundlage der Bodenklassifikation in Rußland) verweist hier auf eine begrenzte Vielfalt evolutionär selektierter Wirkungsmechanismen der Böden, ungeachtet einer weitaus größeren Variabilität der Zusammensetzung von Organismengesellschaften.

Die klimaabhängige Bodenbildung und Ökosystemsukzession, einschließlich einer damit verbundenen Durchsetzung bestimmter Organismengesellschaften, stellen folglich zwei voneinander abhängige und **gleichwertige** Richtungen eines einheitlichen Entwicklungsprozesses terrestrischen Lebens dar.

Insofern war und ist die Bodenbildung natürlich auch ein erdgeschichtlicher Faktor der Artenentwicklung. Es ergeben sich daher z.B. auch bodenkundlich begründbare Zusammenhänge zur Diversität der genetischen Information bei Pflanzen.

Die Existenzbedingungen der Ökosysteme sind heute im Gegensatz zur erdgeschichtlichen Entwicklung durch globale direkte (z.B. land- und forstwirtschaftliche Produktion oder veränderte Eigenschaften von organischen Rückständen bis hin zu gentechnologisch veränderten Pflanzenmaterialien) oder indirekte (z.B. schnelle Klimaänderungen, Stoffeinträge) menschliche Eingriffe gekennzeichnet. Ein Vergleich heutiger Problemkonstellationen mit erdgeschichtlich etablierten Adaptionstrategien wird da-

her für eine erfolgreiche Analyse, spätere Nutzung natürlicher Systemfunktionen und zur Verhinderung irreparabler Veränderungen in der Biosphäre zunehmend unentbehrlich. Hier zeigt sich besonders

deutlich die Notwendigkeit und Zweckmäßigkeit der Herangehensweise.

3. Humusfunktionen als Hauptmerkmal der Bodenbildung

Die aus der vorgestellten Theorie ableitbaren Prinzipien der Bodenbildung wurden bisher nicht untersucht.

Immer ist jedoch die Genese eines Bodens mit einer endlichen Anreicherung von Humusstoffen, d.h. der Bildung von klimaspezifisch transformiertem organischem bzw. organisch-mineralischem Material verbunden.

Ein Zusammenhang zwischen der für alle Systeme in der Natur notwendigen Effizienz der Nährstoff- und Assimilateverwertung und der Humusbildung als Besonderheit und Ausgleichsfaktor terrestrischer Existenzbedingungen liegt daher nahe. Solche Wechselbeziehungen beinhalten zugleich wichtige Argumente für eine evolutionäre Selektion der Humusqualität als Produkt der Lebenstätigkeit von Organismen und ihrer klimainduzierten Abstimmung.

Für diese Interpretation spricht weiterhin eine Übertragbarkeit der oben abgeleiteten Grundsätze zu ökosystemaren Bodenwirkungen (biotischer Aufbau, abiotische Regulationsfunktion, Dualismus von Stabilität und Variabilität etc.) auf Humusstoffe.

Das Wesen der Transformation von Substraten zu Böden durch Humusbildung besteht demnach in einer Anreicherung von solchen klimaabhängig modifizierten Substanzen, die eine stabile artenübergreifende Adaption von Organismengesellschaften in Systemen unter den jeweiligen terrestrischen Bedingungen gewährleisten.

Die Wirkungen der Humusstoffe müssen dazu, wegen der oben genannten Besonderheiten der terrestrischen Existenz, den daraus abgeleiteten Bodenfunktionen sowie aus energetischer Sicht in den Anfangsphasen der bodenabhängigen Stoffumwandlung einsetzen und sich auf Wechselwirkungen der Organismen (z.B. über die Verwertung von Rückständen) beziehen. Hinzu kommt die notwendige **Dominanz abiotischer** Wirkungsmechanismen, z.B. wegen der klimabedingten Ruheperioden der Organismen.

Eine **Eigenbeteiligung der bodengenetisch** angereicherten **Humusstoffe** an Umsatzprozessen kann als Wirkungsbasis **ausgeschlossen** werden. Sie würde obigen Thesen sowie auch Beobachtungen zur relativen Stabilität der Humusstoffe widersprechen. Umsetzbare Substanzen beliebiger Natur kommen ebenfalls schon wegen fehlender Beziehungen zur Bodenbildung als Funktionsträger für stabile Regulationsprozesse nicht in Frage.

Eine Einteilung der Humusstoffe in umsetzbare, stabile; Nähr- und Dauerhumusformen oder analog dazu in wasser-, säure- und basenlösliche Komponenten, oder auch eine Unterscheidung nach chemischen Eigenschaften, Molekularmassen, Bindung an mineralische Komponenten etc. kennzeichnen also nicht die Spezifik ökosystemarer Humusfunktionen.

Das Wesen einer passiven bodenabhängigen Regulation ökosystemarer Prozesse kann nur auf einer periodischen Modifikation der Wirksamkeit von Wurzelexudaten, Enzymen, Botenstoffen, Symbiosen, Allelopatien etc. der Organismen beruhen und muß eine klimaabhängige Variation der biologischen Zugänglichkeit konsumierbarer organischer Substanzen für Konsumenten einschließen. Diese Prozesse werden vermutlich durch die evolutionär angepaßten und **bodengenetisch** angereicherten relativ stabilen organischen oder organisch-mineralischen Komponenten der organischen Bodensubstanz (Humus) ermöglicht. Sie sind offensichtlich ausschlaggebend für den dualistischen Wirkungscharakter der Böden.

Als Grundlage der Funktion von Böden in terrestrischen Ökosystemen wurden deshalb die Fähigkeiten von Humusstoffen postuliert:

1. die biologische Verfügbarkeit passiver organischer Substanzen (umsatzkinetische Primärsubstanz bzw. konsumierbare Rückstände) für Konsumenten im Boden zu verändern sowie
2. über die Wirksamkeit aktiver organischer Verbindungen (z. B. Exoenzyme, Wurzelexudate) den Gesamtkomplex der ökosystemaren Energie- und Stofftransformation sowie der Kommunikation zwischen den Organismen klimaabhängig zu beeinflussen.

Diese, als **variable Hemmwirkung** der Humusstoffe umschriebene, Funktionsweise stellt neben der genetischen Anpassung der Organismen an unterschiedliche terrestrische Existenzbedingungen eine ökosystemorientierte, zentrale, biogen erzeugte, abiotische Steuergröße des Umsatzes und der Biomasseproduktion in Ökosystemen dar. Sie ist, weil ökosystem- und funktionsorientiert, für allgemeingültige Bewertungen der organischen Bodensubstanz geeignet.

4. Ableitbarkeit experimenteller Grundlagen zur Humusqualitätsbestimmung aus der Literatur (Ausblick)

Ausgehend von dieser Wirkungsweise der Humusstoffe konnten durch Einbindung zahlreicher Literaturergebnisse Grundlagen der experimentellen Beweisführung erarbeitet werden. Die vielen bisherigen Ergebnisse zur Humusanalyse lieferten trotz oder gerade wegen ihrer Heterogenität fast alle für Grundsatzfragen erforderlichen Informationen.

Es zeichneten sich dabei zunächst drei hypothetische Wirkungsebenen der Humusstoffe ab. Sie charakterisieren zugleich experimentell erfassbare Funktionsmechanismen. Hierzu zählen variable Humushemmwirkungen durch:

1. die innermolekulare Sorption organischer Substanzen,
2. kolloidale Zustandsänderungen und
3. eine Beeinflussung von Umsatzprozessen durch zeitlich variable Aggregationsprozesse des Bodens.

Alle durch diese Wirkungsebenen charakterisierten Prozesse berücksichtigen gleichermaßen den funktionsbeschreibenden dualistischen Existenzcharakter der organischen Bodensubstanz. Dennoch verwiesen weitergehende Überlegungen und Vergleiche auf eine absolute Priorität kolloidaler Zustandsänderungen. Das nahezu vollständige Fehlen von bodenspezifischen Untersuchungsmethoden und Ergebnissen zu reversiblen kolloidalen Eigenschaften von Bodenbestandteilen erschwerte allerdings zunächst eindeutige Aussagen.

Dafür lieferten konzeptbedingte Integrationsmöglichkeiten auch widersprüchlicher Literaturergeb-

nisse und bodenkundlicher Phänomene (Auftreten von PRIMING-Effekten, Anwendbarkeit von Halbwertszeiten für die Modellierung von Umsatzprozessen, Abhängigkeit der Bodenaggregation von umsetzbaren oder relativ inerten organischen Substanzen, Verhaltensweisen des DOC, variable biologische Restaktivitäten nach Abtöten der Biomasse, hormonelle und enzymatische Aktivitäten von Humusstoffen und viele andere) indirekt bestätigende Argumente.

Diese führten schließlich auch zu erfolgreichen Methodenkombinationen beim Nachweis einer umsatzbeeinflussenden Strukturierung der Humusstoffe, ungeachtet ihrer Heterogenität und chemischen Undefinierbarkeit sowie einer gegenwärtig nicht quantifizierbaren Anreicherung der bodengenetisch geprägten Humusstoffe mit umsetzbaren organischen Bestandteilen, Enzymen, Wurzelexudaten etc. mit gleichfalls sehr unterschiedlichen Eigenschaften. Weiterhin konnten Humushemmwirkungen auf mikrobiologische Umsatzprozesse in Modellversuchen bestätigt werden.

Darauf aufbauend zeigten sich schließlich über mehrere landwirtschaftliche Dauerversuche hinweg hochsignifikante Beziehungen zwischen der Bodenatmung und der Hygroskopizität nichtextrahierter Humusstoffe als Maß der Ausprägung kolloidaler Eigenschaften.

Zusammen mit einer Beschreibung der experimentellen Methoden werden diese Ergebnisse Gegenstand zukünftiger Beiträge zur systemorientierten Humusqualitätsbestimmung sein.

Literatur

- DOKUCAEV, V.V.: K izuceniju o' zonach prirody. Gorizonta'lnye i vertika'lnye povvennye zony. Soc., tom 6. Akademii nauk SSSR. - Moskva-Leningrad (1951) [Zur Untersuchung der natürlichen Zonierung. Horizontale und vertikale Bodenzone]
- KRAEPELIN, G.: Mündliche Mitteilungen und Ideen zum Konzept. unveröffentlicht 1992
- ORLOV, D.S.: Biogeochemiceskie principy i pravila gumusobrazovanija. Pochvovedenie. - Moskva (1988)7, S. 83-92 [Biogeochemische Prinzipien und Regeln der Humusbildung]
- PÓNOMAREVA, L.: Uslovija vodno-moneral'nogo pitanija rastenij kak glavnyj faktor fitocenogenezisa i pocvoobrazovanija. Pochvovedenie Moskau (1984)8, S. 29-38 [Die Bedingungen der Wasser- und Mineralernährung der Pflanzen als Hauptfaktor der Genese von Phytozönosen und der Bodenbildung]
- TJURIN, I.V.: Voprosy genezisa i plodorodija pocv. Izd. "Nauka". Moskva (1966) [Fragen der Genese und Fruchtbarkeit der Böden]
- VESTER, F.: Leitmotiv vernetztes Denken. Wilhelm Heyne Verlag, München. 1990

Eine ausführlichere Beschreibung der hier dargestellten Zusammenhänge kann beim Autor als "Theoretisches Gesamtkonzept ökosystemorientierter Humusfunktionen" angefordert werden.

CAN CLIMATE CHANGE TRIGGER NON-LINEAR AND TIME-DELAYED RESPONSES TO POLLUTANTS STORED IN SOILS, SEDIMENTS AND GROUND WATER?

Dr. G.P.Hekstra, Project "Ecological Sustainability of the Use of Chemicals". Risk Assessment and Environmental Quality Division; Directorate Chemicals, External Safety and Radiation Protection; Ministry of Housing, Physical Planning and Environment (VROM), POBox 30945/655, 2500 GX The Hague, Netherlands. Tel *31-70-339 4019. Fax *31-70-339 1314.

Abstract

Climate change acts upon an already pre-stressed and polluted world. It aggravates in a sometimes unexpected way ecotoxicological stresses on flora, fauna, ecosystems and natural resources by releasing stored pollutants in soils, sediments and groundwater. Within the project "Chemical Time Bombs in Europe" the focus is on "predicting the unpredictable" (Stigliani et al., 1991).

Exposure of polluted soil, sediment and groundwater to changes in environmental conditions ("chemical time bombs"; CTBs)

Man-induced chemical contaminants have been accumulating in soils and sediments for at least two thousand years, e.g. the pollution caused by mining. Since the early Industrial Revolution the scale and pace of environmental contamination by industrial, commercial, agricultural and domestic activities have steadily increased. The pattern of pollution can be local, highly concentrated sites such as toxic waste dumps and mine tailings and the toxic mix of urban run-off leaking into rivers, lakes and estuaries, but also less concentrated air pollution dispersed over large areas, copper additives in fodder which is spread with manure and cadmium spread with superfosfate over pasture lands, and pesticides dressed over croplands and forests (Stigliani 1988; Stigliani & Salomons 1990).

Soils and sediments can store and immobilize substances as if in "chemical sinks" and thus the ecotoxicological consequences may not be immediately clear. Normally in ecotoxicological risk assessments the no-effect-concentration (NEC) of a chemical to a standardized group of test organisms is compared with the predicted environmental concentration (PEC) of that chemical at realistic potential emission concentrations. If the PEC is greater than the NEC the system is said to be at risk (fig. 1).

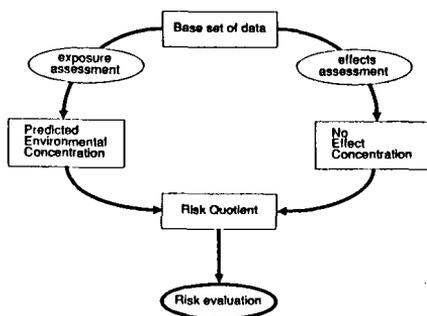


Figure 1. Basic procedure of ecotoxicological risk assessment. Notice that only the biologically available fraction of the chemical is taken into consideration. Fractions adsorbed to particles of soil and sediment or leached into the deeper groundwater induce no direct toxic effects, but they may get mobilized much later due to climatic and landuse changes.

The PEC/NEC ratio, however, ignores the fraction entering into the environment that is not bio-available to the organisms, either by bonding to particles of sediment and soil that are not swallowed immediately by the test organisms, or non-available by leaking directly into the deeper ground water. PEC/NEC ratios are thus only based on assessments of acute toxicity or subchronic tests of some weeks to a few months at the most, but not on potential responses after some decades. Straight-forward ecotoxicology does not (yet) take chemical time bombs in account (Hekstra 1991b).

The natural or technical processes of sequestering of chemicals in soils, sediments and groundwater do not guarantee, however, that the chemicals are safely stored forever. Environmental factors influencing the storage capacity (Hesterberg et al., 1992) and the later bio-availability to organisms, can change and indirectly cause sudden, often unexpected mobilization of chemicals in the environment. Among these "triggering" environmental factors that change storage in the soils and sediments and bio-availability to organisms are acidification, eutrophication, erosion, flooding, drought, and other symptoms of landuse change and climate change. Forest dieback in the early 1980s, which was caused at least in part by soil acidification and air pollution, is a recent example of a sudden, unanticipated problem resulting from certain delayed responses to chemical pollutants stored for long in the forest soil (Stigliani et al. 1991).

Although local governments now seem to have learned the hard way not to build residential areas over former waste dumps, mainstream regional economic and landuse planning is generally overlooking the problems caused by the legacy of chemicals accumulated in the environment over time. In advanced environmental policy soils and sediments should no longer be considered receptacles for storing and eliminating pollutants for eternity.

By definition (Stigliani et al. 1991), **"a chemical time bomb is a concept that refers to a chain of events resulting in the delayed and sudden occurrence of harmful effects caused by the mobilization of chemicals stored in soils and sediments in response to slow alterations in the environment"**. Four remarks derive from this definition. [1]: only when the buffering capacity of an ecosystem is too small to retain or counteract chemical inputs will harmful effects become apparent. [2]: in contrast to conventional types of pollution, CTBs involve a time delay between the accumulation and the adverse effects and their appearance may be quite unexpected. [3]: CTB's adverse effects express themselves suddenly, relative to the time of accumulation. [4]: the effects are discontinuous and non-linear. Once any of the capacity controlling properties (CCPs; see Hesterberg et al., 1992) has passed a threshold, the system changes behaviour, i.e. from a sink for the chemical into a sources which releases chemicals.

The environmental "surprise" of a CTB will occur when changes in known critical conditions go unnoticed, or when relationships governing non-linear interactions between the chemical activity and the changing conditions have not been scientifically established, e.g. the vulnerability of a soil to be harmed in one or more of its ecological functions is not studied. Strong and delayed responses (e.g. upon erosion or acidification) may be observed in soils that have accumulated large amounts of mobilizable chemical compounds within the soil-plant-fauna system. The severity of the impact depends on the physical degree of vulnerability (e.g. slow soil creep versus landslide) and the type of trigger (e.g. gradual change in soil moisture versus flooding by a hurricane). Weak and more rapid responses ("whimpers" rather than "explosions") may be observed in soil systems from which chemical compounds are easily lost with run-off or leached into the groundwater. In this instance there is no specific "trigger" but rather a "leak", as if a sponge gets saturated.

What matters in both CTB types, explosions and whimpers, is:

- a. the extent and depth of chemical loading of the system;
- b. the key geochemical, soil structure and groundwater parameters (calcium content, weatherable silicates, texture and aeration, soil depth and horizons, clay mineralogy, iron and aluminium (hydr)oxides, pH, organic matter type and content, drainage and percolation, redox condition, water table, direction and rate of flow);
- c. the occurrence and type of leaking or bleeding of the system;
- d. the release or trigger mechanisms.

Apart from digging, ploughing and draining for agricultural, urban-industrial and infrastructural purposes, most of the CTB trigger mechanisms are related to climate change: moisture regime, flooding, erosion, salinization, aeration, seepage and (often indirectly over microbial processes) organic matter content and nitrification (figure 2).

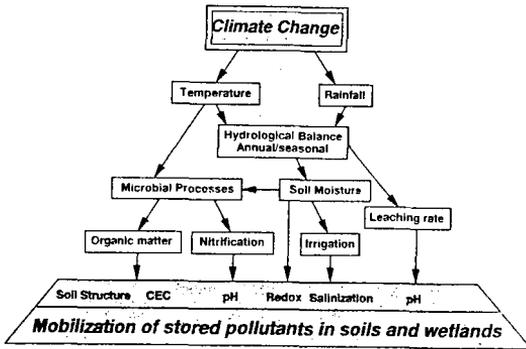


Figure 2. Pathways of how climate change through intermediate processes can influence mobilization of stored pollutants in soils and sediments (Stigliani & Salomons 1990).

European climate, soil moisture and redox potential changes

For practical reasons the discussion will be focused on European climate-soil relationships (fig. 3) and climate change scenario's. The overall picture that emerges from the 1987 GISS temperature and rainfall scenarios and the 1987 Variable Cloud Soil Moisture model of Manabe and Wetherald (fig. 4) for a doubling of atmospheric carbon dioxide equivalent is as follows. Northern Europe would experience 5–9°C warmer winters with increased soil wetness and only 2–3°C warmer summers with increased exsiccation of soils. Southwestern Europe in winter and in summer would be 3–5°C warmer with slight increase in soil moisture in winter and a significant exsiccation in summer. Southeastern Europe and the Middle East would be 4–5°C warmer in winter without increased soil wetting and 3–4 °C warmer in summer with a significant exsiccation. The central European climate would be intermediate between these extremes.

As a result, semidesert conditions would prevail in most of the Mediterranean region and from the Danube plains to the Central and Lower Volga. Semihumid steppes would prevail in the lowlands from France to the southern Baltic. The present climate of these lowlands would move far into the Fennoscandian lake district and render it much dryer. Agriculture in Fennoscandia and northern Russia will expand on previous podzols with almost no buffering capacity and thus will require very heavy liming. The deep black soils of Russia and Ukrain and the forest grey soils of central Europe will rapidly oxidize and over a wide extent disappear, thus releasing into surface and ground waters most of the adsorbed chemicals that they contain.

Most central European soils will get much longer dry to extremely dry, although episodes of more intensive winter rains may occur. If soil is not mechanically compacted due to agricultural and infrastructural/ technical uses, air will penetrate much deeper and – in conjunction with higher temperature – will stimulate microbial decomposition of organic/humic matter and in this way reduce the water and chemicals holding capacities. The combination of more episodic winter rains and longer summer droughts also increase the erodability of soils.

In general, the hitherto deep anaerobic soils (reduced) will become more aerobic (oxidized) and the a long term trend towards dryer soils will be accompanied by the annual amplitude in the redox potential becoming much greater: anaerobic under flooded conditions and aerobic at drought.

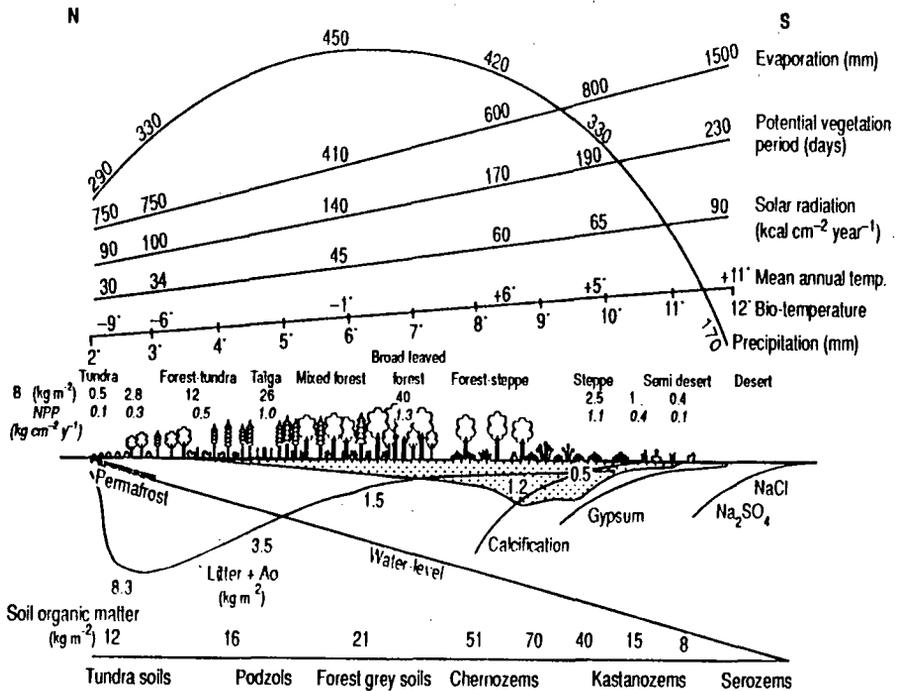


Figure 3. North-to-south succession of biomes in Europe from tundra to desert. Indicated are climate parameters (precipitation evapotranspiration, potential vegetation period, solar radiation mean annual and bio-temperature), vegetation types with biomass and net primary productivity, and soil parameters (water level, permafrost, calcification, gypsification, salinization/ sodification, litter accumulation in upper soil horizon, humus layer (in gray), soil organic matter and soil types (Hekstra, 1991 modified after Schennikov, in Walter, 1970).

Fig. 4. GFDL-VC Model changes in (a) summer surface temperatures (June-Aug); (b) percent decrease in summer cloudiness; and (c) percent decrease in summer soil moisture (Hekstra 1987).

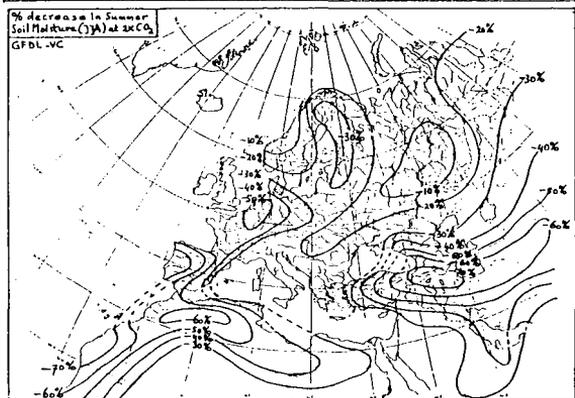
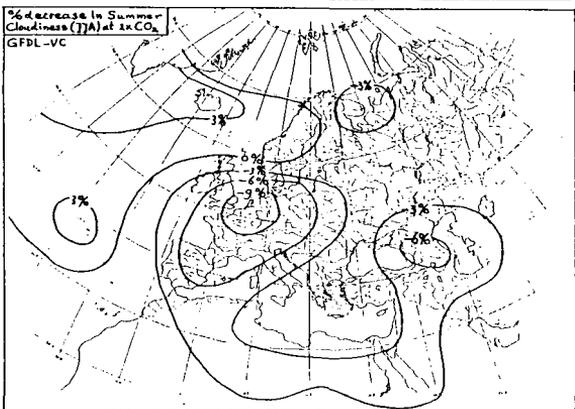
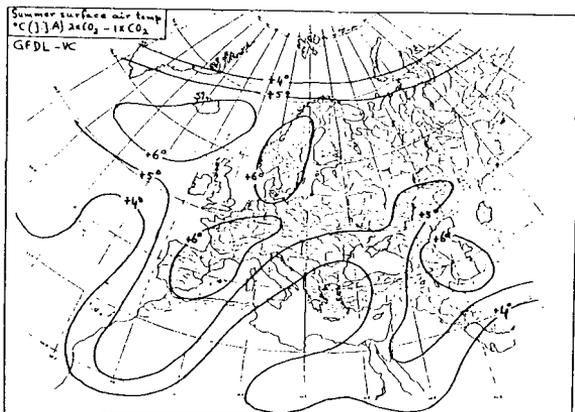


Fig.5 now shows links between climate change, acidification, eutrophication and toxification. Soils and wetlands are a sink for sulfates, nitrates and toxic substances. Under anaerobic conditions soluble sulfates are reduced to immobile sulfides. The degree of sulfur storage depends on hydrological conditions and residence times of the sulfate, but can be up to two-thirds of the inputs. By this mechanism, wetlands contribute substantially to decreasing the sulfate concentrations passing through them. Alternatively, at hot dry periods wetlands become a source of sulfates and of the metals that go with them. They may flush during heavy rains into downstream waters and cause symptoms of toxic pollution.

Wet soils also function as a nitrate trap. The decomposition products that result from microbial action are not stored but vented out in the air as N₂ or N₂O. In some situations where nitrate is a pollution problem, the wet soil may beneficially function to depleting nitrate before it can enter downstream waters and cause eutrophication. When the wetlands dry out, nitrate is enhanced into rivers and lakes and thus contributes to water fouling.

Chlorinated hydrocarbons such as PCBs, furanes and dioxins and **persistent pesticide residues** such as of paraquat/diquat, react differently to changes in redox potential. If PCB- or dioxin-containing sludge is kept strictly anaerobic for many years (decades) a gradual dechlorination of most (but not all) fractions will take place, whereas aerobic conditions (oxidation) will enhance leaching of these chemicals from sludges. Paraquat and diquat are potent herbicides as long as being on the plant, but these non-chlorinated substances are quickly inactivated when on the soil by strong bonding to humic (organic) particles and are even much stronger bonding to clay particles (IPCS 1984). This bonding potential can repress bonding of other pollutants and hence enhance their mobilization, particularly when the total of bonding sites is getting reduced due to climatic change (Stigliani & Salomons 1990).

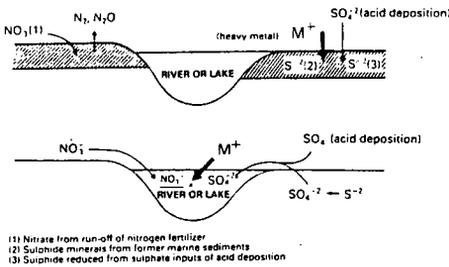


Figure 5. Wetlands as sinks and dry lands as sources for nutrients and micropollutants (Stigliani 1988)

Climate change, salinization and changing cation exchange capacity

Soil moisture, being the result of rainfall, evapotranspiration and waterholding capacity of the soil organic matter, influences soil salinity as well. Moreover, if soils were to dry-out over large areas, farmers tend to resort to increased sprinkling or even irrigation, and hence more rapid decline of groundwater tables and increased salinity of surface waters may take place. Over ever larger areas of Europe surface and ground waters are getting increasingly more saline (fig. 6; Szabolcs 1991). If irrigation raises the water table of salty groundwater to a critical depth of about two meters below the surface, the upward movement is enhanced through capillarity and subsequent evapotranspiration, thus leaving a salt crust on the surface of the soil. The deeper salty water can also be drawn to the surface by increased extraction of the overlying fresh water for drinking water production and industrial water extraction.

Wherever the salt concentration is increasing in a soil or sediment in which large amounts of pollutants have already accumulated, these will be set free by physical replacement linked with the cation exchange capacity. Such may also happen particularly in estuaries of large rivers with polluted sediments. If the sediment was deposited under fresh water conditions and gets increasingly exposed to salinization (due to land use or sea level rise) it will start to release in particular the contained heavy metals. Furthermore, increased storminess may perturb the sediment and remobilize the heavy metals in it (fig. 7).

Organic matter generally enhances the number of exchangeable cation sites in soils. Hence any reduction in organic carbon content by climate-induced oxidation could substantially decrease the CEC and set free heavy metals and organic micropollutants in a more bio-available, that is a more toxic form.

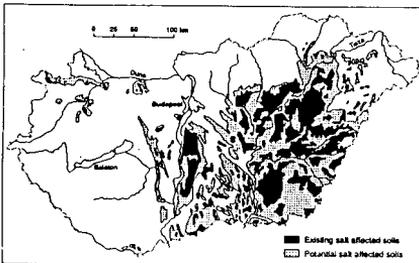
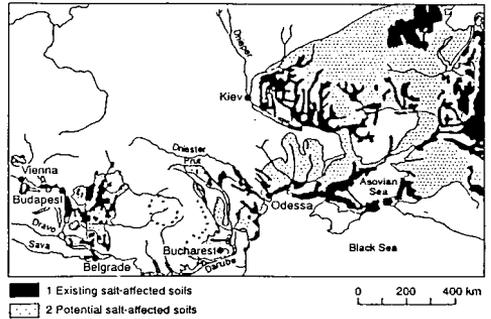
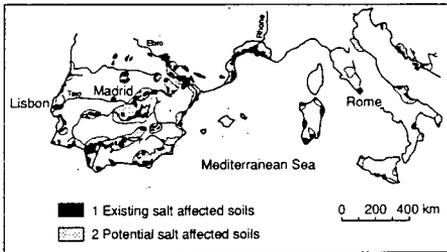
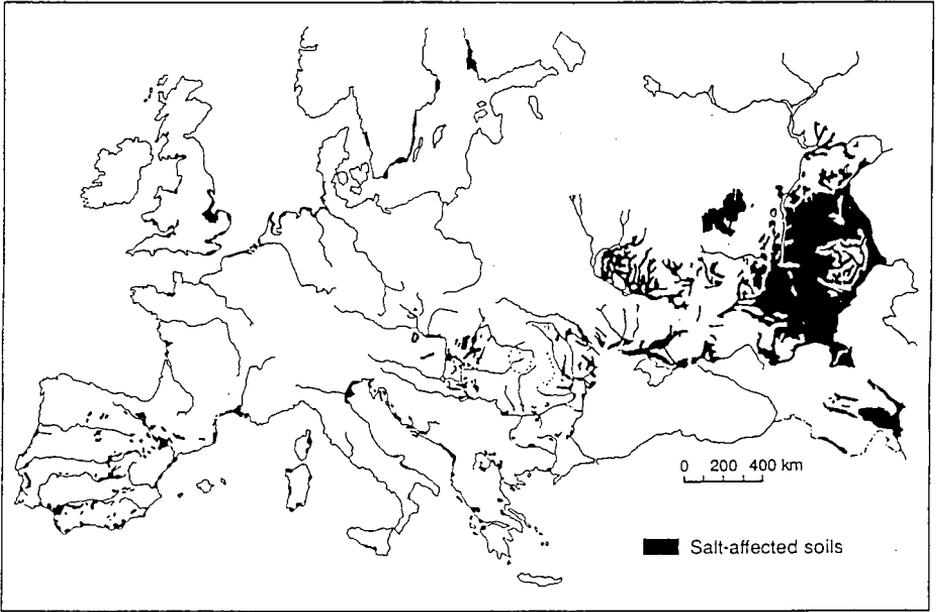


Figure 6. Present (a) and potential (b,c,d) salt-affected soils in Europe under presumed climate warming at doubling atmospheric CO₂ content (Szabolcs, 1988).

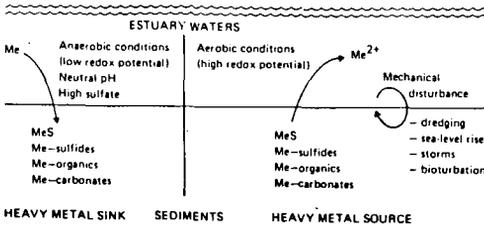


Figure 7. Estuarine sediments as a sink and a source of heavy metals and micropollutants (Stigliani 1988).

Climate change and alkalization/acidification

When evapotranspiration is greater than precipitation, there is no net removal of cations through downward leaching, and alkaline cations will accumulate in the soil when the weathering of limestone and Karstic rock, such as in southern Europe, generates base cations like Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ and K⁺. If the weatherable parent material is not alkaline but granitic or peaty, H⁺-ions will accumulate and render the soil acidic. However, under a regime of surplus rainfall even alkaline cations will leak out and get replaced by H⁺-ions from rain water and the soils will get less alkaline. Heavy rainfall on already strongly acidic soils will render them less acidic. More extreme seasonal fluctuation in rainfall due to climate change will strongly affect the mobilization of pollutants in soils and sediments. If dryer summers are followed by wetter winters and if the acid buffering capacity of the parent material is exhausted, a small change in soil pH can cause a huge uptake of heavy metals, especially of cadmium, by plant roots. The percent of heavy metal cation adsorbed to soil components undergoes an abrupt change over a narrow pH range (fig. 8).

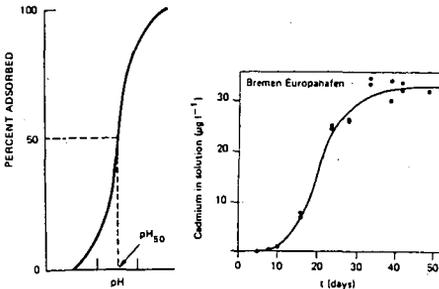


Figure 8. (a) Typical pH adsorption curves for divalent cations on hydrous metal oxides showing that a shift of one pH point may change adsorption from 90 to 10 percent and vice versa. (b) Remobilization of cadmium upon exposing harbor water from the Europahafen Bremen to sea water 32 promille and pH 7.9 (Stigliani 1988).

Experiments have demonstrated the effectiveness of decreasing the bio-availability of cadmium by the acidity of agricultural soils by liming. Now that liming is getting less practiced (in the west due to land set-aside policies because of overproduction; in the east because farmers can no longer afford the costs of liming) most of Europe will witness enhanced mobilization of cadmium from polluted land.

The bio-availability of cadmium and lead to worms in relation to the acidity of the soil is shown in fig. 9. If soil pH shifts from 6 (close to neutral) to 3.5 (very acidic) the take-up of cadmium by the worms is doubled and of lead is more than quadrupled. When birds eat the polluted worms, Pb and Cd accumulate in the food chain.

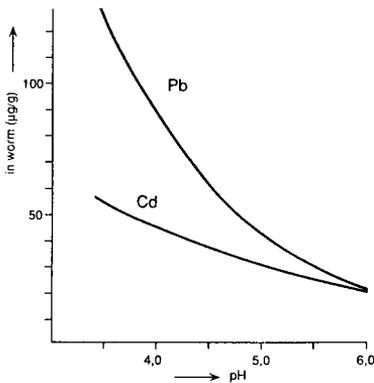


Figure 9. Lead and cadmium in earthworms near a metal industry at Budel, The Netherlands, in relation to soil pH at fixed metal concentrations of 0.8 µg/g for Cd and 85 µg/g for Pb and 10 % organic matter (Van Straalen and Bergema 1990).

Mapping of soil and terrain vulnerability to specified chemical compounds in Europe in relation to climate and landuse changes

Soils can be used to build on and in (urban-industrial and infrastructural), to extract materials from (mining) and to deposit materials on or in. Apart from these socio-technical functions, relevant ecological functions of soils are: (a) – production of biomass, (b) – genetic reserve for biota, and (c) – protection against exogenous changes, notably by filtering, storage, buffering and transformation of substances. As Europe is integrating its physical infrastructure and socio-economic planning, an appropriate common geographical information system should include also the mapping of soil vulnerability to pollution, in relation to climate and landuse changes (Batjes, 1991; CTB-SOVEUR workshop). As no generally accepted procedure is yet available for the mapping of ecodistricts, additional effort is needed to refine this approach (Klijn, 1991).

The relevant parameters can readily be accommodated in a database management system such as developed for the World Soils and Terrain Digital Database project SOTER (UNEP-FAO-UNESCO cooperative project at ISRIC, Wageningen, NL, which is a follow-up to the UNEP World map of the status of human-induced soil degradation; Oldeman et al., 1990). As a basis, the FAO/UNESCO soil map of Europe (1:5M scale) can be taken, but aggregation of additional national soil maps at scales of 1:1 or 1:2M and single value thematic maps for key parameters such as CaCO₃ content, weatherable silicates, soil depth, clay, iron and aluminium (hydr)oxide and organic matter content, water table and directions of groundwater flows etc. is important.

Subsequently cartographic "windows" of higher resolution could be made in critical areas. One thematic map could display the predictable salt and brackish water penetration in the coastal lowlands (more than half of the Netherlands and much of northwestern Germany; fig. 10) where much of the arable land contains heavy metals and pesticides and where municipal and industrial waste dumps will get increasingly exposed from underneath to the penetration of brackish water. Vulnerability of soils to "diffuse" acidification by air pollution is relatively well studied in Europe and mapping can be considered at a 1:5M or 1:1M scale. Chemical Time Bomb "hotspots", like landfills and mine spoils, are spread widely over Europe and can cause severe environmental and socio-economic problems in view of climate change and sealevel rise. They can only be mapped meaningfully at larger "windows". Windows can also be used for mapping environmental risk of e.g. diffuse pesticide contamination at a specific site, relative to meteorological conditions (Blüme & Brümmner 1987).

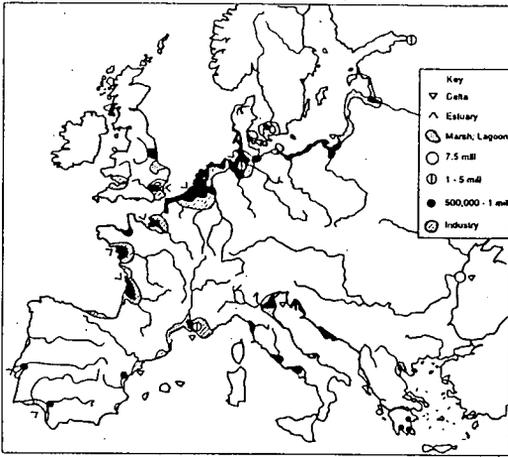


Figure 10. Vulnerability of coastal zones in Europe to sealevel rise. A sealevel rise of 5m is not likely in next centuries, but the 5m contour line indicates the zone of potential brackish water infiltration in rivers and groundwater and capillary uplift to the surface within several decades (Jelgersma 1987).

REFERENCES.

- Batjes N.H. (1991) Mapping of soil and terrain vulnerability to specified chemical compounds in Europe at a scale of 1:5M. CTB and ISRIC Wageningen (SOVEUR workshop).
- Blüme G.P. & G. Brümmer (1987) Prognose des Verhaltens von Pflanzenbehandlungsmitteln in Böden mittels einfacher Feldmethoden. *Landwirtschaftliche Forschung* 40(1):41-50.
- Hekstra G.P. (1987) Isolethmaps on mean monthly and annual data of the GISS-GCM program for the following parameters: surface air temperature, precipitation and evaporation and GFDL-VC Model for European Summer (June, July, Aug.) surface air temperature, cloudiness and soil moisture at doubling carbon dioxide in the atmosphere. Working document for the European workshop on bioclimatic and landuse changes, Noordwijkerhout, The Netherlands.
- Hekstra G.P. (1991a) Climate change and landuse impact in Europe. In: Brouwer F.M., E.J. Thomas & M.J. Chadwick: Landuse changes in Europe: processes of change, environmental transformations and future patterns. The *Geojournal Library* Vol. 18. Kluwer Acad. Publ. Dordrecht.
- Hekstra G.P. (1991b) Project Ecologische Inpasbaarheid van het omgaan met Stoffen (PEIS) halverwege: naar de integratie van de hoofdlijnen. In G.P. Hekstra & F.J.M. van Linden Flora en fauna chemisch onder druk. Pudoc, Wageningen.
- Hesterberg D., W.M. Stigliani & A.C. Imeson (editors) (1992) Chemical Time Bombs: Linkages to Scenarios of Socioeconomic Development. IIASA Executive Report 20; CTB Basic Document 2.
- IPCS (1984) Paraquat and Diquat Environmental Health Criteria 39. International Programme on Chemical Safety. World Health Organization, Geneva.
- Klijn F. (1991) Environmental susceptibility to chemicals: from processes to patterns. In N.H. Batjes & E.M. Bridges (eds) Proceedings of the international workshop on Mapping of Soil and terrain vulnerability to specified chemical compounds in Europe at a scale of 1:5M., ISRIC, Wageningen.
- Oldeman L.R., R.T.A. Hakkeling & W.G. Sombroek (1990) World map of human-induced soil degradation (1:10M). ISRIC /UNEP Wageningen.
- Stigliani W.M. (1988) Changes in valued "capacities" of soils and sediments as indicators of nonlinear and time-delayed environmental effects. *Environmental Monitoring and Assessment* 10:245-307. Reprinted as *Ecoscript* 35, Foundation for Ecodevelopment, Mondiaal Alternatief, POBox 151, 2030 AD Hoofddorp.
- Stigliani W.M. & W. Salomons (1990) Pollutants and some not impossible environmental problems caused by climate change. CTB working document, De Ilt, June 1990.
- Stigliani W.M., P. Doelman, W. Salomons, R. Schulin, G.R.B. Smidt & S.E.A.T. van der Zee (1991) Chemical Time Bombs: Predicting the Unpredictable. *Environment* 33(4), May 1991.
- Szabolcs I. (1991) Salinization potential of European soils. In: Brouwer F.M., E.J. Thomas & M.J. Chadwick: Landuse changes in Europe: processes of change, environmental transformations and future patterns. *Geojournal Library* Vol. 18, Kluwer Acad. Publ. Dordrecht.
- Van Straalen N.M. & W.F. Bergema (1990) Biologische beschikbaarheid en ecologisch risico van milieugevaarlijke stoffen. Unpublished paper for the CTB Scientific Advisory Committee.

Moore als Senken und Quellen für C und N

H. Kuntze Bremen*

1. Die Verbreitung der Moore hat klimatische und hydrologische Ursachen.

Zwischen 50° und 80° nördlich, vorzugsweise also in humid maritimen, aber auch kalt-borealen Klimaten, liegen 87% der weltweit auf 3,3 Mio km² = 2,5% GF geschätzten Moore, davon in Deutschland 1,5 Mio ha (= 0,5%) - 1/3 oligotrophe Hochmoore und 2/3 topogene, eutrophe Niedermoore (SCHNEIDER & SCHNEIDER). LAINE et al. schätzen weltweit 5×10^{11} t C = ein Drittel aller C-Pools der Böden in Mooren akkumuliert. In den rund 1 Mio ha Niedermooren Deutschlands sind bezogen auf eine mittlere Moortiefe von 2 m, mittlere Rohdichte, tr. von 200 g/l und durchschnittlich 3% N in der ATM 120 Mio t N_{org} gespeichert. Gegenüber Mineralböden speichern Moorböden in 1 m Tiefe bis zum 10fachen an C und bis zum 60fachen an N (KUNTZE et al.).

Das Pflanzenwachstum auf Mooren unterliegt jahreszeitlichen Grund-/Stauwasserschwankungen. Die zeitweise belüftete oberflächennahe Torfschicht - Acrotelm (INGRAM) - ist durch zunächst noch intensive Mineralisierung mit CO₂, NH₃- und NO₃-Freisetzung geprägt. Mit jährlich neuer Zufuhr von Vegetationsrückständen werden vorjährige Zersetzungsreste mehr und mehr in ständig wasserführende, tiefere Lagen gedrückt. Mit dabei zunehmender Reduktion im Catotelm n. INGRAM wird die anfänglich noch aerobe Zersetzung durch anaerobe Verwesung mit dann CH₄-, N₂- und N₂O-Entbindung fortgesetzt. Neben diffuser CH₄-Abgabe² an die Atmosphäre kommt es auch zur Makroporen folgenden Gasblasenfreisetzung, die als Irrlichter im Moor entzündet früher auch in Deutschland weit verbreitet, durch Moorentwässerung heute aber kaum noch zu beobachten sind. NYSTRÖM hat in schwedischen noch wachsenden, ungestörten Mooren eine CH₄-Entbindung von bis zu 50 g/m².a gemessen. Insgesamt sind die Feuchtgebiete der nördlichen Hemisphäre mit 60% der globalen Boden-CH₄-Emissionen beteiligt (MATTHEWS u. JUNG). Die klimatisch bedingte Dauer des Verbleibs von Vegetationsresten in Acro- und Catotelm bestimmt mit der Trophie und Reaktion ihres Milieus die Nettotorfbildung. TOLONEN et al. geben für skandinavische und nordamerikanische Moore ein rezentes Torfwachstum von 0,3 (0,18 - 0,73) mm/a für Seggentorfe und 0,64 (0,26 - 1,36) mm/a für Sphagnumtorfe an.

Moorprofile werden seit C.A. WEBER nicht nur als Archive der Vegetations- und Klimageschichte ausgewertet. Die klassische Zweiteilung der nordwestdeutschen Hochmoore zeigt den oberen, wenig zersetzten jüngeren, subatlantisch (ab ca. 1000 v.Chr.) gebildeten Weißtorf über dem unteren, stark zersetzten älteren, atlantisch (ab 5500 v.Chr.) in einem um 2-3°C wärmeren Klima als heute langsam gebildeten Schwarztorf. Der beide relativ scharf trennende WEBER'sche Grenzhorizont des Subboreals ist wegen weniger starker Klimaänderungen in Gebirgshochmooren nicht vorhanden. In skandinavischen Mooren lassen sich bis zu 7 solcher Rekurrenzflächen nachweisen (OVERBECK).

Mit der C_{14} -Datierung wurde es möglich, solche Wechsel im Torfwachstum genauer zu datieren. So stellte SCHWAAR in Hochmoorprofilen des Königsmoores/Nordheide Wachstumszeiten von 8-320 Jahren je cm Torf fest. Das entspricht fossilen Torfwachstumsraten von 1,2 - 0,03 mm/a.

Im Subboreal ist ein deutlich verlangsamtes Hochmoortorfwachstum mit 0,06 m/a festzustellen. Danach wird in der feuchtkühlen subatlantischen Zeit ein schnelleres Sphagnumtorfwachstum von 1,1 - 0,4 mm/a C_{14} datiert.

In einem benachbarten flachgründigen Profil sind zeitgleiche Torfzuwachsdaten im Subboreal mit 0,03 mm/a, im Subatlantikum mit nur 0,2 mm/a ermittelt worden. Bei Interpretation von Torfwachstumsraten sind also kleinräumige Unterschiede zu beachten, die durch vielfältige lokale Veränderungen der hydrologischen Situation bedingt sein können.

2. Auswirkungen eines globalen Klimawechsels auf Torfwachstum und -schwund

Mit recenter globaler Erwärmung, abnehmenden Niederschlägen sowie durch Meeresspiegelanstieg bedingtem Steigen des Grundwassers in den Niederungen dürften die Nettotorfwachstumsraten abnehmen. Die ombrogene Moorbildung verschöbe sich weiter nach Norden. Versumpfungen könnten dagegen topogenen Niedermoorbildungen fördern. Mit zunehmender Hebung des Meeresspiegels werden natürliche und künstliche Entwässerung erschwert.

Die Nutzung der Moore dürfte weitaus stärker als das Moorbildungswachstum durch globale Änderung beeinflusst werden. Durch Entwässerung und land- wie forstwirtschaftliche Moornutzung wird die gehemmte Zersetzung und Verwesung der Torfe forciert. Aus Torfen entstehen Moorböden. Sackung, Mineralisierung und Humifizierung wirken sich durch meßbare Absenkungen der Geländehöhe und Zunahme der Rohdichte (relative Ascheanreicherung) aus. Sowohl nivellistisch wie auch aus CO_2 -Entbindung sind von der Trophie und dem vorherrschenden Klima abhängige Torfschwundraten von 0,5 - 7 cm/a aus der Literatur bekannt, die bis zu 10-60 größer als die Torfwachstumsraten sind. Wenn man die Torfschwundraten mit dem Regenfaktor nach LANG in Beziehung setzt, ergeben sich mit zunehmendem Regenfaktor abnehmende, jährliche Höhenverluste. Bei unveränderter Niederschlagshöhe, aber zunehmender Jahrestemperatur werden mit abnehmendem Regenfaktor nach LANG die jährlichen Torfschwundraten also zunehmen. Wenn die Temperaturzunahme jedoch mit höheren Niederschlägen verbunden ist, kann dieser Torfschwund geringer ausfallen. Abnehmender Jahresniederschlag und Temperaturzunahme um $2^\circ C$ fördert die C- und N-Freisetzung mit dem Torfschwund (s. Tab. 1). Zunehmender ökologischer Feuchtegrad der Moore verschiebt den C-Umsatz von der aeroben CO_2 - zur anaeroben CH_4 -Freisetzung. In Niedermoores folgt der Nitrifizierung eine stärkere Denitrifizierung.

Tab. 1

Torfschwund(cm/a) eines Niedermoorbodens
(ρ 200g/l, 3% N, 54% C)
bei veränderlichem Regenfaktor (RF)

mm N	700	700	800	600
°C	9	11	11	11
RF	77	63	73	55
- cm/a	2	2.3	2.1	2.8
rel.	100	115	105	140
= C min kg/ha	21600	23868	22680	30240
N min kg/ha	1200	1380	1260	1680

Beim biochemischen Umsatz wird vor allem im Niedermoor viel N freigesetzt. Je nach Torfschwundrate, Rohdichte und Torfart werden bis zu 1000 kg N/ha mineralisiert (KUNTZE, 1984). Davon kann die Vegetation (-Grünland) maximal 400 kg/ha nutzen. Die Nettomineralisation ist infolge N-Immobilisierung jedoch deutlich kleiner als aus dem Torfschwund errechnet. Aus Dauerversuchen lassen sich mit Verengung des C/N-Verhältnisses und zunehmender Rohdichte jährliche N-Akkumulationen zwischen 200 und 70 kg/ha.10cm errechnen (Tab. 2).

Tab. 2

Moorböden als N - Senke

Niedermoor 1957 - 1987		Hochmoor 1913 - 1975	
rI	200 → 300	50 → 200	g/l (t/ha · 10 cm)
N _I	2.9 → 3.9	1.3 → 2.5	Gewicht %
N _I	5800 → 11700	650 → 5000	kg/ha · 10 cm
Δ N _I	200	70	kg/ha · a · 10 cm

Da die Nitratauswaschung aus N-reichen Niedermoorböden mit 40 - 50 kg/ha.a relativ gering ist im Vergleich zu N_{org}-ärmeren Mineralböden, muß mit erhöhter Denitrifikation gerechnet werden. Aus der Literatur sind gegenüber Mineralböden bis zu ca. 30x höhere N₂O-N-Emissionen bekannt. G. RICHTER hat Beziehungen zwischen Entwässerungsintensität und Zersetzungsgrad zum Denitrifikationspotential erarbeitet. Tief entwässerte Niedermoorböden haben bei höherer Nitratabbildung ein größeres Denitrifikationspotential als flach entwässerte. Vor allem der Zersetzungsgrad und Anteil leicht löslicher C-Verbindungen beeinflussen die Denitrifikation. Je stärker zersetzt ein Torf ist und je weniger lösliche C-Verbindungen er enthält, um so geringer ist sein Denitrifikationspotential. Wenn durch globale Klimaänderungen die Niedermoore stärker durchfeuchtet und primär stärker zersetzt werden, nimmt auch ihr Denitrifikationspotential ab.

3. Schlußfolgerungen

Globale Erwärmung bewirkt:

1. Zurückweichen der Hochmoorbildung polwärts mit primär stärkerer Zersetzung (= Abnahme der C - Akkumulation, Verlust an Senkenfunktion)
2. Ausdehnung der Niedermoorbildung durch Versumpfung infolge Meeresspiegel- / Grundwasseranstieg (= der Zunahme der N_2O u. CH_4 -Quellenfunktion)
3. Um bis zu 40% verschärfte² Torfschwund bei weiterer landbaulicher Nutzung (= Zunahme der CO_2 u. NO_3 -Mineralisierung)

Literatur:

- INGRAM, N.A.P. (1978): Soil layers in mires - functions and terminology, *J. Soil Science* 29, 224-227.
- KUNTZE, H. (1984): Bewirtschaftung und Düngung von Moorböden, *Berichte Bodentechnologisches Institut Bremen*.
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN u. G. SCHWERTFEGER (1993): *Bodenkunde* 5. Aufl., Verlag E.Ulmer, Stuttgart.
- LAINE, J. H. VASANDER u. A. PUKALAINEN (1992): Effect of forest drainage on the carbon balance of mire ecosystems, *Proc. 9th Intern. Peat Congress*, Vol. 1, 170-181, Uppsala.
- MATTHEWS, E. u. JUNG (1987): Methane emissions from natural wetlands: global distribution, area and environmental characteristics of sources, *Global Biogeochemical Cycles* 1, 61-68
- NYSTRÖM, K.L.E. (1992): Peat and the Greenhouse effect, *Proc. 9th Intern. Peat Congress*, vol. 2, 266-271, Uppsala.
- OVERBECK, F. (1975): *Botanisch-geologische Moorkunde*, Wachholtz Verlag Neumünster.
- RICHTER, G. (1987): Die Bedeutung der Denitrifikation im Stickstoffumsatz von Niedermoorböden, *Diss. Göttingen*
- SCHNEIDER, S. u. R. SCHNEIDER (1990): Verteilung der Moore auf der Erde in Göttlich, K.H. (Hrsg.) *Moor- und Torfkunde* 3. Aufl. Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.
- SCHWAAR, J. (1983): Spät- und postglaziale Vegetationsstrukturen im oberen Wümmetal bei Tostedt, *Jb. Naturwiss. Verein Fstm Lüneburg*, 36, 139-166.
- TOLONEN, K., H. VASANDER, A.L.H. DAMMAN and R.S. CLYMO (1992): Rate of apparent and true carbon accumulation in Boreal peatlands, *Proc. 9th Intern. Peat Congress*; Vol. 1 319-333, Uppsala

Immissions- und klimabedingte Auswirkungen auf den Stoffhaushalt in einem N-gesättigten Buchenwaldökosystem über Basalt

von

Godt, J. .

Einleitung: Als Symptome des Waldsterbens werden oft Bestandesdachauffösungen beschrieben, insbesondere für Laubwälder. Die immissionsbedingten, aber auch waldbaulich geplanten Bestandesdachauffösungen führt zu einem höheren Licht- und Wärmegenuß am Boden und an labilen Standorten zu einem hieraus resultierenden verstärkten Humusvorratsabbau in den oberen Bodenhorizonten. Klimaerwärmungen im Zuge von global change werden diese Effekte höchstwahrscheinlich noch weiter verstärken. Insbesondere in N-gesättigten Waldökosystemen kann der induzierte Humusvorratsabbau zu einer Entkoppelung des Stoffhaushaltes und insbesondere über erhöhte N-Mobilisierungen in Gasform wie auch in Form von Auswaschung von basischen Kationen zu Grundwasserbelastungen und Versauerungserscheinungen, wie auch Belastungen der Atmosphäre führen.

Material und Methoden: In einem N-gesättigten Buchenwaldökosystem über Basalt (Braunerde) sollen die immissionsbedingten und klimabedingten Veränderungen des Stoffhaushaltes untersucht werden. Nähere Beschreibungen des Versuchsansatzes sowie der Versuchfläche sind bei Godt (1991) beschrieben. Die immissionsbedingte Bestandesdachaufflösung wird durch einen waldbaulichen Eingriff in Form eines Femelhiebes simuliert, wobei die sich aus der Aufwärmung ergebenden Effekte im Oberboden indirekte Rückschlüsse auf klimabedingte Veränderungen zulassen, wie sie im Zusammenhang mit global change diskutiert werden. Das Hauptinteresse des Vorhabens liegt bei der Quantifizierung des N-, Makro- und Mikroelementhaushaltes über input-/output-Bilanzen des Bodens (Meiwes et al. 1984) und die aus dem veränderten Stoffhaushalt resultierenden Bodenversauerungen, Grundwasserbelastungen und destabilisierenden Effekte. Der Stoffhaushalt wird seit IX/1989 in zwei Teilbereichen des 150-jährigen Buchenaltbestandes über Basalt in einer ländlichen Gegend in der Nähe von Kassel im Stadtwald Zierenberg (520 m ü. N.N.) beschrieben. Hier werden Messungen im Bestandesniederschlag, Freilächenniederschlag, Streufall sowie in mit Unterdrucklysometern gewonnenen Bodensickerwässern in 10, 30 und 100 cm Mineralbodentiefe durchgeführt. Der Eingriff in Form eines Femelhiebes erfolgte in einer Teilfläche (Entnahme von 11 Einzelbäumen) in IX/1990. Somit ergab sich eine manipulierte Fläche wie auch eine 0-Fläche. Zusätzlich zu den Stoffflußmessungen in den beiden Teilflächen werden kontinuierlich Temperaturmessungen sowie diskontinuierliche Tensiometermessungen durchgeführt.

+ Gesamthochschule/Universität Kassel, FB Stadt- und Landschaftsplanung, Landschaftsökologie/
Bodenkunde, Gottschalkstr. 28, 3500 Kassel

Ergebnisse und Diskussion: Im ersten Jahr vor dem Eingriff wurden N-Eintragsraten von 0.99 kmol ieq/(ha*a) NO₃-N + 1.14 kmol ieq/(ha*a) NH₄'-N in der Kronentraufe und Stammablauf gemessen, während die Austragsraten in 100 cm Mineralbodentiefe 2.03 kmol ieq/(ha*a) NO₃-N und <0.01 kmol ieq/(ha*a) NH₄'-N betragen. Diese Bilanz, aus der deutlich wird, daß der eingetragene Stickstoff nicht im System gespeichert werden kann, verdeutlicht den N-Sättigungsgrad des Ökosystems. Im Winter 1990/1991 nach der erfolgten Manipulation wurden in dem auflichteten Bereich in Relation zu der 0-Fläche 0.5 °C niedrigere Temperaturen in 5 cm Mineralbodentiefe gemessen, während das tägliche Mittel der Temperaturen im folgenden Sommer in diesem Bereich 1.5 bis 2.5 °C höher lag.

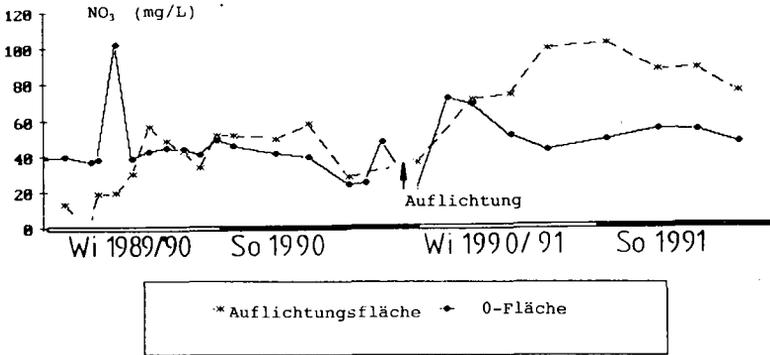


Abb. 1: NO₃-Konzentrationen im Sickerwasser in 100 cm Mineralbodentiefe

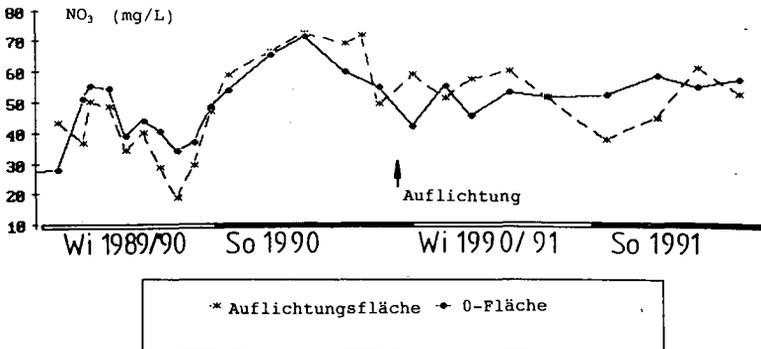


Abb. 2: NO₃-Konzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Mineralbodentiefe

Während des ersten Jahres vor dem Eingriff lagen die NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser in 100 cm Mineralbodentiefe in beiden Teilflächen bei ca. 40 mg/L NO_3^- , während in dem Jahr nach dem Eingriff und erfolgter Bodenerwärmung die mittleren Konzentrationen in der aufgelichteten Fläche auf 86 mg/L NO_3^- und in der 0-Fläche nur leicht auf 53 mg/L NO_3^- anstiegen (Abb. 1). In 10 cm Mineralbodentiefe konnte kein Anstieg der NO_3^- -Konzentrationen (Abb. 2) oder Absacken des pH (Abb. 3) gemessen werden.

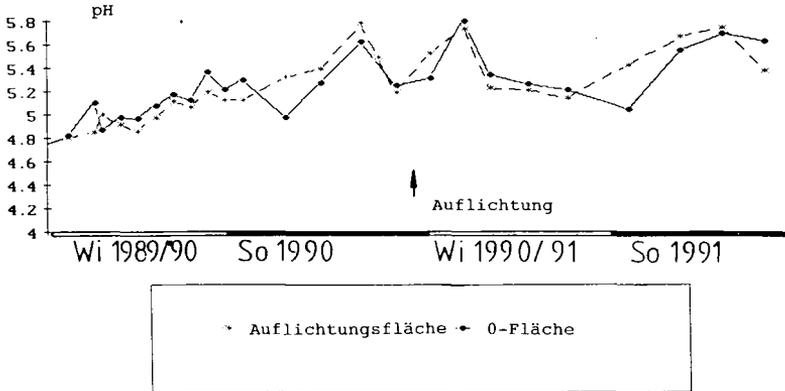


Abb. 3: pH im Sickerwasser in 10 cm Mineralbodentiefe

Diese Daten belegen, daß auf eine Bestandesdachauflichtung und/oder Erwärmung des Mineralbodens in N-gesättigten Buchenwaldökosystemen ein Anstieg der N-Mobilisierung und ein verstärkter N-Austrag aus dem Boden in Richtung Grundwasser zu erwarten ist. Hieraus sind wiederum eine Reihe von weiteren Konsequenzen für den Stoffhaushalt, z.B. in Form von Auswaschungen basischer Kationen zu erwarten, wie aus Abb. 4 deutlich wird.

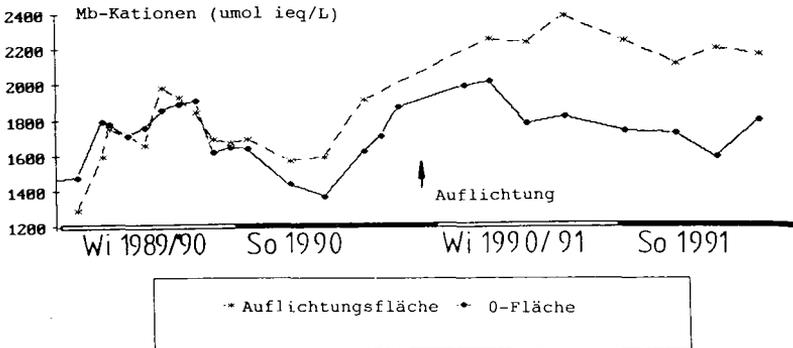


Abb.4: Summe der basischen Kationen (Ca, Mg, K, Na) in Bodensickerwässern aus 100 cm Mineralbodentiefe

Die Beobachtung, daß die NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Mineralbodentiefe nach der erfolgten Bestandesdachauflichtung nicht ansteigen, lässt verschiedene Schlußfolgerungen zu: die Aufnahme in die krautige Vegetation und der Einbau in Mikroorganismenbiomasse sowie die Freisetzung von N aus den absterbenden Wurzeln könnten die Stoffflußraten wesentlich beeinflussen. Weiter könnte der gasförmige N-Austrag einen Beitrag liefern. Zusätzlich geplante Untersuchungen sollen diese Aspekte weiter aufklären. Die Tatsache, daß während der bisher ausgewerteten Untersuchungsperiode keine akut verlaufenden Versauerungsschübe nachweisbar waren, ist offensichtlich auf das ausreichend schnelle Reagieren des Austauschers und entsprechende Pufferungsprozesse zurückzuführen. Dennoch bleibt offen, ob bei kontinuierlicher Beprobung mit Unterdrucklysimetern über einen Untersuchungszeitraum von vier Wochen Belastungsspitzen auffallen würden, da diese durch Verdünnungseffekte geglättet werden können. Aus diesem Grunde sind on-line-Messungen ausgewählter Parameter wie pH und Leitfähigkeit in den angesaugten Lysimeterlösungen geplant. Deutlich wird jedoch bereits jetzt, daß die erhöhte Auswaschung von NO_3^- aus den unteren Bodenhorizonten zu einem starken Basenverlust und somit über die Belastung des Grundwassers hinaus zu Bodenversauerungen beiträgt, die das System weiter belasten werden. Über den Zeitraum von mehreren Jahren erstellte Input-/Outputbilanzen werden hierzu quantitative Aussagen ermöglichen.

Literatur:

Godt, J. (1991): Ökochemisches Ungleichgewicht von Stoffkreisläufen in Buchenaltbeständen über Basalt in der Phase der Bestandesdachauflösung. Beiträge zur Tagung der Ökosystemforschungszentren in Göttingen vom 24.-26.10.1990. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 22, S. 113-117

Meiwes, K.J. et al. (1984): Die Erfassung des Stoffkreislaufes in Waldökosystemen, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe A, Bd. 7, 68-141

Zur Abschätzung der Erosionsgefährdung landwirtschaftlich
genutzter Böden infolge möglicher Klimaänderungen

von

de la Haye, U. u. A. Skowronek¹⁾

1. Einleitung

Die Temperatur der bodennahen Luft wird bei einer CO₂-Verdopplung nach Ergebnissen von atmosphärischen Zirkulationsmodellen im globalen Durchschnitt um 1,3-5,2°C steigen, Ergebnisse von planetaren Energie-Bilanz-Modellen und Strahlungs-Konvektions-Modellen lieferten eine Zunahme von 0,7-3,5°C (14) bzw. 0,5-5,3°C (20). Transiente Modellrechnungen mit gekoppelten Atmosphäre-Ozean-Modellen simulierten für einen CO₂-Anstieg um ca. 1%/a eine fast lineare Erwärmung mit einem globalen Durchschnittswert von ca. 0,3°C pro Dekade. Die Verstärkung des hydrologischen Zyklus nimmt mit steigender Temperaturerhöhung im globalen Durchschnitt zu, und die Niederschlagszunahmen reichen nach den Modellergebnissen von 3% bis 15%. Daher ist auch über den Kontinentflächen mit verstärkten Niederschlägen zu rechnen. Zuverlässige regionale Aussagen, die für die Landbewirtschaftung und Abschätzungen der Bodenerosion wesentlich sind, liegen derzeit nicht vor. Zwischen den Modellergebnissen bestehen teilweise große qualitative und quantitative Unterschiede.

2. Abschätzung der Bodenerosion

Für Abschätzungen der Bodenerosion infolge von Klimaänderungen müssen Erosivität, Erodibilität sowie mögliche Landnutzungen und Vegetationsverhältnisse berücksichtigt werden. Dafür stehen empirische und sog. deterministische Modelle zur Verfügung. Jedoch ist primär zu untersuchen, ob die den Modellen zugrundeliegenden Beziehungen zur Wirkungsanalyse einer Klimaänderung konstant gehalten werden können und ob alle wichtigen Beziehungen in Modellen enthalten sind.

3. Erosivitätsberechnungen und zukünftige Veränderungen der Erosivität

Von der Vielzahl unterschiedlicher qualitativer Ableitungen und quantitativer Berechnungsansätze zur Bestimmung der Erosivität ist der von WISCHMEIER u. SMITH (1978) für den Mittleren Westen der USA empirisch ermittelte Ansatz (USLE; R-Faktor) am bekanntesten und der am häufigsten benutzte (21). Andere Autoren folgen entweder dem gleichen Prinzip, verwenden aber eine abgeänderte Beziehung zur Bestimmung der Regenenergie (22), oder sie verwenden einen anderen Ansatz (5,7). Bodenerosionsmodelle benutzen für die Ermittlung der Erosivität dieselben Beziehungen wie in der USLE oder modifizierte Formen davon (z.B. EPIC-Modell).

Der Berechnung der kinetischen Energie nach der USLE (R-Faktor) und in deterministischen Modellen (EPIC: EI-Wert) liegt eine Beziehung zwischen Niederschlagsintensität-Tropfenspektrum-Niederschlagsenergie nach (8) zugrunde. Für andere geographische Räume bzw. Niederschlagsstrukturen bestehen stark davon abweichende Beziehungen, die zeigen, daß bei gleicher Niederschlagsintensität konvektive Niederschläge eine

¹⁾ Inst. f. Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

wesentlich höhere, orographische Regen die geringste Regenenergie aufweisen. Weitere Faktoren, die die Regenenergie bei gleicher Niederschlagsintensität beeinflussen wie die Temperatur, Höhe, aus der Niederschläge fallen, und Entstehungsart der Niederschläge werden in den Modellsätzen meist nicht berücksichtigt.

Mit zunehmender Temperatur verschiebt sich das Tropfenspektrum bei gleicher Regenintensität. Sehr große Tropfen nehmen mengenmäßig ab, große und mittlere zu. Der summarische Effekt besteht in einer Erhöhung der Regenenergie (22). Ebenso ergibt sich eine Erhöhung der Regenenergie bei gleicher Niederschlagsintensität, wenn die Niederschläge statt aus niedrigen aus mittleren bis großen Höhen fallen. Dieser Effekt tritt unabhängig von der Entstehungsart der Niederschläge auf und ist größer als der Einfluß der Entstehungsart der Niederschläge auf das Tropfenspektrum (6).

Beide genannten Prozesse werden infolge von Klimaänderungen eintreten. Denn unabhängig von Klimamodellergebnissen gehen Meteorologen davon aus, daß im Zuge der globalen Erwärmung eine Zunahme der Niederschläge durch hochreichende Konvektion eintritt. Klimamodelle, die unterschiedliche Bewölkungstypen parametrisiert haben (9), scheinen diese Annahme zu bestätigen.

Veränderungen der Niederschlagsmengen und -intensitäten sowie deren jahreszeitlicher Verteilungen üben den deutlichsten Einfluß auf die Erosivität und den Bodenabtrag aus. Da Klimamodelle keine Niederschlagsintensitäten berechnen, können nur indirekte Ableitungen zu diesen Veränderungen getroffen werden. Ergebnisse des australischen Klimamodells zeigten für die Gitterpunkte bei 40° N und S und die australischen Gitterpunkte eine drastische Veränderung der täglichen Niederschlagsmenge an (12). Vom 1xCO₂- zum 2xCO₂-Modellklima treten Tage mit mehr als rund 26 mm Niederschlag um 100-140% häufiger auf, während Tage mit weniger als etwa 10 mm Niederschlag in der Häufigkeit abnehmen bzw. relativ unverändert bleiben. Es ist unwahrscheinlich, daß diese Erhöhung der Häufigkeit von Tagen mit hohen Niederschlagsmengen ohne Erhöhung der Niederschlagsintensitäten erfolgt. Die Verschiebung der täglichen Niederschlagsmengen nach Häufigkeiten hat eine Verschiebung der Wiederkehrzeiten von Tagen mit einer bestimmten Niederschlagsmenge zur Folge. Insbesondere Tage mit hohen Niederschlagsmengen erfahren im 2xCO₂-Modellklima die stärkste Verringerung der Wiederkehrzeiten. Daraus muß gefolgert werden, daß insbesondere Niederschläge mit hohen Intensitäten und Extremereignisse in einem wärmeren Klima verstärkt auftreten und damit Erosivität und Bodenabtrag erhöhen.

Für bundesrepublikanische Verhältnisse gilt im heutigen Klima, daß die Sommerniederschläge mehr als 70% der -nach (18) berechneten - Erosivität der Niederschläge ausmachen (15, 17). Daher wird jede Erhöhung konvektiver Sommerniederschläge in Menge und/oder Intensität die Erosivität mehr verstärken als die der winterlichen Niederschläge.

Aufgrund von Klimamodellrechnungen können für die Veränderung der Erosivität unter Berücksichtigung von strukturellen Gemeinsamkeiten der - nach Breitenkreisen gemittelten - Niederschlagsänderungen folgende Ableitungen getroffen werden:

- Die Zunahme der Niederschlagsmengen während des ganzen Jahres in den hohen Breiten der Nordhemisphäre sowie der Westwindzone der Südhemisphäre führt selbst unter der Voraussetzung gleichbleibender Niederschlagsintensitäten zu einer Erhöhung der Erosivität. Verstärkte winterliche Niederschläge in Form von Schnee werden die Erosion durch Schneeschmelzwasser in den hohen Breiten erhöhen.
- Zunahmen der Niederschlagsintensitäten infolge vermehrter konvektiver Niederschlagsereignisse und strukturellen Veränderungen der Niederschläge infolge Temperaturänderung bzw. Höhe der Konvektion können selbst bei abnehmenden Niederschlagsmengen die Erosivität in den mittleren bis niederen Breiten erhöhen. Quantifizierungen, die diesen Prozessen Rechnung tragen, sind derzeit nicht möglich.

4. Erodibilitätsveränderungen

Die Erodibilität wird vorwiegend von Bodenart, Gefüge, Gehalt (und Zusammensetzung) der organischen Substanz und bei dynamischer Betrachtung von der Anfangsbodenfeuchte vor Niederschlagsereignissen bestimmt. Für eine Abschätzung liegen das Verfahren nach (21) und Abwandlungen davon vor.

Mit zunehmender durchschnittlicher Temperatur wird allgemein eine Abnahme der Gehalte organischer Substanz der Böden bei ausreichender aber nicht übermäßiger Bodenfeuchte angenommen. Dies würde auch zu einer Abnahme der Strukturstabilität vieler Böden und zu erhöhter Erodibilität führen.

Bei dynamischer Betrachtung des Erosionsprozesses sind Veränderungen der Bodenfeuchte und deren Variabilität wesentlich. Diesbezügliche Untersuchungen (4, 13) zeigten, daß zumindest bei schluffhaltigen Böden neben der Aggregatgröße insbesondere die Anfangsbodenfeuchte einen wesentlichen Einfluß auf das Ausmaß der Bodenerosion hat. Beregnungsversuche führten zu dem Ergebnis, daß trockene Bodenaggregate mehr und schneller mit Verschlammung, Oberflächenabfluß und Bodenabtrag reagieren als vorbefeuchtete. Eine verstärkte oder häufigere und zumindest oberflächennahe Boden austrocknung kann als Folge der Temperaturzunahme über erhöhte Evapotranspiration und als Folge einer größeren räumlichen Variabilität der Niederschläge (9) abgeleitet werden. Dies würde über eine Erhöhung der Erodibilität Intensität und Ausmaß der Bodenerosion steigern.

Während der Einfluß der organischen Substanz auf die Erosionsanfälligkeit der Böden in den Modellansätzen meist enthalten ist, findet der nicht-lineare Prozeß der feuchteabhängigen Erosionsdynamik in Modellen bisher keine Berücksichtigung.

5. Vegetations- und Landnutzungsänderungen

Physiologische Effekte erhöhter Spurengaskonzentrationen und Veränderungen der Strahlung, Anbauspektren landwirtschaftlicher Kulturen (10, 11), breitenkreis-/höhenabhängige Verschiebungen von Anbauzonen (10, 11) und Veränderungen der potentiellen natürlichen Vegetation (2) sind derzeit nicht zuverlässig prognostizierbar.

Für Änderungen des Erosionsausmaßes ist wichtig, daß von allen terrestrischen Ökosystemen etwa 40-55% von thermischen/hygrischen Veränderungen betroffen sein werden. Wesentlicher als eine potentielle Gleichgewichtsveränderung (2) ist die Geschwindigkeit, mit der sich die Veränderungen vollziehen. Bäume und Sträucher können mit 0,1 bis 0,4 km/a der Verlagerung von Isothermen folgen, bei einer Erwärmung in den mittleren bis hohen Breiten von 3-4°C in 50 Jahren wären jedoch etwa 5-7,5 km/a erforderlich, so daß sich a priori keine "Gleichgewichtsvegetation" einstellen kann (3). Jede Abnahme der Vegetationsdichte führt zu einer Aridisierung des Klimas mit verstärkter geomorphodynamischer Aktivität (19), die durch Änderung der Niederschlagsverteilung sowohl bei zu- als auch bei abnehmenden Niederschlagsmengen auftreten kann (16).

6. Abschätzung des Bodenabtrags

Modellberechnungen mit Hilfe des EPIC-Modells simulierten bei Niederschlagszunahmen von 5-15% für einen Standort in England eine Zunahme der Intensität der Bodenerosion bis 35%, und es wurde eine Zunahme des Ausmaßes der Bodenerosion bis zu 350% abgeleitet (1). Für diese Abschätzung wurde vorausgesetzt, daß keine Veränderungen der Variabilität, der Intensität und weiterer o.g. struktureller Eigenschaften der Niederschläge und keine dynamischen Veränderungen der Erodibilität auftreten. Da wesentliche Einflußparameter der Bodenerosion, die sich infolge von Klimaänderungen verändern, nicht in Erosionsmodellen enthalten sind und andere, in Modellen enthaltene Parameter sich nicht-linear verändern werden, können derzeit nur aus den bekannten Prozeßabläufen und allgemeinen geomorphodynamischen Erkenntnissen Ableitungen getroffen

werden. Diese führen zu dem Ergebnis, daß in vielen landwirtschaftlich genutzten Gebieten und in natürlichen Ökosystemen aufgrund oben abgeleiteter Erosivitäts- und Erodibilitätzunahme sowie aufgrund weiterer anthropogener Einflußnahme mit einer Erhöhung des Bodenabtrags gerechnet werden muß.

Trotz mangelhafter Datengrundlage bzw. zahlreicher Unsicherheitsfaktoren sollten Sensitivitätsstudien durchgeführt werden, um die in Zukunft potentiell am stärksten von Bodenerosion betroffenen Gebiete lokalisieren und geeignete Vorsorgemaßnahmen durchführen zu können.

Literatur:

- (1) BOARDMAN, J., R. EVANS, D.T. FAVIS-MORTLOCK u. T. HARRIS (1990): Climate change and soil erosion on agricultural land in England and Wales.- *Land Degradation & Rehabilitation* 2: 95-106.
- (2) EMANUEL, W.R., H.H. SHUGART u. M.P. STEVENSON (1985): Climatic change and the broad-scale distribution of terrestrial ecosystem complexes.- *Climatic Change* 7: 457-460.
- (3) GATES, D.M. (1990): Climate change and the response of forests.- *Int. J. Remote Sensing* 11(7): 1095-1107.
- (4) HENK, U. (1989): Untersuchungen zur Regentropfenerosion und Stabilität von Bodenaggregaten.- *Landschaftsgenese u. Landschaftsökologie* 15: 197 S.
- (5) HUDSON, N.W. (1963): Raindrop size distribution of high intensity storms.- *Rhodesian Journal of Agricultural Research* 11: 6-11.
- (6) KREUELS, R.K. u. L.J. BREUER (1977): Vergleich von Regentropfenspektren gleicher Niederschlagsintensität über dem tropischen Atlantik (Gate) und Westdeutschland (Bonn).- *Annalen der Meteorologie N.F.* 12: 149-152.
- (7) LAL, R., T.L. LAWSON u. A.H. ANASTASE (1980): Erosivity of tropical rain.- In: De BOODT, M. u. D. GABRIELS (Hrsg.): *Assessment of erosion*. J. Wiley & Sons, Chichester, S. 143-151.
- (8) LAWS, J.O. u. D.A. PARSONS (1943): The relationship of raindrop size to intensity.- *Trans. Am. Geophys. Union* 24: 452-460.
- (9) NODA, A. u. T. TOKIOKA (1990): The effects of doubling the CO₂ concentration on convective and non-convective precipitation in a general circulation model coupled with a simple mixed layer ocean.- *J. Meteor. Soc. Japan* 67(6): 1057-1069.
- (10) PARRY, M.L. (1990): *Climate change and world agriculture*. Earthscan Publications Ltd., London, 157 S.
- (11) PARRY, M.L., J.H. PORTER u. T.R. CARTER (1989): The greenhouse effect and the future of UK agriculture.- *J. Royal Agric. Soc. of Engl.* 150: 120-131.
- (12) PITTOCK, A.B., A.M. FOWLER u. P.H. WHETTON (1991): Probable changes in rainfall regimes due to the enhanced greenhouse effect.- *Proceedings of the International Hydrology and Water Resources Symposium, Perth, Australia*, S. 121-141.
- (13) POTRATZ, K., U. HENK u. A. SKOWRONEK (1991): Luftporensprengung, Aggregatzerfall und Verschlämmlung als wichtige Teilprozesse der Erosionsdynamik - Ergebnisse von Starkregensimulationen an Lößböden.- *Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd.* 89: 21-33.
- (14) RAMANATHAN, V., L. CALLIS, R. CESS, J. HANSEN, I. SAKSEN, W. KUHN, A. LACIS, F. LUTHER, J. MAHLMAN, R. RECK u. M. SCHLESINGER (1987): Climate-chemical interactions and effects of changing atmospheric trace gases.- *Rev. of Geophysics* 25(7): 1441-1482.
- (15) ROGLER, H. u. U. SCHWERTMANN (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern.- *Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung* 22: 99-112.
- (16) ROHDENBURG, H. (1970): Morphodynamische Aktivitäts- und Stabilitätszeiten statt Pluvial- und Interpluvialzeiten.- *Eiszeitalter u. Gegenwart* 21: 81-96.
- (17) SAUERBORN, P. u. K.-H. ERDMANN (1991): Isoerodentkarte von Nordrhein-Westfalen.- *Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* 66, II: 1017-1020.
- (18) SCHWERTMANN, U. (1981): Die Vorausschätzung des Bodenabtrages durch Wasser in Bayern.- *BMELF, München*, 126 S.
- (19) SEUFFERT, O. (1989): Das aktuelle Formungsspektrum im semiariden Südinien und seine geoökologisch-/anthropogenen Grundlagen.- In: HAGEDORN, J. u. H.G. MENSCHING (Hrsg.): *Aktuelle Morphodynamik und Morphogenese in den semiariden Randtropen und Subtropen*. Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen, S. 181-212.
- (20) TRICOT, CH. u. A. BERGER (1987): Modelling the equilibrium and transient responses of global temperature to past and future trace gas concentrations.- *Climate Dynamics* 2: 39-61.
- (21) WISCHMEIER, H.H. u. D.D. SMITH (1978): *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*.- *USDA Agricultural Handbook* 537: 58 S.
- (22) ZANCHI, C. u. D. TORRI (1980): Evaluation of rainfall energy in central Italy.- In: De BOODT, M. u. D. GABRIELS (Hrsg.): *Assessment of Erosion*. J. Wiley & Sons, Chichester, S. 133-142.

Einfluß von Klimaänderungen auf den Bodenwasserhaushalt
(regionale Fallstudien)

von

Wessolek, Gerd *)

Einleitung: Berechnungen mit globalen Klimamodellen verdeutlichen, daß bis zum Jahr 2030 für den mitteleuropäischen Raum Temperaturerhöhungen von 2 (günstige Bedingungen bei starker Reduzierung des CO₂-Ausstoßes) bis ca. 5 °C (ungünstige Variante mit anhaltenden globalen CO₂-Anstieg)eintreten können (MITCHELL and QUINGCUM, 1991). Für die weiteren Klimakomponenten (Niederschläge, rel. Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit etc.) können bislang keine eindeutigen regionalen Aussagen getroffen werden. Ziel dieser Arbeit ist a) zu analysieren, ob für den Standort Berlin-Dahlem in den vergangenen 10 Jahren im Vergleich zum langjährigen Mittel bereits Klimaänderungen stattgefunden haben und b) zu berechnen, welche Auswirkungen von einer Erwärmung auf den regionalen Wasserhaushalt (Fallstudien für Berlin und Hannover) ausgehen können.

Material und Methoden: Die Auswertung der Klimadaten erfolgte anhand von täglichen Aufzeichnungen der Station Berlin-Dahlem des Institutes für Meteorologie der FU-Berlin sowie Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Für die Fallstudien zum Wasserhaushalt wurde ein Simulationsmodell verwendet, das eine tägliche Berechnung der realen Evapotranspiration (nach RIJTEMA, 1968) und Grundwasserneubildung zuläßt. Das Modell ist eingehend bei WESSOLEK, 1989 beschrieben und wurde anhand von Geländemessungen (Θ und Ψ als Funktion der Zeit und Bodentiefe) für unterschiedliche Kulturen kalibriert (RENGER und STREBEL, 1982).

Ergebnisse: Eine Empfindlichkeitsstudie über die Einflüsse von Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Niederschläge auf die Berechnung der realen Evapotranspiration zeigt, daß eine Veränderung der Klimabedingungen bei grundwassernahen Standorten zu wesentlich größeren Änderungen bei der Berechnung der realen Evapotranspiration (E_{real}) führt als bei grundwasserfernen Böden (Abb. 1). Neben den Niederschlägen üben die mittlere relative Luftfeuchte und Lufttemperatur die größten Einflüsse auf die Höhe der realen Evapotranspiration aus (WESSOLEK, 1989). Am stärksten treten Änderungen im Wasserhaushalt auf, wenn sich Klimaänderungen in ihrem Zusammenwirkungen verstärken (s. Abb. 1 Kombinationseffekte). Vergleicht man langjährige Klimaaufzeichnungen (1909-1969) zur Niederschlagsverteilung, mittleren Lufttemperatur und mittleren relativen Luftfeuchte mit den Werten der vergangenen Jahre (1981-91), so ergibt sich für Berlin-Dahlem folgender Trend: Die mittlere Jahresniederschlagsmenge (Nd) ist gleichgeblieben, jedoch hat sich die innerjährige Niederschlagsverteilung zu Ungunsten der Sommerniederschläge (Ns) verändert (s. Tab. 2), die Jahresdurchschnittstemperatur ist um ca. 0.5 °C angestiegen und die relative Luftfeuchte hat im gesamten Jahresverlauf um ca. 2% abgenommen (ohne Abbildung).

*) TU-Berlin, Institut für Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 12, 1000 Berlin 10

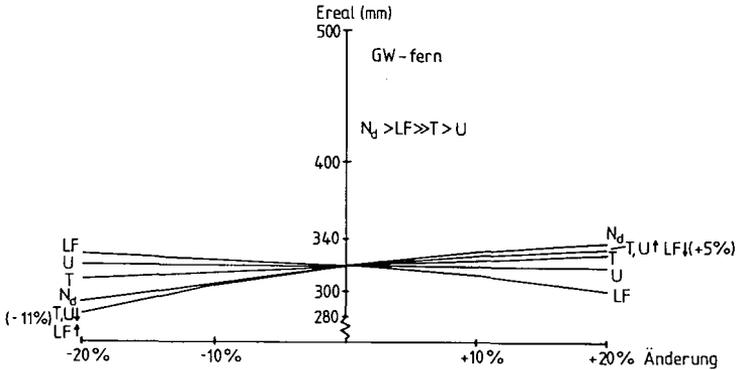
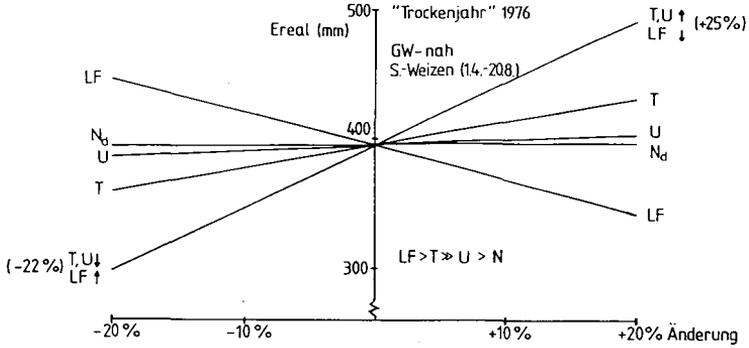


Abb. 1: Einfluß von Klimaänderungen (Variation von Temperatur (T) rel. Luftfeuchte, (LF), Windgeschwindigkeit (U) und Niederschläge (Nd) um $\pm 20\%$) sowie Kombinationseffekte (T,U + 20%, LF - 20% und umgekehrt) auf die reale Evapotranspiration von S.Weizen (Raum Hannover) auf einem lehmigen Sand für grundwassernahe (obere Darstellung) und -ferne Bedingungen (untere Darstellung)

Die Konsequenzen dieser Klimaveränderungen auf den Wasserhaushalt von Kiefern wurde für die o.g. Zeiträume auf täglicher Basis für drei unterschiedliche Standortbedingungen berechnet:

Standort I: Grundwasserferner Sand (Rostbraunerde, $nFK_{We}=100$ mm)

Standort II: Lehmiger Sand (Parabraunerde, $nFK_{We}=180$ mm)

Standort III: Anmoor-Gley (pflanzenverfügbare Wassermenge (Wpfl)) = >400 mm).

Tabelle 2: Berechnete, mittlere Unterschiede (1981-1991 zum langjährigen Mittel) im Wasserhaushalt von Kiefern für unterschiedliche Standortbedingungen (Angaben in mm)

Zeitraum	Ns	Nw	Nd	KWB	Grundwasserneubildung		
	(1.4.-30.9)	(1.10.-31.3)	(1.4.-31.3)	(1.4.-30.9)	Sand	IS	Anmoor-Gley
	(1.4.-31.3)						
langj. Mittel	348	240	588	-173	73	38	15
1981-1991	317	270	587	-221	65	20	-20

Ns: Sommerniederschläge, Nw: Winterniederschläge, Nd: Jahresniederschläge, KWB: Klimatische Wasserbilanz (Niederschläge minus pot. Verdunstung nach HAUDE)

Tabelle 2 verdeutlicht, daß im Mittel der vergangenen 10 Jahre die klimatische Wasserbilanz um ca. 48 mm abgenommen hat. Diese Zunahme an Sommer-trockenheit führt allerdings in der Gesamtbilanz zu einer nur geringen Abnahme der Grundwasserneubildung bei den sandigen Rostbraunerden. Grund dafür sind die erhöhten Winterniederschläge, die sich positiv auf die Wasserbilanz auswirken. Hingegen muß auf den IS und vor allem bei den grundwasserbeeinflußten Standorten von einer deutlichen Verringerung der Grundwasserneubildung ausgegangen werden. Bei den Gleyen ist erwarten, daß in Trockenjahren durch vermehrten kapillaren Aufstieg dem Grundwasser mehr Wasser entzogen als durch Versickerung zugeführt wird.

In der nachfolgenden Fallstudie (Abb.2) wird aufgezeigt, mit welchen langfristigen Abnahmen bei der Grundwasserneubildung unter Ackerstandorten in Abhängigkeit von kombinierten Klimaänderungen für unterschiedliche terrestrische Böden (nFK_{We}) zu rechnen ist. Dabei wird angenommen, daß die Temperatur in den nächsten 40 Jahren um ca. 2 °C ansteigt und die relative Luftfeuchte um 2 bzw. 8% abnimmt. Je höher die nFK_{We} ist, desto stärker nimmt die Grundwasserneubildung im Vergleich zum langjährigen Mittel der vergangenen 10 Jahre ab und liegt für die überwiegenden Flächen Berlins bei < 100 mm/a.

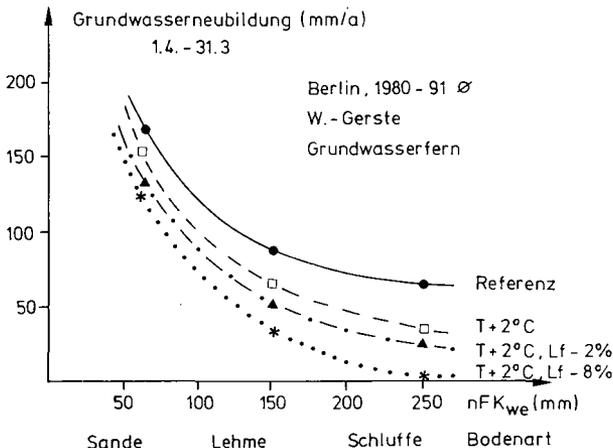


Abb. 2: Veränderung der mittleren Grundwasserneubildung für unterschiedliche Böden infolge von Klimaänderungen

Im letzten Fallbeispiel wird verdeutlicht, daß eine Erwärmung zusätzlich in Abhängigkeit der Jahresniederschläge und Grundwasserstandsbedingungen zu bewerten ist. So zeigen die Berechnungen zum Wasserhaushalt für einen grundwasserfernen Ackerstandort auf Sand für den Raum Hannover, daß ein mittlerer Temperaturanstieg um 2°C erst bei niederschlagsreichen Jahren zu einer stärkeren Abnahme der Grundwasserneubildung führt, während bei den grundwassernahen Standorten eine insgesamt höhere und niederschlagsunabhängige Abnahme der Grundwasserneubildung zu erwarten ist. Ab ca. 900 mm Jahresniederschlägen treten keine Unterschiede mehr zwischen grundwassernahen und -fernen Standorten auf.

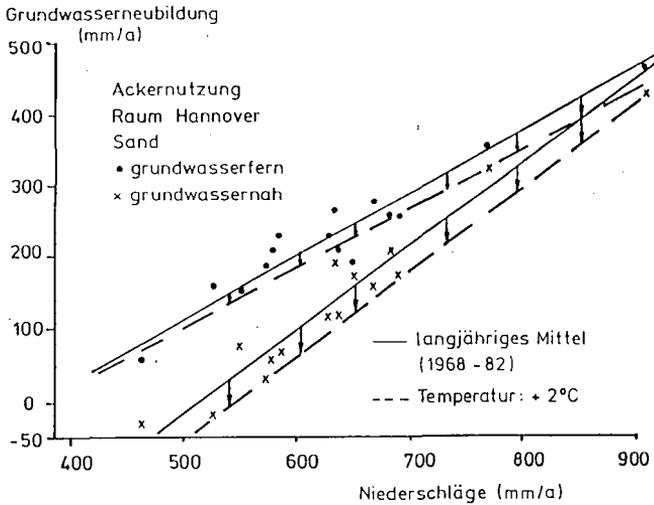


Abb.3: Einfluß einer Erwärmung um 2 °C auf die Abnahme der niederschlagsabhängigen Grundwasserneubildung bei grundwassernahen und -fernen Bedingungen im Raum Hannover bei Ackernutzung auf Sand

Literatur

MITCHELL, J.F. and Z. QINGCUN (1981): Climate Change Prediction in: Proceedings of the Second World Climate Conference, Cambridge University Press

RENGER, M. und O. STREBEL (1982): Berechnungsbedürftigkeit der landwirtschaftlichen Nutzflächen in Niedersachsen. Geologisches Jahrbuch Heft 13, Reihe F, BGR Hannover

RIJTEMA, P.E.(1968): On the relation between transpiration, soil physical properties and crop production as basis for water supply plans. Techn. Bulletin 58, Inst. for Land and Water Managem. Res. Wageningen

WESSOLEK, G. (1989): Einsatz von Wasserhaushalts - und Photosynthesemodellen in der Ökosystemanalyse. Schriftenreihe "Landschaftsentwicklung und Umweltforschung" Nr. 61 der TU-Berlin, FB Landschaftsentwicklung

**Einflüsse von Klimaänderungen auf Böden und Bodenprozesse,
an Beispielen aus der Mongolei**

von
Opp, Ch.†

Einleitung: Heute herrscht bei den verschiedensten Autoren die einhellige Meinung vor, daß sich die Erde gegenwärtig in einer Phase der Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur befindet (Jones und Wigley 1990). Diese globale Temperaturerhöhung wird zumeist auf die weitestgehend parallel dazu gestiegenen Spurengaskonzentrationen in der Erdatmosphäre, vor allem von CO₂, CH₄, N₂O sowie CFCL₃ und CF₂Cl₂ zurückgeführt (Houghton und Woodwell 1989, Ehhalt 1988, Georgii 1989). Daß die Art und Intensität der Landnutzung eine bedeutende Ursache für den Treibhauseffekt und die daraus resultierende Temperaturerhöhung darstellt, ist inzwischen auch allgemein anerkannt.

Untersuchungsansätze:

Die Auswertung zahlreicher Tagungsmaterialien und Publikationen zur Thematik ergab, daß zwei grundlegende Herangehensweisen bei der Untersuchung von Böden, Natur- und Nutzpflanzen unterschieden werden können. Sie können wie folgt grob charakterisiert werden:

1. Ansatz: Aktives Monitoring durch Experimente, Szenarien, Simulationen in Labor- und Freilandversuchen (vgl. eine entsprechende Zusammenstellung bei Bazzaz und Fajer 1992).

2. Ansatz: Passives Monitoring ohne Simulation eines Klimawandels; Untersuchungen unter den realen Bedingungen des sich ändernden Klimas durch Dauerversuche/Zeitreihenuntersuchungen.

Eine Vielzahl von Beobachtungen und Untersuchungen, die der Autor in den hochkontinentalen Gebieten Sibiriens und Zentralasiens realisieren konnte, sowie die Auswertung von Klimadaten und einer umfangreichen Literatur (vgl. Opp 1992), gestatten es, einen dritten Untersuchungsansatz zu formulieren:

3. Ansatz: Räumlicher Vergleich von (gut untersuchten) typischen Repräsentativgebieten (inclusive räumlicher Vergleich von Extremgebieten).

Dieser Ansatz geht von der Hypothese aus,

- daß die Effekte des (zeitlichen) Klimawandels auf Böden, Natur- und Nutzpflanzen heute bereits zu einem bedeutenden Teil durch die Untersuchung der räumlichen Differenzierung unterschiedlicher Klimagebiete erschlossen werden können;
- daß sich die Auswirkungen des Klimawandels am deutlichsten in Extremgebieten äußern, z.B. in hochkontinentalen Gebieten, z.B. in aktuellen Permafrost- und Glaziallandschaften.

† KAI e.V. (Berlin)

Funkenburgstr. 24, 0 - 7010 Leipzig

Des weiteren geht dieser Ansatz von der Grunderkenntnis GLOBAL
---> REGIONAL ---> LOKAL aus, d.h.

- daß globale Umweltprobleme - so auch der globale Klimawandel - zu einem bedeutenden Teil auf regionale Ursache-Wirkungszusammenhänge beruhen;
- daß sie sich zonal und meridional ausbreiten und
- daß sie sich global, regional und lokal äußern.

Dieser Ansatz setzt zumindest Zustandsuntersuchungen voraus. Je öfter Zustände in ihrem zeitlichen Wandel erfaßt werden, desto sicherer sind die ableitbaren Aussagen.

Klima und Klimawandel in der Mongolei: Die unter dem Aspekt des globalen Klimawandels besonders wichtigen klimatischen Verhältnisse des Landes können wie folgt grob charakterisiert werden (vgl. Thiel 1958):

Januardurchschnittstemperaturen im Norden: zwischen -25° bis -30° °C, im Süden: zwischen -10° bis -15° °C; Extremwerte treten im Nordwesten, im Uvs-Noor-Becken: zwischen -30 bis -40° °C auf.

Julidurchschnittstemperaturen im Norden: unter 10° °C, im Süden über 25° °C.

Mittlere jährliche Niederschlagssummen im Norden und gebirgigen Gebieten: über 300 mm, im Süden und im Uvs-Noor-Becken: unter 100 mm.

In 12 Meteorologischen Stationen der Mongolischen Republik liegen 50-jährige Messungen vor. Während hinsichtlich des Niederschlags kein einheitlicher Trend in den letzten 50 Jahren zu erkennen ist, zeichnet sich bei den Jahresdurchschnittstemperaturen bei allen Stationen - unabhängig von der Lage und Höhe über dem Meeresspiegel - generell eine kontinuierliche Temperaturerhöhung ab, die am Ende der 80er Jahre besonders deutlich ausgeprägt ist. Dieser Tatbestand ist insofern bedeutsam, weil Einflüsse einer urban-industriellen "Aufheizung" der Atmosphäre - wie sie in großen Teilen Europas, Nordamerikas u.a. Regionen vorkommen - in der Mongolei praktisch nicht vorhanden sind. Daß trotzdem die langjährigen Temperaturanstiege in der Mongolei viel deutlicher als etwa in Europa sind, kann als ein Beweis für die bevorzugte Indikatorfunktion hochkontinentaler Gebiete für den Klimawandel angesehen werden.

Böden und Bodendegradation durch Nutzungs- und Klimaeinflüsse in der Mongolei

A Im Norden der Mongolei: Große Teile der nördlichen Mongolei haben Anteile an der Taiga. Neben Verwitterungsrohböden kommen Podsole, Braunerden, Paratschernozeme und Dunkle Kastanozeme sowie in den Flußniederungen und höheren Gebirgslagen Kryo-Böden flächenhaft vor. Für die taigafreien Waldsteppengebiete ist die episodische Beweidung charakteristisch. Ein spezifischer Einfluß auf die Bodenentwicklung und -dynamik ist mit der kurzen Vegetationsperiode bzw. biologischen Aktivitätsphase und der langen Frostperiode bzw. Passivitätsphase (von Oktober/November bis Mai) verbunden. Am deutlichsten kommt dieser Einfluß bei den Kryo-Böden, d.h. die an das Vorhandensein von periodischen und kontinuierlichen Permafrost gebundenen Böden, zum Ausdruck. Die Zunahme der Jahresdurchschnittstemperaturen der letzten Jahre und Jahrzehnte - bedingt vor allem durch höhere Sommertemperaturen - läßt erwarten, daß die Perioden mit Bodenfrost verkürzt werden, daß es zum vermehrten Auftauen des Permafrostes der Kryo-Böden kommt. Zieht

das auch eine schnellere Vegetationsentwicklung nach sich, sollte der Schutz der Böden vor erosiven Abspülungen und Ausblasungen gewährleistet sein. Wenn nicht, käme es zwangsläufig zur Ausweitung solifluidaler Prozesse und damit verbundener Bodenverlagerungen. Wenn dadurch auch ein vermehrtes Zersetzen von konservierten Pflanzenresten durch Mikroorganismen einsetzt, könnte in folgedessen mehr CO₂ in die Atmosphäre freigesetzt werden und zu einem Selbstverstärkungseffekt der Erwärmung führen (immerhin sind Permafrostgebiete auf ca. 25 % der Landoberflächen der Erde verbreitet!). Führt das Auftauen der Kryo-Böden und die damit verbundene höhere Wassersättigung generell zu einer Zunahme der Quellungs- gegenüber den Schrumpfungsprozessen, wird der Mittelporenanteil gegenüber dem groben Bodenhohlraumsystem erhöht. Damit würde die Gasdiffusion behindert (Zausig und Horn 1992).

B In der Mitte der Mongolei: Gebirgswaldsteppen und Steppen nehmen die meisten Flächen der Mongolischen Republik ein. Überall, wo die Steppen großklimatisch oder oroklimatisch bedingt als Trockensteppen auftreten, haben sich Helle Kastanozeme gebildet. Die Gebirgswaldsteppen und Steppen werden - mit Ausnahme der höheren Gebirgslagen - kontinuierlich während der Sommermonate beweidet. Am Gebirgsfuß und in flußnahen Niederungen wird lokal Ackerbau betrieben. Der Anbau von Sommergetreide ist an eine Zusatzbewässerung gebunden. Feucht- und Frischwiesen in der Nähe von Gewässern werden z.T. als Mähwiesen genutzt.

Infolge intensiver Beweidung in der Nähe großer staatlicher Landwirtschaftsbetriebe. Generell ist dort ein Ausdünnen der Steppenvegetation zu beobachten. Die dadurch höhere Verdunstung führt zwangsläufig zu einem Bodenfeuchtedefizit und zu einem größeren Deflationsrisiko. Der Einfluß erhöhter Jahresdurchschnittstemperaturen dürfte die skizzierten Prozesse der Degradation der Vegetations- und Bodendecke noch verstärken. Bodendegradation auf den ackerbaulich genutzten Flächen geht zumeist mit einem schlechten Beregnungs-Management einher. Das äußert sich in dem häufigen Wechsel von Trocken- und Feuchtestreß und in Beregnungs-Splash-Erscheinungen und ihren Folgewirkungen. Auch diese Effekte dürften durch eine weitere klimawandelbedingte Erwärmung noch verstärkt werden. Wenn infolge geringerer Abflusssmengen in den Flüssen keine oder keine ausreichende Beregnung der Ackerflächen mehr abgesichert werden kann - was in den letzten Jahren schon immer häufiger auftrat -, muß die ackerbauliche Nutzung dort aufgegeben werden. Solche ehemals ackerbaulich genutzten Böden weisen, ähnlich wie bei den überweideten Böden, Oberflächenverkrustungen und enorme Verfestigungen der Bodenstruktur auf. Eine besonders dramatische Erscheinung der Bodendegradation setzt auf aufgelassenen Äckern ein, die an Talsandterrassen oder tiefgründigen, sandigen Verwitterungsprodukten gebunden sind. An solchen Standortbedingungen wurden mehrfach, sowohl in der Steppe als auch in der Waldsteppe der nördlichen Mongolei, aktive Wanderdünenbildungen beobachtet. Ebenfalls in der Steppe und Waldsteppe der Mongolei wurden in den letzten Jahren häufig charakteristische Zeigerpflanzen der Halbwüsten und Wüstenvegetation, z.B. Caragana pygmaea, beobachtet. Die zuletzt beschriebenen Entwicklungen können ebenfalls, wie die in den letzten Jahren mehrfach festgestellte Verstärkung des Expositionskontrastes der Vegetation, als Anzeichen eines sich ändernden Klimas interpretiert werden.

C Im Süden der Mongolei: Die Wüstensteppen bzw. Halbwüsten und die Wüsten weisen zumeist eine weitständige Schottersteppen und

-wüstenvegetation geringen Deckungsgrades auf. Im nördlichen Bereich dieser Zonen kommen noch vereinzelt Helle Kastanozeme und solonezierte Kastanozeme vor. Weiter südlich dominieren die Burozeme; auf fossilen Dünen wurden Sandrohböden aufgenommen. In feuchteren Becken und Pfannen haben sich meist Solontschaks gebildet. Eine zunehmende Erwärmung wird in diesen Gebieten die Verdunstung noch weiter erhöhen, was - in Verbindung mit der relativ weit verbreiteten Beweidung - zu einer weiteren Verarmung der Vegetation mit all ihren Folgeerscheinungen der Verstärkung der Deflation, Erosion, Verkrustung und Versalzung, führen wird.

Schlußfolgerungen:

Da in der Mongolei keine Experimental- und Langzeituntersuchungen durchgeführt werden konnten, tragen viele Interpretationen in Hinblick auf die durch das sich wandelnde Klima bewirkten Effekte für Böden, Bodenprozesse und Pflanzen einen hypothetischen Charakter. Die Untersuchungen zeigten aber auch, daß es möglich ist, mit relativ geringem Aufwand in bisher kaum untersuchten Gebieten, auch in Hinblick auf Folgewirkungen des Klimawandels, Kenntnisse zu erlangen. Dabei konnte nachgewiesen werden, daß die hochkontinentalen und Permafrostgebiete eine sehr gute Indikatorfunktion für den Klimawandel haben, weil die Veränderung der klimatischen "Einganggröße" Temperatur dort viel deutlicher (schneller) zutage tritt, als im ozeanisch geprägten Europa; aber auch, weil die Systemelemente, z.B. Permafrostböden und Steppenvegetation, schneller auf klimatische Veränderungen in Form von Temperaturerhöhungen "reagieren", als mittel- und westeuropäische Böden und Pflanzen dazu in der Lage sind.

Es kommt nicht darauf an, einen der drei skizzierten Ansätze zu favorisieren, sondern es ist vielmehr anzustreben, die verschiedenen Ansätze komplementär einzusetzen, um schließlich deren Ergebnisse miteinander verknüpfen zu können.

Außerdem sollte bei weiteren diesbezüglichen Untersuchungen beachtet werden, daß global gegenwärtig nicht nur eine Erhöhung des CO_2 -Gehaltes der Atmosphäre und der Lufttemperatur zu verzeichnen ist. Einflüsse in Form solcher Systemeinträge wie "Saurer Regen" und anderer Fremdstoffe, sowie die intensive Landnutzung führen zu bedeutenden Ökosystemstörungen und -belastungen und verstärken in vielen Fällen die durch den Klimawandel bewirkten Effekte.

Die Vielzahl der noch offenen Fragen und der vernetzten Ursache-Wirkungs- und Verbreitungszusammenhänge des Global Change in seiner globalen, regionalen und lokalen Differenzierung erfordern eine sukzessive Entschlüsselung des synergetischen Zusammenspiels von Natur- und Nutzungsfaktoren, die die Entwicklung und Dynamik der Böden und der landschaftlichen Ökosysteme bestimmen. Dabei kommt den Böden, die die paläoklimatische und landschafts-genetische Entwicklung eines Raumes in ihren Schichten, Horizonten und Strukturen speichern und konservieren (nach Targulian and Sokolov 1978) eine Indikatorfunktion für landschaftliche Ökosysteme zu.

Boden- und Landschaftsforschung müssen deshalb auch darauf ausgerichtet sein, diese Indikatorfunktion des Bodens gerade unter dem Aspekt des Global Change besser zu entschlüsseln, zu erhalten und zu nutzen.

Literatur: kann beim Autor angefordert werden.

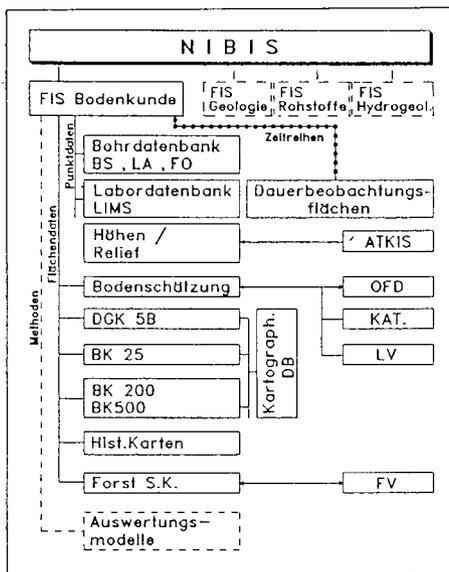
Bodendauerbeobachtungsflächen zur Berücksichtigung
der zeitlichen Dimension in Bodeninformationssystemen

von

Kleefisch, B. und R. Bartels *)

Einleitung: Die Vielzahl und Intensität negativer anthropogener Beeinträchtigungen des Bodens hat ein Maß erreicht, das den aktiven Schutz des Bodens durch Schadensbeseitigung und vor allem durch Schadensverhütung unverzichtbar macht. Notwendige Voraussetzung für die Schadensverhütung ist neben der Kenntnis der Verbreitung und Eigenschaften der Böden (Bodeninventur, Bodenkataster) auch die Ermittlung langfristiger Boden-Zustandsänderungen im Sinne eines Umweltmonitorings.

Bodenschutz und Bodeninformationssystem (BIS): Um die für den Bodenschutz notwendigen Entscheidungen treffen zu können, haben sich Bund und Länder aufbauend auf der BODENSCHUTZKONZEPTION DER BUNDESREGIERUNG (1985) übereinstimmend dafür ausgesprochen, vorrangig die Informationsgrundlagen über den Boden zu verbessern. Hierzu sollen auf Empfehlung der Bundesumweltministerkonferenz in den Ländern Bodeninformationssysteme eingerichtet werden (SONDERARBEITSGRUPPE 'INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ' 1987). Entsprechend dieser Empfehlung wird derzeit in Niedersachsen als Handlungsinstrument das Niedersächsische Bodeninformationssystem (NIBIS) aufgebaut (OELKERS & VINKEN, 1988). NIBIS entspricht dabei nach Inhalt und Struktur dem "Vorschlag für die Entwicklung eines länderübergreifenden Bodeninformationssystems" (ARBEITSGRUPPE BODENINFORMATIONSSYSTEME der SONDERARBEITSGRUPPE 'INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ' 1990): Durch die Koppelung eines übergeordneten Kernsystems mit verschiedenen Fachinformationssystemen (FIS) erfüllt NIBIS die in diesem Vorschlag aufgestellte Definition eines Bodeninformationssystems (BIS). Unmittelbar bodenbezogene Daten werden im Fachinformationssystem Bodenkunde (FIS-BK) archi-



(BS: Bodenschätzung, LA: Bodenkundliche Landesaufnahme, LIMS: Laborinformationssystem, FO: Forstliche Standortkartierung, ATKIS: Amtliches topographisch-kartographisches Informationssystem, OFD: Oberfinanzdirektion, KAT: Katasterverwaltung, LV: Landesvermessung, FV: Forstverwaltung).

Abb. 1: Überblick zum Aufbau des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) - Fachinformationssystem Bodenkunde (aus HEINEKE et al. 1992, ergänzt).

*) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung,
Bodentechnologisches Institut Bremen,
Friedrich-Mißler-Str. 46/50, 2800 Bremen 1

viert (vgl. Abb.1). Weitere bodenrelevante Daten können anderen Fachinformationssystemen (z. B. dem FIS-Geologie) entnommen werden. Die Verknüpfung der Fachinformationssysteme und die Anbindung des NIBIS an ein übergeordnetes Umweltinformationssystem übernimmt das Kernsystem (HEINEKE, 1991).

Bodeninventur und Bodendauerbeobachtung: In den verschiedenen Fachinformationssystemen des NIBIS werden alle bei den niedersächsischen Fachverwaltungen vorgehaltenen bodenbezogenen Unterlagen zu einem einheitlichen, um adäquate Auswertungsverfahren erweiterten Bodenkataster zusammengefaßt. Als standortkundliche geowissenschaftliche Grundlageninformation beschreiben die **Flächendaten** des FIS-BK (vgl. Abb. 1) die flächenhafte, also zweidimensionale Verbreitung der Böden in Niedersachsen. Punktbezogene Befunde (**Punktdaten** aus Bohrstockeinschlägen, Schürftgruben etc.) erweitern die digitale Beschreibung des derzeitigen Ist-zustandes der Böden (Bodeninventur) lokal um die dritte Dimension. Zur Berücksichtigung der zeitlichen Dimension, mithin zur Feststellung und Überwachung von langfristigen Veränderungen der Bodenfunktionen, werden seit 1991 in Niedersachsen Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) eingerichtet. Letztere dienen der frühzeitigen Risikobeurteilung und -vorhersage und sind gleichzeitig Referenzflächen zur Beurteilung schwieriger Belastungs- und Katastrophenlagen sowie Eichstellen zur Entwicklung bodenkundlicher Modelle.

Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen: Bei der Standortauswahl und der Einrichtung der BDF werden die Rahmenrichtlinien zur "Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen" der UNTERARBEITSGRUPPE BODEN-DAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN der SONDERARBEITSGRUPPE 'INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ' (1991) berücksichtigt, so daß die Vergleichbarkeit mit den Daten anderer Bundesländer sichergestellt ist. Der Arbeitsstand bei der Einrichtung von BDF ist in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich. Während Bayern und Baden-Württemberg den Aufbau eines BDF-Netzes abgeschlossen haben und Schleswig-Holstein, Sachsen, Hamburg und Niedersachsen derzeit BDF einrichten, befinden sich z.B. Hessen, Sachsen-Anhalt und Nordrhein-Westfalen noch in der Planungsphase.

Die niedersächsische Konzeption für die Einrichtung und den Betrieb von BDF präzisiert die genannten Richtlinien und wurde ausführlich vorgestellt (BARTELS et al., 1991). An dieser Stelle reicht daher eine stichwortartige Zusammenstellung der wesentlichen Aspekte sowie eine aktuelle Zeitstandsangabe aus:

Die **Flächenauswahl** der BDF erfolgt zunächst nach den Kriterien der Boden-, Standort- und Nutzungsrepräsentanz. So werden 64 der insgesamt 90 geplanten BDF auf landwirtschaftlich genutzten Flächen eingerichtet (BDF-L), 20 auf forstlich genutzten Flächen (BDF-F) und 6 in Naturschutzgebieten. Etwa die Hälfte (39) der BDF-L wird weitergehend nach Gesichtspunkten der Bodenrepräsentanz spezifiziert; 25 BDF-L werden unter verschiedenen Belastungssituationen eingerichtet (Ballungsgebiete, Immissionsgebiete, Gebiete mit Schwermetallbelastung, Gebiete mit erhöhter Ausbringung organischer Dünger / Grundwassergewinnungsgebiete, Gebiete mit erosionsgefährdeten Böden). In allen Fällen erfolgt die Standortauswahl unter dem Gesichtspunkt der räumlichen Übertragbarkeit

der Befunde und unter Abstimmung mit anderen Umweltmeßnetzen. Zu diesen gehören

- das Grundwassergütemeßnetz (GÜN) und das Niederschlagsgütemeßnetz (NÜN) des Gewässerkundlichen Landesdienstes Niedersachsen (NLÖ-Hildesheim, StAWAS),
- das Lufthygiensche Überwachungssystem (LÜN) des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Abteilung Immissionsschutz (NLÖ-Hannover),
- die Radiologischen Meßprogramme der Niedersächsische Landwirtschaftskammer und des NLÖ-Hannover und
- das Meteorologische Meßnetz des Deutschen Wetterdienstes (DWD).

Tab. 1: Untersuchungsprogramm für BDF in landwirtschaftlich genutzten Gebieten und Naturschutzgebieten.

I. GRUNDINVENTUR
<ul style="list-style-type: none">- Bodenkundliche Feinkartierung, Positionierung der Schürffgrube und der Kernflächen;- Ermittlung standort-, nutzungs- und belastungsspezifischer Faktoren;- Vermessung, Fotodokumentation, z. T. Höhennivellament;- vertragliche Sicherung, Vermarkung, Raumordnungskataster.
II. WIEDERKEHRENDE UNTERSUCHUNGEN
<p>1. <u>Wiederholungszeitraum 7-10 Jahre (Schürffgruben- und Flächenproben)</u></p> <ul style="list-style-type: none">- Bodenphysikalische Parameter, u.a. Bodenradioaktivität;- Bodenchemische Parameter, u.a. Schwermetallgehalte, organische Schadstoffe;- Aufwuchsuntersuchungen, u.a. Radioaktivität und organische Schadstoffe;- Vegetationsaufnahme (Gesamtartenbestand auf BDF)
<p>2. <u>Wiederholungszeitraum 2 Jahre</u></p> <ul style="list-style-type: none">- Vegetationsaufnahme in Kernflächen (Deckungsgrade).
<p>3. <u>Jährliche Untersuchungen</u></p> <ul style="list-style-type: none">- Bodenmikrobiologische Parameter;- Ertragsermittlungen (Austrag an Nähr- und Schadstoffen);- Zusatzuntersuchungen auf Sonderflächen:<ul style="list-style-type: none">Ballungsgebiete: Depositionen, Sickerwasser;Immissionsgebiete: Depositionen, Sickerwasser;Wirtschaftsdünger: Nmin, Sickerwasser, Wirtschaftsdünger;Erosionsgebiete: Bodenab- und auftrag;Grundwasserschutz: Sickerwasser, Grundwasser;Naturschutzgebiete: Depositionen.

Die Flächengröße niedersächsischer BDF-L beträgt 1 Hektar, wobei die Flächenprobenahme stets in vierfacher Wiederholung auf je 256 Quadratmetern großen Kernflächene erfolgt. Zur tiefenbezogenen Bodenprobenahme wird eine Profilgrube möglichst bis auf 2 Meter unter Geländeoberfläche ausgehoben. Während bei der Anlage der BDF alle in Tabelle 1 stichwortartig zusammengestellten Untersuchungen durchgeführt werden, erfolgen die verschiedenen Wiederholungsuntersuchungen zeitlich gestaffelt. Eine zeitliche Begrenzung der Gesamtlaufrzeit ist nicht vorgesehen. Alle Untersuchungsergebnisse werden digital im FIS-BK archiviert. Rückstellproben werden in einer Bodenprobenbank eingelagert.

Arbeitsstand: Die Standorte der bislang eingerichteten 9 BDF-L wurden vornehmlich unter dem Gesichtspunkt der Bodenrepräsentanz ausgewählt. Weitere 7 Standorte wurden bodenkundlich feinkartiert und werden im Frühjahr 1993 beprobt. Unter ihnen befinden sich eine Fläche im Ballungsgebiet Hannover, eine Fläche mit erhöhter Ausbringung von Wirtschaftsdünger sowie eine Fläche in einem Naturschutzgebietsfläche unter extensiver Grünlandnutzung. Ab 1994 soll die Anzahl der jährlichen Flächeneinrichtungen soweit erhöht werden, daß das BDF-Netz bis 1999 vollständig ist und ab dem Jahr 2000 umlaufend mit den 7-10 jährigen Wiederholungsuntersuchungen begonnen werden kann.

Schlußwort: Mit der Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen wird derzeit in Niedersachsen ein Netz repräsentativer, bodenkundlich einheitlich beschriebener Standorte eingerichtet, das in vielfältiger Weise für die Zwecke des angewandten Bodenschutzes aber auch für Forschungszwecke genutzt wird. Das in Tabelle 1 skizzierte Untersuchungsprogramm ist ein Grundkonzept, das hinsichtlich weiterer Fragestellungen durch angegliederte F&E-Vorhaben ausgebaut werden soll. Zur Vervollständigung des Untersuchungsprogramms hinsichtlich der Berücksichtigung von Problemen des 'global changes' sind wir für Anregungen aus dem Teilnehmer- bzw. Leserkreis dankbar.

Literatur:

- ARBEITSGRUPPE BODENINFORMATIONSSYSTEME der SONDERARBEITSGRUPPE 'INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ' der UMK (1990): Vorschlag für die Einrichtung eines länderübergreifenden Bodeninformationssystems.- Hrsgg. v. Nds. Umweltministerium und Nds. L.-Amt f. Bodenforschung; 25 S.; Hannover.
- BARTELS, R. & PLUQUET, E. & SPONAGEL, H. (1991): Boden-Dauerbeobachtungsflächen im Niedersächsischen Bodeninformationssystem. - Geol. Jb. A126: 107-116; Hannover.
- BODENSCHUTZKONZEPTION DER BUNDESREGIERUNG (1985) - Bundestag-Drucksache 10/2977 vom 7. März 1985. - Hrsgg. vom Bundesminister des Inneren: 229 S.; Stuttgart (Kohlhammer).
- HEINEKE, H. J. (1991): Zur Systemarchitektur des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS), Teil: Fachinformationssystem Bodenkunde. - Geol. Jb. A126: 47-57; Hannover.
- HEINEKE, H. J. & PREUSS, H. & VINKEN, R. (1992): Digitale geowissenschaftliche Kartenwerke im Niedersächsischen Bodeninformationssystem. - Kartogr. Nachr. 3, 1992: 85 -94; Bonn.
- KLEEFISCH, B. & OELKERS, K.-H. (1992): The 'Digital Soil Map' as a Database for Soil Information Systems. - Geol. Jb., A122: 471-482; Hannover.
- OELKERS, K.-H. & VINKEN, R. (1988): Neue Wege bei der Bereitstellung von Entscheidungsgrundlagen für den Bodenschutz im Rahmen des bodenkundlichen Dienstes. - In: ROSENKRANZ, D. & EINSELE, G. & HARREß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz: - ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlung für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser: 1-25; Berlin. - [Losebl. Ausg..]
- SONDERARBEITSGRUPPE INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ der Umweltministerkonferenz (1987): Konzept zur Erstellung eines Bodeninformationssystems. - BAYER. STAATMINISTERIUM F. LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.): Materialien, 47: 37 S.; München.
- UNTERARBEITSGRUPPE 'BODEN-DAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN' der SAG 'INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ' der UMK (1991): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. - BAYER. STAATMINISTERIUM F. LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.): Arbeitshefte Bodenschutz 1: 56 S.; München.

Das Internationale Geosphären-Biosphären Programm (IGBP): Entwicklung, Status und Aspekte für die land- und forstwirtschaftliche Forschung

von

Kratz, W., Becker, A., u. Lütke-meier, S.

Einleitung: Trotz bestehender Lücken im Verständnis der äußerst komplexen Ursache-Wirkungsbeziehungen beim Zustandekommen des globalen Klimas und der dasselbe beeinflussenden natürlichen und anthropogenen Faktoren, besteht heute kein Zweifel mehr, daß durch die Anreicherung von Spurengasen in der Atmosphäre und durch andere Folgewirkungen menschlicher Aktivitäten Änderungen des Klimas, speziell des Wasser- und Energiehaushaltes, und als Folge davon unserer Umwelt insgesamt eintreten werden. Es haben globale Veränderungen bedeutenden Ausmaßes begonnen (GLOBAL CHANGE), die von der Wissenschaft prognostische Aussagen und von der Politik vorsorgendes Handeln im Sinne einer Vermeidung weiterer Emissionen fordern.

Unterlassenes Handeln würde noch größere und schwerer zu bekämpfende Risiken für nachfolgende Generationen mit sich bringen. Angesichts dieser Herausforderung ist international koordinierte Forschung dringend erforderlich. Das Internationale Geosphären-Biosphären Programm (IGBP) und das Weltklimaforschungs-Programm (WCRP) sind wichtige Aktivitäten, um die Erforschung der GLOBAL-CHANGE-Problematik zu koordinieren und unter einem Dach zusammenzuführen.

Spektrum der GLOBAL-CHANGE Forschung

GLOBAL-CHANGE-Forschung konzentriert sich nicht nur auf Klimaveränderungen, sondern auch auf Änderungen in der stratosphärischen Ozonschicht, dem physikalischen und chemischen Zustand der Ozeane, der Stabilität und Regenerationsfähigkeit von besonders sensiblen Biomen dieser Welt, wie z.B. den Tropenwäldern, und auf die durch starke Bevölkerungszunahme in den meisten Erdteilen veränderte Ressourcen- und Landnutzung.

Die GLOBAL-CHANGE-Forschung muß die wissenschaftliche Basis dafür bereitstellen, daß die auf der Rio-Konferenz geforderte "sustainable development" auf unserer Erde durchgesetzt wird und dadurch die ökosystemare Regenerationspotenz erhalten bleibt.

Heute stehen uns zwar Klimamodelle zur Verfügung, die einen Temperaturanstieg vorhersagen, doch sowohl die Ursachen als auch das vermutliche Ausmaß der Änderungen sind nicht ausreichend geklärt. So fehlt uns z.B. das wissenschaftliche Handwerkszeug zur regionalen Voraussage der Temperatur- und der Niederschlagsverhältnisse und der daraus resultierenden veränderten Hydrologie einer Landschaft, sowie zur Einschätzung der physiologischen und biozönotischen Rückkopplungsmechanismen der Biosphäre bei sich ändernden biogeochemischen und physikalischen Umweltbedingungen.

Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie, IGBP-BAHC Sekretariat,
Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10, D-1000 Berlin 41.

Angesichts des oben gekennzeichneten Forschungsbedarfs hat die Arbeitsgruppe 1 des Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) auf der 2. Weltklimakonferenz folgende Voraussetzungen für verbesserte Voraussagen definiert:

- besseres Verständnis der Klimaprozesse
- Verbesserung der systematischen ökosystemaren Beobachtung
- Entwicklung verfeinerter Modelle
- besserer Datenaustausch und Datenzugriff
- Intensivierung der nationalen und internationalen Forschungsaktivitäten

Struktur des IGBP

Zur Erfassung der dargestellten Probleme hat das Internationale Geosphären-Biosphären Programm, das 1986 in Bern ins Leben gerufen wurde, eine Reihe komplexer Aufgaben definiert, die alle im IGBP Report Nr. 12 (IGBP 1990) dargestellt wurden.

Es handelt sich dabei um sechs Kernprojekte:

- International Atmospheric Chemistry Project (IGAC)
- Global Change and Terrestrial Ecosystems (GCTE)
- Biospheric Aspects of the Hydrological Cycle (BAHC)
- Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ)
- Joint Global Ocean Flux Study (JGOFS)
- Past Global Changes (PAGES)

eine Dringlichkeitsaufgabe (Task Force):

- Global Analysis, Interpretation and Modelling (GAIM)

sowie zwei Querschnittsaufgaben:

- Data and Information System (DIS)
- System for Analysis Research and Training (START)

Zur internationalen Koordinierung aller Arbeiten wurde ein internationales IGBP-Sekretariat bei der Königlichen Schwedischen Akademie der Wissenschaften in Stockholm gebildet.

Zusätzlich wurden internationale Kernprojekt-Sekretariate eingerichtet, und zwar zu IGAC in Boston, zu GCTE in Canberra, zu BAHC in Berlin, zu LOICZ in Texel, zu JGOFS in Kiel, zu PAGES in Bern, zu GAIM in Durham, zu DIS in Paris und zu START in Washington.

Bis heute sind im IGBP über 50 Nationalkomitees gebildet worden. Das IGBP wird vornehmlich durch die Beiträge der einzelnen Nationen getragen, die in nationalen Forschungsprogrammen definiert und auch gefördert werden.

Die Kernprojekte IGAC, JGOFS und GCTE haben bereits Wissenschafts- und Implementationpläne erstellt, die sich außer bei JGOFS in "Foci", "Activities" und "Tasks" gliedern. Zum Kernprojekt BAHC liegt ein Planentwurf vor, der in einem BAHC- Open Meeting in Toulouse, Frankreich, vom 16. bis 18. November 1992 zur Diskussion gestellt und weiter entwickelt wurde. Er wird in Kürze vervielfältigt und verteilt. Eine ähnliche Entwicklung wird bei den Kernprojekten PAGES und LOICZ erwartet.

Das Querschnittsaufgaben wahrnehmende Projekt DIS ist ebenfalls etabliert und wird seinen Implementation Plan bis Ende 1993 vorlegen.

Die internationale Entwicklung der Arbeiten im Rahmen des IGBP kann an Hand der vom internationalen IGBP-Sekretariat herausgegebenen "Global Change Newsletter", sowie der Newsletter für verschiedene Kernprojekte z.B. GCTE, BAHC etc. und verschiedener nationaler IGBP- Informationsbriefe verfolgt werden.

Entsprechend dem Character der verschiedenen Forschungsaktivitäten im IGBP sollen einem Vorschlag des GCTE zufolge drei Kategorien unterschieden werden:

- Vom jeweiligen Scientific Steering Committee (SCC) der Kernprojekte initiierte und zu koordinierende Forschungen, die von internationalen, interdisziplinären Forschungsgruppen bearbeitet und nach Möglichkeit zentral finanziert werden.
- Vom jeweiligen SSC der Kernprojekte als wichtig angesehene Forschungsaktivitäten, die im wesentlichen national oder regional finanziert werden.
- Individuelle Forschungen, die dem SSC bekannt gemacht wurden und aus denen Beiträge zum Forschungsprogramm des jeweiligen Kernprojektes geleistet werden.

Nationale deutsche Aktivitäten zum IGBP

Der nationale IGBP-Ausschuß der Bundesrepublik Deutschland wurde Anfang 1987 vom DFG-Senatsausschuß für Umweltforschung als "Arbeitsgruppe für das Internationale Geosphären-Biosphären-Programm (IGBP)" unter dem Vorsitz von Prof. Dr. H.-J. Bolle, Freie Universität Berlin, ins Leben gerufen. Das von dieser Arbeitsgruppe erarbeitete Programm wurde auf der ersten Konferenz des Scientific Advisory Committee (SAC) für das IGBP in Stockholm, 24. - 28. Oktober 1988, international vorgestellt. Auf einem ersten nationalen IGBP-Kolloquium in München (1989) wurde das Programm einem größeren Kreis deutscher Wissenschaftler vorgestellt und von diesen mit kleinen Modifikationen akzeptiert. Auf dem gleichen Kolloquium wurden auch nationale Koordinatoren gewählt, die für verschiedenen IGBP-Kernprojekte verantwortlich gemacht werden. Das nationale IGBP-Sekretariat konnte dann im Jahr 1990 an der Freien Universität seine Arbeit unter der Leitung von Frau Dr. S. Lütkemeier aufnehmen. Unter der Schirmherrschaft dieses Sekretariats wurde im Oktober 1991 in Berlin das zweite nationale IGBP-Kolloquium durchgeführt. Mit der Bildung eines "Beirat für Globale Umweltveränderungen" unter dem Vorsitz von Prof. Dr. H. Graßl, Max-Planck-Institut für Meteorologie, Hamburg, im Sommer 1992 hat der BMFT sich ein zentrales wissenschaftliches Beratergremium für die Koordinierung und Kontrolle der Global Change Forschung in Deutschland geschaffen. Durch den Zusammenschluß der beiden deutschen Staaten hat sich einerseits das für die IGBP-Ziele einsetzbare Forschungspotential wesentlich erhöht, zugleich sind aber auch die finanziellen Belastungen des Bundeshaushaltes gestiegen, was zu einer gewissen Unsicherheit bezüglich der Finanzierbarkeit deutscher IGBP Beiträge geführt hat.

Wegen der besonderen Bedeutung für die Lebensbedingungen auf den Landflächen und für die landwirtschaftliche Produktion und die Bodenfruchtbarkeit wird im Folgenden auf zwei Kernprojekte intensiver eingegangen: GCTE und BAHC

Ziele des IGBP-Kernprojektes "Global Change and Terrestrial Ecosystems (GCTE)":

Das GCTE hat bereits mit umfangreicher Unterstützung verschiedener Nationen eine Reihe von Workshops und 1991 in Brighton ein "Open Meeting" durchgeführt. Der Operational Plan (IGBP Report No. 21, 1992) liegt vor.

Die Aufgaben von GCTE sind:

- vorherzusagen, wie sich Änderungen in der Luftzusammensetzung, des Klimas und der Landnutzung auf die terrestrischen Ökosysteme der Erde, einschließlich der Agrar- und Forstsysteme auswirken, und
- zu bestimmen, welche Rückwirkung die zu erwartenden Änderungen in den Ökosystemen auf die Zusammensetzung der Atmosphäre und das Klima haben.

Damit wird deutlich, daß im GCTE-Forschungsprogramm nicht nur die Auswirkungen von Klimaänderungen auf Ökosysteme und ihre belebten und unbelebten Glieder untersucht werden sollen, sondern auch die Wirkungen durch veränderte chemische Zusammensetzung der Luft, wie CO₂-Konzentration, Luftschadstoffe (NO_x, SO₂, etc.) und Spurengase (u. a. N₂O, CH₄, O₃), welche in den letzten Jahrzehnten zugenommen haben bzw. zunehmen werden, mit oder ohne Änderung des Klimas. GCTE will weiterhin die Auswirkungen einer geänderten Landnutzung, die durch demographische, ökonomische, technologische und soziale Komponenten beeinflusst werden, untersuchen. In den nächsten Jahrzehnten wird diese anthropogene Dimension des "global change" wahrscheinlich einen größeren Einfluß auf den Zustand terrestrischer Ökosysteme haben als Klimaänderungen.

Struktur von GCTE: Das Forschungsprogramm von GCTE ist in gleicher Weise wie die anderen IGBP Kernprojekte in "Foci", "Activities" und "Tasks" gegliedert. Die vier Foci sind:

- Focus 1: Ecosystem Physiology
- Focus 2: Change in Ecosystem Structure
- Focus 3: Global Impact on Agriculture and Forestry
- Focus 4: Global Change and Ecological Complexity (proposed)

Die ersten beiden Foci wurden entwickelt, um das Verständnis der Auswirkungen von globalen Änderungen auf die Funktion, die Zusammensetzung und die Struktur von terrestrischen Ökosystemen und ihrer Rückkopplungseffekte zu verbessern. Der dritte Focus, bezogen auf Land- und Forstwirtschaft, und auch der noch zu installierende Focus 4 wurden entwickelt, um spezielle Einflüsse des global change auf Ökosysteme, die besondere Bedeutung für die menschliche Ernährung die Rohstoffproduktion und die Erhaltung des Lebens sowie der globalen biologischen Diversität und ökosystemaren Komplexität haben, untersuchen zu können.

In Abb. 1 ist die Struktur von GCTE unter Berücksichtigung anderer Kernprojekte bzw. die Anbindung von integrierenden Einrichtungen dargestellt.

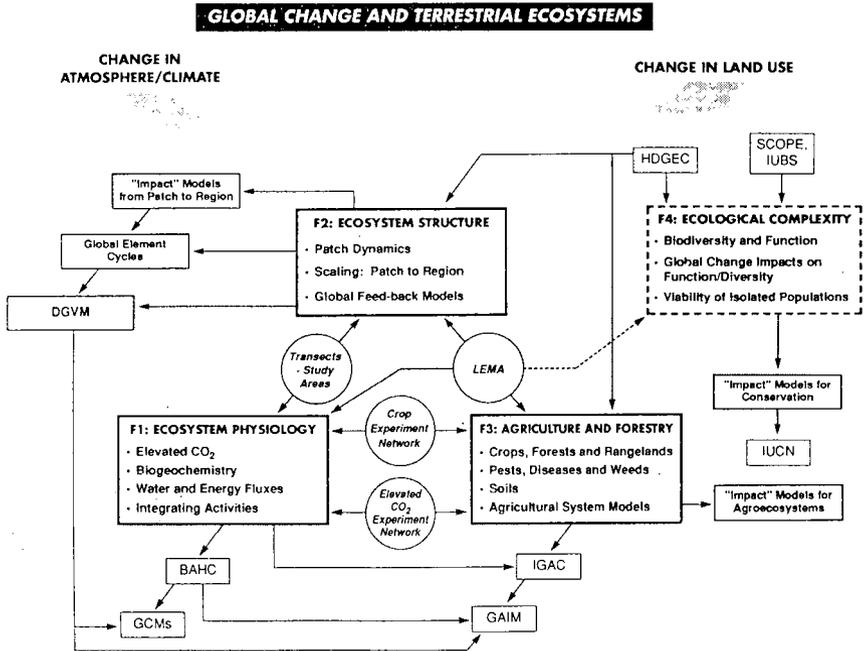


Abb. 1: Die Struktur von GCTE. In den großen Kästen sind die vier Foci aufgeführt. Die Foci werden durch gemeinsame Modellaktivitäten, gemeinsame Versuchsflächen und andere verbindende Aktivitäten miteinander verbunden. Die kleinen Kästen stellen Ergebnisse von GCTE dar bzw. Interaktionen zu anderen Kernprojekten. (Aus: IGBP Report 21, 1992).

Im Folgenden soll nur auf den für die Pflanzenernährung und Bodenkunde wichtigen Focus 3 (Global Change Impact on Agriculture and Forestry) näher eingegangen werden.

GCTE - Focus 3: Auswirkungen des GLOBAL CHANGE auf Land- und Forstwirtschaft

Dieser Focus gliedert sich in folgende Aktivitäten:

Activity 3.1: Effects of Global Change on Key Agronomic Species

In Erwartung der Veränderung des globalen Niederschlags- und Temperaturverhaltens in Verbindung mit einer Erhöhung des atmosphärischen CO₂ und Ozons sowie der UV-B Strahlung wird die Agrarproduktion weltweit beeinflusst werden.

In dieser Activity sollen die Effekte der genannten Faktoren auf landwirtschaftliche Schlüsselarten (Weizen, Reis etc.) durch die Entwicklung von Ertragsmodellen, welche unter einem weiten Bereich von möglichen Klimaveränderungen einsetzbar sind, vorhergesagt werden.

In dieser Aktivität werden auch Free-Air CO₂ Enrichment (FACE)- und Open-Top Chamber (OTC) Feldexperimente mit Schlüsselarten unter veränderten Klima- und Spurengasbedingungen durchgeführt, um Auswirkungen auf die Phänologie, die Photosyntheserate, die Stoffverteilung in der Pflanze, den Wasserhaushalt und möglicher Konkurrenzveränderungen zu studieren.

In einer Task der Aktivität 3.1 werden weiterhin die global-change-Einflüsse auf die forstwirtschaftliche Produktion, unter besonderer Berücksichtigung der semi-ariden tropischen und borealen Regionen untersucht. Hier wird vor allem der prinzipielle Unterschied zwischen annuellen Agrarpflanzen und Waldbäumen, nämlich die Langlebigkeit und die daraus resultierende Toleranz unterschiedlicher Lebensstadien gegenüber Umweltveränderungen, die langfristige Kohlenstoffspeicherung, die geringeren Nährstoffansprüche und die hohe genetische Diversität Gegenstand der Untersuchungen sein.

Activity 3.2: Changes in Pests, Diseases and Weeds

Schädlinge und Pflanzenkrankheiten bestimmen meist den Erfolg oder Mißerfolg von Ernteerträgen. Unter den zu erwartenden globalen Änderungen des Klimas und andere Faktoren wird es auch Veränderungen u.a. im Pflanzenchemismus, im Wasserhaushalt der Pflanzen und damit auch bei der Anbauhäufigkeit und den Anbaugebieten der Schlüsselarten von Agrarspezies kommen. Dies wird auch eine Veränderung des Kulturpflanze-Schädling-Komplexes nach sich ziehen. Hier ist es die Aufgabe dieser Aktivität für verschiedene Kulturpflanzenarten (Weizen, Reis, Mais, Erdnuß und Kartoffel) die Fähigkeit zur Voraussage für lokale Schädlingsphänologien unter veränderten Umweltbedingungen zu verbessern.

In ersten Schritt wird ein globales Monitoring Netzwerk für die Verbreitung von Schädlingen, Pflanzenkrankheiten und Unkräutern zu erstellen sein.

Activity 3.3: Effects of Global Change on Soils

Veränderungen im Klima und in der Zusammensetzung der Atmosphäre werden auch Auswirkungen auf die Böden, auf ihre Genese, ihren chemischen und physikalischen Status haben und letztendlich auf ihre Nutzung haben. Besondere Bedeutung erlangt die Bodenfruchtbarkeit und die sie beeinflussenden bodenbiologische Prozesse, die in der Nachfolge von CO₂- und Temperaturerhöhung Verschiebungen in ihrer Dynamik erfahren werden. Die Auswirkungen der Umweltänderungen auf die Bodenorganismen (Bodentiere, Bodenbakterien und Bodenpilze) werden maßgeblich die zukünftige Leistungsfähigkeit der Böden in der Pflanzenproduktion, bei der Filterung von Schadstoffen und in der Grundwasserneubildung mitbestimmen.

Der organischen Substanz in den Böden als Ergebnis der Dekompositionsprozesse und ihrer Veränderung unter sich verändernden Umweltbedingungen wird besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden. Die organische Substanz der Böden ist maßgeblich für die Bodenfruchtbarkeit und Erosionsvermeidung verantwortlich zu machen.

Bodendegradationen in Form von Wind- und Wassererosion, Nährstoffverarmung und Überstauung werden ebenfalls in dieser Activity untersucht werden.

Zur Abschätzung und zur Ausweitung der gewonnen Ergebnisse aus der Bodenforschung auf andere Bodenarten werden Bodendatenbanken angelegt werden. Diese Bodendatenbanken werden nicht nur bodenspezifische Informationen bereithalten, sondern auch Landnutzungsaspekte und Bodenqualitätsmerkmale miteinbeziehen.

Activity 3.4: Integrated Experimental and Modelling Programme on Multi-Species ('Complex') Agricultural Systems

Neben den Kulturpflanzen sind die Schädlinge und die Böden wichtige Komponenten im landwirtschaftlichen Produktionssystem. Es gibt derzeit bereits eine Reihe von Forschungsaktivitäten zu Fragen der Reaktion von Komponenten der Agrarsysteme auf *global change*. GCTE wird hier die internationale Koordination übernehmen und wird integrierte Forschungsprojekte, sowohl mit experimentellen als auch mit Modellierungsphasen initiieren, um somit vor allem Kombinationswirkungen der Umweltvariablen auf das gesamte Agrarökosystem untersuchen zu können.

Ziele des IGBP-Kernprojektes "Biospheric Aspects of the Hydrological Cycle (BAHC)"

Das BAHC hat im November 1992 ein Open Meeting durchgeführt und den Entwurf eines Wissenschafts- und Implementationplans einer breiten Wissenschaftlergruppe zur Diskussion und Weiterentwicklung vorgestellt. Der weiterentwickelte Plan wird 1993 publiziert.

Die primären Aufgaben von BAHC sind:

- das Verständnis und die Fähigkeit zur Modellierung des Austausches von Wasser, Kohlenstoff und Energie zwischen Landoberflächen (Böden, Vegetation und Gewässern) und der Atmosphäre in verschiedenen räumlichen Dimensionen (Ökosystem, Region, Flußgebiet etc.) zu verbessern und
- die Rolle der terrestrischen Ökosysteme im globalen Wasserkreislauf und insbesondere ihre Raumvariabilität bei verschiedenen Bodentypen und Vegetationsstrukturen zu quantifizieren.

Struktur von BAHC. Die vier Foci sind:

- Focus 1: Development, Testing and Validation of 1-dimensional SVAT Models (Soil, Vegetation, Atmosphere)
- Focus 2: Regional-Scale Studies of Land-surface Properties and Fluxes: Experiments, Interpretation and Modelling

Focus 3: Terrestrial Biosphere and the Hydrological Cycle: Global diversity of Process and Consequence

Focus 4: Weather Generator

Die Foci wurden entwickelt, um das Verständnis der Auswirkungen von globalen Änderungen in der Biogeosphäre auf den Wasser-, Stoff- und Energiehaushalt von terrestrischen Ökosystemen und ihrer Rückkopplungssysteme zu verbessern. Die Vegetation beeinflusst den Wasser- und Energieaustausch auf vielfältige Weise. Blätter und Zweige erniedrigen die Windenergie, verändern die Adsorption der Sonnenstrahlung und erhöhen die Oberfläche für die Verdunstung. Des weiteren transportiert die Vegetation durch Wurzelsysteme, über die Leitbündel und die Stomata das Wasser aus tiefen Bodenschichten zur Atmosphäre. Aber auch die Wasserinfiltration in die Böden, die maßgeblich durch die Wurzelbiomasse, die Mächtigkeit der organischen Auflage und durch die Textur der Böden bestimmt wird, und die Abflüsse in verschiedenen Niveaus sind wichtige Regulationsgrößen im Wasserkreislauf. Die Veränderungen der Vegetationsbedeckung, entweder durch natürliche oder durch anthropogene Einflüsse, haben einen bedeutenden Einfluß auf den Wasserhaushalt und damit auch auf das Klima.

Im BAHC-Kernprojekt soll der Wasser- und Energiehaushalt von Landflächen in unterschiedlichen räumlichen Dimensionen und Biomen untersucht werden. Da eine grundlegende Erforschung der Wasser- und Energieprozesse in allen Biomen unserer Erde in der nächsten Dekade nicht möglich sein wird, wird das BAHC-Kernprojekt intensiv an einer modellhaften Abbildung realer Ökosysteme arbeiten. Dazu gilt es, bei der Modellierung von Ökosystemen eine Konzentration auf die wichtigsten Prozesse im Wasser- und Energiehaushalt zu erreichen und dennoch eine adequate Beschreibung der komplexen hydrologischen und klimatologischen Prozesse zu gewährleisten. Durch "soil-vegetation-atmosphere transfer (SVAT) Modelle, die für verschiedene Ökosystemtypen der Erde entwickelt und verifiziert werden sollen, wird dies zukünftig möglich sein.

Zur Beschreibung des Wasserhaushaltes in größeren Regionen sollen im BAHC die Auswirkungen von unterschiedlich strukturiertem Gelände, das veränderte Wasserflüsse sowohl auf den Böden wie auch in den Böden impliziert, als auch die periodische Veränderung der Vegetationsstruktur modellhaft abgebildet werden. Dadurch wird die Möglichkeit des sogenannten scaling-up gegeben. Für die Entwicklung dieser meso- und makroskaligen Modelle werden im BAHC-Kernprojekt Feldexperimente im 100 x 100 km² Raster durchgeführt, die auch mikroskalige Studien einschließen. Diese Großexperimente werden in enger Kooperation mit dem "Global Energy and Water Cycle Experiment (GEWEX)" im Weltklima-Forschungsprogramm durchgeführt.

Im BAHC werden auch Satellitendaten für die Entwicklung eines verbesserten Verständnisses der biogenen Rückkopplungsmechanismen, insbesondere aber zur Erfassung der zeit-räumlichen Veränderungen der Vegetation und ihrer Auswirkungen auf das Weltklima und die Umwelt untersucht. Die im BAHC und auch im GCTE tätigen Wissenschaftler benötigen für ihre Untersuchungen hochaufgelöste meteorologische Daten und Informationen, speziell über das lokale Klima in der Zukunft. Da die derzeitigen GCMs diese Daten nicht in dem gewünschten zeit-räumlichen Muster liefern, wird im BAHC an der Entwicklung eines Wettergenerators gearbeitet.

Literatur:

IGBP (1990): The International Geosphere-Biosphere Programme: A Study of Global Change (IGBP). Stockholm

IGBP (1992): Global Change and Terrestrial Ecosystems: The Operational Plan. Stockholm

Klimabezogene Forschungsarbeiten im Rahmen des BMFT-Verbundvorhabens "TERN"

Hantschel, R.E. und F. Beese¹

1. Das Internationale Geosphären-Biosphären-Programm

Im Jahr 1986 wurde von der ICSU (International Council of Scientific Unions) das IGBP (Internationale Geosphären-Biosphären-Programm) aufgelegt, das sich weltweit den Problemen des globalen Wandels widmen soll. Dabei ist unter "Global Change" nicht nur Klimaänderung, sondern generell die Änderung unserer globalen Umwelt durch die menschlichen Aktivitäten gemeint. Vor allem die Auswirkungen geänderter Landnutzungsstrategien und deren Rückkopplung mit dem globalen Klima spielen eine wichtige Rolle. Im Rahmen des IGBP gibt es sogenannte Core-Projekte (Anonymus, 1990), eines davon nennt sich "Global Change and Terrestrial Ecosystems". Dieser Schwerpunkt ist vor allem an terrestrischen Ökosystemen ausgerichtet und somit für die bodenökologische Forschung von besonderem Interesse.

Im IGBP gibt es verschiedene Niveaus von Forschungsbeiträgen:

- Core Research - dabei handelt es sich um Verbundprojekte, die einen international bedeutenden Beitrag zum IGBP liefern,
- Regional/National Research - Forschungsbeiträge, die vor allem auf nationaler Ebene von Interesse sind,
- Relevant Research - Einzeluntersuchungen, die in Verbindungen zu den Zielen des GCTE stehen.

2. TERN (Terrestrial Ecosystem Research Network of Germany)

Im Jahr 1992 haben sich die fünf Ökosystemforschungszentren (ÖFZ) des BMFT in Kiel, Göttingen, Leipzig/Halle, Bayreuth und München zum TERN zusammengeschlossen. Ziel war es, einen deutschen Beitrag zum GCTE-Projekt zu formulieren. In einem gemeinsam erarbeiteten Antrag mit dem Titel "Response of Terrestrial Ecosystems to Climatic and Land Use Changes" wurden die Beiträge zu Fragestellungen, d.h. "Activities" und "Foci" des GCTE (Steffen et al., 1992) dargestellt. Das internationale Lenkungs-komitee des GCTE-Projektes verlieh dem Antrag im Frühjahr 1992 die höchste Kategorie "Core Research".

3. Forschungsschwerpunkte des TERN

Im folgenden werden die fünf Schwerpunkte des TERN-Projektes und ihre jeweiligen Fragestellungen kurz vorgestellt:

I Effects of increasing CO₂ concentrations on plants and terrestrial ecosystems

(Coordinator: J.D. Tenhunen, Bayreuth)

Hauptziele sind die Erfassung und Vorhersage der Wirkung von erhöhten CO₂-Konzentrationen auf Wälder und Agrarökosysteme der temperierten Breiten. Die Untersuchungen werden in verschiedenen Maßstäben durchgeführt:

- Reaktion von einzelnen Blättern oder Pflanzen. Diese Studien sollen Untersuchungen zum Gaswechsel in Abhängigkeit der Konzentration anderer Gase, wie O₃, SO₂ oder NO_x, des Wachstums verschiedener Genotypen und Pflanzen sowie der Physiologie und Biochemie dieser Arten beinhalten.

¹ GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 8042 Neuherberg

- Studium des Gaswechsels der aktuellen Vegetation entlang von Klimagradierten, einschließlich der Entwicklung von Kohlenstoffmodellen auf Ökosystemebene.
- Reaktion von terrestrischen Ökosystemen. Dabei sollen durch Einsatz von FACE-Experimenten (Free Air Carbon Dioxide Enrichment) ein Laubmischwald sowie eine typische agrarische Fruchtfolge untersucht werden (Hendrey et al., 1992).

Im Rahmen des FACE (flagship experiment) sollen alle anderen TERN-Gruppen ihre Fragestellungen unter erhöhter CO₂-Atmosphäre untersuchen. Dabei kommen neueste Methoden zur Untersuchung der Nährstoffkreisläufe unter Einsatz der Isotope ¹³C, ¹⁵N und ³⁴S zum Einsatz.

II Regulation des Wasser- und Energieaustausches von Pflanzenoberflächen

(Koordinator: G. Hörmann, Kiel)

Ziel ist es, die Wirkung von Vegetationsänderungen auf die Energie- und Wasserflüsse zwischen Landoberflächen und der Atmosphäre abzuschätzen und vorherzusagen. Besonders die Änderungen von Bestandesleitfähigkeiten im Jahresgang, im Rahmen von Sukzessionen und durch erhöhte CO₂-Konzentrationen sollen untersucht werden. Die folgenden Fragestellungen sollen bearbeitet werden:

- Bestimmung der Bestandstranspiration für verschiedene Pflanzenbestände. Die Ergebnisse sollen mit Resultaten der Eddy-Korrelations-Methode und von Wasserhaushaltsmodellen verglichen werden.
- Vergleich der Feldmessungen der Bestandstranspiration mit Ergebnissen aus der Fernerkundung.
- Entwicklung von SVAT-Modellen (Soil Vegetation Atmosphere Transfer) auf verschiedenen Maßstabsebenen zur Abschätzung der Wirkungen von globalen Änderungen.
- Auswertung von langjährigen hydrologischen und meteorologischen Meßreihen, vor allem unter Verwendung von Extremjahren für die Modellierung.

Dieses Projekt stellt beim "Scaling Up" des Wasserhaushaltes der Einzelplanze zum globalen Wasserhaushalt auf Ebene des Einzugsgebietes die Schnittstelle zum Core-Projekt BAHC (Biological Aspects of the Hydrological Cycle) dar.

III Wirkungen von globalen Änderungen auf die biogeochemischen Zyklen von C, N, S u. P

(Koordinatoren: M. Bredemeier, Göttingen; E. Matzner, Bayreuth)

Hauptziel ist es, Stoffkreisläufe von C, N, S, P und Kationen auf Nadelwald- und Laubwaldstandorten sowie in Agrarökosystemen in Abhängigkeit von Bodentypen und Klimabedingungen zu untersuchen. Außerdem sollen die Auswirkungen von erhöhten Bodentemperaturen auf die biogeochemischen Kreisläufe im Feld untersucht werden, N-Umwandlungen in Wäldern entlang von Umweltgradienten von Schweden nach Südfrankreich erfaßt werden und mit Hilfe von stabilen Isotopen die Stoffumwandlungen in verschiedenen Böden in Abhängigkeit von der Landnutzungsstrategie analysiert und mit SVAT-Modellen beschrieben werden.

Die folgenden Teilaufgaben sollen in diesem Projekt bearbeitet werden:

- Input/Output-Bilanzierungen in Wald- und Agrarökosystemen auf verschiedenen Maßstabsebenen, d.h. bis hin zu Wassereinzugsgebieten, Ökosystemtypen und Landschaftsausschnitten.
- Input/Output-Bilanzierungen in um 3°C erwärmten Oberböden. Die Änderungen der Flüsse und die Auswirkungen auf die Pflanzen wird auch von den anderen TERN-Gruppen verfolgt.
- Detaillierte Untersuchung der Prozesse der N-Umwandlung in Bäumen und Böden (bis auf Enzymebene).
- Auswirkungen von unterschiedlich intensiven Landnutzungssystemen auf die Elementdynamik in verschiedenen Ackerböden.
- Verbesserung der Stoffkreislaufmodelle.

IV Emission von Spurengasen aus terrestrischen Ökosystemen

(Koordinator: R. Hantschel, München)

Hauptziel dieses Teilprojektes ist die Bestimmung der Freisetzung von Spurengasen, v.a. CO₂, N₂O und CH₄ aus Böden von Wald- und Agrarökosystemen sowie aus Feuchtgebieten. Die Untersuchungen sollen die Bedeutung der räumlichen und zeitlichen Variabilität der Spurengasflüsse aufzeigen. Der Einfluß der Landnutzung und der Umweltparameter (v.a. Bodentemperatur und -feuchte) auf die Emission wird in Prozessstudien im Labor untersucht. Der Einfluß erhöhter Bodentemperaturen wird im Rahmen des Bodenerwärmungsexperimentes des TERN im Freiland mitverfolgt.

Der Arbeitsplan dieser Gruppe richtet sich an den folgenden Haupthypothesen aus:

- Die Emission von Spurengasen wird stark von der Art der Landnutzung bestimmt. Deshalb unterscheiden sich die untersuchten Ökosystemtypen deutlich im Muster ihrer Gasfreisetzung.
- Die Freisetzung von Spurengasen wird durch verschiedene hohe atmosphärische Einträge von S und N signifikant verändert. Auch N-Dünger, besonders mineralische, ändern die Spurengasflüsse. Auch die Art der Düngerausbringung ist von Bedeutung. Erhöhte N-Einträge erhöhen generell die N₂O-Emission.
- Die Spurengasflüsse können abgeschätzt werden, wenn Größen wie Wasser-, Temperatur- und Lufthaushalt sowie Zusammensetzung der Bodenlösung und bodenbiologische Aktivität bekannt sind.
- Die Flüsse von CO₂ und N₂O werden durch eine Erhöhung der Bodentemperatur um 2 bis 3°C signifikant erhöht.
- Durch die Quantifizierung der Spurengasflüsse kann deren Bedeutung für die Ökosystembilanz von C und N nachgewiesen werden.

V Scaling Up von Ökosystemprozessen und Entwicklung eines TERN-Informationssystems

(Koordinatoren: R. Zölitz-Möller, W. Windhorst, Kiel)

Hauptziel ist die Entwicklung und der Test von theoretischen Ansätzen zum Scaling Up von ökosystemaren Prozessen. Diese Aufgabe ist gekoppelt mit der Ausarbeitung von Konzepten und Methoden zur Datenaggregation auf verschiedenen Maßstabsebenen. Dieses Projekt integriert somit die TERN-Aktivitäten und entwickelt Methoden zur Regionalisierung.

Das Projekt ist in drei Teilbereiche unterteilt:

- Im Rahmen der Arbeiten zum Scaling Up soll der Hierarchitätstheorie spezielle Aufmerksamkeit gewidmet werden, aber auch andere theoretische Konzepte auf ihre Tauglichkeit für das Scaling Up getestet werden.
- Aufbauend auf den vier anderen TERN-Aktivitäten und den Ergebnissen aus den Grundprogrammen der ÖFZ sollen Modelle auf verschiedener räumlicher und zeitlicher Skala verbessert und aufgrund der intensiven Feldmessungen auf verschiedenen Skalen validiert werden. Spezielle Aufmerksamkeit soll den Interaktionen zwischen den verschiedenen Skalen gewidmet werden.
- Zur Verbesserung der integrativen Auswertung von Methoden, Daten, Modellen und Ergebnissen soll ein Dokumentations- und Informationssystem aufgebaut werden, das u.a. auch Geographische Informationssysteme mit einschließt. Dieses System soll auf dem UFIS (Umweltforschungs-Informationssystem) aufbauen und dieses erweitern bzw. ergänzen.

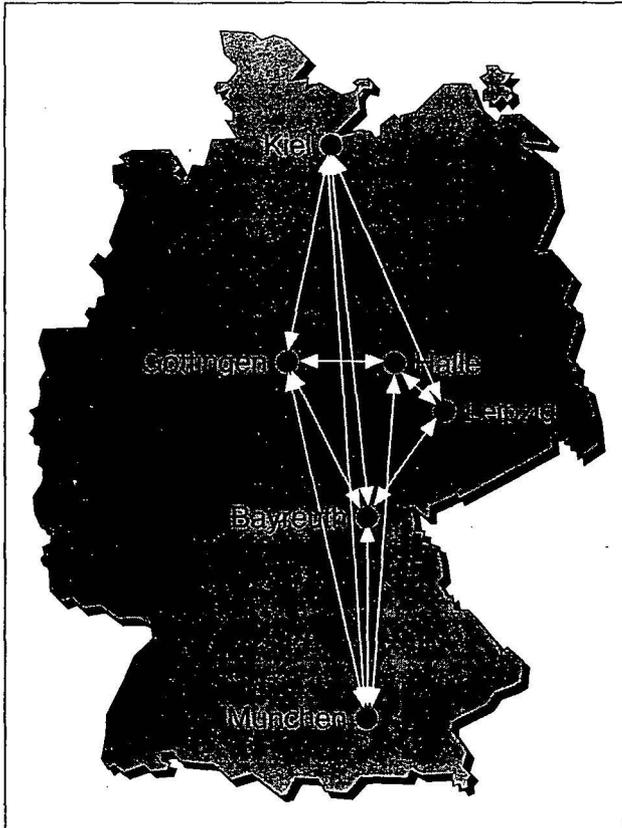
4. Literatur

- Anonymus (1990): The International Geosphere-Biosphere Programme: A Study of Global Change - The Initial Core Projects. IGBP Report No. 12, IGBP-Secretary, Stockholm.
- Steffen, W.L., B.H. Walker, J.S.I. Ingram and G.W. Koch (1992): Global Change and Terrestrial Ecosystems - The Operational Plan. IGBP Report No. 21, IGBP-Secretary, Stockholm.
- Hendrey, G.R., D. Face and B. Kimball (1990): FACE - Free Air Carbon Dioxide Enrichment - Application to field-grown cotton. BNL 46155 Informal Report, National Technical Information Service, Springfield.

DEUTSCHES NETZWERK ÖKOSYSTEMFORSCHUNG

TERN

Terrestrial Ecosystem Research Network



KIEL · GÖTTINGEN · LEIPZIG · HALLE · BAYREUTH · MÜNCHEN

Anlage: 1

Das Institut für agrarrelevante Klimaforschung
der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
Braunschweig-Völkenrode (FAL)

von

Dämmgen, U.¹

Im Januar 1992 wurde in Müncheberg das Institut für agrarrelevante Klimaforschung der FAL gegründet. Es befindet sich zur Zeit im Gebäude der damaligen Bodenphysik des aufgelösten Forschungszentrums für Bodenfruchtbarkeit. Mit insgesamt 30 Mitarbeitern, davon 8 Wissenschaftlern, soll das Institut sich mit Fragen im Zusammenhang mit der Wechselwirkung von Landwirtschaft und globaler und regionaler Klimaänderung beschäftigen. Als Institut der Ressortforschung soll es sich zunächst mit der Quantifizierung der Beiträge der Landwirtschaft zur Klimaveränderung sowie der Quantifizierung möglicher Wirkungen eines veränderten globalen oder regionalen Klimas auf die Landwirtschaft befassen. Hiervon leitet sich die Auseinandersetzung mit Methoden zur Reduktion der Emission klimaschädlicher Gase und mit Möglichkeiten der Anpassung der Landwirtschaft an veränderte Klimabedingungen ab.

Teilaspekte dieser Aufgaben sollen dabei experimentell bearbeitet werden. Hierzu zählen

- die Messung der vertikalen Stoffflüsse von global und regional klimarelevanten Spezies in der bodennahen Atmosphäre über Ackerland,
- die Messung des Quellen- bzw. Senkenverhaltens unterschiedlicher Böden in Kleinkammerexperimenten,
- die Messung der Beeinträchtigung der Ertragsbildung von landwirtschaftlichen Nutzpflanzen mit Hilfe von Klimakammern,
- Messungen zur Beeinträchtigung der Humusbildung in langjährigen Dauerfeldversuchen,

¹ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Institut für agrarrelevante Klimaforschung, Wilhelm-Pieck-Str. 72, O-1278 Müncheberg/Mark

- das Monitoring der Veränderung der Artenzusammensetzung der natürlichen Vegetation.

Die sachlichen, räumlichen und persönlichen Voraussetzungen zur Bewältigung dieser Aufgaben werden mittelfristig geschaffen werden. Bibliothek, Laboratorien und Versuchsfelder befinden sich im Aufbau bzw. werden angelegt. Die Parzellen des Dauerdüngungsversuches V 140/00 des Zentrums für Bodenfruchtbarkeit werden von Wissenschaftlern des Instituts für agrarrelevante Klimaforschung betreut und entsprechend genutzt.

Gegenstand und Methoden der Forschung des Instituts für agrarrelevante Klimaforschung bedingen eine besonders enge Zusammenarbeit mit dem Institut für Produktions- und Ökotoxikologie der FAL. Das Institut für agrarrelevante Klimaforschung wird dabei seinen methodischen Schwerpunkt auf Freilandmessungen legen, seine stofflichen Schwerpunkte werden neben den infrarot-absorbierenden Gasen (als global wirksamen Elementen des chemischen Klimas) die reaktiven Stickstoff-Spezies (als regional wirksame Elemente des chemischen Klimas) sein.

Die Flüsse der genannten Stoffe und Ursache-Wirkung-Zusammenhänge in kleinen Raum- und Zeitskalen sollen am Institut modelliert werden. Hierzu sollen geeignete Modelle adaptiert und weiterentwickelt werden. Klimamodelle größerer Skalen sind nicht Gegenstand der Arbeit.