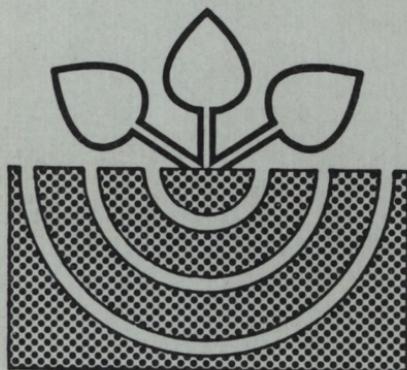


# MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT



Band 71  
1993

ISSN-0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

- Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung  
der jeweiligen Autoren -

**MITTEILUNGEN**  
**DER**  
**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**  
**GESELLSCHAFT**

**Referate und Posterbeiträge**

Sitzung der Kommission I  
2. und 3. März 1993  
HANNOVER

**Referate, Posterbeiträge und Exkursion**

Sitzung der AG 5 "Ungesättigte Zone"  
15. und 16. März 1993  
HALLE/Saale

**Referate, Posterbeiträge und Exkursion**

Sitzung der Kommission II "III.Huminstoff-Symposium"  
29. und 30. März 1993  
KIEL

**Referate und Posterbeiträge**

Sitzung der Kommission III  
1. und 2. April 1993  
GÖTTINGEN

**Band 71**

**1993**

I N H A L T

BAND 71

Seite

KOMMISSION I - HANNOVER

BACHMANN, J., H.Q. ZHANG & W. SCHÄFER:	Der Einfluß der organischen Substanz auf mechanische und hydrologische Eigenschaften von Sandböden. II. Benetzbarkeit der organischen Substanz	13
BAUMGARTL, Th.:	Bedeutung von Auflasten für Bodenwassercharakteristiken und Quellungseigenschaften tonreicher Substrate	17
BECHER, H.H.:	Theoretische Reichweite der Bodenverdichtung um eine Penetrometersonde in kleinen Bodenkörpern	21
BECKMANN, Th. & Th. BAUMGARTL:	Beschreibung von Scherprozessen in Aggregaten anhand mikromorphologischer Untersuchungen	25
DUMBECK, G. & K. WINTER:	Bodenphysikalische und bodenmechanische Aspekte bei der Rekultivierung im rheinischen Braunkohlenrevier	29
GERMANN, P.:	Räumliche und zeitliche Variation des Kapillarpotentials und des Wassergehaltes in strukturierten Böden	33
GUDEHUS, G.:	Zur Konvergenz von Bodenmechanik und Bodenkunde	41
HARTGE, K.H.:	Mechanisch-physikalische Prozesse in aggregierten ungesättigten Böden	45

HÖVELMANN, L. u. H.FRANKEN:	Eindringwiderstand und Dynamik der Wurzelentwicklung unter Winterweizen auf rekultivierten Böden aus Löß in Abhängigkeit von der Grundbodenbearbeitung	53
HOLZLOHNER, U.:	Teilwassergesättigte Böden - Wassertransport und Verformung	57
KRETSCHMNER, H. u. K. BOHNE:	Beurteilung der Befahr- und Bearbeitbarkeit norddeutscher Moräneböden	65
LEBERT, M.:	Druck- und Verformungsverhalten von rekultivierten Lößböden im Rheinischen Braunkohlentagebaurevier	69
MIDDELSCHULTE, D., M. BREUER, Ch. KRÜGER, H.-J. SCHAFER u. H. FRANKEN	Jahreszeitliche Dynamik der Aggregatstabilität auf rekultivierten Böden aus Löß in Abhängigkeit von Gefügemelioration, Bewirtschaftung und N-Düngung	71
MONTICO, S. & A. Gräfin v. u. z. HOENSBROECH:	Auswirkungen einer Untergrundlockerung in einer rein ackerwirtschaftlichen Fruchtfolge	75
REVUZHENKO, A. F.:	Vorgänge der Selbstorganisation in den Boden	77
RICHTER, F. und S. BOHM:	Prognose des Verformungsverhaltens von Mischbodenkippen des Lausitzer Braunkohlenwerkes	87
RÜTER, J., R. SCHNEIDER, M. WEYERS & D. SCHRÖDER:	Tragfähigkeitskennzeichnende Eigenschaften gelockerter und ungelockerter Neulandböden aus Löß unter konventioneller und bodenschonender Bewirtschaftung	91
SCHAER, M.:	Messung der Scherfestigkeit von Böden zum Nachweis der Erosionsstabilität	95
SCHNEIDER, R., G. FORSTER & D. SCHRÖDER:	Vergleichende Untersuchungen zur mechanischen Stabilität rekultivierter Lößböden unter Wald- und Ackernutzung	97
TENHOLTERN, R., F. BESCH u. T. HARRACH	Aggregatuntersuchungen nach einer mechanischen Lockerung von Auftragsböden aus Löß	101
ZHANG, H. Q. & J. BACHMANN:	Einfluß organischer Substanz auf die mechanischen und hydrologischen Eigenschaften von Sandböden. I. Mechanische Eigenschaften	105

AG 5: UNGESÄTTIGTE ZONE - HALLE/Saale

ADERHOLT, D. & H. NORDMEYER:	Makroporen als Transportpfade für Pflanzenschutzmittel	111
BEHRENDT, A., G. MUNDEL & D. HÖLZEL	Stoffhaushaltsuntersuchungen hydromorpher Böden an Grundwasserlysimetern	115
DEMUTH, N., D. LORIERI u. L. MENZEL:	Zur Dynamik der Sickerwasserbewegung in einem Lysimeter. Ergebnisse eines Tracer-versuches	119
EULENSTEIN, G. u. B. MEYER:	10jährige Mittelwerte (1983-1993) des Wasser-Haushaltes der Göttinger Lysimeter-Stationen	123
GRÖNGROFT, A., S. AHRENS & G. MIEHLICH:	Schwermetallgehalt im Sickerwasser sandiger Spülflächen: Einfluß der Standortfaktoren Gesamtgehalt, Humusgehalt und pH-Wert	127
GÜNTHER, R. & S. KNOBLAUCH:	Zur Wasser- und Nährstoffbilanz auf einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Löß-Braunschwarzerde (Ergebnisse 10jähriger Lysimeteruntersuchungen)	131
HANTSCHHEL, R.:	Neubau einer Lysimeteranlage am GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit	135
HEYN, J.:	Neuerichtung einer Lysimeteranlage in Kassel	139
ISERMANN, K.:	Löslicher N, Sulfat-S und (DO)C im (un-) gesättigten Untergrund von Porengrundwasserleitern bei unterschiedlicher Landwirtschaft/Düngung	141
LORENZ, F. u. G. STEFFENS	Lysimeteranlage der LUFA Oldenburg	145
MARKWARDT, N., H. DIESTEL & M. SCHMIDT	The technical characteristics and the applicability of weighing lysimeters	149
MEISSNER, R.:	Erfahrungen und Ergebnisse bei der Bearbeitung wasserwirtschaftlicher Fragestellungen durch den Einsatz von Lysimetern unterschiedlicher Bauart	153

MORITZ, C., S. KNAPPE & U. KEESE	Durchsickerungsleistung und N-Austrag unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von der klimatischen Wasserbilanz - Lysimeterstation Brandis	157
MÜLLER, J.:	Die Großlysimeteranlage Britz (bei Eberswalde)	161
MÜLLER, L., U. SCHINDLER, R. BEISECKER, R. DANNOWSKI & J. QUAST	Zur Quantifizierung von Wasserhaushaltsgrößen auf Flußniederungsstandorten am Beispiel des Oderbruchs	165
NORDMEYER, H. & D. ADERHOLD:	Lysimeteranlage zur Erfassung der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Makroporen	169
REINIRKENS, P.:	Sickerwasser in straßenbegleitenden Böden - Ergebnisse aus einem Feldversuch	173
SCHINDLER, U.:	Methodische Aspekte zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit mit einem Verdunstungsverfahren	177
WENDROTH, O., W. EHLERS & J. W. HOPMANS:	Evaluierung einer Evaporationsmethode zur Bestimmung hydraulischer Kennfunktionen von Böden	181
<b>KOMMISSION II - KIEL</b>		
SCHULTEN, H.-R.:	Möglichkeiten und Grenzen der analytischen Pyrolyse von Huminstoffen und Gesamtboden	187
FRÜND, R. u. H.-D. LÜDEMANN:	Anwendung und Grenzen der quantitativen NMR-Spektroskopie in der Bodenkunde	189
BEYER, L.:	Die naßchemische Humusuntersuchung Aussagekraft und Anwendung in der Bodenkunde	191
KÖGEL-KNABNER, I.:	Fraktionierung von Proben zur Untersuchung der organischen Substanz	199
ZIEGLER, F., KÖGEL-KNABNER, I., & W. ZECH	Streuzersetzung in Waldböden	207

SCHUMACHER, B., H.KUTSCH u. D.SCHRÖDER:	Huminstoffsysteme in Rekultivierungs- böden des Rheinischen Braunkohlenreviers bei Erstnutzung als Acker, Grünland oder Wald	209
SCHÄFER, D., F.ZIEGLER & W.ZECH:	Einfluß der mineralischen Bodensubstanz auf den Abbau von Buchenstreu und den Aufbau organo-mineralischer Komplexe	213
PÖHHACKER, Regina u. W.ZECH:	Mikrokosmosversuche zum Einfluß von Tem- peratur und Sauerstoffverfügbarkeit auf den mikrobiellen Streuabbau	217
MILTNER, Anja:	Streuzersetzung und Humifizierung in der gemäßigten und der mediterranen Klimazone	221
HAUMAIER, L.:	Elementarer Kohlenstoff - Quelle hoch- aromatischer Huminstoffe?	225
FILIP, Z. und J.J.ALBERTS:	Bildung von Huminstoffen durch einige epiphytische Pilze	229
BEYER, L., C.KÖBBEMANN u. H.-P.BLUME:	Die Zusammensetzung der organischen Bo- densubstanz (OBS) in lehmigen Böden nach kurzfristig unterschiedlicher Bewirtschaf- tung im SFB 192	231
PESCHKE, H., S.KRETSCHMANN u. D.VÖLKER	<sup>15</sup> N-An- und Abreicherung organischer Bo- densubstanz	235
KNICKER, H., R.FRÖND und H.-D.LÜDEMANN	N-15-CPMAS-Spektroskopie an Bodenfraktio- nen mit natürlicher N-15-Häufigkeit	239
GAISER, Th. und K.STAHR:	Bedeutung der leichten Fraktion der orga- nischen Bodensubstanz für die Stickstoff- mineralisierung und die Ertragfähigkeit ei- nes Ferrali-Haplic-Acrisol	243
ZSOLNAY, A.:	Der wasserlösliche Anteil des Humus	247
KUPSCH, H., A.KRÜGER, D.SCHULZE und T.DITTMAR	Spurenanalytische Untersuchungen zur Schadstoffmobilisierung durch Humin- stoffe	249
KÖGEL-KNABNER, Ingrid, Christi- ane MAXIN, K.TOTSCHKE und J.DANZER	Co-Transport und Co-Sorption von PAK im Boden	253

KALBITZ, K. und H. MUTSCHER:	Untersuchungen zur Freisetzung von gelöster organischer Substanz (DOM) unterschiedlich genutzter Standorte in einem Wassereinzugsgebiet Nordwest-Sachsens	257
HERMANN, R.:	Modifizierte Reaktivität von Huminstoffen infolge photochemischer Prozesse - Konsequenzen für die Komplexierung von Fe(III)- und Cu(II)-Ionen	261
GUGGENBERGER, G.:	Komplexierung von Schwermetallen an hydrophobe und hydrophile DOM-Fraktionen	265
GERKE, J.:	Huminstoff-Aluminium-Komplexe und Al-Spezies in der Bodenlösung	269
FILIP, Z. und R. SMED-HILDMANN:	Vorkommen und Eigenschaften von Huminstoffen in einem organisch belasteten Modell-Grundwasserleiter	273
HANSCHMANN, G.:	Schnellbestimmung von Huminstoffen in Wasser und wässrigen Bodenextrakten - ein nahtloser Übergang?	275
KUTSCH, H. und B. SCHUMACHER:	IEF-PAGE von Huminstoffen auf ultradünnen Gelen	277
SIEWERT, Ch.:	Methodische Grundlagen einer ökosystemaren und funktionsorientierten Bewertung der Humusqualität	279
REENTS, H.-J.:	Rundbildchromatographie zur Kennzeichnung und Beurteilung des Humuszustands in Böden	283
BEYER, L., U. IRMLER, U. SCHLEUSS u. C. WACHENDORF	Humuschemischer Vergleich einer Braunerde unter Wald und Acker im Gebiet der Bornhöveder Seenkette	287
BEYER, L., B. POST und U. IRMLER:	Zusammensetzung und Dynamik der organischen Bodensubstanz eines Eisen-Humus-Podsols unter Fichte im Segeberger Forst	293

**KOMMISSION III - GÖTTINGEN**

ALBERS, B., A. HARTMANN und F. BEESE:	Kalorimetrische und respiratorische Messungen mit einem Durchflußmikrokalorimeter und GC zur Bestimmung von anaeroben Umsetzungsprozessen in Böden	305
---	--	-----

ALPHEI, J., M.BONKOWSKI u. S.SCHEU:	Optimierung und Anwendung der Selektiven Hemmung in drei kohlenstoffreichen Bu- chenwaldböden	309
BEYER, L.:	Die Zusammensetzung der organischen Bo- densubstanz (OBS) und ihr Einfluß auf die mikrobielle Biomasse	313
DJAJAKIRANA, G., R.G.JOERGENSEN und B.MEYER	Die Messung von Ergosterol in Böden	317
ELSNER, D.-Chr. und H.-P.BLUME:	Einfluß von Bearbeitung und Düngung auf die mikrobielle Biomasse typischer Ackerböden Schleswig-Holsteins	319
GIANI, L., E.BLOEM und B.LÜTTMANN:	Jahreszeitliche Dynamik von Redoxpro- zessen in jungen, semisubhydricen Salzmarschböden mit Salicornia-Bewuchs	323
HARTMANN, A., M.SCHLOTTER, W.BODE, B.ASSMUS und G.KIRCHHOF	Möglichkeiten und Probleme in der Populationsanalyse von Mikroorganismen in Böden mit Gensonden und Antikörpern	327
HEILMANN, B., M.LEBUHN und F.BEESE:	Methoden zur Erfassung von Aktivitäts- und Strukturänderungen der Mikroorga- nismengesellschaft eines fungizidbehand- elten Ackerbodens	331
HEISLER, C. und E.-A.KAISER:	Collembolen und mikrobielle Biomasse in einem Agrarstandort	335
JOERGENSEN, R.G. und V.WOLTERS:	Mikrobiell gebundener Stickstoff in Laubwald-Böden	339
KAISER, E.-A., T.MÜLLER, O.HEINEMEYER u. R.G.JOERGENSEN	Aspekte der mikrobiellen Biomasse im Zeitgang des Jahres	343
KOCH, M. und St.SCHEU:	Mikrobielle Biomasse in Bodenaggregaten unterschiedlicher Größe eines Buchenwal- des nach Exposition im Freiland	347
KOLK, A., R.KUBIAK und K.W.EICHHORN	Anwendung von Methoden zur Charakterisie- rung der mikrobiellen Biomasse, bzw. von deren Aktivität in stark versauerten Wald- bodenhorizonten	351
LAVAHUHN, M.F.E., R.G.JOERGENSEN und B.MEYER	Tiefenprofil der mikrobiellen Biomasse in Löß-Parabraunerden	355

LEBUHN, M., B. HEILMANN und A. HARTMANN:	Die mikrobielle Auxinbiosynthese in verschiedenen Böden und ihre Reaktion auf Streßfaktoren	357
MARAUN, M. und St. SCHEU:	Messung der mikrobiellen Biomasse in verschiedenen Streuhorizonten: Einfluß der Zerkleinerung	361
MEYER, B., H. KÜBLER, V. WOLTERS und R. G. JOERGENSEN	Die Messung von mikrobiell gebundenem Phosphor in Laubwald-Böden	365
MÜLLER, T., R. G. JOERGENSEN	Die räumliche Variabilität der mikrobiellen Biomasse einer Löss-Parabraunerde	367
PÖHHACKER, Regina, u. W. ZECH:	Einfluß der Temperatur auf mikrobielle Aktivität und Biomasse von Humushorizonten eines sauren Waldbodens; ein Mikrokosmosversuch	369
RAUBUCH, M. und F. BEESE:	Verteilung der mikrobiellen Biomasse und Aktivität in Waldböden entlang eines Transektes europäischer Fichten- und Kiefernstandorte	373
SCHEU, St. und M. MARAUN:	Streuzerkleinerung und Pelletierung von Buchenstreu durch saprophage Makroarthropoden: Einfluß auf den Nährstoffstatus der Mikroflora	377
STOCKFISCH, N., R. G. JOERGENSEN, V. WOLTERS, T. KLEIN u. U. EBERHARDT	Die mikrobielle Biomasse in der Humusauf-lage von Waldböden	381
WÖLFELSCHNEIDER, A., K. H. FEGER u. H. W. ZÖTTL	Zusammenhänge zwischen N-Mineralisation, Atmungsaktivität und Keimzahlen auf unterschiedlich behandelten Waldstandorten	383
ZELLES, L., Q. Y. BAI und F. BEESE:	Phospholipid- und lipopolysaccharidegebundene Fettsäuren als Indikatoren der Biomasse und der Mikroorganismen-Gesellschaften in Böden	387

Referate und Posterbeiträge

Sitzung der Kommission I

FESTIGKEIT UND VERFORMUNGSVERHALTEN  
UNGESÄTTIGTER BÖDEN

am 2. und 3. März 1993

in

HANNOVER



Der Einfluß der organischen Substanz auf mechanische  
und hydrologische Eigenschaften von Sandböden.

II Benetzbarkeit der organischen Substanz.

von

Bachmann, J\*, H.Q. Zhang<sup>†</sup> und W. Schäfer<sup>††</sup>

1. Einleitung

Die Stabilität von Böden wird durch geringe Mengen an organischer Substanz in der Regel erhöht. Im Detail lassen sich verschiedene Stabilitätserhöhende Prozesse differenzieren. Beispielsweise führt die Zugabe von organischer Substanz zu Sand im trockenen Zustand zu einer Erhöhung des Böschungswinkels als Folge eines vergrößerten Winkels der inneren Reibung (HARTGE et al., 1988). Stabilitätserhöhung geht auch von der Zementierung und von chemischen Bindungseffekten aus (TISDALL & OADES, 1982). Bei dem Prozess der Wasseraufnahme in Aggregate wird über die Benetzbarkeit der organischen Substanz direkt Einfluß auf die Vorrückgeschwindigkeit der Wasserfront ausgeübt. Der mit der Eindringgeschwindigkeit positiv korrelierte Luftüberdruck im Aggregat kann dabei zum Effekt der Luftsprengung führen (SULLIVAN, 1990, ZHANG & HARTGE, 1992). In dem Beitrag von ZHANG & BACHMANN (1993, im gleichen Band) stehen die wasserhaltsabhängigen mechanischen Festigkeiten der untersuchten Böden im Vordergrund; bei den hier vorgestellten Ergebnissen werden Zusammenhänge zwischen den Benetzungseigenschaften und der Wasseraufnahmeintensität der Böden dargestellt.

2. Material und Methoden

- verwendete Böden

Die Proben stammen aus den Ah (Ap)- Horizonten von Podsolen, Anmooren und Hochmoor-Sandmischkulturen aus Nordwestdeutschland. Ergänzt wurde der Probenumfang für die Randwinkelmessungen durch 4 Hochmoortorfproben (Weiß- und Schwarztorf).

- Messung der Benetzbarkeit

Es erfolgte die Siebung von Bodenkörnern der Größenklasse 63-100 µm und eine anschließende Fixierung auf einer selbstklebenden Unterlage. Vor der Messung wurden die Präparate einige Tage der Raumluftfeuchtigkeit (ca. 50-65 %) oder im Exsikkator bei 100% relativer Luftfeuchtigkeit aufbewahrt. Die Randwinkelmessung erfolgte mittels eines Spezialmikroskops, das bei BURGHARDT (1985) beschrieben ist. Das Randwinkelspektrum umfaßt 25-140 Grad. Bei den Messungen wurden 6 Tropfen mit entsalztem Wasser und einem Volumen von jeweils  $1.7 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^3$  auf die Unterlage aufgesetzt und unmittelbar danach die Randwinkel gemessen. Aus den 12 Meßwerten wurden Mittelwert und Standardabweichung errechnet.

\*) Inst. für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

†) FTZ Büsum, Abt. Bodenökologie, Hafentörn, 2248 Büsum

††) NLF-Bodentechn. Inst., Friedrich-Mißler-Str. 46-48, 2800 Bremen

- Messung der Wasseraufnahmefähigkeit

Die Messungen erfolgten in zweifacher Wiederholung an <2 mm gesiebtem Boden mit einer Apparatur nach ENSLIN (1933). Die Präparate wurden nach dem Trocknen bei 30°C relativen Luftfeuchtigkeiten von ca. 50-60% und nach 14-tägiger Aufbewahrung 100% ausgesetzt.

3. Ergebnisse

Die Tropfenrandwinkel liegen zwischen 60-130° und weisen auf mäßig bis stark hydrophobe Böden hin (Abb.1). Die stärkste Benetzungshemmung weisen alle Torfproben und eine Probe aus dem Ah-Horizont eines Podsols auf.

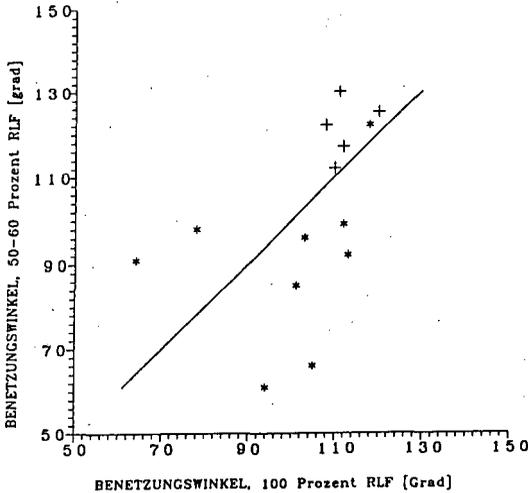


Abb.1

Benetzungsrandwinkel von Sand(\*)- und Torfproben(+) bei unterschiedlichen relativen Luftfeuchtigkeiten.

Es wird weiterhin deutlich, daß die Luftfeuchtigkeit einen nicht einheitlichen Einfluß ausübt. Im Bereich der Randwinkel > 100° ist der Einfluß der Luftfeuchtigkeit verhältnismäßig gering; bei kleineren Randwinkeln und besserer Benetzbarkeit weichen die Randwinkel zunehmend voneinander ab. Insgesamt erscheinen aber im mittleren Randwinkelbereich vergleichsweise größere Randwinkeln bei 100% Luftfeuchtigkeit aufzutreten.

Deutlich unterscheidet sich Wasseraufnahmerate der trockenen Böden (Abb.2). Es zeigt sich, daß die zur Aufnahme einer definierten Wassermenge benötigte Zeit bei Erhöhung des Randwinkels von 85° auf 106° sich etwa um den Faktor 10 erhöht; bei der Zunahme um weitere 16° findet im Zeitraum bis 100 Minuten kaum eine meßbare Wasseraufnahme statt.

Aus Abb.3 geht hervor, daß der Logarithmus der Infiltrationszeit mit dem Randwinkel, jeweils gemessen bei 100% relativer Luftfeuchtigkeit, linear korreliert.

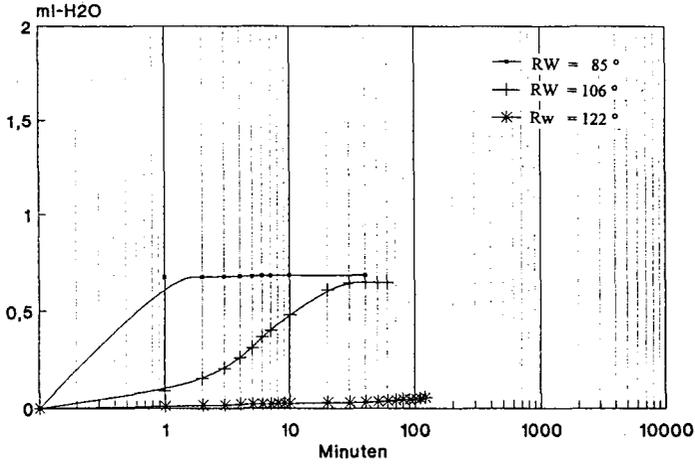


Abb. 2  
Wasseraufnahmefähigkeit von drei Sandböden mit verschiedenen Tropfenrandwinkeln nach ENSLIN.

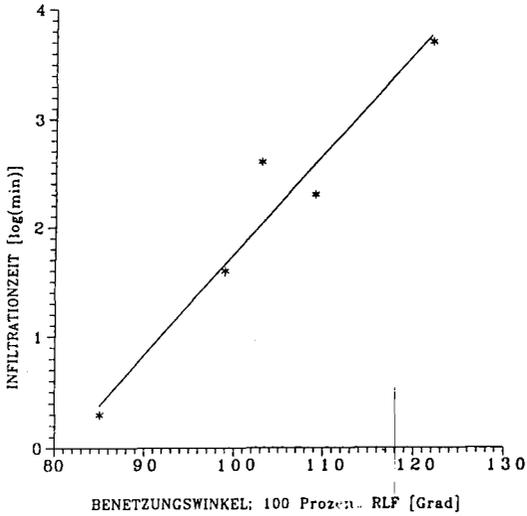


Abb. 3  
Infiltrationszeit als Funktion des Benetzungswinkels. Material: humose Sande, 2-3 % org. Substanz. Infiltriertes Wasservol.: 0.25 ml

#### 4. Diskussion

Die Stabilitätserhöhende Wirkung der organischen Substanz ist aus dem Zusammenhang zwischen Randwinkel und davon sehr stark beeinflusster Wasseraufnahmerate ableitbar. Dieser Effekt reduziert möglicherweise den Luftsprengungseffekt beim radialen Eindringen einer Infiltrationsfront in Aggregate. Andererseits führt die reduzierte Benetzbarkeit zu einer vergleichsweise geringeren Kohäsion durch Wasserbrücken, wie experimentelle Daten (ZHANG & HARTGE, 1990) und idealisierte Modellrechnungen (BACHMANN & ZHANG, 1991) zeigen. Die Wirksamkeit der verschiedenen und z.T. gegengerichteten Stabilitätsverändernden Prozesse ist daher in hohem Maß durch die jeweiligen hydraulischen und mechanischen Randbedingungen fixiert. Besondere Schwierigkeit bereitet eine quantitative Messung der Benetzungseigenschaften. Modifizierende Faktoren, wie die Oberflächenrauigkeit oder unterschiedliche Flächenanteile gut- bzw. schlecht benetzbarer Teilflächen, verändern den absoluten Randwinkel in Richtung größerer Winkel beim Übergang vom trockenen in den feuchten Zustand. Entweder müssen daher ideal ebene Oberflächen unter Veränderung des Originalzustandes des Bodens hergestellt werden, oder die Messung der Benetzbarkeit körniger Oberflächen ist nur qualitativ auswertbar. Es besteht ein Bedarf bei der Entwicklung quantitativer Methoden zur Erfassung der Benetzbarkeit geometrisch komplexer Körper. Erste Ansätze zur Quantifizierung der Benetzbarkeit mit kalometrischen Methoden werden zur Zeit im Institut für Bodenkunde durchgeführt.

#### 5. Literatur

Bachmann, J. & H.Q. Zhang (1991):

Die Stabilität von Sandböden in Abhängigkeit vom Gehalt an organischer Substanz und deren Humifizierungsgrad. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 154, 47-52.

Burghardt, W. (1985):

Bestimmung der Benetzungseigenschaften von Moorbodenlösungen durch Kontaktwinkelmessungen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 148, 66-72.

Enslin, O. (1933):

Über einen Apparat zur Messung der Flüssigkeitsaufnahme von quellbaren und porösen Stoffen und Charakterisierung der Benetzbarkeit. Chem. Fabr. 6, 147.

Hartge, K.H., J. Bachmann & S. Mangold (1988):

Böschungswinkel von Sanden in Abhängigkeit von Menge und Zersetzungsgrad der beigemengten organischen Substanz. Mitt. DBG, 56, 167-170.

Sullivan, L.A. (1990):

Soil organic matter, air encapsulation and water-stable aggregation. J. Soil Sci. 41, 529-534.

Tisdall, J.M. & J.M. Oades (1982):

Organic matter and water-stable aggregates in soil. J. Soil Sci. 33, 141-163.

Zhang, H.Q. & K.H. Hartge (1990):

Die Kohäsion ungesättigter Sandböden und deren Beeinflussung durch organische Substanz. Soil Technology, Vol 3, 311-326.

Zhang, H.Q. & K.H. Hartge (1992):

Zur Auswirkung organischer Substanz verschiedener Humifizierungsgrade auf die Aggregatstabilität durch Reduzierung der Benetzbarkeit. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 155, 143-149.

## Bedeutung von Auflasten für Bodenwassercharakteristiken und Quellungseigenschaften tonreicher Substrate

Th. Baumgartl\*

Tonreiche Substrate werden zur Abdichtung von Deponiekörpern verwendet. Sie besitzen die Eigenschaft bei optimaler Verdichtung sehr geringe Wasserleitfähigkeiten aufzuweisen und damit den Fluß kontaminierten Müllsickerwassers aus der Deponie zu verhindern. Richtlinien der einzelnen Länderbehörden geben dafür bestimmte Vorgaben (Landesamt für Wasser und Abfall NRW, 1991):

- CaCO <sub>3</sub>	<	15 Gew.-%
- Tonmineralgehalt	>	10%
- Schluff	>	25%
- Kornfraktion	>	2mm
- Korndurchmesser	<	32mm
- organische Substanz	<	10%
- Proctordichte	<	10 <sup>-10</sup> m/s
- Wasserleitfähigkeit	>	95%

Durch thermische Reaktionen in der Mülldeponie bzw. durch Änderung der hydrologischen Verhältnisse wie z. B. Grundwasserspiegeländerung können Wasserbewegungen induziert werden, die auch räumlich begrenzt sein können.

Aufgrund der Quellungs- und Schrumpfungseigenschaften können dadurch bei Austrocknung Scher- und Dehnbrüche auftreten, die zu einer Ribbildung führen. Die Wasserleitfähigkeit kann dadurch erhöht werden.

Die Ausprägung dieser Risse ist abhängig von den Auflasten, die auf diese Substrate wirken. Diese Belastung kann räumlich inhomogen verteilt sein. Durch partiell auftretende Quellungen und Schrumpfungen unter Auflast können somit Scher- und Dehnbrüche auftreten, die die Bodenwassercharakteristik durch Änderung des Porenraumes und der Tortuosität des Porensystems verändern.

Das Untersuchungsziel ist die Quantifizierung der auflastabhängigen Porungsumverteilung und damit Änderung der Wasserspannungs-/ Wasserleitfähigkeitsbeziehung toniger Substrate.

### Material

Die Untersuchungen wurden an einem tonigen Substrat mit  $d_B = 1.18 \text{ Mg/m}^3$  vorgenommen. Die Proctordichte des Materials liegt bei  $d_{Pr} = 1.38 \text{ Mg/m}^3$ , der Proctor-Wassergehalt bei 9 %. Die Bodenart setzt sich aus 2 % Sand 24 % Schluff und 74 % Ton zusammen. Die Tonfraktion besteht aus 40-50 % Illit, 5 % Montmorillonit, 10 % Vermiculit und 40-50 % Chlorit.

### Methoden:

Untersuchungen zur Wasserleitfähigkeit wurden in einer modifizierten Triaxialapparatur vorgenommen (Abb. 1). Alle Meßgrößen werden kontinuierlich mit Druckaufnehmern erfaßt, der Wasserfluß wird in einer abgeschlossenen Kammer mittels eines Differenzdruckaufnehmers gemessen (Vorteil: keine Verdunstungsverluste).

\* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel, Olshausenstraße 40, 2300 Kiel

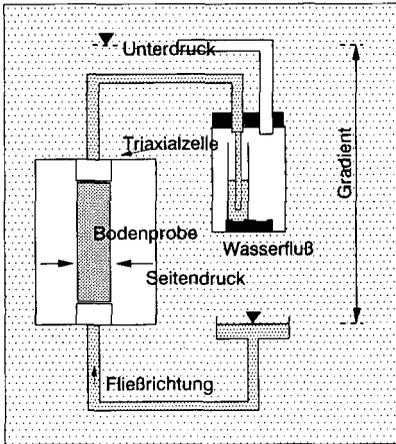


Abb. 1: Versuchsaufbau Wasserfluß  
Triaxialzelle

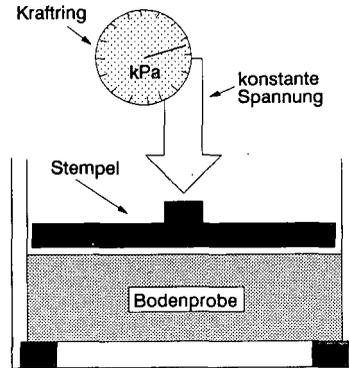


Abb. 2: Versuchsaufbau zur Bestimmung des  
Quellungsdruckes

Die Quelldrücke des Materials bei konstanten Vorbelastungen durch Bewässerung wurden mit Hilfe eines Kraffringes bestimmt (Abb. 2).

## Ergebnisse und Diskussion

### Wasserleitfähigkeit im Triaxialversuch

Aus den Versuchen zur Bestimmung der gesättigten Wasserleitfähigkeit in der Triaxialapparatur wurden die Wasserleitfähigkeiten mit zunehmendem Druck, hier hydrostatischem Druck (d.h.  $\sigma_1 = \sigma_2 = \sigma_3$ ), ermittelt. Die Wasserleitfähigkeiten nehmen mit zunehmendem Druck ab von  $10^{-9}$  m/s (0 kPa hydrostatischer Druck) nach  $3 \cdot 10^{-10}$  m/s bei 90 kPa Druck. Diese Änderung wird zum einen hervorgerufen durch eine Verringerung des Porenvolumens als auch der Tortuosität.

Die Volumenänderung und daraus auch die Änderung des Gesamtporenvolumens der Bodenprobe läßt sich nachvollziehen aus der Bestimmung der Höhenänderung der aus homogenisiertem Material bestehenden Bodenprobe. Die vorherrschenden horizontalen und vertikalen Spannungen sind gleichzusetzen. Eine Verdichtung ist daher in Abhängigkeit von der Bodenmasse ebenfalls im Verhältnis horizontal/vertikal gleich groß. Ist die Höhenänderung der Bodenprobe bekannt, läßt sich damit auch auf die horizontale Verdichtung rückschließen.

Berechnet man hieraus den Durchmesser der Bodenprobe, so ergibt sich eine Verringerung des Probendurchmessers um 0.6 mm bei einem hydrostatischen Druck von 90 kPa und einem Anfangsdurchmesser von 35.8 mm.

Die Verringerung des Gesamtporenvolumens (hier 6 Vol-%) ändert auch die Wasserspannungs-/Wassergehalts und Wasserspannungs-/Wasserleitfähigkeitscharakteristik. Der Anteil Feinporen wird durch zwei Grenzfälle definiert: keine Erhöhung des Feinporenanteils nach Verdichtung und Verringerung des Gesamtporenvolumens führt zu einem gleichhohen Feinporenzuwachs. (Abb. 3)

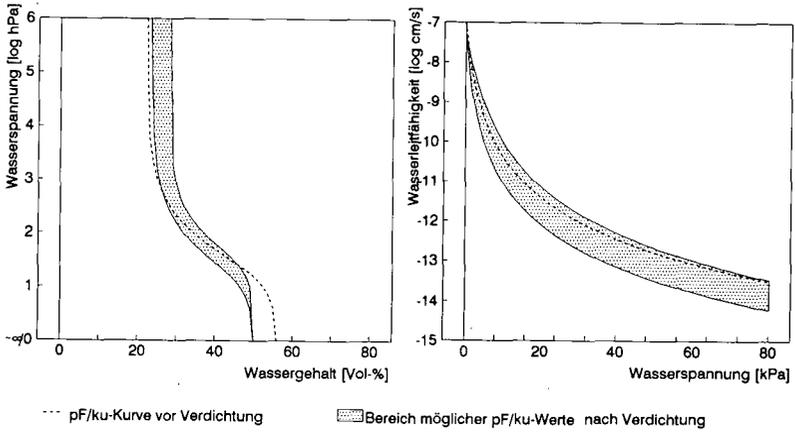


Abb. 3: Wasserspannungs-/Wassergehalts- und Wasserleitfähigkeits-/Wasserspannungsbeziehung vor und nach Verdichtung

Die ungesättigten Wasserleitfähigkeiten können daher im Grenzfall durchaus höher sein nach der Verdichtung bei 90 kPa als im Ausgangszustand bei höherem Gesamtporenanteil (Abb. 3). Die Verringerung der gesättigten Wasserleitfähigkeit ist sowohl auf eine Verringerung des Fließquerschnitts als auch der Tortuosität zurückzuführen.

Würde theoretisch die Wasserleitfähigkeitsverringering nur auf die durchflossene Fläche bezogen, müßte der Durchmesser der Probe von ca. 36 mm im auflastfreien Zustand bis auf ca. 27 mm bei 90 kPa abnehmen, gemessen bzw. interpoliert wurde jedoch nur eine Abnahme von 0,6 mm.

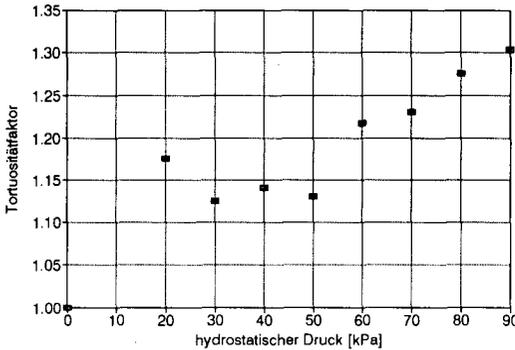


Abb. 4: Änderung der Tortuosität als Funktion des hydrostatischen Druckes

Die Diskrepanz aus dem theoretisch zur Reduzierung des Wasserflusses notwendigen und dem tatsächlich bestimmten Fließquerschnitt der Bodenprobe beruht darauf, daß bei Erhöhung des hydrostatischen Druckes nicht nur die Porenquerschnitte und damit auch der Fließquerschnitt verkleinert werden, sondern auch die Tortuosität erhöht wird. Als Maß für diese Zunahme ergibt sich daraus ein Faktor, berechnet aus dem Verhältnis gemessener/theoretischer Fließquerschnitt als Funktion des hydrostatischen Druckes, der als Tortuositätsfaktor bezeichnet wird (Abb. 4).

Dieser Faktor steigt mit zunehmendem hydrostatischem Druck. Die Fließquerschnitte werden bei Komprimierung demnach nicht nur kleiner, sondern auch die Fließwege länger, und bewirken eine Verringerung der Wasserleitfähigkeit.

#### Quellungsdruck unter konstanter Vorbelastung

Bei Bewässerung eines hoch verdichteten tonigen Substrates treten sowohl positive als auch negative Quellungsdrücke auf. Bis zum Erreichen eines bestimmten ungesättigten Wassergehaltsbereich kommt es durch eine zusätzliche Setzung zu negativen Werten. Mit Erreichen der Wassersättigung können jedoch auch positive Drücke auftreten, die zu einer Volumenvergrößerung der Bodenprobe führen.

Zur Simulation von Bedingungen, wie sie im Freiland auftreten können, werden auf Proctordichte gefüllte Zylinder konstant mit 30, 50, 70, 100 bzw. 120 kPa bis zur Konsolidierung belastet. Unter Beibehaltung der Auflast werden die Bodenproben bewässert. Die Zufuhr von Wasser bewirkt eine weitere Setzung bzw. Verringerung des Quellungsdruckes bei kleinen Vorbelastungen (Abb. 5), bei höherer Belastung zeigen sich nur sehr geringe Veränderungen der Druckverhältnisse. Diese Drücke erreichen ein Minimum zum "Zeitpunkt 1" in Abhängigkeit von der zugeführten Wassermenge. Die weitere Aufsättigung kann bei kleinen Vorbelastungen zu hohen Quellungsdrücken führen ("Zeitpunkt 2") (z.B. Gesamtdruck ca. 58 kPa bei 30 kPa Vorbelastung).

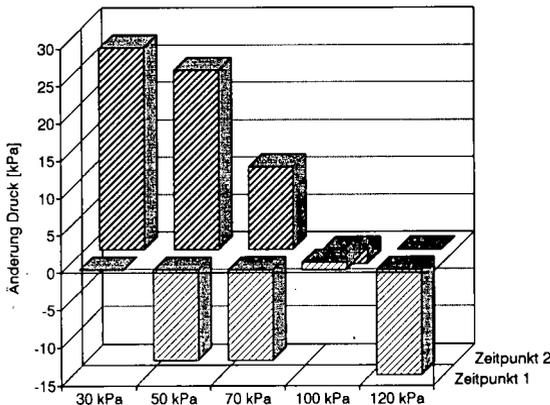


Abb 5: Änderung des Quellungsdruckes bei Bewässerung unter konstanter Vorbelastung

#### **Literatur**

- Horn R. und Th. Baumgartl (1993): Bedeutung von Auflast und Entwässerungsgrad für die Bodenwassercharakteristik von mineralischen Abdichtungen, 2. Arbeitstagung BAM vom 17.-19.3.1993, in Berlin, Tagungsband Verbundvorhaben Deponieabdichtungssysteme, S. 109-121.
- Landesamt für Wasser und Abfall NRW (1991): Mineralische Deponieabdichtungen. Abfallwirtschaft NRW, Nr. 15.

Theoretische Reichweite der Bodenverdichtung um eine  
Penetrometersonde in kleinen Bodenkörpern

von

BECHER, H.H.\*

### Einführung

Ein eindringender zylindrischer Körper mit (scharfer) Spitze (= Sonde) verdrängt den umgebenden Boden in radialer Richtung. Dabei treten nach *Farrell & Greacen (1966)* vier Zonen auf. In Zone I wird der Boden auf ein minimales Porenvolumen verdichtet, in Zonen II und III wird er verformt, wobei er sich entweder nicht mehr (II) oder doch wieder (III) erholen kann, während in Zone IV der Boden elastisch verformt wird. Reichweite und Ausmaß der Verformung und damit der Verdichtung werden vom vorherrschenden Bodenzustand bedingt. Die Abnahme der Verdichtung nach außen wurde bislang nur von wenigen untersucht.

### Bisherige Analyse

*Dexter (1987)* hat mittels der aufwendigen Gleichung (1)

$$\eta(r) = \eta_{\min} + (\eta_i - \eta_{\min}) * (1 - e^{-k * (r - r_1) / r_1}) \quad (1)$$

in der  $\eta$  = Porenvolumen ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ) und  $r$  = Radius sind,  $r_1$  und  $A'$  nach Gl. (2), (3) und (4)

$$r_1 = r_0 * \left( \frac{1 - \eta_{\min}}{(\eta_i - \eta_{\min}) * (1 + 2 * q * A')} \right)^{0.5} \quad (2)$$

$$A' = (q + 1) \quad (3)$$

$$q = 1/k \quad (4)$$

berechnet werden und in der  $k$  in Anhängigkeit der Scherparameter zwischen 0.34 und 0.68 liegt, indirekt die Abnahme der Lagerungsdichte berechnet. Dabei wurde angenommen, daß in Zone I eine Lagerungsdichte von  $2.6 \text{g/cm}^3$  (entsprechend  $\eta_{\min}$ ) nicht überschritten werden kann. In Gl. (1) muß jedoch die Größe  $k$  bekannt sein, also gemessen oder abgeschätzt werden. Dies ist für kleine Bodenkörper wie

---

\*Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, D-8050 Freising-Weihenstephan

Aggregate recht aufwendig.

### Vereinfachte Abschätzung der Verdichtung

Durch die eindringende Sonde wird ein Boden-Zylinder von  $V_G = \pi \cdot r_v^2 \cdot l$  auf einen Boden-Hohlzylinder von  $V_v = \pi \cdot (r_v^2 - r^2) \cdot l$  verdichtet. In diesem Hohlzylinder herrscht eine mittlere Lagerungsdichte  $\rho_{bv}$  von

$$\rho_{bv} = \frac{\rho_b \cdot V_G}{V_v} = \frac{\rho_b \cdot r_v^2}{r_v^2 - r^2} \quad (5)$$

bei vorgegebenem Außenradius  $r_v$  vor. Auflösung nach  $r_v$  liefert bei Vorgabe der erhöhten Lagerungsdichte  $\rho_{bv}$  nach Gl. (6)

$$r_v = \sqrt{\frac{\rho_{bv} \cdot r^2}{\rho_{bv} - \rho_b}} \quad (6)$$

die zu erwartende Reichweite  $r_v$  der Verdichtung. Durch Normalisierung nach

$$BD = r_n^2 / (r_n^2 - r^2) \text{ und } R = \sqrt{\rho_n / (\rho_n - 1)} \quad (7)$$

mit

$$r_n = (r + \Delta r) / r \text{ und } \rho_n = (\rho_b + \Delta \rho_b) / \rho_b \quad (8)$$

erhält man die in Abb. 1 dargestellten Beziehungen.

### Schlußfolgerungen

In feuchtem bis nassem Bodenzustand können wegen geringerer Kohäsionskräfte Teilchen leichter verschoben werden. Folglich ist der verdichtete Bereich kleiner, aber dichter als bei trockenerem Bodenzustand. Denn unter trockenen Bedingungen üben die Menisken größere Kräfte aus, die eine Verlagerung behindern. Dadurch reicht andererseits die verdichtende Wirkung weiter. Je trockener der Boden ist, desto größer muß z.B. der Sondierungsabstand sein, damit die Sondierungen sich nicht gegenseitig beeinflussen. Bei einer Aggregatdichte von  $\rho_b = 1.7 \text{ g/cm}^3$  und einer Verdichtung auf  $1.9 \text{ g/cm}^3$  um eine 0.5mm Sonde beträgt die Reichweite 2.125mm. Der abgeleitete Grenzabstand von 4.25mm ist für Feinsondierungen an z.B. 20mm großen Aggregaten zu groß. Da die erhöhte Lagerungsdichte tatsächlich nach außen annähernd exponentiell abnimmt, wird ein Sondierungsabstand vom 10-fachen Sondenradius als ausreichend angesehen.

Wurzeln zeigen bekanntlich Dickenwachstum. Durch dieses radiale Wachsen verdichten sie den sie umgebenden Boden. Das bedeutet, daß

die vorgefundene Aggregatdichte auch ein Ergebnis des Dickenwachstums von Wurzeln sein muß. Andererseits erzeugen sie durch diese Verdichtung die Voraussetzung für die Verankerung der Pflanze im Boden.

Literatur:

*Becher, H.H. (1993):* Soil compaction around a small penetrating cylindrical body and its consequences.- *Soil Tech.* (eingereicht).

*Dexter, A.R. (1987):* Compression of soil around roots.- *Plant Soil* 97,401-406

*Farrell, D.A. & Greacen, E.L. (1966):* Resistance to penetration of fine probes in compressible soil.- *Austral. J. Soil Res.* 4,1-17

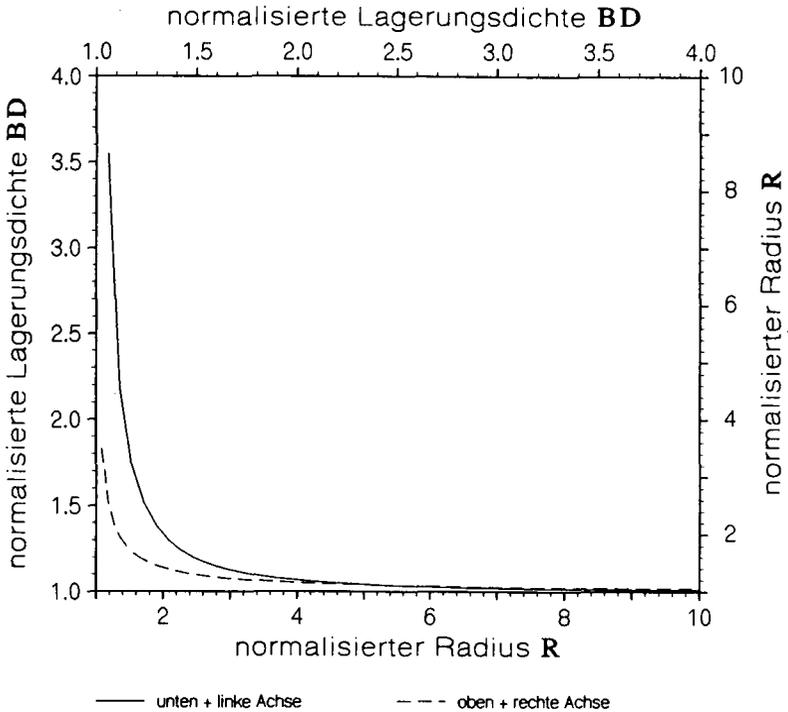


Abb. 1: Beziehungen zwischen normiertem Radius und normalisierter Lagerungsdichte



## Beschreibung von Scherprozessen in Aggregaten anhand mikromorphologischer Untersuchungen

Th. Beckmann\* und Th. Baumgartl\*\*

### Einführung

Aggregierungsvorgänge in einem Boden sind von wichtiger Bedeutung für bodenphysikalische und -chemische Prozesse. Durch Quellungs- und Schrumpfungsvorgänge werden Bodenpartikel umorientiert und eingeregelt, so daß eine Änderung in den Eigenschaften des Wassertransportes und der Nährstoffnutzung als auch des Gas- und Wärmehaushaltes für den Boden als Pflanzenstandort erfolgt. Gleichzeitig führt die Strukturierung des Bodens zu einer mechanischen Stabilisierung.

Wirken äußere Kräfte auf dieses System Boden, können Verformungen auftreten. Aggregierte Böden sind dabei stabiler als homogenisierte, d.h. aufgrund von Strukturierungsprozessen leisten Aggregate bis zum Erreichen der maximalen Aggregatstabilität einer Belastung größere Verformungswiderstände als der Gesamtboden. Die Untersuchung der Schervorgänge eines strukturierten Bodens muß sich daher in erster Linie auf das Verformungsverhalten von Aggregaten konzentrieren. Da das Scherverhalten nicht nur eine Funktion der Auflast und Bodenart ist, sondern entscheidend auch von den Mensikenkräften gesteuert wird, wurden unterschiedlich intensiv entwässerte Aggregate geschert.

### Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an polyedrischen Aggregaten des P-Horizontes eines Pelosol-Gleyes vorgenommen. Die Aggregate wurden auf pF 1.8 bzw. 3.0 entwässert und anschließend nach Einbettung in Paraffin mit unterschiedlichen Auflasten (ca. 60-80 kPa) und Schergeschwindigkeiten (0.1 und 1 mm/min) im Kastenschengerät abgeschert (s. BAUMGARTL, 1991).

Nach dem Scherversuch wurden die Aggregate getrocknet und mit Epoxidharz imprägniert. Anschließend wurden Dünnschliffe der Aggregate parallel zur Scherrichtung angefertigt.

Die Scherversuche wurden auch an Gesamtbodenproben bei unterschiedlichen Schergeschwindigkeiten (s. Ergebnisse) vorgenommen.

### Ergebnisse und Diskussion

Während des Schervorganges werden die auftretenden Scherwiderstände aufgezeichnet. Es zeigt sich, daß im Gegensatz zu konsolidierten Gesamtbodenproben der Verlauf der Scherkurve mehrere Maxima vor Erreichen des maximalen Scherwiderstandes und damit des abgescherten Zustandes aufweist (Abb. 1).

Bei geringen Auflasten verlaufen die Scherkurven der Gesamtbodenproben bei hohen Schergeschwindigkeiten steiler und verhalten sich wie starre Körper, d.h. der Scherwiderstand steigt schnell sowohl mit dem Scherweg als auch mit der Auflast an, bei geringeren Schergeschwindigkeiten zeigt die Scherkurve dagegen eine weniger starke Krümmung.

\* Dorfstraße 6, D-3301 Schwülper-Lagesbüttel

\*\* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität Kiel, D-2300 Kiel

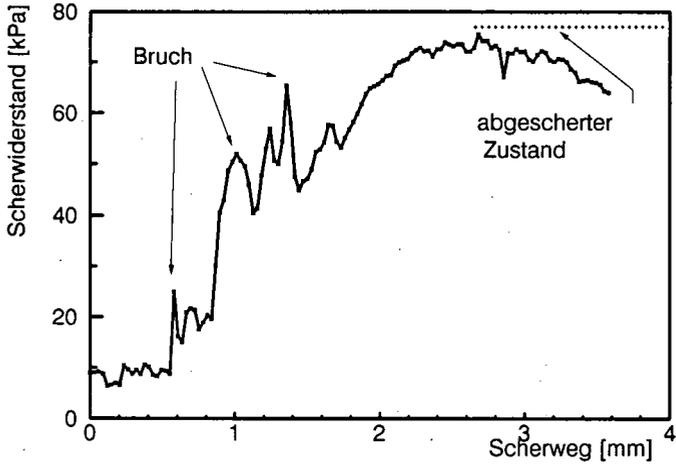


Abb. 1: Schercurve eines Aggregates

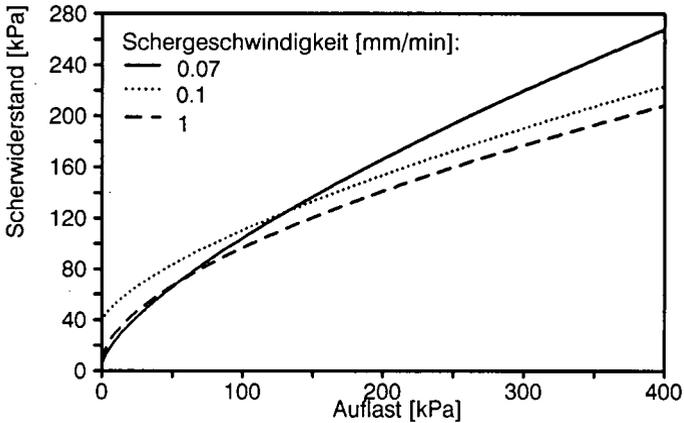
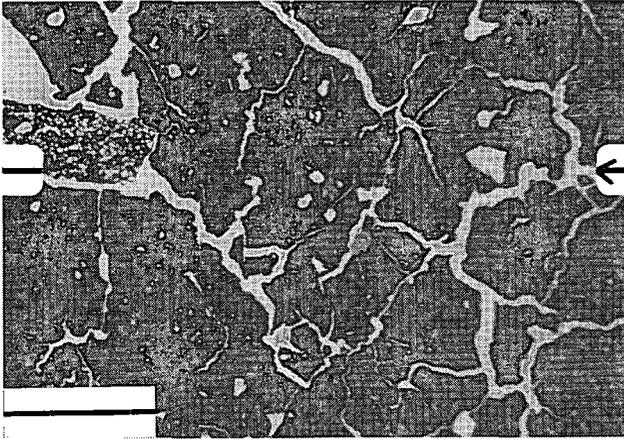


Abb. 2: Schwerwiderstands/Auflastbeziehung als Funktion unterschiedlicher Schergeschwindigkeiten

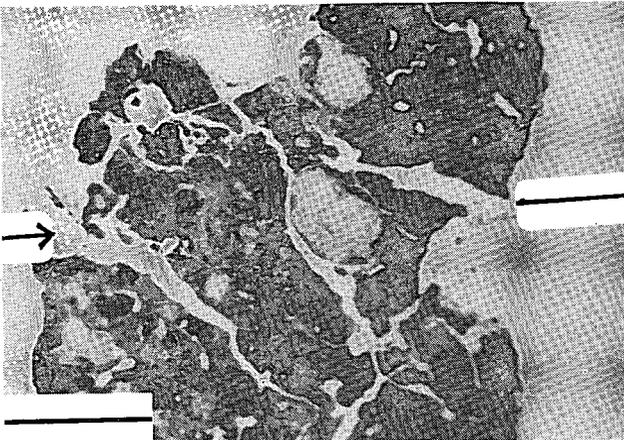
Dünnschliffe intensiv entwässerter Aggregate bei pF=3 (Abb. 3, 4)

An allen untersuchten Proben ist deutlich zu erkennen, daß es zu einer Zerstörung des Aggregates bei Neubildung von ca. 1-4 mm großen Aggregatbruchstücken kommt. Wird der Scherprozeß nach den ersten im Diagramm erkennbaren Brüchen abgebrochen, zeigen die Dünnschliffe die Bruchspalten als grobmaschiges Reißsystem (Abb. 3). Inhomogenitäten innerhalb des Aggregates, Schwächezonen, grobe Körner und Konkretionen modifizieren die Ausbildung des Systems.



**Abb. 3:** Durch den Scherprozeß in kleine Einzelaggregate (1-4 mm) zerlegtes Aggregat mit entstandenem Rißsystem (Balken = 2mm; Pfeil: Scherrichtung)

In Fällen, in denen sich das Aggregat beim Schervorgang gegen ein festes Widerlager abstützen kann und die Auflast zu gering ist, wird das durch den Schub beanspruchte Oberteil des Aggregates nach oben abgehoben. Dabei reißt es auf und es entstehen trichterförmige Spalten. Beim Aggregat in Abbildung 4 wurde das Oberteil zusätzlich noch von dem bereits aufgestellten Mittelteil abgerissen, so daß auch eine der Scherrichtung entgegengesetzte trichterförmige Spalte entstand.



**Abb. 4:** Geschertes Aggregat mit festem Unterteil und trichterförmigen Abriß des Mittel- und Oberteils (Balken = 2mm; Pfeil: Scherrichtung)

#### Dünnschliff eines Aggregates, Entwässerungsgrad $pF=1.8$

Der Scherprozeß bei feuchten Aggregaten unterscheidet sich von dem trockener Aggregate. Parallel zur Scherebene bildet sich eine Einregelungsschicht aus plattigem Ton- und Feinschluffmaterial aus (Abb. 5). Sie ist mit 4-40  $\mu\text{m}$  relativ geringmächtig und umfaßt damit nur wenige Partikellagen. Die Neutralspannung vermindert den Zusammenhalt der Partikel und unterstützt den Gleiteffekt.

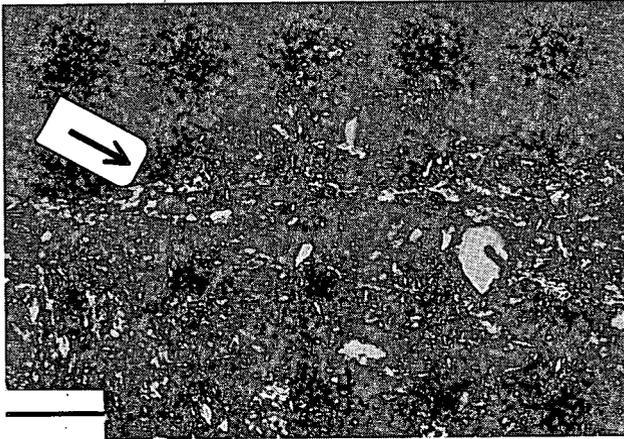


Abb. 5: Bei höheren Wassergehalten richtet sich sich toniges Material in dünnen Lagen parallel zur Scherfläche aus (Pfeil; Balken = 50  $\mu\text{m}$ )

#### **Zusammenfassung**

Beim Schervorgang der Aggregate treten in Abhängigkeit vom Wassergehalt bzw. des Entwässerungsgrades und der Wassermobilisierung in Abhängigkeit von der Wasserleitfähigkeit unterschiedliche Phänomene auf:

Aggregate mit geringen Entwässerungsgrad zeigen eine Einregelungsschicht der Bodenteilchen.

Bei höherem Vorentwässerungsgrad kommt es zu einem Abreißen des intraagregaten Zusammenhaltes mit Riß- und Spaltenbildungen.

Inhomogenitäten (Konkretionen, Sandkörner) in den Aggregaten können die Ausbildung der Phänomene stark modifizieren.

Die Möglichkeit der intensiveren Einregelung der Bodenpartikel während des Schervorganges bei geringerer Vorentwässerung bzw. geringerer Schergeschwindigkeit und dadurch erhöhter Wassermobilisierung erniedrigt durch einen dabei auftretenden "Schmiereffekt" den Scherwiderstand.

#### **Literatur:**

- Baumgartl, T (1991): Spannungsverteilung in unterschiedlich texturierten Böden und ihre Bedeutung für die Bodenstabilität. Schriften. Inst. Pflanzenern. Bodenkn., Univ. Kiel, Bd. 12.
- Beckmann, T. and T. Baumgartl (1993): Micromorphological investigations of sheared aggregates. Soil Technology, 6. In press.

Bodenphysikalische und bodenmechanische Aspekte bei der  
Rekultivierung im rheinischen Braunkohlenrevier

Dumbeck, G. und K. Winter \*

Die durch den Braunkohlentagebau beanspruchten Flächen gehen zum überwiegenden Teil zu Lasten der Landwirtschaft. Bei ca. 16.500 ha Landinanspruchnahme (landwirtschaftliche Nutzfläche) wurden bisher wieder rund 7.500 ha landwirtschaftlich rekultiviert. Besonderes Augenmerk gilt dabei den bodenphysikalischen und -mechanischen Problemen, die vorwiegend durch unsachgemäße Planierarbeiten und die Verdichtungsanfälligkeit des Rekultivierungsmaterials bedingt sind. Ordnungsgemäße und fehlerhafte Rekultivierungen waren bereits häufig Gegenstand bodenkundlicher Untersuchungen (Vorderbrügge 1989, Selige 1987, Haubold et al 1987, u.a.). Dabei zeigte sich, daß Rekultivierungsmängel häufig durch Dichtlagerungen im Unterboden begründet sind. Sowohl Verdichtungsgrad als auch Tiefenlage der Bodenverdichtungen lassen den Schluß zu, daß es sich hierbei um rekultivierungsbedingte Verdichtungen handelt.

Hinsichtlich der Anforderungen, die die Landwirte an die Bewirtschaftung der rekultivierten Böden stellen, ist es unerlässlich, daß die schadhafte Flächenanteile nach Stand von Wissenschaft und Technik melioriert werden. Nicht zuletzt aus ökonomischen Gründen gilt das Interesse dabei der Abgrenzung von meliorationsbedürftigen zu ordnungsgemäß rekultivierten Flächenanteilen.

Bodenmechanische und technische Einflüsse

Aufgrund seiner Kornverteilung zählt der Löß zu den feinkörnigen, der Forstkies zu den gemischtkörnigen Lockergesteinsmaterialien. Je nach Wassergehalt und/oder Lagerungsdichte verändern sich die Beschaffenheit des Lößes bzw. Forstkieses und damit die bodenphysikalischen Eigenschaften und führen zu Besonderheiten für die jeweilige Rekultivierung (technische Einflüsse).

Durch den technischen Vorgang der Rekultivierung (Gewinnung, Transport, Auftrag) wird das ursprüngliche Gefüge des unverritzten Lößes zerstört. Das

---

\* Rheinbraun AG, Stüttgenweg 2, 5000 Köln 41

Lößmaterial wird druck- und setzungsempfindlicher und neigt eher zu Verdichtungen. Auch auf Feuchtigkeitsänderungen reagiert der Löß sehr empfindlich. Schon bei geringer Erhöhung des Wassergehaltes geht Lößmaterial von halbfester bis steifer Konsistenz in den breiigen Zustand über (Winter 1990).

Aufgrund dieser bodenmechanischen Eigenschaften sind zur Erzielung guter Neulandböden die im Anschluß an die Verkippung folgenden Planierarbeiten auf den unvermeidbaren Umfang zu reduzieren. Neben dem Einsatz von Arbeitsgeräten mit einem niedrigen Bodendruck, einer Minimierung der notwendigen Planierarbeiten durch Verkippung mit geringen Rippenhöhen, ist der Feuchtigkeitszustand des Lößes sowie die Wahl des günstigsten Planierzeitpunktes für die spätere Qualität des Neulandes von Bedeutung (Winter 1992).

#### Zwei Planiergeräte im Vergleich

Zur Einebnung der mittels der Absetzer verstärzten Lößmassen ist der Einsatz von Planiergeräten unerläßlich. In der landwirtschaftlichen Rekultivierung besteht das zu planierende Material aus mittel lehmigem Schluff mit 14 - 17 % Ton, 70 - 80 % Schluff und 2 - 5 % Sand. Neben der Korngrößenverteilung wird das Planierergebnis maßgeblich vom Wassergehalt des zu verteilenden Materials bestimmt (Dumbeck 1992).

Bei vergleichbarer Leistung (H-Raupe 108 KW/K-Raupe 118 KW) und Gesamtmasse (17,1 t/16,3 t) wurden durch zwei unterschiedliche Planiermaschinen ein Planierversuch zur Ermittlung der Auswirkungen auf Bodenverdichtungen angelegt. Fahrzeugparameter unterschieden sich lediglich in der Raupenplattenbreite (910 mm/1.400 mm) und der Raupenlänge (2.775 mm/4.200 mm) und führten so zu einem spezifischen Bodendruck von 3,8 N/cm<sup>2</sup>/1,4 N/cm<sup>2</sup>. Der Wassergehalt zum Zeitpunkt der Überfahrten betrug 19 Gew.-%.

Die in Tabelle 1 dargestellten Ergebnisse zeigen die gemessenen Bodendichten zwischen und in der Raupenspur in Abhängigkeit des eingesetzten Planiergerätes und der Tiefe.

Tab. 1: Dichte des Bodens in Abhängigkeit der Tiefe und der Druckbelastung in g/cm<sup>3</sup> (je Tiefe und Variante n = 32)

Tiefe in cm	K-Raupe		H-Raupe	
	Raupenspur	zwischen der Raupenspur	Raupenspur	zwischen der Raupenspur
15	1.65	1.57	1.68	1.61
30	1.58	1.52	1.63	1.60
40	1.53	1.49	1.61	1.56
60	1.46	1.42	1.54	1.50

Mit zunehmender Tiefe nimmt die Dichte des Bodens ab, zudem sind erwartungsgemäß in den Raupenspuren die höheren Dichtlagerungen zu verzeichnen. Durch den geringeren spezifischen Bodendruck der K-Raupe gegenüber der H-Raupe sind dort die Dichtlagerungen im Unterboden deutlich niedriger.

### Melioration schadhafter Bereiche

In jenen Teilbereichen der landwirtschaftlich rekultivierten Flächen, in denen Bodenverdichtungen und -vernässungen die Bearbeitbarkeit, die Befahrbarkeit und die Ertragsfähigkeit negativ beeinflussen, müssen mittels geeigneter Meliorationsmaßnahmen Standortverbesserungen durchgeführt werden. Bedarfsdrainagen werden lediglich in vernäßten Flächen verlegt, wohingegen die Tieflockerungsmaßnahmen in der Regel auf der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche durchgeführt werden. Einerseits lassen sich aus Praktikabilitätsgründen kleinere, nicht zu lockernde Bereiche nicht aussparen, andererseits zeigen feldbodenkundliche Ansprachen der Packungsdichte der Böden (Harrach und Vorderbrügge 1991) einen fast flächendeckenden Lockerungsbedarf an.

Die Tieflockerungsmaßnahmen werden bei Wassergehalten unterhalb der Ausrollgrenze mit dem TLG 12 durchgeführt, das Tiefen bis zu 90 cm erreicht. Gerätespezifisch zeigen sich im Boden Lockerungsgänge und sogenannte Kämmen, die von der Tieflockerung nur wenig oder überhaupt nicht erfaßt wurden. Die mittels dieser Meliorationsmaßnahmen erreichten Auflockerungen in den Tiefen 32 cm, 40 cm und 62 cm zeigt Tabelle 2. Die Gesamtporenvolumina und die Grobporen haben in den Lockerungsgängen gegenüber den sogenannten Kämmen deutlich zugenommen, wohingegen sich die Rohdichten deutlich verringerten.

Tab. 2: Bodenphysikalische Kenngrößen für die einzelnen Entnahmetiefen, in der Lockerungszone getrennt nach Lockerungsgängen und Kämmen (Gehlhaus 1992)

	Tiefe 32 cm		Tiefe 40 cm		Tiefe 62 cm	
	Gänge	Kämme	Gänge	Kämme	Gänge	Kämme
dB in g/cm <sup>3</sup>	1.47	1.58	1.51	1.60	1.48	1.69
GPV in Vol.-%	46.0	42.0	44.5	41.2	46.0	38.1
FP in Vol.-%	11.3	12.2	10.5	11.2	11.1	12.8
MP in Vol.-%	17.7	17.7	15.9	15.1	14.3	12.1
GP in Vol.-%	16.9	12.1	18.0	14.9	20.5	13.2
swGP in Vol.-%	6.3	2.5	6.9	4.7	8.3	3.3

### Literatur

Dumbeck, G. (1992): Bodenkundliche Aspekte bei der landwirtschaftlichen Rekultivierung im rheinischen Braunkohlenrevier. Braunkohle 44, Heft 9, S. 8 - 11

- Gehlhaus, M. (1992): Bodenphysikalische und wurzelökologische Untersuchungen auf landwirtschaftlich rekultivierten Auftragsböden des rheinischen Braunkohlenreviers nach Tieflockerung. Diplomarbeit Gießen.
- Harrach, T. u. Th. Vorderbrügge (1991): Die Wurzelentwicklung von Kulturpflanzen in Beziehung zum Bodentyp. Berichte über Landwirtschaft 204, Sonderheft
- Haubold, M., L. Henkes u. D. Schröder (1987): Qualität und Entwicklung rekultivierter Böden aus Löß. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 173 - 178
- 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 Gießen.
- Vorderbrügge, Th. (1989): Einfluß des Bodengefüges auf Durchwurzelung und Ertrag bei Getreide-Untersuchungen an rekultivierten Böden und einem langjährigen Bodenbearbeitungsversuch. Dissertation Gießen
- Winter, K. (1990): Bodenmechanische und technische Einflüsse auf die Qualität von Neulandflächen. Braunkohle 42, Heft 10, S. 15 - 23
- Winter, K. (1992): Neue bodenmechanische Untersuchungen zum Kippen und Planieren von landwirtschaftlich zu rekultivierenden Flächen. Braunkohle 44, Heft 9, S. 12 - 17

# RÄUMLICHE UND ZEITLICHE VARIATION DES KAPILLARPOTENTIALS UND DES WASSERGEHALTES IN STRUKTURIERTEN BÖDEN

von  
P. Germann+)

## Einleitung

Der zeitlich und räumlich variable Wassergehalt von Böden bestimmt deren mechanische Festigkeit entscheidend mit. Der Betrag der Kapillarität des Bodenwassers nimmt mit abnehmendem Wassergehalt zu, die mit Wasser bedeckte Oberfläche der Bodenteilchen nimmt jedoch ab. Daraus folgt, dass der Einfluss der Kapillarität auf die Festigkeit eines Korngefüges bei abnehmendem Wassergehalt zunächst zu- und dann wieder abnimmt. So fließt Sand bei vollständiger Wassersättigung, bei mittlerem Wassergehalt können Sandburgen gebaut werden, die bei starker Austrocknung jedoch vom Wind mit Leichtigkeit abgetragen werden.

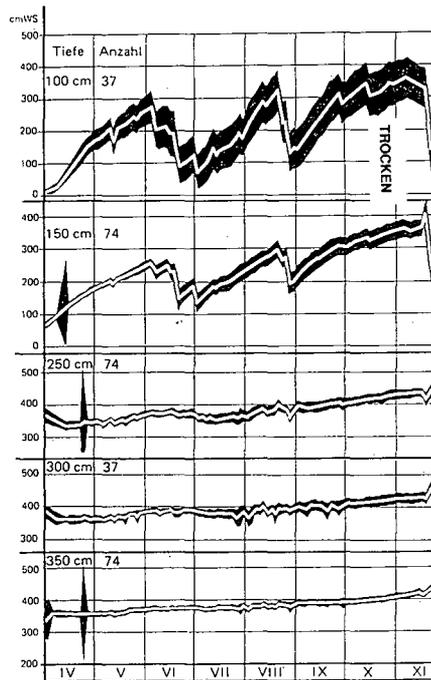
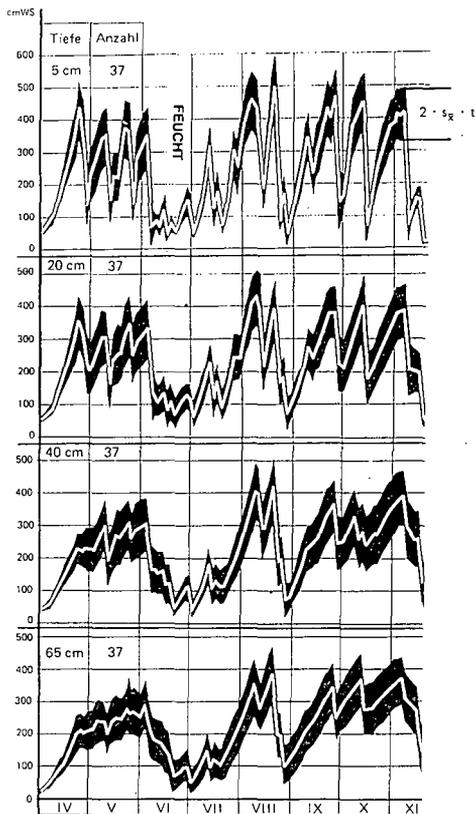
Üblicherweise werden Bodeneigenschaften, wie Dichte, Durchlässigkeit, Wassergehalt, Porosität und Körnung als Mittelwerte des (Proben-) Volumens angegeben. Die auf diesen Mittelwerten aufbauenden Beziehungen zwischen Wassergehalt einerseits und Kapillarität und der hydraulischen Leitfähigkeit andererseits werden im Beitrag von Herrn U. Holzlöhner behandelt. Dabei wird die räumliche Kontinuität dieser Eigenschaften vorausgesetzt, d.h. ihre mathematischen Ableitungen sind im Raum jederzeit gegeben. Unter dieser Voraussetzung kann das Darcy-Gesetz auch auf teilgesättigte Böden angewendet werden.

Unter dem Begriff der Makroporen werden im folgenden die Sekundärstrukturen von Böden zusammengefasst, welche in die ursprüngliche, mehr oder weniger homogene Matrix eingebettet sind. Dazu gehören Risse und Kanäle, die etwa durch Schwinden infolge Austrocknung, durch mechanische Beanspruchung, durch das Wurzelwachstum oder durch die Wühlarbeit der Bodentiere entstanden sind. In der Regel sind die Makroporen nahe der Bodenoberfläche zahlreich und deutlich ausgeprägt, ihre Anzahl und ihr Volumenanteil nehmen zur Tiefe hin ab.

Risse sind typischerweise planar und tragen zur Bildung von Krümeln bei. Ihre Breiten und Tiefen reichen von wenigen Millimetern bis zu einigen Metern, mit Weiten von wenigen Mikrometern bis zu einigen Millimetern, unter warmen und trockenen Bedingungen bis zu einigen Centimetern.

Kanäle sind mehrheitlich lineare Gebilde (Tippkötter, 1983). Röhren des Gemeinen Regenwurms (*Lumbricus terrestris*) können von der Bodenoberfläche mehr oder weniger vertikal bis etwa einen Meter tief reichen und weisen Durchmesser von einigen Millimetern auf. Ammer (1992) hat die Ökologie verschiedener Lumbriciden im Hinblick auf die Bodenversauerung untersucht.

+ )Geographisches Institut der Universität Bern, Hallerstrasse 12, CH-3012 Bern (Schweiz)



**Abbildung 1:**  
 Zeitliche Veränderung des  
 Kapillarpotentials in einem  
 Lössboden unter Wald während  
 der Vegetationsperiode 1971.  
 "Anzahl" bezieht sich auf die  
 Zahl der Tensiometer in der  
 entsprechenden Tiefe. Die  
 gesamte untersuchte Fläche  
 betrug 1'500 [m<sup>2</sup>]  
 (Germann, 1976).

Die Durchmesser zusammenhängender Wurzelgänge reichen etwa von 30 [ $\mu\text{m}$ ] bis einige Centimeter. Wurzelsysteme erreichen Dichten von 5 bis 20 [ $\text{km}/\text{m}^3$ ], die z.B. von landwirtschaftlichen Ackerpflanzen jährlich gebildet werden müssen. Gerade die durch Feinwurzeln verursachten Kanäle haben den Nachteil, dass sie von blossen Auge nicht erkannt werden können. Daher wird ihre Wirkung auf den Wasserfluss, den Stofftransport und vor allem auf den Gasaustausch häufig verkannt.

Anhand von Beispielen werden nun heterogene Verteilungen der Kapillarität und des Wassergehaltes und deren Dynamik in unterschiedlichen Massstabsbereichen dargestellt.

### **Zeitliche und räumliche Variation des Kapillarpotentials (Tension, Wasser- oder Saugspannung)**

Bereits die räumliche Anordnung der Pflanzen übt einen wesentlichen Einfluss auf die räumliche und zeitliche Variation des Wassergehaltes und des Kapillarpotentials aus. Dabei wirken die Wurzeln als Senken auf den Bodenwassergehalt und die oberirdischen Pflanzenteile beeinflussen mit der Interzeption und dem Stammabfluss die räumliche Variation der Infiltration.

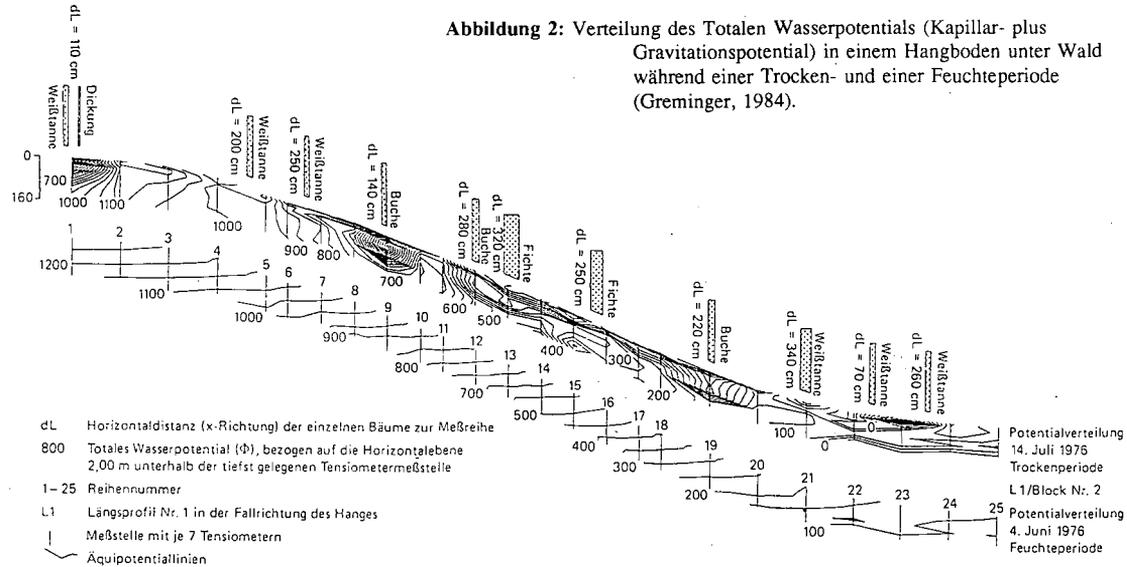
An der vormaligen Professur f. Bodenphysik der ETH Zürich wurden in zahlreichen Wald- und Freilandböden die zeitlichen und räumlichen Veränderungen des Kapillarpotentials untersucht, wobei Dutzende bis Hunderte von Tensiometern eingesetzt wurden. (Richard et al., 1978, 1981, 1983, 1987). Zusammenfassend gilt etwa, dass das Ausmass der **zeitlichen** Variation von oben nach unten im Bodenprofil abnimmt, jenes der **räumlichen** Variation im Waldboden wegen der Anordnung der Bäume ausgeprägter ausfällt als in Freilandböden. Eingehende Darstellungen für Böden in horizontaler Lage findet man bei Brühlhart (1969) (zwei Parabraunerden), Flühler (1973) (Pseudogley), Vogelsanger (1986) (Parabraunerde aus Terrassenschotter), Germann (1976) (Abbildung 1) und Borer (1982) (beide untersuchten eine leicht pseudovergleyte Parabraunerde aus Löss). In Hangböden findet eine durchgehende hangparallele Sickerung nur bei hohem Sättigungsgrad statt, wenn die Kapillarität abgeschwächt auftritt und die Sickerung im wesentlichen von der Schwerkraft dominiert wird, wie Greminger (1984) zeigte (Abbildung 2).

### **Bodenstruktur und die Verteilung des Wassergehaltes**

In pseudovergleyten oder Pseudogley-Böden treten in der Tiefe von etwa 0,4 bis 1,2 [m] verdichtete  $B_T$ ,  $S_w$ - und  $S_d$ -Horizonte verminderter Durchlässigkeit auf. Häufig wurden diese durch Ton- und Schluffverlagerung aus den oberen Horizonten gebildet. Die mit diesen Horizonten oft auftretenden, mehr oder weniger vertikal angeordneten Marmorierungen bestehen aus einem bleichen Streifen von einigen Centimetern Breite, der von einem schmalen Saum rötlich gefärbten Bodens gefolgt wird. Häufig sind derartige Marmorierungen konzentrisch um den Kanal einer ehemaligen Wurzel angeordnet. Die vertikale Anordnung der gebleichten und geröteten Zone lassen vermuten, dass die Wasserflüsse und Stoffverlagerungen, die zu den Marmorierungen geführt haben, mehr oder weniger horizontal vom vertikalen Kanal aus verlaufen sind.

Diese "Pseudogley-Hypothese" wurde experimentell bestätigt (Germann et al., 1984). Eine ungestörte Bodensäule wurde dazu mit einer Lösung aus Alizarin-Rot S und KBr beregnet.

**Abbildung 2:** Verteilung des Totalen Wasserpotentials (Kapillar- plus Gravitationspotential) in einem Hangboden unter Wald während einer Trocken- und einer Feuchteperiode (Greminger, 1984).



Anschliessend wurde der Boden in 5 [cm] mächtigen Schichten aus dem Container ausgegraben, wobei zusätzlich konzentrisch zu angefärbten Poren noch Zylinderproben mit den Durchmessern 13, 21 und 35 [mm] gestochen wurden. Der Bromidgehalt der Zylinderproben und der jeweiligen Schicht wurde ermittelt. Bis in eine Tiefe von 15 [cm] nahm der Bromidgehalt von der innersten zur äussersten Zylinderprobe ab, war aber immer mindestens doppelt so hoch wie der mittlere Bromidgehalt der gesamten Schicht. Mit zunehmender Tiefe verlor sich der eindeutige Br-Gradient von der innersten zur äussersten Zylinderprobe, hingegen erhöhte sich der Br-Anteil in den Zylinderproben gegenüber der entsprechenden Bodenschicht bis zu einem Faktor 6.

Zahlreiche andere Färbversuche zeigen, wie heterogen Wasser in den Boden eindringt und sich entsprechend verteilt (Hoogmoed und Bouma, 1980; Hornberger et al., 1991). In Abbildung 3 ist ein Makroporensystem dargestellt. Aufgrund derartiger Beobachtungen schlossen Beven und Germann (1982), dass Wasser entlang von Makroporen in den Boden eindringen kann, sobald die Zufuhr zur Oberfläche die maximale Infiltrationsrate in die oberflächennahe Matrix übersteigt. Die vollständige Sättigung der tieferliegenden Matrix ist keine zwingende Voraussetzung für das Auftreten des Makroporenflusses. Je nach Massstab der Betrachtung ist die Voraussetzung der Kontinuität während dem Auftreten von Makroporenfluss nicht mehr erfüllt. Siehe Schema Abbildung 4.

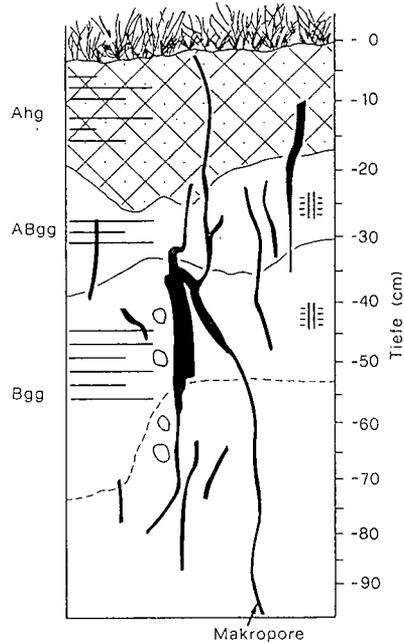
Da die Benetzung der Matrix auch von den wasserführenden Makroporen aus erfolgt, entstehen kleinräumig deutlich ausgeprägte Gradienten der Kapillarität und in deren Folge eine enorme räumliche Variation der mechanischen Festigkeit. Auf Messungen abgestützte Modellrechnungen zeigen, dass die Wassergehaltszunahme entlang von Makroporen mit zunehmender Fliessstrecke abnimmt. Auch wurde gezeigt, dass der vertikale Makroporenfluss nur während einem Zeitintervall auftritt, das etwa doppelt bis dreimal so lange andauert, wie jenes der Wasserzufuhr, die Makroporenfluss auslöste (Germann, 1990).

### **Hänghydrologie, Makroporen und Kapillarsäume**

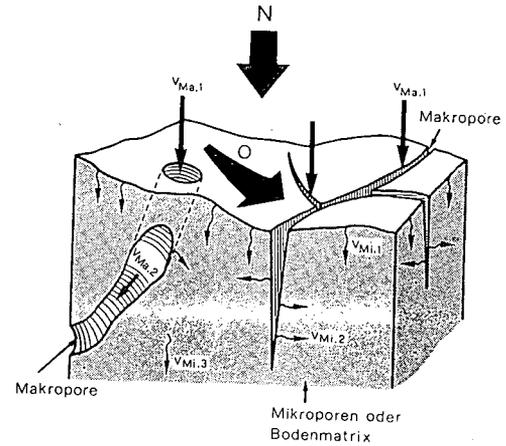
In makroporösen Hangböden wird davon ausgegangen, dass ein Teil des infiltrierenden Wassers sehr schnell vertikal in die Tiefe sickert. Unterhalb des Einflussbereiches der Wurzeln trifft es dann auf eine weniger durchlässige, homogenere Matrix, die häufig während längerer Zeit nahezu mit Wasser gesättigt ist. Wenn sich das Kapillarpotential nahe dem Nullpunkt befindet, dann wird diese Zone Kapillarsaum genannt. Eine geringe Wassergehaltszunahme, zum Beispiel im Gefolge von vertikalem Makroporenfluss, verursacht eine rasche Zunahme hangparalleler Flüsse (Subsurface Storm Flow: McDonnel, 1990). Germann (1990) schätzt, dass derartige hangparallele Fliessen während einer Periode auftritt, die dem 5- bis 10-fachen jener entspricht, welche den erforderlichen Makroporenfluss verursachte. Die bodenmechanischen Auswirkungen wurden z.B. von Sidle et al. (1985) eingehend dargestellt.

### **Transienter Teilchentransport**

Die vertikale Verlagerung von Bodenpartikeln, namentlich der Schluff- und Tonfraktion, wird von den Bodenmorphologen bei jeder Profilsprache erfasst. Die Partikelverlagerung trägt unter anderem zur Verfestigung von Krümeln bei, indem diese durch Tonhäutchen überzogen werden. Auch können dadurch im Laufe der Bodenbildung ton- und schluffreiche, ziemlich verdichtete Horizonte entstehen, die ihrerseits die Durchlüftung, die Infiltration und Drainage hemmen können.



**Abbildung 3:** Makroporen in einem Bodenprofil.  
*Gezeichnet nach einer Photographie,  
daher die Verzerrung des Massstabes  
(Germann, 1981)*



**Abbildung 4:** Schematische Darstellung einer  
Infiltration in einen makroporösen Boden.  
*N: Niederschlag  
O: lokaler Oberflächenabfluss  
v: Sickerung  
Mi: die Matrix betreffend  
Ma: die Makroporen betreffend  
(Germann, 1981).*

Obwohl die Morphologen den Partikeltransport im Boden längst erkannt hatten, steckt seine quantitative Erforschung in den Anfängen (Germann, 1991). Wan and Wilson (1992) konnten in künstlichen makroporösen Medien eindrücklich zeigen, dass Teilchen von der Grösse der Tonfraktion hauptsächlich durch die Wasser-Luft-Grenzschicht entlang der Poren geschoben werden (Schneepflugeffekt). Damit ist auch qualitativ gezeigt, dass transientes Fliessen, wie es entlang der Makroporen auftritt, für den Partikeltransport von Bedeutung ist.

Allgemein darf behauptet werden, dass der Transport von Partikeln im Boden auf Makroporen angewiesen ist (Smith et al., 1985).

### **Zusammenfassung**

Die Bodenfestigkeit ist selbst in einer homogenen Matrix deutlichen zeitlichen und örtlichen Schwankungen unterworfen wegen der zeitlichen und räumlichen Variabilität des Wassergehaltes und der davon abhängigen Kapillarität.

Die Bodenfestigkeit in der Nähe der Oberfläche dürfte durch Makroporenfluss meistens abnehmen weil der lokale Wassergehalt stark zunimmt. In tiefergelegenen Horizonten hingegen ist, je nach Anfangsfeuchte, eine Zu- oder Abnahme der mechanischen Festigkeit zu erwarten.

In der Umgebung von Kapillarsäumen ist die Kapillarität gering. Rasche Infiltrationen entlang Makroporen, die bis zu den Kapillarsäumen gelangen, können zu Hangrutschungen führen. Dieser Effekt dürfte in tonigen Böden, welche vor der Infiltration durch Schwinden aufgerissen worden waren, noch verstärkt auftreten.

Der Transport von Partikeln in Böden kann sowohl zur Schliessung von Makroporen als auch zu deren Vergrösserung beitragen.

### **Ausblick**

Makroporen sind ein- oder zweidimensionale Hohlräume, welche in den meisten natürlich gelagerten Böden vorkommen. Wegen den ungünstigen Proportionen der Dimensionen ist eine profilumfassende mikromorphologische Aufklärung ihrer Struktur äusserst aufwendig. Für bodenhydrologische Zwecke muss zudem noch nachgewiesen werden, dass eine bestimmte Makropore Wasser führen kann.

Um einen Einblick zu gewinnen über das räumliche Ausmass der hydraulischen Verbindungen unter den Makroporen in Bodenvolumen, die gross genug sind, um die Ergebnisse problemlos auf Bodenprofile übertragen zu können, wird zur Zeit an unserer Abteilung eine Beschallungsmethode erprobt.

### **Literatur**

Ammer, S. (1992): Auswirkungen experimenteller saurer Beregnungen und Kalkung auf die *Lumbricidenfauna* und deren Leistungen (Höglwaldexperiment). Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayer. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt 123: 1-227.

- Beven, K., and P. Germann (1982): Macropores and water flow in soils. *Water Resour. Res.* 18(5):1311-1325.
- Borer, F. (1982): Zum Wasserhaushalt einer dominierenden Douglasie in einem Waldbestand. *Mitt. eidg. Anst. forstl. Vers'wes.* 58/1: 1-161.
- Brühlhart, A. (1969): Jahreszeitliche Veränderungen der Wasserbindung und der Wasserbewegung in Waldböden des schweizerischen Mittellandes. *Mitt. eidg. Anst. forstl. Vers'wes.* 45/2:127-232.
- Flühler, J. (1973): Sauerstoffdiffusion im Boden. *Mitt. eidg. Anst. forstl. Vers'wes.* 49/2: 125-250.
- Germann, P. (1976): Wasserhaushalt und Elektrolytverlagerung in einem mit Wald und einem mit Wiese bestockten Boden in ebener Lage. *Mitt. eidg. Anst. forstl. Vers'wes.* 52/3:163-309.
- Germann, P. (1981): Untersuchungen über den Bodenwasserhaushalt im hydrologischen Einzugsgebiet Rietholzbach. *Mitt. 51, Versuchsanst. für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH-Zürich*, 135 p.
- Germann, P. (1990) Macropores and hydrologic hillslope processes. Chapter 10 in M. G. Anderson and T. P. Burt (eds.): *Process Studies in Hillslope Hydrology*. John Wiley and Sons, Chichester, UK, 539 p.
- Germann, P. (1991) Zum Transport von Partikeln in Böden. *Mitt. DBG* 63, 103-106.
- Germann, P. F., W. M. Edwards and L. B. Owens (1984): Profiles of Bromide and increase of soil moisture after infiltration into soils with macropores. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48(2):237-244.
- Greminger, P. (1984): Physikalisch-ökologische Standortsuntersuchung über den Wasserhaushalt im offenen Sickersystem Boden unter Vegetation am Hang. *Mitt. eidg. Anst. forstl. Vers'wes.* 60/2:151-300.
- Hoogmoed, W. B., and J. Bouma (1980): A simulation model for predicting infiltration into cracked clay soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 458-461.
- Hornberger, G. M., P. F. Germann and K. J. Beven (1991): Throughflow and solute transport in an isolated sloping soil block in a forested catchment. *J. Hydrol.* 124: 81-99.
- McDonnell, J. J. (1990): A rationale for old water discharge through macropores in a steep, humid catchment. *Water Resour. Res.* 26(11):2821-2832.
- Richard, F., Lüscher und T. Strobel: *Physikalische Eigenschaften von Böden der Schweiz*, Band 1 (1978), Band 2 (1981), Band 3 (1983), Band 4 (1987). Herausgeber: Dr. W. Bosshard, Direktor der Eidg. Anst. f.d. forstliche Versuchswesen, CH-8903 Birmensdorf.
- Side, R. C., A. J. Pearce and C. L. O'Loughlin (1985): Hillslope stability and land use. *Water Resources Monograph Series 11, American Geophys. Union, Washington D.C.* 139 p.
- Smith, M. S., G. W. Thomas, R. E. White, and D. Ritonga (1985): Transport of *Escherichia coli* through intact and disturbed columns of soil. *J. Environ. Qual.* 14:87-91.
- Tippkötter, R. (1983): Morphology, spatial arrangement and origin of macropores in some Hapludalfs in West Germany. *Geoderma*, 29:355-371.
- Vogelsanger, W. (1986): Der Wasserhaushalt eines zweischichtigen Bodenporfils unter Waldbestockung, dargestellt an einer sandigen Parabraunerde über Schotter. *Mitt. eidg. Anst. forstl. Vers'wes.* 62/2:103-327.
- Wan, J., and J. L. Wilson (1992): New findings on particle transport within the vadose zone: The role of the gas-water interface. P. 402-419 in: H. J. Morel-Seytoux (ed.): *Proceedings of the Twelfth Annual American Geophysical Hydrology Days*, March 31-April 3, 1992, 419 p.

## Zur Konvergenz von Bodenmechanik und Bodenkunde

von

G. Gudehus \*

### **Einführung**

Die kleine Tagung am 2. und 3. März 1993 in Hannover hat gezeigt, daß Bodenmechanik und Bodenkunde (nachfolgend BM bzw. BK abgekürzt) einige gemeinsame, aber auch einige entgegengesetzte Ziele haben: Man will Tragfähigkeit, Verformungen und Fluidtransport in den Griff bekommen und möchte dazu die Verdichtung (BM) bzw. die Auflockerung (BK) verbessern, und Erosionsschäden will man verhüten oder vermindern. In Hannover hat sich deutlich gezeigt, daß Begriffe und Methoden auch bei gleichen Gegenständen verschieden sind, so daß man leicht aneinander vorbei redet. Immerhin scheint man sich über die Hauptaufgabe einig zu sein: den Boden soweit zu schonen oder wiederherzustellen, daß er auch in Zukunft unsere wichtigste Lebensgrundlage bleiben kann.

Dieser Aufsatz enthält einige - zwangsläufig subjektive - Gedanken zu Methoden und Begriffen. Sie sind geordnet nach Zustandsbeschreibung, Materialverhalten und Systemverhalten. Mögen sie zur Konvergenz von BM und BK beitragen.

### **Zustandsbeschreibung**

Die *stoffliche Zusammensetzung* wird in BM und BK ganz ähnlich beschrieben. In der wissenschaftlichen BM bevorzugt man trockene oder gesättigte Granulate ohne Beimengungen, in der praktischen Geotechnik spielen letztere aber auch eine wichtige Rolle. In der BK spielen Wasserbindung und -transport die Hauptrolle, weswegen die Beschreibung von Wasseranteilen und Beimengungen darauf ausgerichtet ist. Die Kapillarwirkung wird in der BK viel gründlicher verfolgt als in der BM, obwohl sie auch in der Geotechnik eine wichtige Rolle spielt. In Hinblick auf Volumenänderungen sei der BK die Definition des Wassergehalts der BM empfohlen, während man in der BM das Kapillarwasser und dessen Beimengungen wie in der BK behandeln sollte.

*Einfache Korngerüste* werden in der BM bevorzugt betrachtet, während sie in der BK nur einen Sonderfall bilden. Der BK wird insoweit die Zustandsbeschreibung der BM empfohlen;

---

\* Institut für Bodenmechanik und Felsmechanik, Universität Karlsruhe, Postfach 6980, 7500 Karlsruhe

man sollte also beispielsweise das Wort Lagerungsdichte für die relative Porenzahl reservieren und damit nicht die Wichte bezeichnen. Für kontinuumsmechanische Betrachtungen wird ein einfaches Korngerüst hinreichend genau durch die Porenzahl und den Tensor der Kornspannungen beschrieben. Es empfiehlt sich, in der BM die Kornspannungsanteile aufgrund der Kapillarspannungen aus der BK zu berücksichtigen.

Uneinheitlichkeit wurde in Hannover bei der Beschreibung *großporiger Bodenstrukturen* deutlich. Aufgrund von Kornbindungen kann der Porenanteil größer als in einfachen Korngerüsten sein, so daß die mineralischen Teilchen Waben oder Klumpen bilden können. Man spricht von Makroporen und Aggregaten, die Definitionen dafür sind jedoch nicht einheitlich und auch nicht objektiv. Zur Beschreibung der Teilchenanordnung benötigt man charakteristische Längen und im allgemeinen auch Richtungen, und ein einziger Kapillarunterdruck genügt zur statischen Beschreibung sicher nicht.

Das *Rißgefüge* wird in der BK eingehend beschrieben und verdient in der BM viel mehr Aufmerksamkeit als bisher. Ähnliche Gefüge kennt man in der Felsmechanik, beschreibt sie aber dort anders. Die Hierarchie von Rissen erster, zweiter und höherer Ordnung ist ein schönes Beispiel der Selbstorganisation: Es handelt sich um Fraktale - im übertragenen und im wörtlichen Sinne. Zur geometrischen Beschreibung benötigt man charakteristische Längen, zur statischen zusätzliche Spannungsgrößen. Der Beitrag von Herrn Revuzhenko zeigt, daß man die Selbstorganisation auch in Böden wissenschaftlich erfassen kann.

Auch Strukturen *höherer Ordnung* sollte man in BK und BM als Fälle von Selbstorganisation verstehen. Scherfugen können - in einer kleinen Probe ebenso wie am Boden des Atlantiks - Hierarchien regelmäßiger Muster bilden, unter anderen Randbedingungen aber auch durch Entfestigung bis zum Bruch führen. Ver- und Entmischung kann durch Scherung entstehen (Beitrag Revuzhenko), aber auch durch Sedimentation und rasches Fließen von Suspensionen. Zur Beschreibung solcher Strukturen sollte man sich zwischen BM und BK wenigstens über das grundsätzliche Vorgehen einigen (z.B. Mittelwertbildung und Gebietsgrößen).

## Materialverhalten

Das Spannungs-Verformungs-Verhalten steht im Mittelpunkt der BM, während die BM mehr am Transportverhalten interessiert ist. Genauer gesagt geht es um Zustandsgleichungen, welche die Änderung von Zustandsgrößen geeignet zu wählender Bodenelemente beschreiben sollen. Auch diesbezüglich können BM und BK voneinander lernen.

Das Materialverhalten *einfacher Korngerüste* ist die Domäne der BM. Durch sogenannte Stoffgesetze kann man zeitliche Veränderungen der Porenzahl und des Spannungstensors recht genau - wenn auch mit erheblichem Aufwand - beschreiben. Zustandsgrenzen - vor allem der Porenzahl und des Spannungsverhältnisses - spielen die entscheidende Rolle, und diesbezügliche Beschreibungen der BM werden auch für die BK empfohlen.

Der *Fluidtransport* wird in der BM bevorzugt für einfache Korngerüste mit dem Sättigungsgrad 0 oder 1 erfaßt. Es wird Zeit, die Transportgesetze der BK für ungesättigte Böden

in die BM zu übernehmen. Dazu gehört auch die statische Seite: Durch die Kapillarität entsteht eine von Sättigungszahl und Korngröße abhängige erhöhte Kornspannung (die mehr als 100 m Wassersäule erreichen kann), aus der sich Volumenänderungen (Schrumpfen oder Schwellen) und Strömungskräfte ergeben. Es wird auch Zeit, daß man sich über den Einfluß der Kapillarität auf die Verdichtbarkeit klarer wird, als dies durch Proctorversuche möglich ist.

Das Verhalten *hochporöser Strukturen* ist in der BM noch nicht gut verstanden, und in der BK behilft man sich insoweit noch zu sehr mit konventionellen Begriffen der BM. Der Zusammenbruch von Waben oder Klumpen sollte nicht mit Begriffen der Kontinuumsmechanik wie Stabilität beschrieben werden. Solche Strukturänderungen können durch gleichmäßige Verformungen nicht wieder rückgängig gemacht werden; man benötigt höhere Zustandsgrößen und -gleichungen, und die Unerreichbarkeit von Nachbarzuständen muß berücksichtigt werden. Die Kopplung von Verformungen und Fluidtransport liegt auf der Hand, wird aber bisher noch nicht genügend erfaßt.

Das Materialverhalten höherer Bodenstrukturen wird bisher nur in Einzelfällen experimentell oder theoretisch einigermaßen zutreffend erfaßt. In der BM arbeitet man gelegentlich mit Großproben, die ein Reißgefüge aufweisen; das Festigkeits- wird besser als das Transportverhalten verstanden. Zur Bildung und Veränderung von Strukturen höherer Ordnung bedarf es eigentlich einer Theorie der Selbstorganisation und neuartiger Versuchsmethoden, worauf oben schon hingewiesen wurde.

## Systemverhalten

Der Übergang vom Material- zum Systemverhalten ist fließend: Je nach Teilchengrößen und -anordnungen kann man verschieden große Bodenelemente betrachten (Problem der Mittelwertbildung). Aus praktischer Sicht geht es aber vor allem darum, trotz des Defizits an Zustandsgrößen (Boden ist undurchsichtig) und Zustandsgleichungen (Stoffgesetze sind oft zu kompliziert oder unzutreffend) zu für Entscheidungen ausreichenden Prognosen zu gelangen.

Ganz gleich ob man die *Verdichtung* anstrebt (BM) oder vermeiden will (BK): man muß sie besser verstehen. Es gibt verschiedene Kombinationen von Druck und zyklischer Scherung, um bestimmte Porenzahlen zu erreichen. Wenn man dabei auch die Rolle des Kapillarwassers besser versteht, wird man Verdichtungs Vorgänge mit Hilfe mechanischer Modelle zunehmend vorhersagen können. Feldversuche mit Verdichtungsgeräten oder Traktoren dienen dann nicht mehr dazu, Zusammenhänge zu entdecken, sondern diese zu überprüfen. Dazu gehört auch die Messung von Zustandsgrößen: Man kann sich aufwendige Spannungsmessungen in der BK weitgehend sparen, da in der BM ihre grundsätzliche Unzulänglichkeit erwiesen wurde, sollte aber Strukturänderungen viel genauer als bisher beobachten.

Auch die *Auflockerung* verdient mehr Aufmerksamkeit: Die Mechanik des Pflügens ist wichtiger als die benannte Weltraumforschung. Soweit einfache Korngerüste vorliegen, sollte man

in der BK den Begriff der Dilatanz aus der BM übernehmen und nutzen. Auch die Scherfugenbildung und die mit ihr verbundenen Maßstabeffekte sind in der BM schon einigermaßen verstanden. Mit Scherfugenmustern muß man sich allmählich vertraut machen. Es sei noch einmal gesagt: Hier geht es - wie bei der Bildung von Klumpen durch intensive Scherverformung - um Selbstorganisation. Die *Rißbildung* muß ebenfalls gründlicher untersucht werden. In der Geotechnik ist sie wegen mineralischer Deponieabdichtungen ins Blickfeld geraten, wird aber offenbar noch nicht genügend verstanden. In der BK werden Risse zwar sehr schön beschrieben, ihre Entstehung wird aber bisher noch nicht durch eine mechanische Theorie erklärt. Zu wenig beachtet wird in der BM die Tatsache, daß Risse in gewachsenem Boden nie ganz verheilen, das künftige Verformungs- und Transportverhalten also auch bei Drucksteigerung durch Überlagerung mit beeinflussen.

Ziemlich am Anfang steht man noch bei dem Bemühen, die *Erosion* mechanisch zu erklären. Die Erosion grobkörniger Gewässersohlen ist bevorzugt ein Thema des Wasserbaus und dort noch lange nicht erledigt. Mit Begriffen der Scherfestigkeit kommt man der Erosion sicher nicht bei. In der BK weiß man, wie nützlich eine Klumpenstruktur gegen Erosion ist, kann dies aber mechanisch bisher zu wenig erklären. Über kurz oder lang muß man Frost-Tau- und Feuchte-Trocknungs-Zyklen ebenfalls mechanisch erklären. Daß eine Verdichtung die anschließende Erosion erleichtern kann, sollte sich in der BM herumsprechen.

Die in der BM inzwischen etablierte *Beobachtungsmethode* wendet man im Grunde auch in der BK an, aber unter anderen Namen. Mangels genau zutreffender Daten und Gesetzmäßigkeiten begnügt man sich mit ungenauen Prognosen, beobachtet aber dann das Verhalten und richtet sich auf eine technische Beeinflussung ein, wobei die Prognose schrittweise aufgrund der Messungen verbessert wird. Hingewiesen sei noch darauf, daß diese Methode bei einem Verzweigungskollaps versagen muß, wenn dieser in der Theorie nicht zutreffend beschrieben wird. Dazu gehört beispielsweise der Zusammenbruch hochporöser Strukturen mit nachfolgender Verflüssigung.

### **Schlußbemerkungen**

Die Konvergenz von BM und BK ist nicht nur wünschenswert, sondern angesichts der gewaltigen Aufgaben und der beschränkten Kapazitäten zwingend notwendig. Hingewiesen sei darauf, daß sich auch andere Wissenschaften mit Boden beschäftigen und an der Konvergenz teilnehmen sollten: Felsmechanik, Tagebaukunde, Ingenieurgeologie, Verfahrenstechnik, um nur einige zu nennen. Die manchmal geradezu peinliche Abgrenzung zwischen diesen Gebieten hat die Schonung und Regenerierung des Bodens als Lebensgrundlage, um die es eigentlich geht, oft eher behindert als gefördert.

Tagungen wie diejenige am 2. und 3. März 1993 in Hannover sollten gelegentlich wiederholt werden. Ohne politische oder kommerzielle Pressionen sollte weiter sachlich berichtet und diskutiert, also auch kritisiert werden. Die gemeinsame Sache verdient es.

## Mechanisch -physikalische Prozesse in aggregierten ungesättigten Böden.

K.H.Hartge, Hannover

Die Gefügebildung in Böden kann auf verschiedenen Ebenen beschrieben werden. Die erste ist in der Regel die morphologische, nicht zuletzt, weil sie im Grunde jedermann ohne besondere Hilfsmittel zugänglich ist. Vom Informationswert her ist diese Ebene aber oft unzureichend. Deshalb ist die Versuchung gross, die morphologischen Befunde im Hinblick auf genetische und damit dynamische Prozesse auszuwerten. Die Tatsache, dass dabei geübte und erfahrene Interpreten einen hohen Grad an Richtigkeit erreichen können, verhindert nicht, dass es dabei oft zu Fehlinterpretationen kommt. Das ist vor allem dann der Fall, wenn der Bearbeiter einseitig z.B. von einem biologischen Grundverständnis ausgeht- ohne hinreichende Berücksichtigung mechanischer Aspekte.

Der Hauptgrund für diesen Mangel liegt darin, dass eine besonders wichtige Eigenschaft des Gefüges, nämlich sein Widerstand gegenüber Beanspruchungen - also seine Festigkeit oder Stabilität- nicht direkt morphologisch erfassbar ist..

Gerade in dieser, für Gefügebeurteilung so wichtigen Frage muss daher auf einer anderen Ebene gearbeitet werden. Hier bietet sich das theoretische und methodische Instrumentarium der klassischen Bodenmechanik an, weil bei ihr der breite Problembereich der Festigkeit seit jeher im Zentrum der Bemühungen steht.

### TAB. 1

Besonderheiten des Bodens ( pedologische Horizonte in situ )  
bezogen auf die klassische Bodenmechanik

- =====
- 1) 3-Phasen -kurzfristig wechselnde Anteile v.Wasser u. Luft  
( # Witterungseinfluss)
  - 2) Schrumpfung und Quellung ohne Auflast  
( # Witterungseinfluss)
  - 3) Einlagerung v.organischer Substanz  
( # Film oder Partikel )
  - 4) Bioturbation  
( # aufwärtsgerichtete Punktbelastungen )
- 
- 5) Grossflächigkeit  
( # Auf- und Abbau lokaler neutraler Spannungen )

Nähere Beschäftigung mit diesem Thema zeigt indessen, dass im pedologischen Bereich Besonderheiten auftreten, die in den Böden der baugrundorientierten Bodenmechanik kaum eine Rolle spielen. Diese Besonderheiten sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Aus diesem Grund können zwar die Grundvorstellungen der Bodenmechanik, nicht aber alle ihre Denkansätze für die Bodenkunde übernommen werden. Hier liegt also ein beträchtliches Forschungsneuland vor

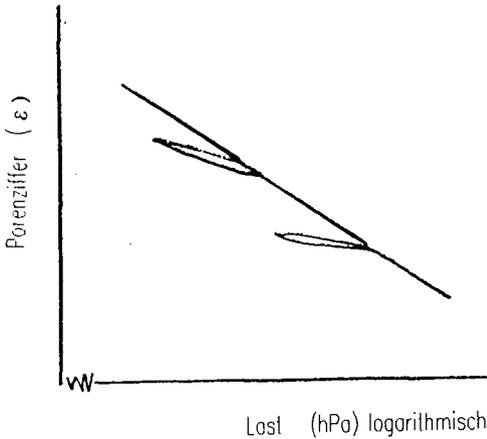


Abb. 1 Drucksetzungskurve einer Bodenprobe

Der wichtigste Sachverhalt im Bereich der physikalischen Bodeneigenschaften ist der Zusammenhang zwischen der Lockerheit der Lagerung und ihrer Verformbarkeit. Dieser Zusammenhang wird durch die DRUCKSETZUNGSKURVE (Abb.1) beschrieben. Durch diese Kurve ist die Zusammendrückbarkeit je Einheit der Lastzunahme durch eine festgelegte Prozedur angegeben, nämlich bei einer in einer festgelegten Richtung wirkenden Kraft bei verhinderter seitlicher Ausdehnung. Für den jeweiligen Zustand der Zusammendrückung wird dabei der Porenanteil, bezogen auf den Feststoffanteil angegeben. Diese Masszahl ist in der Regel die Porenziffer.

Die Drucksetzungskurve ist ein Charakteristikum eines Bodenmaterials also z.B. einer Probe aus einem Bodenhorizont. Ihre Lage im Koordinatensystem der Abb.1 hängt vom Wassergehalt und vom Scherwiderstand des Bodenmaterials ab. Beide sind je nach Art der Komponenten untereinander korreliert. Wenn auf der Abszisse, auf der die Last aufgetragen ist, ein logarithmischer Mess-Stab verwandt wird, dann ist die Drucksetzungskurve eines Bodenmaterials bei erstmaliger Belastung eine Gerade.

Diesem Zustand, für den die Bezeichnung NORMALVERDICHET eingeführt ist, steht ein anderer gegenüber, der als ÜBER- oder VORVERDICHET bezeichnet wird. Er ist durch die Hysteresisschleifen auf der Drucksetzungskurve charakterisiert. Die Ursache für diesen Zustand liegt darin, dass nach dem Entfernen einer komprimierenden Last keine Kraft da ist, die die bei der Komprimierung gegeneinander verkeilten Mineralkörner durch Anheben wieder befreit. Solange eine solche Anhebung nicht erfolgt, ist der Boden im Bereiche unterhalb der früheren Höchstlast daher relativ fest. Er ist dann nur elastisch verformbar. Beim Befahren oder Betreten mit geringeren Lasten als der früheren Maximallast gibt es daher keine Tritt- oder Fahrverdichtung mehr.

Wenn man nun diesen, in der Bodenmechanik der Baugrundforschung seit langem bekannten Sachverhalt auf Bodenprofile in ihrer natürlichen Lagerung anwendet, dann müssen vorher die Grenzen der Übertragbarkeit festgelegt werden. Dazu gehören folgende Feststellungen:

Ein Bodenprofil kann in einem Zustand sein, in dem jede einzelne Tiefenzone niemals einer höheren Last ausgesetzt war als der des jetzt noch über ihr liegenden Bodenmaterials. Dieser Zustand ist analog einer Normalverdichtungssituation und der Porenanteil müsste von der Bodenoberfläche her nach unten kontinuierlich abnehmen. Dies setzt natürlich voraus, dass die Scherparameter des Bodenmaterials in allen Tiefen gleich sind und dass keine Störungen durch das wechselnde Gewicht von Wasser und damit einhergehende Schrumpfung auftreten. Um dieser letzteren Schwierigkeit aus dem Wege zu gehen, wurden die Lagerungskurven in diesem Text stets auf ofentrockenen Boden berechnet.

Da solche Einflüsse in Böden normalerweise nicht auszuschliessen sind, sind Kurven in denen die Last des Bodenmaterials gegen die Porenanteile aufgetragen werden keine Drucksetzungskurven im klassischen Sinne. Daher wird für sie im folgenden der Terminus LAGERUNGSKURVE verwendet.

Als nächstes tritt dann die Frage auf, wo denn Lagerungskurven zu finden sein müssen, die die einen "normalverdichteten" Gefügezustand anzeigen? Unmittelbar im Zusammenhang damit steht dann die Frage, wo denn "überverdichtete" Gefügezustände vorzufinden sind?

Es zeigt sich nun, dass Lagerungskurven, die einer Normalverdichtungskurve einer Probe entsprechen, an folgenden Stellen zu finden sind (Abb.2):

(1) Wo Bodenmaterial sedimentiert - also ohne Fall- nur mit Sinkbeschleunigung abgelagert ist, ohne dass Meniskenzug bei Entwässerung aufgetreten ist. Das kann im Laborversuch vorkommen, oder bei Sedimentation unter Wasser, z.B. in Gewässern (Holler u. Kassens, 1989).

(2) Wo Bodenmaterial von einem Vorverdichteten Zustand -z.B. infolge Meniskenzug bei Austrocknung pedoturbat gelockert ist. Hierbei spielen in erster Linie Tier- und Wurzelertätigkeit sowie Baumwurf eine Rolle (Bioturbation). Die Lagerungskurven, die in solchen Fällen erhalten werden, sind im log-normalen Koordinatensystem Gerade. Die negative Steigung der Kurven hängt im Falle der sedimentation von den Materialeigenschaften Kohäsion und Winkel der inneren Reibung ab, im Falle der Bioturbation ausserdem von deren Intensität. Deshalb sind die Steigungen bei Böden aus Trockenklimaten geringer als bei Böden aus feuchten Gegenden, z.B. Waldklimaten.

Porenziffer ( $\varepsilon$ )

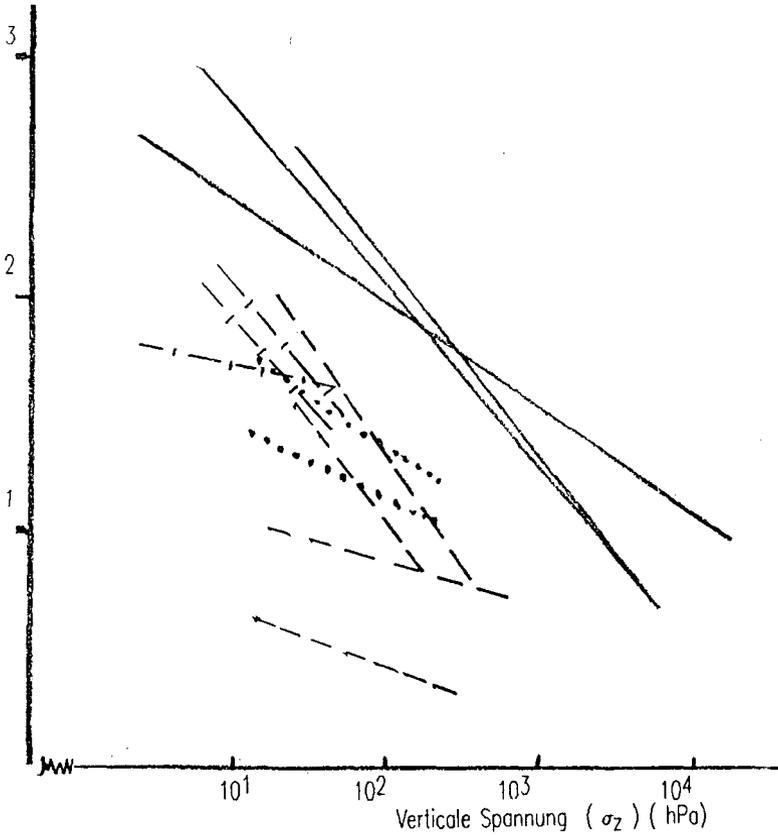


Abb. 2 Lagerungskurven analog zum Normalverdichtungs Zustand

- Sedimentkerne vom Tiefseeboden (Holler & Kassens 1989)
- - - ungenutzte Böden in-situ (aus Hartge & Sommer 1982)
- ..... klassische Drucksetzungskurven (Labor-Kurven) (Hartge 1988)
- · - · - Schüttgut in Säulen (Neumann 1978)

Wenn nun eine grosse Zahl von Lagerungskurven untersucht wird, wie dies in den vergangenen Jahren geschah (Hartge & Sommer 1979, 1982), dann zeigt sich, dass es drei Gruppen von solchen Kurven gibt (Abb. 3).

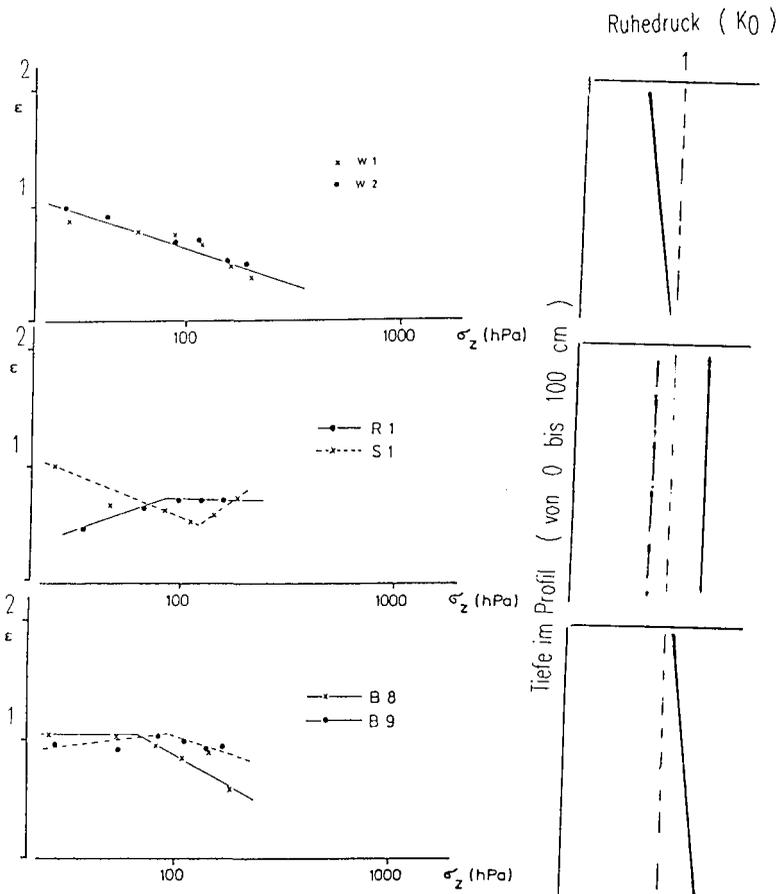


Abb. 3 Lagerungskurven und dazugehörige Tiefenfunktionen der Ruhedruckkoeffizienten. Oben : Waldböden, analog zum Normalverdichtungs Zustand (nicht publ.)

unten: städtische Grünflächen mit Bäumen, analog zum Überverdichtungs Zustand (Speerschnieder 1992)

Mitte : R = Fahrspur ~ überverdichtet (nicht publ.)

S = rigoller Baumschulboden, Gleyuntergrund (Schaack 1989)

Die erste Gruppe (Abb.3. oben) umfasst Kurven, die im log-normalen Koordinatensystem Gerade sind. Sie gehören in den weitaus meisten Fällen zu terrestrischen, nicht genutzten Böden. Das Ausmass der pedoturbaten Lockerung, der sie ihre Steigung verdanken, ist dabei in Waldböden in der Regel höher als in natürlichen Grünlandböden. Bei Halbwüstenböden (Aridisols) ist es besonders gering.

Die zweite Gruppe umfasst Böden deren Kurven einen Knick aufweisen., weil sie im Bereich geringer Auflasten - also in Oberflächennähe - zu geringe Porenziffern haben (Abb.3 unten).

Hier finden sich alle genutzten Böden ohne Rücksicht auf die Nutzungsart - abgesehen von Sondersituationen z.B. in Gartenbau- oder Baumschulböden. Das Ausmass der "Überkomprimierung" des Oberbodens ist am Ausmass der Abweichung von der "Normalgeraden" abzulesen (Abb.4). Es ist zu erkennen, dass eine "Überverdichtung" nur zu beobachten ist, wenn vorher eine starke pedoturbate Lockerung erfolgt ist - denn das geologische Ausgangsmaterial ist bei terrestrischen Böden stets überverdichtet. Unter natürlichen Bedingungen - also ohne Zutun des Menschen gibt es solche "überverdichtete" Lagerungen auch als Folge pedologischer Stabilitäts-abnahmen wegen Auswaschung z.B. in Podsolen und Parabraunerden.

Die dritte Gruppe (Abb.3, Mitte, S 11) bilden Böden in deren unteren Bereichen keine Austrocknung, mithin keine Kontraktion durch Meniskenzug oder eine andere komprimierende Belastung aufgetreten ist. Hierher gehören alle Auen- und Marschböden, viele Gleye und vulkanische Böden.

In diesem Bereich finden sich auch viele Rekultivierungsschüttungen und Spülversatzböden. (Schröder u. Schneider, 1991)

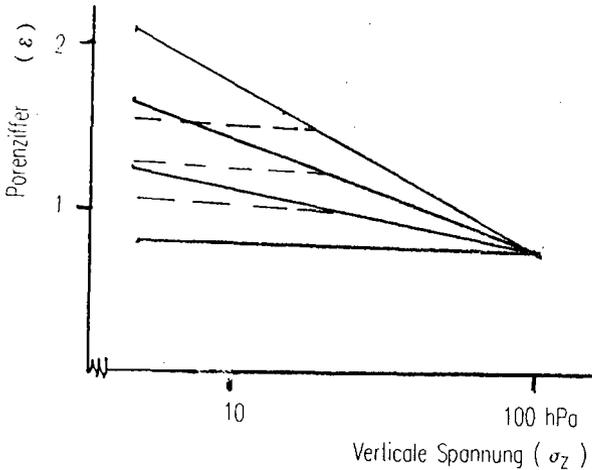


Abb. 4 Lagerungskurven verschieden stark pedoturbat gelockerter Bodenprofile (schematisch) ——— Normalverdichtetes Profil  
- - - überverdichteter Oberboden

Die Lagerungskurven der beiden ersten Typen in Abb.3 erlauben eine weitere Aussage über die Spannungsverteilung in der festen Phase der Profile. Auch hier liegt eine direkte Analogie zur Drucksetzungskurve (Abb.1) vor. Auf deren Erstverdichtungsgeraden die erste Hauptspannung die vertikale ist, und dementsprechend die Ruhedruckkoeffizienten deutlich unter 1 liegen. In den Hysteresisschleifen liegen diese Koeffizienten deutlich höher, nämlich bis hin zu 1 (Kezdi, 1969), Untersuchungen mit Druck- und Schlagsonden haben gezeigt, dass die Ruhedruckkoeffizienten in Böden mit Lagerungskurven analog zu Normalverdichtungen deutlich unter 1 liegen (Abb.3) (Hartge u. Zhang 1993). Demgegenüber sind die Ruhedruckkoeffizienten bei den Profilen mit Überverdichtung deutlich höher (Abb.3 unten). Bei der hier verwendeten Sondenmethode liegen sie sogar bei  $K > 1$ .

## SCHLUSSFOLGERUNGEN und ZUSAMMENFASSUNG

Die Gefügeentwicklung in Böden - mit und ohne menschliche Eingriffe - lässt sich in ihrem Erscheinungsbild morphologisch erfassen, d.h. beschreiben. Die wichtige Eigenschaft der Festigkeit ist aber mit dieser Methode nicht beurteilbar. Die einfachste Art die zahlreichen Aspekte der Festigkeit zu erfassen besteht darin, die Lagerungskurve eines Profils als Analog einer Drucksetzungskurve zu interpretieren. Ein solches Verfahren ermöglicht die Einschätzung von Festigkeitsverhältnissen in Fällen, in denen aufwendige Kraft- bzw. Spannungsmessungen nicht durchführbar sind. Die Lagerungskurven bilden im überverdichteten Fall stets das Ergebnis einer vorformenden Belastung bei den ungünstigsten Festigkeitsbedingungen ab. Im normalverdichteten Fall zeigen sie das Ausmaß der abgelaufenen Pedoturbation an.

## LITERATUR

- Hartge, K.H. & C. Sommer (1979): Z.Kult.u.Flurber. **20**, 267-268  
- (1982): Z.Pflanzenernähr.u.Bodenkde **145**, 25-35  
Hartge, K.H. (1988): CATENA-Suppl. **11**, 73-77  
- (1993): Soil Technol. **6**, im Druck  
Hoiler, P. & H. Kassens (1989): Ber. SFB 313 Univ. Kiel Nr **15**, 1-61  
Kezdi, A. (1969): Handbuch der Bodenmechanik VEB-Verlag-Bauwesen Berlin  
Neumann, O. (1978): Studienarbeit i.f. Bodenkde, Hannover (nicht publ.)  
Schaack, W. (1989): Studienarbeit i.f. Bodenkde Hannover (nicht publ.)  
Schröder, D. & R. Schneider (1991) Ber. über Ldw. (Parey) **204**. Sonderheft 138-148  
Speerschneider, R. (1992) Diss. Univ. Hannover



**Eindringwiderstand und Dynamik der Wurzelentwicklung unter Winterweizen  
auf rekultivierten Böden aus Löß in Abhängigkeit von der Grundbodenbearbeitung**

L. Hövelmann und H. Franken <sup>1)</sup>

## 1 Einleitung

Aufgrund ihrer Gefügelabilität reagieren rekultivierte Böden aus Löß besonders empfindlich auf Bodenbelastungen. Pflanzenwurzeln zeichnen bearbeitungsbedingte Gefügeunterschiede deutlich nach.

Im "Pilotprojekt Schirrhof", das in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftskammer Rheinland und der Rheinbraun AG durchgeführt wird, werden u.a. auch die Auswirkungen einer differenzierten Bodenbearbeitung auf Eindringwiderstand und Wurzelentwicklung untersucht.

## 2 Material und Methoden

Im südwestlichen Teil der Niederrheinischen Tiefebene bei Grevenbroich wurde im Jahre 1989 auf einem Auftragsboden aus Löß [lehmgiger bis stark lehmiger Schluff: Ton 16,6 M.-%, Schluff 78,7 M.-%, Sand 4,7 M.-%; (GLA 1990)] der Feldversuch als randomisierte Blockanlage mit 4 Wiederholungen angelegt.

In den Jahren 1991 und 1992 wurde an zwei bzw. drei Terminen in jeweils 3 Wiederholungen die **Durchwurzelung** des Bodens unter Winterweizen mit der **Profilwandmethode** im Raster von 5\*5cm bis in 1m Tiefe untersucht (BÖHM 1976). Hier werden jeweils die über 3 Wiederholungen gemittelten Mediane aus 20 Zählwiederholungen dargestellt.

In beiden Jahren wurde im Frühjahr zusätzlich noch der **Eindringwiderstand** unter Winterweizen mit einem **BUSH-Penetrometer** an 15 Meßpunkten bis in 1m Tiefe ermittelt. Hier kommen die über 4 Wiederholungen gemittelten Mediane aus 20 Meßwiederholungen zur Darstellung.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Eindringwiderstand

Im Jahre 1991 zeigt sich die lockernde Wirkung des **Pfluges** besonders im Bereich zwischen 20 und 45cm Tiefe (Abb. 1a). Im oberen Krumbereich verlaufen die Eindringwiderstandswerte bei beiden Varianten relativ parallel und in 60cm Tiefe dann auch wieder zusammen; unterhalb von 80cm Tiefe steigen die Eindringwiderstandswerte in der Pflugvariante stärker an als in der **Schwergrubbevariante**.

Im Jahre 1992 (Abb. 1b) führt die differenzierte Grundbodenbearbeitung zu ähnlichen Kurvenverläufen

---

<sup>1)</sup> Institut für Pflanzenbau der Universität Bonn,  
Katzenburgweg 5, 5300 Bonn 1

wie 1991. Nach parallelen Verläufen bis in 15cm Tiefe unterscheiden sich die Varianten im unteren Krumbereich deutlich voneinander; Pflugbearbeitung führt bis in 40cm Tiefe zu geringeren Eindringwiderstandswerten. Es folgen dann übereinstimmende Kurvenverläufe bis in 80cm Tiefe. In beiden Varianten deutet sich sowohl 1991 als auch 1992 eine Abnahme der Eindringwiderstandswerte unterhalb von 90cm Tiefe an.

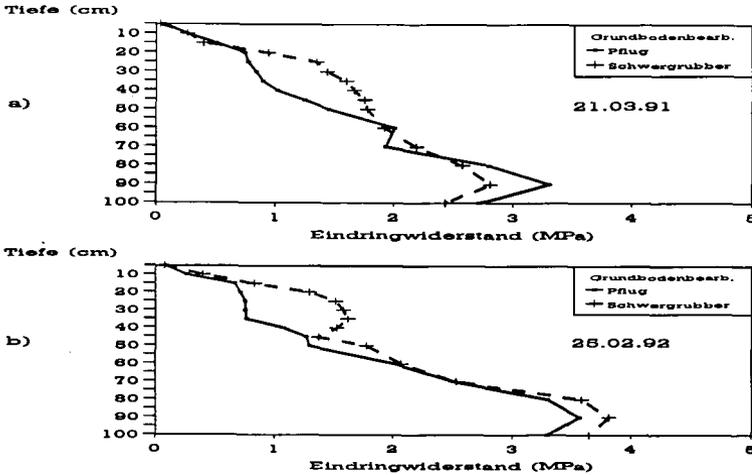


Abb. 1: Eindringwiderstand unter Winterweizen in Abhängigkeit von der Grundbodenbearbeitung

### 3.2 Durchwurzelung

Im Jahre 1991 zeigt sich in der **Bestockungsphase** des Weizens nach Schwergrubberbearbeitung eine geringfügig stärkere Durchwurzelung in den obersten 10cm (Abb. 2a). Im unteren Krumbereich dagegen reagiert der Weizen mit einer stärkeren Wurzelausprägung nach Pflugeinsatz. Unterhalb von 40cm Tiefe verläuft die Durchwurzelung dann in beiden Varianten gleich.

Abbildung 2b zeigt die Durchwurzelung des Bodens zu Beginn der **Kornfüllungsphase**, zwei Monate später. Im mittleren bis unteren Krumbereich zeichnet sich die Pflugvariante durch höhere Wurzellängendichten aus. Bis in 50cm Tiefe ist eine stärkere Durchwurzelung nach Pflugbearbeitung noch angedeutet, darunter kehren sich dann die Verhältnisse um.

Im Jahre 1992 erweist sich die Schwergrubbervariante zu Beginn der **Bestockung** bis in 10cm Tiefe überlegen (Abb. 3a); im weiteren Profilverlauf sieht man dann eine geringfügig stärkere Durchwurzelung des Bodens nach Pflugbearbeitung.

Etwa fünf Wochen später, zu Beginn des **Schossens**, ist die etwas intensivere Durchwurzelung nach Schwergrubbereinsatz bis in 10cm Tiefe noch erkennbar (Abb. 3b). Nach gleichen Wurzellängendichten bis in 20cm Tiefe, führt die lockernde Wirkung des Pfluges zwischen 25 und 40cm Tiefe dann zu höheren Durchwurzelungsraten. Im Unterboden verlaufen die Kurven wieder parallel.

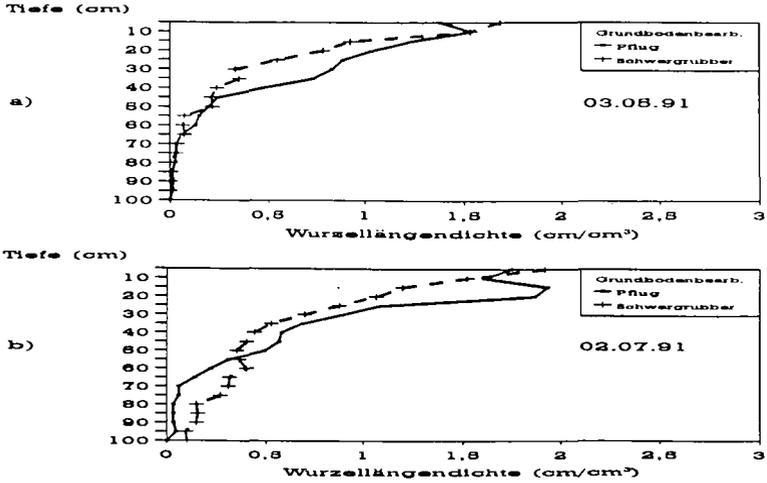


Abb. 2: Wurzellängendichte unter Winterweizen in Abhängigkeit von der Grundbodenbearbeitung (1991)

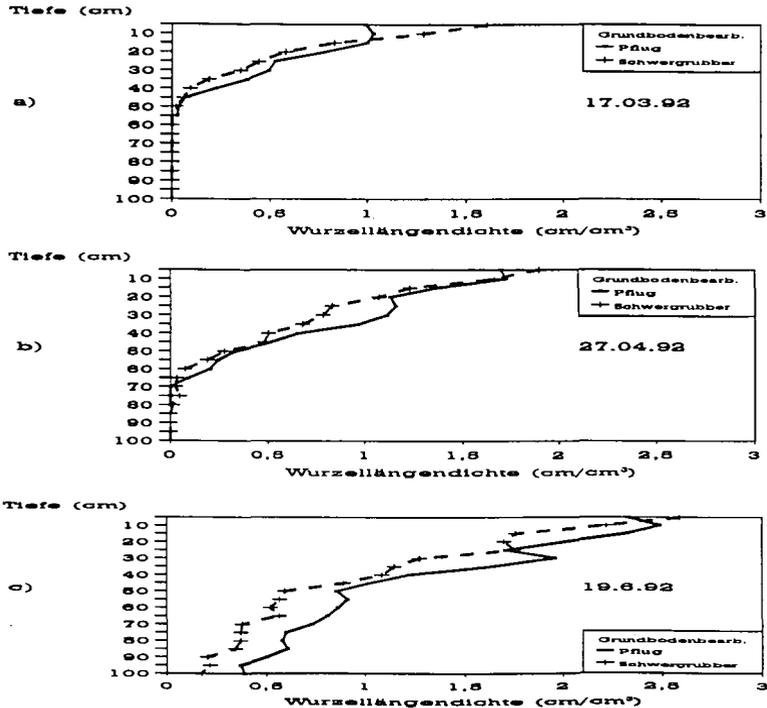


Abb. 3: Wurzellängendichte unter Winterweizen in Abhängigkeit von der Grundbodenbearbeitung (1992)

In Abbildung 3c kann man auch noch in der Vollblüte des Weizens im obersten Krumbereich nach Schwergrubbereinsatz eine leicht erhöhte Durchwurzelung im obersten Krumbereich beobachten. Von 10 bis 40cm Tiefe wird die gepflügte Variante - mit Ausnahme der Tiefe 25cm - dann deutlich stärker durchwurzelt. Im Unterboden ist - im Gegensatz zum Vorjahr - in der Pflugvariante eine durchgängig stärkere Durchwurzelung des Bodens zu verzeichnen.

#### 4 Diskussion

In beiden Versuchsjahren führt die wendende Bodenbearbeitung mit dem Pflug im unteren Krumbereich zu geringeren **Eindringwiderstandswerten**. Sowohl im oberen Krumbereich als auch im Unterboden unterscheiden sich die Varianten jedoch nicht voneinander; unterhalb von 90cm Tiefe konnten dann wieder abnehmende Eindringwiderstandswerte ermittelt werden. Hier wird ersichtlich, daß sich die Auswirkungen der Planierarbeiten im Rahmen der bergtechnischen Erstellung der rekultivierten Flächen offenbar nur bis in 90cm Tiefe erstrecken.

In beiden Jahren kann zu allen Untersuchungsterminen eine **stärkere Durchwurzelung** der Schwergrubvariante bis in 10cm Tiefe beobachtet werden. Die nach Bodenwendung günstigeren Gefügeverhältnisse im unteren Krumbereich führen hier auch zu höheren Wurzellängendichten. Die stärkere Kompaktierung in der Schwergrubvariante wirkt sich besonders im Jahre 1992 mit zunehmender Vegetationsdauer und damit i.d.R. einhergehenden abnehmenden Bodenwassergehalten stärker aus.

Der Eindringwiderstand kann in faktoriellen Feldversuchen bei einer entsprechend großen Anzahl von Meßwiederholungen durchaus als geeignete Größe für den Grad der Kompaktierung angesehen werden. Seine Beziehung zur Durchwurzelungsintensität ist allerdings mehr in qualitativer als in quantitativer Hinsicht zu sehen, zumal die Pflanze im Verlauf der Vegetationsperiode offensichtlich nicht linear auf gemessene Eindringwiderstände reagiert.

#### 5 Literatur

- Böhm, W., 1976: In situ estimation of root length at natural soil profiles. J. Agric. Sci. 87, 365 -368.
- GLA, 1990: Standortkartierung des Pilotprojektes Schirrhof, Versuchsteil B; Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen.

## Teilwassergesättigte Böden - Wassertransport und Verformung

von

Holzlöhner, U. \*)

### Einleitung

Im Rahmen der gemeinsamen Tagung Bodenphysik - Bodenmechanik am 2. - 3.3.1993 in Hannover sollten mit diesem Beitrag die Arbeiten und der Wissensstand der Bodenmechanik zum Thema "Teilgesättigte Böden" dargestellt werden.

Die Bodenmechanik als Teil des Bauingenieurwesens befaßt sich mit der Beschreibung der mechanischen Eigenschaften des Bodens mit dem letzten Ziel, Rechenverfahren für das Verhalten von Bauwerken, insbesondere für Standsicherheitsnachweise, zu entwickeln. Die Bodenmechanik stützt sich hierbei auf eine mehr als hundertjährige Tradition, sowohl hinsichtlich der Grundwasserströmung als auch hinsichtlich Last-Verformungsprobleme, die heute mit leistungsfähigen Rechenverfahren behandelt werden.

Für trockene oder wassergesättigte Böden bestehen umfangreiche Kenntnisse und Erfahrungen. Hinsichtlich der teilgesättigten Böden ist die Lage widersprüchlich: Einerseits haben die meisten Bodenmechaniker - insbesondere in Deutschland - das schon seit Jahrzehnten in der Bodenphysik vorhandene Wissen nicht realisiert. Dabei sind die Phänomene wie Kapillarität, Schrumpfen und Änderung der Konsistenz mit der Feuchtigkeit natürlich jedem Bodenmechaniker bekannt; die Erweiterung des Porenwasserdrucks in den Zugbereich und die Behandlung der Wasserspannung als Zustandsvariable ist jedoch nicht Allgemeingut. Andererseits gibt es in vielen Ländern einige Bodenmechaniker, die sich seit Jahrzehnten mit teilgesättigten Böden befassen. Im Laufe der Zeit wurden bereits sieben internationale Spezialtagungen zum Thema "Expansive Soils" abgehalten.

Der Beitrag der Bodenmechanik betrifft insbesondere das Last-Verformungsverhalten. Dieser Wissensstand soll hier in groben Zügen dargestellt werden. Ferner soll an einigen Beispielen gezeigt werden, inwiefern die teilgesättigten Böden für die bodenmechanische Praxis interessant sind.

### Begriffe und Symbole

In der Bodenmechanik wird der Porenwasserdruck mit  $u$  bezeichnet. Der Ausdruck "Porenwasserunterdruck" wird für den Druckbereich unterhalb des atmosphärischen Luftdrucks verwendet. Für die Zugspannungen im teilgesättigten Bereich ist es sinnvoll, von der Wasserspannung  $s = -u$  zu sprechen. Entsprechend tritt die Matrixpotentialhöhe  $h_m$  an die Stelle der bei der Grundwasserströmung üblichen Druckhöhe:  $u / \gamma_w = -h_m$ .

---

\*) : U. Holzlöhner, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), Berlin.

**Einfluß der Wasserspannung auf die Bodenverformung**

Für wassergesättigten Boden entfällt die Differenz  $\sigma'$  zwischen totaler Spannung  $\sigma$  und Porenwasserdruck  $u$  auf die Bodenmatrix.

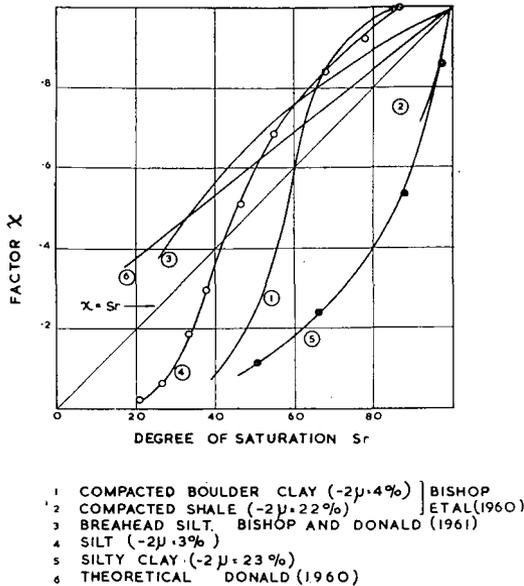
$$\sigma' = \sigma - u \tag{1}$$

Nach dem "Prinzip der effektiven Spannungen" ist nur diese Spannung  $\sigma'$  für die Bodenverformung wirksam. Sie wird deshalb "effektive Spannung" genannt.

Bishop (1959) und andere versuchten durch den Ansatz

$$\sigma' = \sigma - \chi u_w - (1 - \chi) u_a \tag{2}$$

dieses Prinzip zu retten. Hierbei reguliert  $\chi$ ,  $0 \leq \chi \leq 1$ , in Abhängigkeit vom Sättigungsgrad die Verteilung auf Porenwasser ( $u_w$ ) und Porenluft ( $u_a$ ). Jennings & Burland (1962) zeigten jedoch, daß Gleichung (2) nur oberhalb eines bestimmten, von der Bodenart abhängigen kritischen Sättigungsgrades gültig ist, siehe Bild 1. Für geringe Sättigung kollabieren die Böden infolge von Wasserzugabe, während nach Gleichung (2) eine Zugabe von Wasser eine Verringerung der effektiven Spannung und damit ein Schwellen hervorrufen müßte.

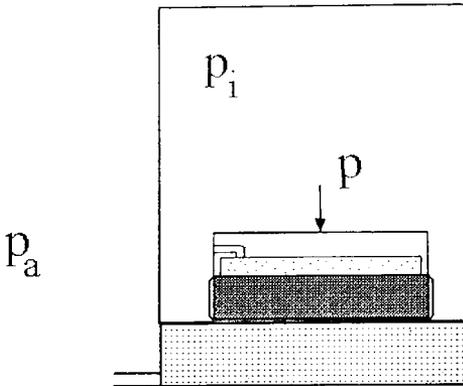


**Bild 1:** Faktor  $\chi$  in Abhängigkeit vom Sättigungsgrad für verschiedene Böden. Aus: Jennings & Burland (1962).

### Einfluß der totalen Spannung auf die Wasserspannung

Die Wassergehalts-Wasserspannungs-Charakteristik wird üblicherweise ohne äußere totale Spannungen, also insbesondere ohne Auflast ermittelt. Im Bodenkörper herrscht jedoch meistens ein gewisser Überlagerungsdruck, der sich auf die Wasserspannungskurve auswirken könnte. Zur Untersuchung dieses Einflusses haben einige Bodenmechaniker "Ödometer mit steuerbarer Wasserspannung" entwickelt, dessen Prinzip Bild 2 zeigt.

Wie in einem üblichen Extraktor wirkt die Druckdifferenz  $p_i - p_a$  über eine keramische Platte auf das Bodenwasser, während unabhängig hiervon eine Auflast  $p$  als totale Spannung auf die Bodenprobe gebracht wird.



**Bild 2:** Ödometer mit steuerbarer Wasserspannung (Prinzip).

Bild 3 zeigt, daß bei gleichem Wassergehalt die Wasserspannung mit Auflast kleiner ist als ohne. Croney & Coleman (1953) beschreiben die Differenz  $\Delta s$  durch

$$\Delta s = \alpha \cdot p, \quad 0 \leq \alpha \leq 1 \quad (3)$$

wobei für wassergesättigten, weichen Ton  $\alpha = 1$  und für starres Korngerüst  $\alpha = 0$  anzusetzen ist. In Bild 3 ist  $\alpha \approx 1$ ; wegen der halblogarithmischen Darstellung ist das nicht augenfällig. Es handelte sich um einen schweren Ton mit den Konsistenzgrenzen  $w_p = 33\%$ ,  $w_L = 86\%$ .

Richards (1992) macht den allgemeinen Ansatz

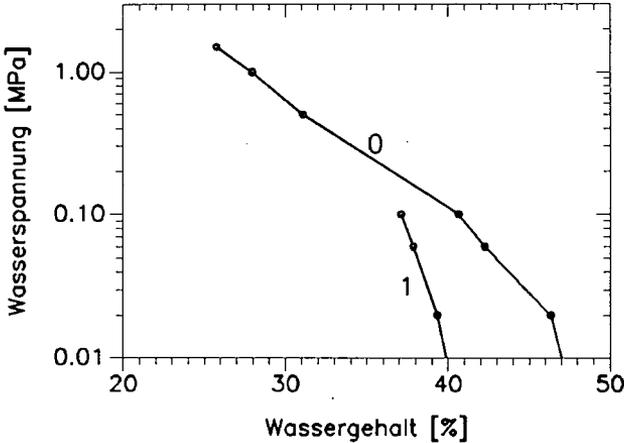
$$\Delta s = [A] \cdot [\sigma] \quad (4)$$

wobei die Matrix  $[A]$  Skemtons Porenwasser-Koeffizienten  $A$  und  $B$  enthält. Für die im herkömmlichen Triaxialgerät erreichbaren Spannungszustände, die durch  $\sigma_1$ , die größere

und  $\sigma_3$ , die kleinere Hauptspannung beschrieben sind, wird die rechte Seite von Gleichung (4)

$$[A] \cdot [\sigma] = B \cdot \sigma_3 + A \cdot B \cdot (\sigma_1 - \sigma_3) \quad (5)$$

Hierbei muß man beachten, daß Skemtons Parameter eigentlich für undrainierte Zustände gedacht sind, während die Gleichungen (3) bis (5) durchaus auch für den drainierten Zustand gelten sollen. "Drainiert" heißt hier, daß die Wasserspannungen des betrachteten Bodenkörpers im hydraulischen Gleichgewicht mit der Umgebung stehen.

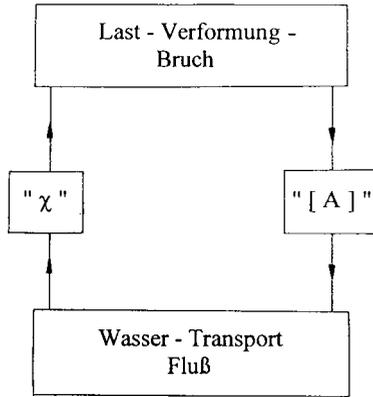


**Bild 3:** Wassergehalts-Wasserspannungs-Charakteristiken für einen schweren Ton. 0: ohne Auflast, 1: bei einer Auflast von 100 kPa.

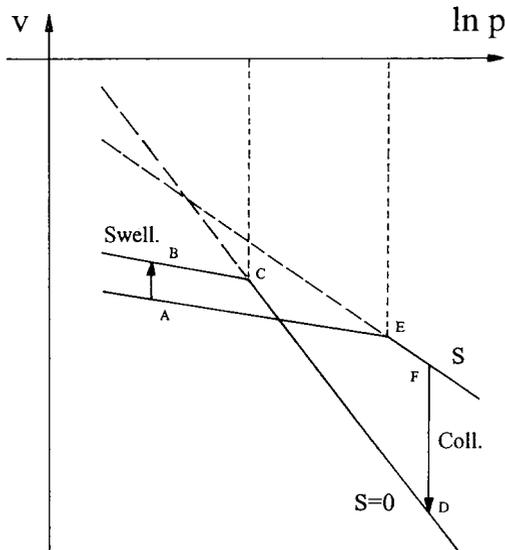
### Spannungs-Dehnungs-Beziehungen

Richards (1992) zeigt mit einem Schema die Komplexität des Gesamtproblems, siehe Bild 4. Einerseits wird der Wassertransport behandelt, andererseits die Fragen Last-Verformung-Bruch. Der Einfluß der Last auf die Transportgröße Wasserspannung ist mit  $[A]$ , der der Wasserspannung auf die Verformung mit  $\chi$  symbolisiert.

Last-Verformungs- und Spannungs-Dehnungs-Beziehungen bilden den Hauptgegenstand der Bodenmechanik. Für wassergesättigte Böden gibt es hier viele theoretische Modelle und praktisch anwendbare Rechenverfahren. Aber auch über teilgesättigte Böden liegen reichhaltige Erfahrungen vor, die sich in "Materialgesetzen" konkretisiert haben. Ein Materialgesetz ist die kontinuumsmechanische Beschreibung des Elementverhaltens. Hiermit und mit einem geeigneten Rechenverfahren können dann praktische Last-Verformungsprobleme als Randwert- oder Anfangswertprobleme berechnet werden.



**Bild 4:** Gegenseitige Abhängigkeit von Last-Verformung und Wassertransport bei teilgesättigten Böden. Nach Richards (1992).



**Bild 5:** Volumenänderung in Abhängigkeit vom isotropen Druck bei verschiedenen Wasserspannungen. Nach Alonso et al. (1990).

Bild 5 zeigt das weiter oben beschriebene Phänomen des Kollabierens als Teil des Materialgesetzes von Alonso et al. (1990). Das Bodenvolumen ändert sich grundsätzlich logarithmisch mit dem mittleren (totalen) Druck. Beispielhaft sind die Beziehungen für die Wasserspannungen  $s = 0$  und  $s > 0$  angegeben. Der momentane Ausgangszustand sei mit A bezeichnet; er befindet sich im Ent- und Wiederbelastungsbereich. Eine Wassersättigung bis  $s = 0$  führt zum Schwellen (Punkt B). Durch Steigerung des Drucks  $p$  nimmt das Volumen entsprechend dem größeren Steifemodul des Ent- und Wiederbelastungsbereichs - oder verfestigten Bereichs - erst langsam ab, bis die Erstbelastungskurve erreicht ist, Punkt C. Bei weiterer Belastung wird schließlich Punkt D erreicht. Diesen Punkt kann man von A aus auch auf folgendem Weg erreichen: Zunächst im trockenerem Zustand belasten bis zu den Punkten E und F, dann bewässern, bis  $s = 0$  erreicht ist. Der Weg F-D beschreibt das Kollabieren. Alonso et al. (1990) halten es nicht für möglich, dieses Verhalten in der Art der Gleichung (2) mit einer modifizierten effektiven Spannung zu beschreiben. In ihrem Materialgesetz wirken daher die totalen Spannungen und die Wasserspannung unabhängig voneinander auf die Bodenverformung. Das hat zur Folge, daß der Spannungsraum eine Dimension mehr hat als der entsprechende für wassergesättigte Böden.

Bild 6 zeigt den  $(p, q)$ -Spannungsraum,  $p = (\sigma_1 + 2\sigma_3) / 3$ ,  $q = \sigma_1 - \sigma_3$ . Die kleine Halbellipse gilt für  $s = 0$ , den wassergesättigten Boden. Die Wasserspannung  $s$  muß man sich senkrecht zur Zeichenebene erstreckt vorstellen, so daß ein dreidimensionaler Spannungsraum entsteht, von dem Bild 6 zwei Projektionen, für  $s = 0$  und für  $s > 0$  zeigt.

Spannungsräume werden in der Kontinuumsmechanik benutzt, um Spannungsbereiche voneinander abzugrenzen. In Bild 6 ist der Raum innerhalb der Halbellipsen der verfestigte Bereich. Bei Erstbelastung bzw. Entwässerung wandert der Spannungspunkt vom Rand bzw. von der Begrenzungsfläche des verfestigten Bereichs nach außen, wobei er den Bereich wie mit einem Schleppzeiger erweitert.

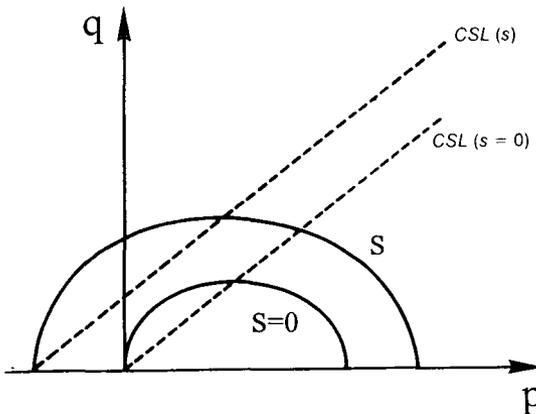


Bild 6: Spannungsraum zum Materialmodell von Alonso et al. (1990).

Alonso et al. (1990) gehen für  $s = 0$  von dem vielfach gebräuchlichen Cam-Clay-Modell, Schofield & Wroth (1968), aus. Sie betonen jedoch, daß man auch irgendein anderes bewährtes Modell zugrundelegen könne. Diese Haltung nimmt auch Richards (1992) ein, der ein inkrementell elastisches Modell benutzt, wobei der Schubmodul bei Annäherung an die Mohr-Coulombsche Bruchbedingung gegen Null geht. Beiden Modellen gemeinsam ist, daß die Wasserspannung wie eine (scheinbare) Kohäsion wirkt und sowohl die Festigkeit als auch die Steifigkeit erhöht.

Ebenfalls gemeinsam ist, daß die totalen Spannungen und die Wasserspannungen unabhängig voneinander auf die Wasserspannungen einwirken.

### Anwendung auf die bodenmechanische Praxis

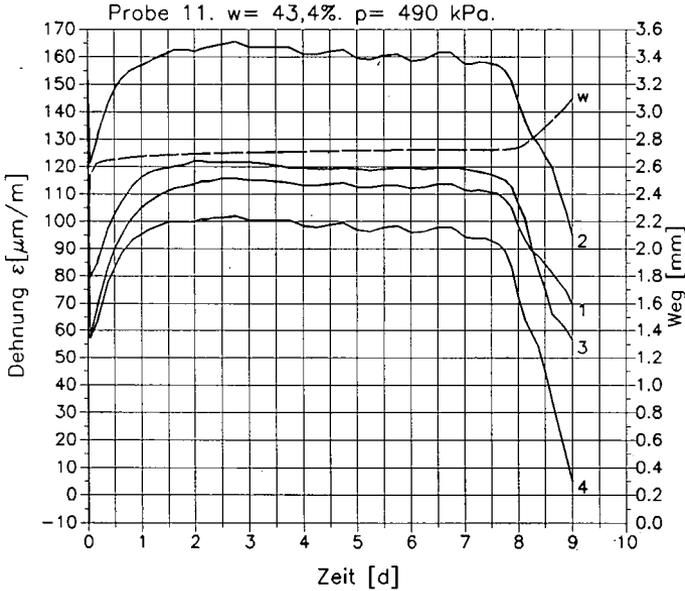
Die Errichtung eines Bauwerks ändert den natürlichen Feuchtehaushalt des Bodens. Da in unserem humiden Klima ein Versickerungsüberschuß besteht, sind oberhalb des Grundwasserspiegels die Wasserspannungen im Boden in der Regel kleiner - und die Feuchtigkeit größer - als dem Abstand zum Grundwasser entspricht, Hartge (1978). Das Bauwerk verhindert meistens die Versickerung des Niederschlags, wodurch sich unter ihm langfristig die Feuchtigkeitsverteilung dem Grundwasserabstand entsprechend einstellt. Das hiermit verbundene Trocknerwerden könnte Bauwerkssetzungen zur Folge haben. Aus diesem Grund ist es in manchen Ländern - insbesondere aus dem früheren Commonwealth - üblich, Straßen dann zu bauen, wenn der Untergrund gerade die Feuchtigkeit hat, die unter der zu bauenden Straße als Gleichgewichtsfeuchte zu erwarten ist.

Setzungen infolge einer Grundwasserabsenkung sind ein Standardthema der Bodenmechanik. Hierbei werden jedoch meistens nur die Druckspannungen im Bodenwasser betrachtet. Oberhalb des jeweiligen Grundwasserspiegels herrschen jedoch Wasserzugspannungen, deren Änderungen ebenfalls Setzungsbeträge zur Folge haben können, die denen infolge der Druckspannungsänderungen vergleichbar sind.

Richards (1992) analysierte den Sau Mau Ping Böschungsbruch 1976 in Hongkong. Infolge eines Dauerregens versickerte so viel Wasser in der Böschung, daß die Scherfestigkeit herabgesetzt wurde. Die zeitliche Bewegung des Böschungsfusses wurde berechnet.

Ein weiteres von Richards (1992) gegebenes Beispiel ist die zeitliche Veränderung des Erd-drucks auf eine hinterfüllte Stützwand infolge der saisonalen Änderung der Bodenfeuchtigkeit.

Schließlich soll ein heute aktuelles Problem etwas ausführlicher beschrieben werden. Erdstoffschichten in Deponieabdichtungssystemen können infolge der Gravitation und eines vom Deponieinnern zum Grundwasser gerichteten Temperaturgradienten austrocknen. Um zu untersuchen, unter welchen Bedingungen (Wasserspannung, Auflast) hierbei Risse auftreten, wurden spezielle Ödometerversuche durchgeführt. Der die flache zylindrische Bodenprobe umschließende Metallring wurde mit vier Dehnungsmessstreifen beklebt, die über die Metalldehnungen den Seitendruck der Bodenprobe registrierten. Zunächst wurde die Auflast aufgebracht, wodurch sich in etwa einem Tag die Lastsetzung einstellte, siehe Bild 7. Der Seitendruck brauchte etwas länger, um seinen Maximalwert zu erreichen. Infolge der im speziellen Ödometer vorhandenen Verdunstungsmöglichkeit fiel der Seitendruck vom 7. bis zum 9. Tag auf nahezu Null ab. Das zeigt den Beginn der Rißbildung. Die in diesen beiden Tagen auftretende zusätzliche Zusammendrückung zeigt, daß sich ein unter Auflast stehender austrocknender Boden bis zu einem gewissen Grad rissefrei verformen kann.



**Bild 7:** Vertikale Zusammendrückung  $w$  einer Tonprobe im Ödometer und Dehnungen 1, 2, 3, 4 des umschließenden Ringes.

### Literatur

Alonso, E. E.; Gens, A.; Josa, A. (1990): A constitutive model for partially saturated soils. *Géotechnique* 40, S. 405-430.

Bishop, A. W. (1959): The principle of effective stress. *Tecknick Ukeblad* 39, S. 859-863.

Croney, D.; Coleman, J. D. (1953): Soil moisture suction properties and their bearing on the moisture distribution in soils. Zürich: 3rd ICSMFE 1(1/3), S. 13-18.

Hartge, K. H. (1978): Einführung in die Bodenphysik. Enke-Verlag, Stuttgart.

Jennings, J. E. B.; Burland, J. B. (1962): Limitations to the use of effective stresses in partly saturated soils. *Géotechnique* XII, S. 125-144.

Richards, B. G. (1992): Modelling interactive load-deformation and flow processes in soils, including unsaturated and swelling soils. Festvortrag vor der Austral. Soc. of SMFE, S. 1-20.

Schofield, A.; Wroth, P. (1968): Critical State Soil Mechanics. McGraw-Hill Book Company, New York.

**Beurteilung der Befahr- und Bearbeitbarkeit  
norddeutscher Moräneböden**

von

KRETSCHMER, H. und K. BOHNE\*)

**Problemstellung**

Bodenmechanisch begründete Grenzwerte für technologisch kritische Bodenfeuchtezustände können benutzt werden, um aus langjährigen Bodenfeuchtereihen abzuleiten, wie lange diese Grenzwerte unter- bzw. überschritten werden. Diese Aufgabe wurde hier unter Verwendung von 20jährigen simulierten Feuchtwerten in Angriff genommen.

**Material und Methoden**

Die Untersuchungen basieren auf der Simulation des Bodenfeuchteverlaufes in 25 Modellböden, die hinsichtlich Substratschichtung und Horizontkombination alle verbreitet vorkommenden natürlichen Bodenformen der weichselkaltzeitlichen Moräne Norddeutschlands repräsentieren. In der vorliegenden Arbeit wurden hiervon die Oberböden (2 dm Mächtigkeit) von 7 dieser Bodenformen nach steigendem Tongehalt ausgewählt.

Zur Berechnung der Bodenfeuchtwerte wurde ein Simulationsmodell (BOHNE, KOITZSCH 1986) verwendet, das die Wasserbilanz von 20 Kompartimenten von je 1 dm Mächtigkeit mit einer Schrittweite von einem Tag berechnet. Als einziger Fließprozeß wird der Gravitationswasserabfluß mittels einer analytischen Lösung nach GLUGLA berechnet. Weitere Prozesse, die durch Teilmodelle dargestellt werden, sind die Wasseraufnahme durch Pflanzenwurzeln, die Bildung von Stauwasser, die Entwicklung von Schneedecken, das Eindringen von Bodenfrost und die Bildung von Sättigungsflächenabfluß. Das Modell wurde mit Hilfe von 2 mehrjährigen Meßreihen der Bodenfeuchtigkeit (Neutronenmethode) für Zuckerrüben auf Tiefsalm und für Gras auf sandigem Lehm kalibriert.

Zur Gewinnung der hier dargestellten Ergebnisse wurde ein 20jähriger Bodenfeuchteverlauf für die Wetterstation Schwerin berechnet, aus dem für alle 36 Dekaden des Jahres Häufigkeitsverteilungen von Feuchtwerten gebildet wurden. Nachfolgend werden diese Häufigkeitsverteilungen für die technologisch interessanten 30 Dekaden von März bis Dezember mitgeteilt und mittels technologisch bedeutender Feuchtegrenzwerte (Tab. 1) interpretiert. Während für die bindigen Substrate (Tongehalt >10%) die allgemein üblichen klassischen ATTERBERG - Konsistenzgrenzen stehen, werden die Grenzwerte für die nichtbindigen Bodensubstrate (Tongehalt <10%) als indirekte Konsistenzgrenzen aus der Proctorverdichtung hergeleitet. Bei steigendem Wassergehalt  $\geq w_{pT}$  beginnt sich das Bodensubstrat unter den Verdichtungsstößen des Fallhammers seitlich zu verschieben. Dasselbe tritt mit sinkendem Wassergehalt im Bereich  $\leq w_H$  ein und ist in beiden Fällen durch ein Zurückgehen der Scherfestigkeit infolge abnehmender scheinbarer Kohäsion bedingt.

**Ergebnisse und Diskussion**

Mit zunehmendem Tongehalt der Oberböden verschieben sich die Wassergehaltsspannen in Richtung höherer Wassergehalte. Damit verbunden ist eine Vergrößerung der Spannweite auftretender Wassergehalte. Sie beträgt beim Sand 9 % ( zwischen 13 und 5 %) und beim sandigen Lehm 24% (zwischen 39 und 16%, siehe Tab.2). Zum Lehm hin verringert sich diese Spannweite geringfügig auf 22%.

Auch die technologisch relevanten Feuchtegrenzen unterliegen diesem Trend. Sie erhöhen sich durchgängig mit dem Tongehalt. Die technologisch günstige Feuchtespanne (tgF) dehnt sich vom Sand bis zum sandigem Lehm von 5 auf 12 % aus und verengt sich beim Lehm auf 11%. Daraus darf jedoch nicht gefolgert werden, daß Sande technologisch besonders problematisch sind, denn zum einen ist ihnen ein vergleichsweise schwach ausgeprägter feuchtebedingter Konsistenzwandel eigen, zum anderen werden die Grenzwerte nur um jeweils 2% unter- bzw. überschritten.

Eine stärkere Überschreitung der Nässegrenzen zeigt sich bei den bindigen Substraten - und zwar sowohl was die Andauer (Anzahl der Dekaden) als auch die Intensität der Vernässung anbetrifft. Es treten Wassergehalte bis zu 10% über der Nässegrenze auf. Weniger ausgeprägt sind mit Ausnahme des Lehms Unterschreitungen der Trockenheitsgrenze. Für die norddeutschen Moräneböden, deren obere

\*) Universität Rostock, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz

Lage im Körnungsartenbereich I'S - sl. liegt, stellt daher die Vernässung das vorrangige technologische Problem dar, besonders dann, wenn Unterbodenverdichtung vorliegt (vgl. Tab.2).

Die Feldkapazität liegt bei allen hier ausgewählten Böden unterhalb der technologischen Nässegrenze. Beim stark lehmigen Sand IS und beim sandigen Lehm sl. beträgt die Differenz allerdings nur 1-2 %. Daher ist hier eine gewisse Disposition zu technologisch wirksamer Haftnässe gegeben.

Kulturpflanzen können die Eintrittshäufigkeiten bestimmter Wassergehalte geringfügig beeinflussen, wie der Vergleich zwischen Wintergetreide und Zuckerrüben erkennen läßt (geringe Verschiebung zur feuchteren Seite durch spätere Bodenbedeckung). Wie aus zahlreichen, hier nicht dargestellten Daten hervorgeht, liegen die technologisch nassen Dekaden vor allem im Zeitraum März bis Mitte Mai sowie in der Zeit von Mitte November bis Jahresende.

Die hier verwendeten Nässegrenzwerte behalten für einen bestimmten Standort ihre Gültigkeit, solange dort keine nennenswerten Substratänderungen eintreten. Dasselbe gilt für die Wassergehalte in bezug auf Klima und Anbaugewohnheiten.

**Methodische Schlußfolgerungen**

Es wird die These vertreten, daß sich auf der Basis einer guten Regionalkennntnis, wie sie bei Bodenkartierern häufig gegeben ist, typische Bodenprofile angeben lassen, die das regional vorhandene Bodeninventar zunächst qualitativ beschreiben (Clusterbildung). Wenn zahlreiche real auftretende Böden des betreffenden Gebietes bereits untersucht worden sind, lassen sich neben der Bodenart auch die Parameter Porenvolumen, Feldkapazität und Welkepunkt typischer Horizonte statistisch berechnen. Mit Hilfe eines Simulationsmodelles können aus diesen Werten zusammen mit Parametern eines typischen Pflanzenbestandes ( Jahresgang des Bedeckungsanteiles sowie der Entnahmetiefe) langjährige Bodenfeuchtereihen für meteorologische Daten ausgewählter Stationen erzeugt werden. Diese Bodenfeuchtereihen erlauben eine detaillierte Beurteilung der untersuchten Böden hinsichtlich ausgewählter Merkmale. Ein Vorteil dieser Methode wird darin gesehen, daß die Ergebnisse von den Besonderheiten eines zufällig ausgewählten realen Bodenprofils nicht beeinflußt werden.

**Literatur**

BOHNE, K.; KOITZSCH, R.(1986): Ein digitales Modell zur Simulation des Bodenfeuchteverlaufes für mehrjährige Zeitspannen. - Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 30, 7, 393 - 403  
 KÖNKER, H. (1986): Typisierung landwirtschaftlich genutzter Standorte auf jungpleistozänen Bildungen im Norden der DDR und Charakterisierung ihres Wasserregimes als Grundlage für die Meliorationsplanung. Habil.-Schrift, Rostock  
 KRETSCHMER, H. (1991): Leitfaden der Bodenkunde, Heft 2, S. 77-78, Rostock

Tabelle 1: Technologisch bedeutsame Feuchtegrenzwerte für bindige und nichtbindige Bodensubstrate

Technologisch bedeutsame Feuchtezustände	Grenzwerte für Bodensubstrate bindig	Grenzwerte für Bodensubstrate nichtbindig
Vernässungsbeginn (Technol. kritisch bei Überschreitung): - Ton-Humus-Verhältnis > 10	Ausrollgrenze $w_p$	Wassergehalt bei Proctordichte $w_{pT}$
- Ton-Humus-Verhältnis < 10	Klebgrenze $w_B$	
Trockenheitsbeginn ( Technologisch kritisch bei Unterschreitung):	Schrumpfgrenze $w_S$	Haftgrenze $w_H$
Technologisch günstiger Feuchtebereich	$w_p - w_S$ bzw. $w_B - w_S$	$w_{pT} - w_H$

Tab.2: Andauer von Bodenwassergehalten in Dekaden/Jahr (Jahresreihe 1950-1970, 25% Überschreitungswahrscheinlichkeit) in jungpleistozänen Böden Norddeutschlands in 0-20 cm Tiefe im Zeitraum März bis Dezember mit technologischer Bewertung der Befahr- und Bearbeitbarkeit

Textur		W A S S E R G E H A L T ( V O L % )																																																											
KA	BA	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42																						
rS	S	14	18	18	18	30																															twT = technologisch wirksame Trockenheit																								
						30	29	24	8	1																															tgF = technologisch günstiger Feuchteber.																				
		..twT		...	tgF	.....	...	twN	...																															twN = technologisch wirksame Nässe																					
l's	Su2	1	5	7	12	17	18	18	20	25	30																																																		
						30	29	26	7	1	1	1	1																																																
		...twT		.....	...	tgF	.....	...	twN	.....																																																			
lS*	S12	1	2	6	8	12	16	18	19	19	24	30																																																	
						30	29	22	11	11	2	2	2	1																																															
		..twT		.....	...	tgF	.....	...	twN	.....																																																			
lS	S12	1	2	6	8	11	14	16	18	19	19	29	30																																																
						30	29	22	5	1	1	1	1	1	1																																														
		...twT		.....	...	tgF	.....	...	twN	.....																																																			
sL	S13,4	1	2	5	7	10	14	17	19	19	25	30																																																	
						30	29	24	11	3	2	1	1	1	1	1																																													
		...twT		.....	...	tgF	.....	...	twN	.....																																																			
sL*	S13,4	Wintergetreide/Untersaat										2	2	3	9	13	16	18	19	19	19	24	30																																						
		Zuckerrüben										1	2	4	8	10	12	15	16	17	19	24	30																																						
												30	29	26	13	12	5	2	2	2	2	2	2	2	2																																				
		...twT		.....	...	tgF	.....	...	twN	.....																																																			
L	Ls, Lt2	Zuckerrüben										1	3	9	13	13	14	15	15	15	16	20	29	30																																					
	Lsu**	Wintergetreide/Untersaat										2	6	9	14	16	18	19	20	23	29	30																																							
												30	29	29	17	13	11	11	9	9	9	8	5																																						
		...twT		.....	...	tgF	.....	...	twN	.....																																																			

\* mit Unterbodenverdichtung

\*\* Lts, Ts4 (zum Teil)



Druck- und Verformungsverhalten von rekultivierten Lössböden im Rheinischen Braunkohlentagebaurevier

von

Lebert, M. +)

Der Abtrag, die Umlagerung und der Neuauftrag von Lössböden bedeutet fast immer die Umwandlung von gegliederten Parabraunerden in ungegliederte Deposole. Die Auswirkungen von solchen Maßnahmen auf die Bodenstabilität sind signifikant. Deposole zeichnen sich durch ein wenig belastbares Gefüge aus, das bei Druckbelastung zu Verdichtung neigt.

Die Bewirtschaftung von Auftragsböden muß also, um Verdichtungen zu vermeiden, so erfolgen, daß der Bewirtschaftungsgang eine möglichst geringe Druckbelastung für den Boden darstellt. Vergleichsmessungen zur primären Planierbearbeitung zeigen, daß beim Planieren mit breitkettigen Raupen, mit Laufwerken von 140 cm Breite, der Boden in einem wesentlich lockereren Zustand hinterlassen wird, als bei der Verwendung von Raupen mit üblichen Ketten von 90 cm Breite.

Wird der Boden beim Planieren nicht verdichtet, so muß die lockere Struktur solange konserviert werden, bis sie sich im Laufe der Zeit stabilisiert hat und die üblichen, bei Sekundärbewirtschaftung auftretenden Druckbelastungen schadlos überstehen kann. In dieser anfänglichen, verdichtungsanfälligen Phase müssen die bodenschonendsten Bewirtschaftungsweisen zum Einsatz kommen. Vergleichstests unter verschiedenen Pflugverfahren zeigen, daß das konventionelle Pflugverfahren, mit der herkömmlichen Furchentechnik, sehr hohe, verdichtungsfördernde Spannungen in den Unterkrumenbereich einträgt. Als bodenschonender erwies sich die Schälffurchentechnik, bei der die äußere Pflugfurche durch ein Räumschar wieder halb zugeschüttet wird und der Schlepper in einer abgesetzten Furche fährt, die beim nächsten Pfluggang wieder gelockert wird. Die von vielen Fachleuten als optimal angesehene Pflugtechnik der Oberflächenbefahrung, bei der gar kein Furchenfahren mehr nötig ist, schneidet beim Vergleich auf jungen Neulandböden nur geringfügig besser ab, als das konventionelle Pflugverfahren, da hier die größere Pflugbreite (5-Schar) eine höhere Zugkraft erfordert. Generell war die Druckbelastung im Unterkrumenbereich bei der Verwendung von 3-Scharpflügen deutlich geringer als gegenüber 4- oder 5-Scharpflügen.

Eine ausführliche Darstellung erfolgt an anderer Stelle.

+) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der CAU Kiel, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel



## **Jahreszeitliche Dynamik der Aggregatstabilität auf rekultivierten Böden aus Löß in Abhängigkeit von Gefügemelioration, Bewirtschaftung und N-Düngung**

D. Middelschulte, M. Breuer, Ch. Krüger, H.-J. Schäfer und H. Franken \*)

### **Einleitung**

Rekultivierte Böden aus Löß mit hohem Schluff- und geringem Humusgehalt sind sehr verdichtungs-, verschlammungs- und erosionsgefährdet. Ziel eines in Zusammenarbeit mit dem FB VI - Bodenkunde - der Universität Trier durchgeführten und vom BMFT und der Rheinbraun AG geförderten Versuches ist es zu prüfen, durch welche Meliorationsmaßnahmen Verdichtungen auf rekultivierten Neulandböden saniert werden können und ob der dann erreichte Zustand durch bodenschonende Bewirtschaftung stabilisiert werden kann. Im folgenden werden die Auswirkungen einer bodenschonenden Bewirtschaftung nach der Melioration auf die Aggregatstabilität dargestellt.

### **Material und Methoden**

Der Feldversuch wurde im Herbst 1989 auf einem rekultivierten, verdichteten Auftragsboden aus Löß [lehmgiger Schluff: 5,7 % Sand, 76,5 % Schluff, 17,8 % Ton; 0,26 % C, 5 - 10 % CaCO<sub>3</sub>, pH (CaCl<sub>2</sub>) 7,6 (HAUBOLD 1989)] bei Frimmersdorf (Rheinland) angelegt.

**Tab. 1:** Beprobte Versuchsfaktoren und -stufen

#### **Faktor A: Melioration**

- |    |           |                                 |
|----|-----------|---------------------------------|
| 1. | Kontrolle | (ungelockert, nicht melioriert) |
| 2. | TLG 12    | (Stechhublockerung)             |

#### **Faktor B: Folgebewirtschaftung**

	Frucht 1990	Frucht 1991	Frucht 1992	Bewirt- schaftung
1.	Z.-Rüben *	W.-Weizen	Z.-Rüben *	K
2.	Z.-Rüben *	W.-Weizen	Z.-Rüben *	BS
3.	W.-Roggen	W.-Weizen	Z.-Rüben *	K
4.	W.-Roggen	W.-Weizen *	Z.-Rüben *	BS
5.	W.-Raps	W.-Weizen	Z.-Rüben *	BS
6.	Kleegras	W.-Weizen	Z.-Rüben *	BS

K = konventionell; wendende Bodenbearbeitung (Pflug), Normal Saat, Normalreifen  
 BS = bodenschonend; nichtwendende Bodenbearbeitung (Grubber), Mulchsaat, Breit- oder Zwillingsreifen, Strohdüngung

\* = nach Zwischenfrüchten (1990 u. 1992 Gelbsenf, 1991 Phacellia)

#### **Faktor C: N-Düngung zu Vegetationsbeginn**

- |    |   |
|----|---|
| N1 | keine N-Düngung zu Vegetationsbeginn            |
| N3 | 100 % der laut N-min-Methode benötigten N-Menge |

\*) Institut für Pflanzenbau der Universität Bonn, Katzenburgweg 5, 5300 Bonn 1

In der Zeit von Frühjahr 1990 bis Sommer 1991 und von Frühjahr bis Herbst 1992 wurden in 4 - 6 wöchentlichem Abstand in verschiedenen Versuchsvarianten (à 3 Feldwiederholungen) Aggregatproben aus 2-7 cm Bodentiefe entnommen (Tab. 1), gekrümelnd und 90 h lang bei 40 °C im Trockenschrank getrocknet (KULLMANN 1962). Parallel dazu wurde die Bodenfeuchte der feldfrischen Proben gravimetrisch bestimmt. Nach 24 h Trocknungszeit wurde die Aggregatfraktion 1 - 2 mm abgesiebt und nach Ablauf der Gesamttrocknungszeit in luftdicht verschlossenen Gefäßen bis zur anschließenden Untersuchung aufbewahrt.

Mit der Perkolationsmethode (SEKERA u. BRUNNER 1943, BECHER u. KAINZ 1983) wurde dann die Wassermenge bestimmt, die in verschiedenen Zeitintervallen durch ein mit 10 g getrockneten Aggregaten gefülltes Glasröhrchen perkoliert. Das Perkolat läßt auf die Aggregatstabilität gegenüber Wasser schließen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde das Gesamtperkolat nach 10-minütiger Meßdauer ausgewertet.

### Ergebnisse

Während des Beprobungszeitraumes unterlag die Aggregatstabilität einem starken jahreszeitlichen Wechsel mit Sommermaxima und Winterminima (Abb. 1). Die Perkolate der Bewirtschaftungsvarianten - gemittelt über die Meliorations- und N-Stufen - schwanken je nach Jahreszeit zwischen etwa 20 und 115 ml/10 min. Wechselwirkungen der Versuchsfaktoren treten mit Ausnahme des letzten Untersuchungstermines nicht auf.

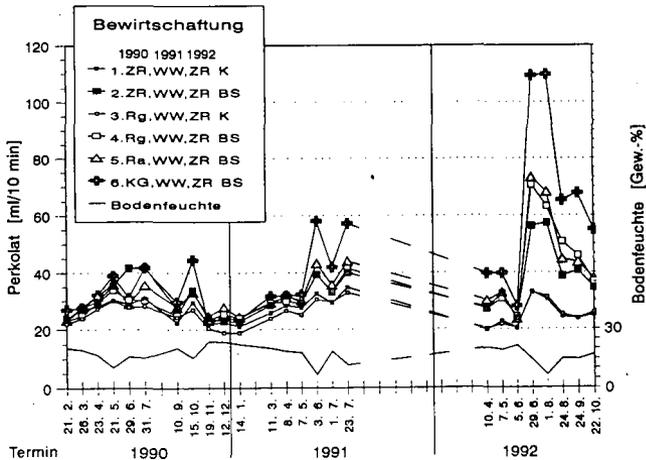


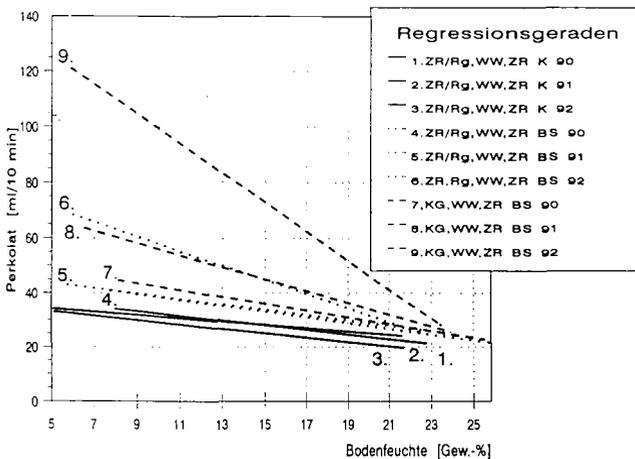
Abb. 1: Einfluß der Bewirtschaftung auf die Aggregatstabilität

Während die Melioration kaum und die N-Düngung nur relativ geringe stabilisierende Wirkung unmittelbar nach dem Düngungstermin zeigen, nimmt die Bewirtschaftung starken

Einfluß auf die Aggregatstabilität. Mit zunehmender Versuchsdauer kommt es vor allem in den Sommermonaten zu einer starken Aufspreizung zwischen den Bewirtschaftungsvarianten. Dabei zeigt die Variante, die im ersten Meliorationsfolgejahr 1990 mit Klee gras bestellt und seitdem bodenschonend bewirtschaftet wurde, zu fast allen Terminen die höchste Aggregatstabilität. Seit Juni 1991 hebt sie sich auch deutlich von den anderen bodenschonend bewirtschafteten Varianten ab. Diese unterscheiden sich vor allem während des ersten Versuchsjahres, also unter den verschiedenen Meliorationsfolgefrüchten voneinander.

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes weisen die beiden konventionell bewirtschafteten Varianten die geringste Wasserbeständigkeit auf. Im Gegensatz zur konventionellen steigt bei der bodenschonenden Bewirtschaftung das Niveau der sommerlichen Stabilitätsmaxima mit zunehmender Versuchsdauer.

Die differenzierte Entwicklung der Aggregatstabilität in den Sommermonaten mit fortschreitender Versuchsdauer zeigt sich auch in der negativen Beziehung zwischen Bodenfeuchte bei Probenahme und Perkolat (Abb. 2).



**Abb. 2:** Beziehungen zwischen Bodenfeuchte und Aggregatstabilität bei unterschiedlicher Bewirtschaftung in den Jahren 1990 - 1992

Dabei reagiert die Aggregatstabilität mit abnehmender Bodenfeuchte je nach Bewirtschaftung und Versuchsdauer unterschiedlich. Bei sinkender Bodenfeuchte steigt sie in der Reihenfolge konventionell (ZR/Rg, WW, ZR K) < bodenschonend (ZR/Rg, WW, ZR BS) < nach Klee gras bodenschonend (KG, WW, ZR BS) bewirtschaftet. Fördernd wirkt bei bodenschonender Bewirtschaftung außerdem die Bewirtschaftungsdauer.

### Diskussion

Das geringe Niveau der Wasserbeständigkeit ist für rekultivierte Böden aus Löß offensichtlich kennzeichnend. Bei einer Parabraunerde aus Löß mit vergleichbarer Korngrößenzusammensetzung, aber deutlich höherem C<sub>r</sub>-Gehalt (1,7 %), fanden FRANGENBERG et al. (1990) bei 5 -10 mal höherem Stabilitätsniveau ebenfalls eine deutliche Beeinflussung der Wasserbeständigkeit durch Witterungsverlauf und Bewirtschaftung.

Auf den nicht zu eliminierenden Einfluß der Bodenfeuchte zum Zeitpunkt der Probenahme - selbst nach 90 h Trocknungsdauer - weist schon KULLMANN (1962) hin. Die Bodenfeuchte zum Zeitpunkt der Probenahme muß als Indikator für verschiedene Wirkungsmechanismen angesehen werden, die hier im einzelnen noch zu ergründen sind.

Aus der Variation der Regressionskoeffizienten je nach Bewirtschaftung und Versuchsdauer ergibt sich jedoch, daß die zwischen Perkulationsstabilität und Bodenfeuchte gefundenen Beziehungen nur unter gleichen Vorbedingungen übertragbar sind. Am ehesten scheint eine "Prognose" unter den Bedingungen der konventionellen Bewirtschaftung möglich zu sein.

### Zusammenfassung

Rekultivierte Böden aus Löß weisen eine geringe Aggregatstabilität gegenüber Wasser auf. Sie unterliegt einer starken jahreszeitlichen Dynamik mit Sommermaxima und Winterminima. Während Melioration und N-Düngung kaum bzw. nur geringen Einfluß auf die Wasserbeständigkeit der Aggregate nehmen, ist der Einfluß von Bodenfeuchte und Bewirtschaftung sehr groß. Stabilisierend wirkte neben der reduzierten, nichtwendenden Bodenbearbeitung vor allem der Anbau von Klee gras.

### Literatur

- BECHER, H.H. u. M. KAINZ, 1983: Auswirkungen einer langjährigen Stallmistdüngung auf das Bodengefüge im Lößgebiet bei Straubing. Z. Acker- u. Pflanzenbau **152**, 152-158.
- FRANGENBERG, A., P. BROCKMANN-KÖNNEMANN, M. GÖTTE u. H. FRANKEN, 1990: Dynamik der Aggregatstabilität unter und nach Grünbrache. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. **3**, 273-276.
- HAUBOLD, M., 1989: Schriftl. Mitteilung.
- KULLMANN, A., 1962: Über die Wasserbeständigkeit der Bodenkrümel, besonders in Abhängigkeit von Zeit und Bodenfeuchtigkeit (Bd. 1 u. 2). Habil.-Schr. Berlin.
- SEKERA, F. u. A. BRUNNER, 1943: Beiträge zur Methodik der Gareforschung. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. **29**, 169-212.

**AUSWIRKUNGEN EINER UNTERGRUNDLOCKERUNG IN EINER REIN  
ACKERWIRTSCHAFTLICHEN FRUCHTFOLGE**

von

S. Montico\* und A. Gräfin v.u.z. Hoensbroech\*

### 1. EINLEITUNG

Der starke Anisotropismus des Bodens der Gemarkung Chabas, bedingt durch den ausgeprägten  $B_1$ -Horizont, ist sehr bestimmend für die Bodenphysikalischen Eigenschaften und für das Wachstumsverhalten der Wurzeln. In dieser Studie wird speziell die Wasserinfiltration und -speicherung im Boden studiert. Jede Störung des Gefüges dieses tonhaltigen Horizontes beeinflusst dezidiert die physischen, chemischen und biologischen Wechselwirkungen und damit die Produktivität des Bodens. In der Studie wurden die Entstehungsbedingungen des analysierten Bodens beachtet, da diese in Relation zu den gespeicherten inneren Aggregatspannungen, der Architektur und Stabilität der strukturellen Änderungen des B-Horizontes stehen.

### 2. MATERIAL UND METHODEN

Der Versuch wurde in den Jahren 1988-91 in der Gemarkung Chabas durchgeführt. Bei dem Boden handelt es sich um einen typischen Argiudol, der mäßig drainiert ist. Das Versuchsstück wurde seit 1992 in eine rein ackerwirtschaftliche Fruchtfolge einbezogen. Die Vorfrucht war Soja, die Arbeitsgänge waren folgende: 10.7.1988: Scheibenegge und am 12.8.1988: Tiefgründer auf der Testparzelle.

Die Untergrundlockerung wurde auf 65 cm Tiefe mit einem einzinkigen Tiefgründer durchgeführt. Der Reihenabstand betrug 70 cm. Auf der Kontrollparzelle (P2) wurde am 13.8.1988 auf 24 cm Tiefe mit einem 9-zinkigen Grubber gegrubbert und das Saatbett beider Parzellen mittels einer Tandemscheibenegge mit angebauter Egge vorbereitet. Darauf wurde am 25.09.1988 ein Hybridmais von CARGILL gesät.

Im darauffolgenden Jahr wurden beide Parzellen minimal bearbeitet.

Für 1990 erfolgten die gleichen Arbeitsgänge, die Saat der Soja am 16.11.1990.

Die Bodenfeuchte wurde mittels Gravimetrie bestimmt, die Proben mit einem Hohlbohrer auf 00-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm und 60-80 cm entnommen. Zur Bestimmung der Bodendichte wurden in den gleichen Tiefen mittels eines Stechzylinders Proben entnommen. Der Beprobungsabstand betrug 180 Tage. Zur gleichen Zeit und in den gleichen Abständen erfolgte auch die Bewertung der Wasserinfiltration mittels der Doppelringmethode.

### 3. ERGEBNISSE

Die Messungen von September 1988 und März 1989 ergaben in allen erfaßten Bodenschichten eine im Vergleich zu der nicht mit dem Tiefgründer bearbeiteten Parzelle (P1) weniger große Bodendichten, Messungen der darauffolgenden Jahre insignifikante Differenzen.

Die Nutzwasserreserven in allen Schichten der Parzelle P1 sind allein im September 1989 voller als in der Kontrollparzelle. Die Messungen in den darauffolgenden Jahren ergaben, daß die Nutzwasserreserven allein in wenigen Schichten umfangreicher sind.

Im September 1988 stellte sich die kumulative Infiltration nach 90 Minuten in der Parzelle P1 bedeutend größer dar als in der Kontrollparzelle P2. In den darauffolgenden Jahren dagegen war die infiltrierte Wassermenge in der mit dem Tiefgründer bearbeiteten Parzelle grösser. Ansonsten war die Differenz von geringer Bedeutung. Die Infiltrationsgeschwindigkeit nach 90 Minuten war in der Parzelle P1 im September 1988 und im März 1989 deutlich höher.

In allen darauffolgenden Jahren traten keine bedeutsamen Differenzen auf.

Im ersten Erntejahr nach der Untergrundlockerung wurde eine bedeutende Ernteverbesserung registriert, welche sich aber nicht über mehrere Jahre hielt.

### 4. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Einwirkung auf die Bodendichte stellte sich nur während der ersten 6 Monate des Versuches günstig dar. Auch die Auswirkung auf die Nutzwasserreserve war nur noch nach 30 Tagen positiv. Ebensovwenig Differenzen zeigten sich bei den gemessenen Infiltrationswassermengen und -geschwindigkeiten.

Nennenswerte Differenzen ließen sich bei allen Messungen nur in den ersten 30 Tagen feststellen: Das läßt darauf schließen, daß das Bearbeiten mit dem Tiefgründer die Wasserdynamik in Böden, die zu den Argiudols gehören, nur kurz beeinflusst. Auch der Ertrag auf der tiefgelockerten Parzelle war nur im ersten Jahr bedeutend höher.

Das Tieflockern hatte eine Änderung in dem strengen Bodengefüge des  $B_{21}$ -Horizontes und damit auch eine Änderungen der physisch-mechanischen Eigenschaften bis 80 cm Tiefe hervorgerufen.

\* Landw. Fakultät, Universität Rosario, Santa Fe 2051, 2000 Rosario, Provinz Santa Fe, Argentinien

Ebenso wenig wurden Resteinwirkungen auf Bodendichte, Nutzwasserreserve und Erträge der darauffolgenden Anbaufrüchte festgestellt. Wahrscheinlich trägt das niedere Spannungsgedächtnis der Aggregatarchitektur zur schnellen Gefügewiederherstellung bei, und daher ist die Auswirkungsdauer des Tieflockerns gering.

Um die Entscheidung zu treffen, ob auf diesen Böden die Bearbeitung mit dem Tiefgründer angebracht ist oder nicht, muß man neben den rein bodenphysikalischen Gesichtspunkten auch andere landwirtschaftliche Aspekte wie Häufigkeit des Arbeitsganges, Verfügbarkeit großer Traktoren und Wirtschaftlichkeit genau berücksichtigen.

BODENDICHTE $gr/cm^3$				INFILTRIERTE WASSERSCHICHT $mm$			
	TIEFE [cm]	TIEFGR.	GRUBBER		TIEFE [cm]	TIEFGR.	GRUBBER
SEPTEMBER 1988	00-20	1.06	1.11	SEPTEMBER 1988	00-20	40.16	35.61
	20-40	1.14	1.19		20-40	59.36	41.36
	40-60	1.09	1.12		40-60	72.1	55.36
	60-80	1.19	1.33		60-80	81.19	60.12
MÄRZ 1989	00-20	1.12	1.15	MÄRZ 1989	00-20	41.3	53.11
	20-40	1.18	1.22		20-40	61.91	57.29
	40-60	1.21	1.3		40-60	52.75	59.02
	60-80	1.22	1.35		60-80	73.62	68.31
SEPTEMBER 1989	00-20	1.1	1.1	SEPTEMBER 1989	00-20	57.96	56.83
	20-40	1.17	1.16		20-40	57.47	62.17
	40-60	1.2	1.2		40-60	60.12	64.53
	60-80	1.29	1.27		60-80	60.02	66.46
MÄRZ 1990	00-20	1.13	1.15	MÄRZ 1990	00-20	39.99	34.03
	20-40	1.17	1.21		20-40	56.84	49.5
	40-60	1.24	1.2		40-60	68.48	77.1
	60-80	1.33	1.31		60-80	69.35	64
SEPTEMBER 1990	00-20	1.18	1.12	SEPTEMBER 1990	00-20	38.69	49.01
	20-40	1.21	1.18		20-40	46.23	51.47
	40-60	1.27	1.24		40-60	48.75	56.71
	60-80	1.32	1.33		60-80	75.24	78.59
MÄRZ 1991	00-20	1.16	1.13	MÄRZ 1991	00-20	53.15	50.1
	20-40	1.22	1.23		20-40	62.47	64.02
	40-60	1.3	1.28		40-60	66.63	60.91
	60-80	1.32	1.33		60-80	75.24	78.59

Abb. 1: Bodendichte in  $gr/cm^3$  und infiltrierte Wassermenge in mm

LITERATURANGABEN

BENAVÍDEZ, R., El problema metodológico en la evaluación de las propiedades físicas de los suelos, Actas XI del Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Neuquén, AACS.

BINESSE, M., Cisaillage et resistance spécifique du sol, lors du labour classique, Etudes du CNEENA 341-342, 1970.

BOM, W., Methods of studying root system, 188 pp Spanger Verlag Berlin, 1971.

CERANA, L., NICOLIER, V., Las capas densas o duras y el crecimiento de los órganos de las plantas, Informe Técnico Nr 126, INTA Pergamino, 1971.

GOODERHAM, P.T., Some aspects of soil compactation, root growth and crop yield, Agricultural Progress 52, 2-4, 1977.

SCHIEFER, F., SCHACHTSNABEL, P., Lehrbuch der Bodenkunde, Enke Verlag 1989.

IDE, G., HOFMAN, G., Subsoiling: time dependency of its beneficial effects, Soil Tillage Research, 10 213-223, 1987.

STONE, D.A., Subsoil strength and yields of vegetable crops, Soil Use and Management, Vol. 4, 1

SWAIN, R.W., Subsoiling, Tenc. Bulet. Ministry of Agriculture 29, 189-204, 1975.

## Vorgänge der Selbstorganisation in den Boden

von

A. F. Revuzhenko\*

Die Vorgänge, die wir in Natur, Gesellschaft und im eigentlichen Leben beobachten, haben einen wichtigen Zug. Innerhalb einer großen Zeitspanne entwickeln sie sich ruhig und stabil, d.h. äußere Einwirkungen rufen kleine Folgen hervor. Dann kommen aber Momente, in denen sich das Bild heftig ändert.

Innerhalb kurzer Zeit treten dann große Änderungen auf. Geringfügige Ursachen rufen dann unermesslich größere Folgen hervor. Der russische Dichter Tjutschew nannte solche Momente "verhängnisvolle Minuten": "Wer diese Welt in ihren verhängnisvollen Minuten besucht hat, ist selig".

In der Mechanik sind diese Momente mit Verlust an Stabilität und Bifurkationen verbunden. Oft führt das zu Zerstörung und Zerfall der Systeme. Aber unter besonderen Bedingungen kann das Ergebnis anders sein. Hier führt der Übergang über Krisen zur Selbstorganisation d.h. zur Strukturbildung.

Die Mechanik gibt viele Beispiele der Selbstorganisation. Bekannt sind die Benard-Zellen, die sich bei konvektiver Strömung viskoser Flüssigkeiten bilden. Ferner die Taylor-Wirbel, die sich zwischen koaxialen Zylindern bilden, die Kelvin-Helmholtz Wirbel, die dann entstehen, wenn zwei Flüssigkeiten aneinander gleiten [1]. Die Bodenmechanik und Felsmechanik gibt weitere Beispiele. Alle kennen die polygonalen Risse, die beim Austrocknen von Schluff entstehen. Strukturhierarchien werden bei Felsmaterial beobachtet.

Man beobachtet, daß je nach Belastungsbedingung die betrachteten Medien sich gewöhnlich verhalten: Es entwickelt sich irgendeine Deformation und anschließend tritt der Bruch ein. Bei anderen Belastungsbedingungen wiederum bilden sich reguläre Strukturen.

Wir stellen folgende Frage: Kann man die allgemeine Bewegung, die zur Strukturbildung führt, beschreiben? Wenn man dies erreicht, dann hat man einen Algorithmus, nach dem man weitere Prozesse mit Strukturbildung erhalten kann.

Nach den Vorstellungen der Synergetik betrachten wir die Strukturen nicht als vor-existent sondern als solche, die sich spontan bilden. Die gestellte Aufgabe kann in folgende Aufgabe

---

\*Bergbauinstitut, Nowosibirsk, Russland

übergeführt werden: Aus welchen Bewegungen heraus entstehen Strukturen, bzw. welche sind die Bewegungen, die der Strukturbildung vorangehen? Solche Bewegungen werden wir mit dem Prefix "Grund-" bezeichnen.

Uns interessieren reguläre Strukturen, was eine bestimmte räumliche Invarianz bedeutet. D.h., in allen Punkten müssen die Deformationsbedingungen gleich sein. Es folgt daraus, daß die Grundbewegung möglichst homogen sein muß. Dies ist ein grundlegender Schritt. Wenn die Eindeutigkeitsbedingung erfüllt ist, dann ist bei geeigneten Randbedingungen die Bewegung auch im Inneren homogen. Dann werden sich keine Strukturen bilden. Wir müssen also solch ein Material und solche Belastungsbedingungen suchen, die die Stabilitätsbedingung nicht erfüllen.

Alle möglichen homogenen Deformationen entsprechen den Gleichungen

$$v_i = \frac{dx_i}{dt} = \sum_{j=1}^3 a_{ij} x_j, \quad i = 1, 2, 3. \quad (1)$$

Hier sind  $x_i$  die Koordinaten der materiellen Punkte,  $t$  ist die Zeit,  $a_{ij}$  sind konstante Koeffizienten. Sie hängen von den Koordinaten nicht ab, wohl aber von der Zeit:  $a_{ij} = a_{ij}(t)$ .

Homogene Deformationen sind am besten geeignet zur Messung von Parametern des Bodens und zur Konstruktion von Stoffgesetzen. Deshalb haben sie eine große Bedeutung.

Im Prinzip kann man jede beliebige Deformation zur Aufstellung von Stoffgesetzen heranziehen. Zum Beispiel kann man hierzu die Kraft-Verschiebungs-Beziehung bei dem Eindringen eines Stempels heranziehen. Allerdings entstehen bei der Interpretation große Schwierigkeiten aus der Tatsache, daß zur Bestimmung der Spannungsverteilung im Inneren eines Körpers das Stoffgesetz bereits bekannt sein muß. Es entsteht also ein Teufelskreis.

Es ist daher wünschenswert, daß man solche Versuche benutzt, bei denen man aus der Verteilung der Verschiebung und der Kräfte auf dem Rande unmittelbar und unabhängig von den Stoffeigenschaften die Spannungs- und Verschiebungsverteilung im Inneren bestimmen kann. In der Festkörpermechanik sind solche experimentelle Methoden bekannt. Es handelt sich um Druck oder Zug von länglichen Proben. Dies ist aber bei Boden und körnigen Stoffen nicht möglich. Deshalb muß man hierfür andere Lösungen finden.

Nehmen wir eine Probe mit dem Volumen  $V_0$  und der Oberfläche  $S_0$  und prägen auf ihrer Oberfläche eine Geschwindigkeit auf. Als Resultat ändert die Probe ihre Oberfläche von  $S_0$  auf  $S_t$ . Die Verteilung der Spannungen und Verformungen im Inneren der Probe bestimmt sich durch die Gleichungen

Gleichgewicht

$$\frac{\partial \sigma_{ij}}{\partial x_j} + X_i = \rho \frac{dv_i}{dt}$$

Stoffgesetz

$$\sigma_{ij} = \Phi_{ij}[\epsilon_{kl}, \dot{\epsilon}_{kl}]$$

mit

$$\varepsilon_{kl} = \frac{1}{2} \left( \frac{\partial u_k}{\partial x_l} + \frac{\partial u_l}{\partial x_k} \right), \quad \dot{\varepsilon}_{kl} = \frac{1}{2} \left( \frac{\partial v_k}{\partial x_l} + \frac{\partial v_l}{\partial x_k} \right).$$

Die Anfangsbedingungen lauten:

$$u_i(x_j, t = 0) = u_i^0(x_j), \quad v_i(x_j, t = 0) = v_i^0(x_j) \quad (2)$$

Die Randbedingungen bzw. die Belastungsbedingungen schreiben sich wie folgt:

$$\mathbf{v}(x_i, t) = \mathbf{v}_s(x_i, t), \quad (x_1, x_2, x_3) \in S_t. \quad (3)$$

Es wird hierbei die gewöhnliche Bezeichnungsweise verwendet.  $x_i$  sind die Koordinaten,  $\sigma_{ij}$  sind die Spannungen,  $X_i$  sind die Volumenkräfte,  $\rho$  ist die Dichte,  $\varepsilon_{kl}$  und  $\dot{\varepsilon}_{kl}$  sind die Deformation und ihre Geschwindigkeit,  $u_i, v_i$  sind die Komponenten der Verschiebung und der Geschwindigkeit,  $i, j, k, l = 1, 2, 3$ . Die rechten Seiten der Gleichungen 4 und 5 sind gegeben. Das Stoffgesetz in Gleichung 3 ist symbolisch mit Hilfe des Funktional  $\Phi_{ij}$  angegeben. Das System der Gleichungen 2 und 3 ist lösbar. Wenn die Information aus einer dieser Gleichungen fehlt, dann ist die Aufgabe unbestimmt. Allerdings gibt es eine exklusive Klasse von Belastungen, wo zur Lösung nur die Gleichung 5 benötigt wird, und es auf die Information der Gleichung 3 verzichtet werden kann.

Nehmen wir tatsächlich an, daß die Verteilung der Geschwindigkeit auf der Oberfläche  $S_t$  durch Gleichung 1 gegeben ist. Die Koeffizienten  $a_{ij}$  seien gegeben. Unter gewissen Bedingungen darf man annehmen, daß die Lösung die Form 1 haben wird, wo  $x_1, x_2, x_3$  sich nicht nur auf den Rand sondern auch auf das Innere beziehen. Dann hängt die Deformation nicht von den Ortskoordinaten ab. Einsetzen der letzten Gleichung in (3) liefert die Spannung als Funktion der Zeit (folglich müssen wir ein homogenes Material betrachten). Einsetzen der letzten Gleichung in (2) liefert die Schlussfolgerung, daß zur Realisierung von (1) noch zwei Bedingungen erfüllt sein müssen:

$$\frac{L}{\sigma_0} X_i \ll 1, \quad \left| \frac{L}{\sigma_0 \rho} \frac{dv}{dt} \right| \ll 1,$$

worin  $L$  und  $\sigma_0$  jeweils charakteristische Länge und Spannung sind. Mit anderen Worten muß die Volumenkraft klein sein, und die Belastung quasistatisch. Das bedeutet, daß die Anfangsbedingungen 4 nicht notwendig sind. Auf diese Weise erfüllt die Geschwindigkeitsverteilung alle Gleichungen und Randbedingungen. Damit sie auch praktisch angewandt werden, muß auch die Eindeutigkeit erfüllt werden, d.h. das Material muß rheologisch stabil sein. Dieses Resultat hängt nicht davon ab, ob das Material plastisch, elastisch oder viskos ist. Zur Realisierung dieser Prozesse muß man geeignete Formen der Materialproben und der Koeffizienten  $a_{ij}$  finden, sowie eine geeignete Vorrichtung.

Die Klassifikation aller homogener Deformationen ist damit gegeben [2]. In der Klasse (1) fallen die wohlbekannten Prüfgeräte, die üblicherweise eingesetzt werden. Trotz der scheinbaren Einfachheit lassen die hier angestellten Betrachtungen neue Geräte einführen. Es erwies sich als erstaunlich, daß hierbei auch neue Deformationsvorgänge entdeckt wurden. Das ermöglichte, neue Geräte zu entwerfen.

Eine weitere Bedingung kann am einfachsten anhand eines Beispiels gezeigt werden: Sei die Grundbewegung eine ebene Extension eines Prismas. Sie kann auf zwei Weisen erfolgen:

1. Entweder gibt man die Verschiebung an den beiden Enden vor: Bei  $x_i = L$  sei die Verschiebung  $u_1 = u_1^0(t)$  sein, das andere Ende  $x_1 = 0$  ist festgehalten. Die Seitenflächen seien druckfrei. Wir erhalten das Resultat:

$$u_1 = \frac{u_1^0}{L} x_1, \quad u_2 = \mu \frac{u_1^0}{L} x_2, \quad (4)$$

$$\sigma_{11} = \frac{P}{S}, \quad \sigma_{22} = 0, \quad \sigma_{12} = 0 \quad (5)$$

Hier ist  $P$  die Zugkraft,  $S$  die Querschnittsfläche,  $\mu$  ein Materialparameter.

Die andere Belastungsmöglichkeit zeichnet sich dadurch aus, daß an allen Seiten- und Stirnflächen die Verschiebung vorgeschrieben ist. Für ein stabiles Material sind beide Belastungsbedingungen gleichbedeutend. Für die Entstehung von Struktur ist daher die Belastungsbedingung von Bedeutung.

Wenn das Kraft-Verschiebungsdiagramm einen abfallenden Teil hat (Entfestigung), dann wird die Probe in zwei Teile auseinanderbrechen. Bei der ersten Belastungsbedingung würde sich eine kleine Störung (sagen wir am Querschnitt) nicht ausbreiten. Bei dem verschiebungsgesteuerten Experiment erhalten wir eine recht regelmäßige Struktur. Im allgemeinen Fall wird die Situation ähnlich sein. Für die Erhaltung regulärer Struktur, muß man daher eine möglichst verschiebungsgesteuerte Belastung haben.

Es ergibt sich also folgender Algorithmus zur Bildung von Strukturen durch Deformation:

1. Die Grundbewegung sollte die Klasse (1) erfüllen.
2. Die Belastungsvorrichtung muß möglichst verschiebungsgesteuert sein.
3. Das Material und das Belastungsregime müssen so gewählt werden, daß keine Eindeutigkeit gegeben ist.

Die Klasse der Grundbewegungen läßt sich in der Praxis aufweiten, wenn man einige der Bedingungen wie folgt relaxiert (d.h. die Forderung nach vollständiger Homogenität abschwächt): Die Deformation soll unabhängig von einer oder von zwei Ortskoordinaten sein.

Es ist offensichtlich, daß die bisher betrachteten Strukturbildungen (Bénard u.s.w.) nach dem hier vorgestellten Algorithmus ablaufen. So hängt bei den Bénard-Zellen die Grundbewegung von zwei Koordinaten (wenn man die seitlichen Wände nicht näher betrachtet) nicht ab. Bei den Taylor-Wirbeln hat man eine Unabhängigkeit von der  $z$ -Koordinate, u.s.w.

Wir wollen jetzt ein konkretes Beispiel für die Anwendung dieses Algorithmus betrachten.

Betrachten wir folgendes Beispiel: Eine Probe mit dem Volumen  $V_0$  möge eine kreiszylindrische Form haben, mit der Achse  $Ox_3$ .

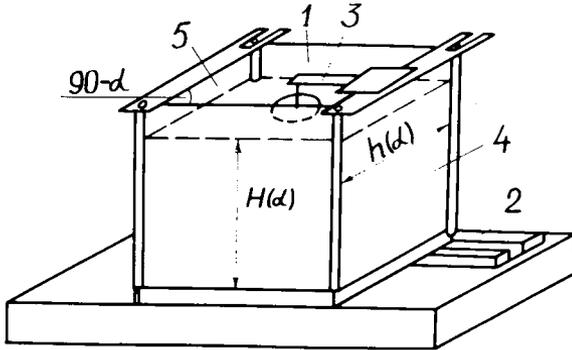


Abbildung 1: Prinzip des Schergeräts

1. Es sei  $a_{33} = a_{33}(t)$ , alle anderen Komponenten  $a_{ij} \equiv 0$ , was dem Ödometer entspricht
2. Sei  $a_{33} = a_{33}(t)$ ,  $a_{11} \equiv a_{22} = a(t)$ . Dies entspricht dem Triaxialversuch.

Nehmen wir jetzt ein würfelförmiges Gebiet  $0 \leq x_1, x_2, x_3 \leq L$ .

3. Der Fall  $a_{ii} = a_{ii}(t)$ ,  $a_{ij} \equiv 0$  für  $i \neq j$  entspricht einem echten Triaxialversuch.
4. Sei  $a_{12} = a_{12}(t)$ ,  $a_{33} = a_{33}(t)$ , sonst  $a_{ij} \equiv 0$ . Dieser Fall entspricht der einfachen Scherung.

Die einfachste Deformation ist die reine Scherung. Wie kann man die reine Scherung praktisch realisieren? Ein geeignetes Gerät hierzu wurde in [3] vorgeschlagen (siehe Bild 1). Ein prismatisches Gefäß wird dermaßen deformiert, daß sein Grundriß in ein Parallelogramm übergeht. Die Sandoberfläche ist frei und kann sich nach Maßgabe der Dilatanz nach oben bzw. unten bewegen [4]. Bei grossen Scherungen bildet sich auf der Oberfläche der Sandprobe im Schergerät ein reguläres System von Gleitlinien. Bild 2.

Betrachten wir jetzt kompliziertere Beispiele. Dazu gehört eine ebene Verformung mit  $a_{11} = -a_{22} = k$ ,  $a_{21} = -a_{12} = \Omega$ , wobei  $k, \Omega$  positive Konstanten sind. Für die Versuche muß man die Einschränkung  $k < \Omega$  einführen.

Die Lösung des Gleichungssystems (1) zeigt, daß jeder materielle Punkt sich auf einer elliptischen Trajektorie bewegt. Daher ist die Bewegung vom Keplerschen Typ (Bild 3).

$$\mathbf{v} \cdot \mathbf{n} = 0, \quad \mathbf{v} \times \mathbf{r} = \text{const.} \quad (6)$$

Hier ist  $\mathbf{n}$  die Normale auf der elliptischen Trajektorie und  $\mathbf{r}$  der Ortsvektor der materiellen Punkte ist. Die Lösung 8 legt die gewählte Form der Probe nahe: Es handelt sich um einen rechtwinkligen Zylinder mit elliptischem Querschnitt, so daß wenn man auf seiner Mantelfläche

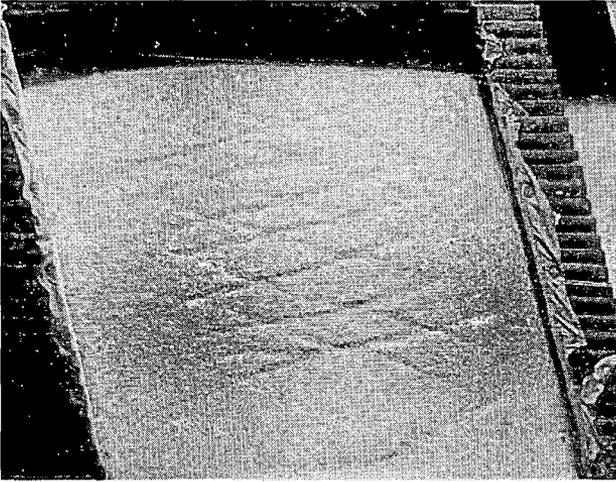


Abbildung 2: Gleitlinien in der gescherten Sandprobe

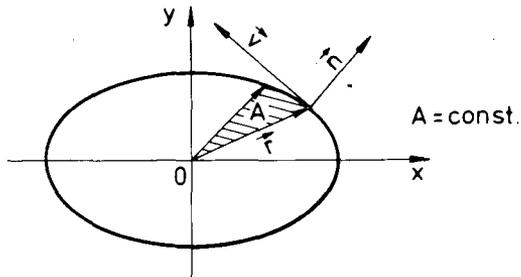


Abbildung 3: Skizze zur Bewegung vom Keplertyp

die Bewegung  $S$  vorschreibt, die Bewegung im Inneren nicht vom Stoffgesetz abhängt und homogen ist.

Für praktische Anwendungen ist es bequemer, die Bedingung  $S$  durch folgende Gleichung zu ersetzen:

$$\mathbf{v} \cdot \mathbf{n} = 0, \quad |\mathbf{v}| = \text{const.}$$

Bei den Experimenten wurde der Effekt der gerichteten Übertragung entdeckt. Bei einem elastischen Körper kehren alle Punkte während der vollen Umdrehung in die ursprüngliche Lage zurück. Bei einem nichtelastischen Medium steht die Sache nicht so. Deshalb speichern

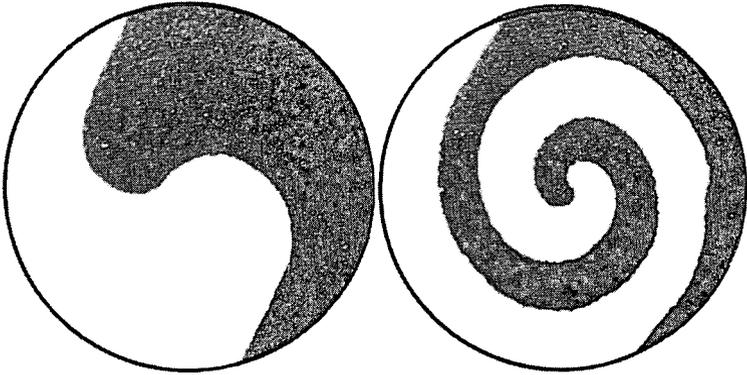


Abbildung 4: Verformungsmuster der Bewegung vom Keplertyp

sich die Deformation auf. Versuche mit trockenem Sand werden in Bild 4 gezeigt. Dort war die Hälfte des Sandes schwarz gefärbt. Die ursprüngliche Trennfläche zwischen ungefärbtem und schwarzem Sand verlief eben und war im gezeigten Querschnitt als eine gerade Linie zu sehen. Nach mehreren Umdrehungen hat sich diese Trennlinie in der abgebildeten Form umgewandelt.

Jetzt wollen wir ein Material mit Kohäsion (feuchter Sand) betrachten. Hier bildet sich die in Bild 5 gezeigte Struktur, d.h. es bilden sich Sandklumpen, die in etwa gleiche Abmessungen haben. Wenn der Wassergehalt vergrößert wird, verringern sich die Abmessungen der entstehenden Klumpen.

Eine weitere Klasse von homogenen Strömungen kann man erhalten, wenn man

$$a_{13} = -\tan \alpha \cdot \omega \sin \omega t,$$

$$a_{23} = \tan \alpha \cdot \omega \cos \omega t,$$

sonst

$$a_{ij} \equiv 0$$

setzt. Einen solchen Typ komplexer Verformung kann man auf folgende Weise realisieren:

Die Materialprobe wird in eine Kammer gebracht. Die Kammer hat die Form eines geneigten Zylinder. Der Zylinderboden ist eine Kreisplatte. Bei der Belastung bewegen sich die Mantellinien des Zylinders in Kegelflächen.

Hier wird auch der Effekt der Differentialdrehung beobachtet. Die Diametralebene geht in eine Wendelfläche über.

In einer Reihe von Fällen entsteht Selbstorganisation in Zeit und Raum bei Bewegung eines Granulats in Sturzrinnen in und konvergenten radialen Kanälen [5,6].

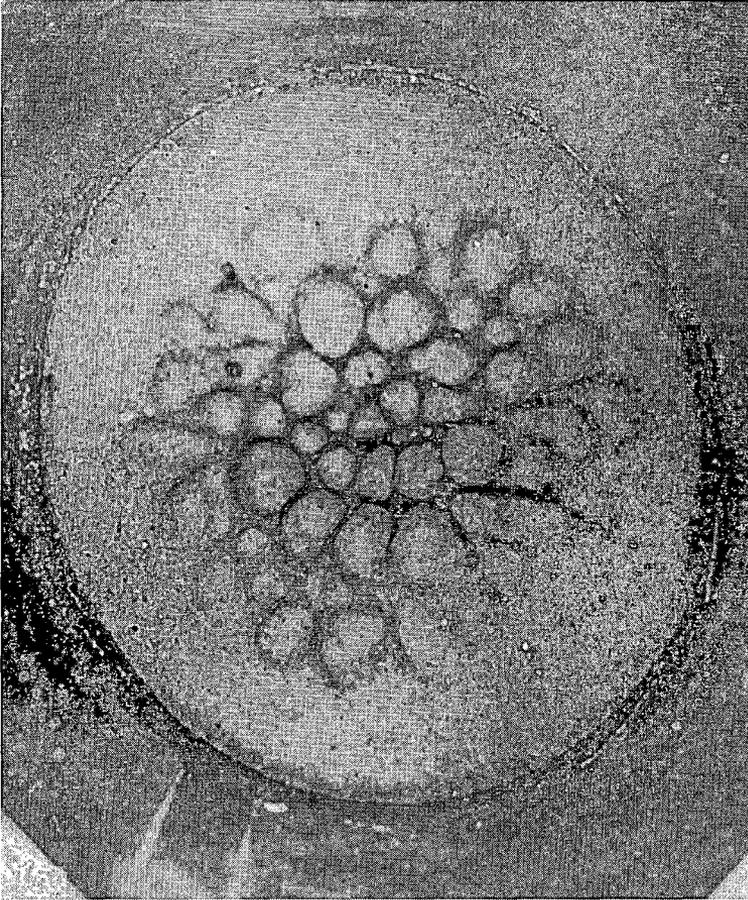


Abbildung 5: Klumpen aus feuchtem Sand

Auf einem flachen Stand für zweiachsige Dehnung können Strukturen (Schrumpfrisse) erzeugt werden (Bild 6). Auf einer dehnbaren Gummihaut wird eine Schicht aus Kreidepulver aufgebracht. Je nach Dehnungsgeschichte der Gummihaut bilden sich verschiedene Muster von Schrumpfrissen.

#### Literaturverzeichnis

- [1 ] An Album of Fluid Motion. Assembled by Milton Van Dyke. The Parabolic Press, Stanford, California, 1982.

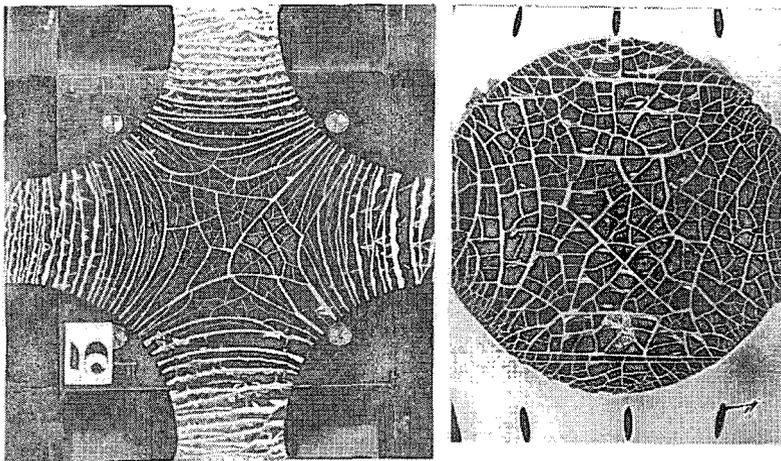


Abbildung 6: Schrumpfrisse von Proben, deren Unterlage gedehnt wird.

- [2 ] A. F. Revuzhenko: Über die einfachsten Strömungen von kontinuierlichen Medien (in russisch). *Doklady Akademii Nauk USSR*, 1988, Vol. 303, No. 1.
- [3 ] A. F. Revuzhenko, S. B. Stazhevsky, E. I. Shemyakin: Über den Deformationsmechanismus von Schüttgütern bei großen Scherungen (in russisch). *Soviet Mining Science*, 1974, No. 3, Vol. 10.
- [4 ] A. P. Bobryakov, A. F. Revuzhenko: Gleichmäßige Verformung eines Granularen Materials. Dilatanz. *Soviet Mining Science*, 1982, No. 5, Vol. 18.
- [5 ] A. F. Revuzhenko: Dissipativstrukturen in einem Kontinuum (in russisch). *Izvestia Wysshich Utshebnich Sawedenij. Seria Fizika*, No. 4, 1992.
- [6 ] A. F. Revuzhenko, S. B. Stazhevsky, E. I. Shemyakin: Aufgaben der Mechanik körniger Stoffe im Bergbau (in russisch). *Soviet Mining Science*, 1982, No. 3.



Prognose des Verformungsverhaltens von Mischbodenkippen  
des Lausitzer Braunkohlenwerkes

Richter, F. und Böhm, S.†)

1. Übersicht über das Lausitzer Braunkohlenrevier

Das Lausitzer Braunkohlenrevier erstreckt sich südlich von Berlin über große Teile der Lausitz. Seit Beginn des Bergbaus im Jahr 1840 bis Anfang 1991 wurde eine Fläche von 725 km<sup>2</sup> in Anspruch genommen. Davon wurden bisher 52 % wiederurbarmgemacht und der Nutzung durch Land-, Forst- und Wasserwirtschaft und sonstige Nutzer übergeben. In der Lausitz steht die Kohle in 4 Flözhorizonten an. Zur Zeit wird der 8 - 14 m mächtige 2. Flözhorizont mit Abbauteufen von 30 - 100 m abgebaut. Das Deckgebirge besteht aus Lockergesteinen mit wechselndem Anteil bindiger Bodenarten pleistozänen und tertiären Ursprungs. Dabei handelt es sich überwiegend um eng abgestufte Feinsande und für die bindigen Bodenanteile um Geschiebemergel, tonigen Schluff und schluffigen Ton, die zum Teil kohlehaltig sind und eine unterschiedlich hohe Konzentration organischer Bestandteile aufweisen.

2. Entstehung der Kippen, Beschaffenheit des Kippenbodens und mögliche Verformungen

Im Zuge der Kohlegewinnung im Tagebaubetrieb wird das Hangende durch die Folge Abbau - Transport - Verkippung in seinem Gefüge zerstört und in lockerer Schüttung neu gelagert. In Abhängigkeit der Versturztiefen ist der verkippete Boden in differenzierter Lagerungsdichte vorhanden, die mit wachsender Teufe zunimmt. Nach LANGE herrscht bis in ca. 15 m Tiefe sehr lockere bis lockere Lagerung vor. Erst in größeren Tiefen wird auf Grund des Eigengewichtes des darüberliegenden Kippenbodens eine Kornumlagerung erzwungen, die eine höhere Lagerungsdichte zur Folge hat. In dieser Zone 3 nach LANGE ist der Kippenboden meist locker bis mitteldicht gelagert (Bild 1).

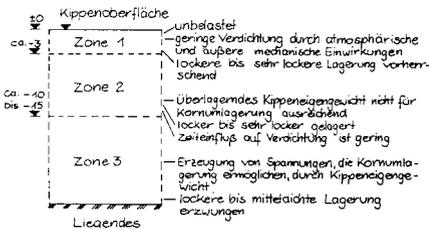


Bild 1 Kippenmodell nach LANGE /1/

Je geringer die Lagerungsdichte des Bodens ist, um so höher ist dessen Porenanteil und damit wächst die mögliche Zusammendrückung (Setzung) des Bodens. Insgesamt ist der verkippete Boden eine stochastische, zufällige Schüttung verschiedener Bodenarten, die da

†) TU Cottbus, Lehrst. f. Bodenmech. u. Grundbau, K.-Marx-Str.17, O-7500 Cottbus

durch sehr inhomogen verteilt sind. Schichtungen wie in gewachsenem Boden sind nicht vorhanden. Art und Größenordnung der zu erwartenden Verformungen sind in Abhängigkeit des jeweiligen Kippenbereiches unterschiedlich. Im Kippenrand- und Böschungsbereich (Bild 2) ist die Setzungsgefahr besonders hoch.

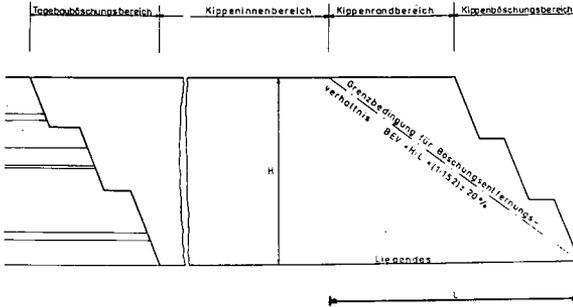


Bild 2 Abgrenzung der Kippenbereiche nach DORSCHNER /2/

Auf Grund des hohen Anteils an nichtbindigem Boden als Feinsande mit steiler Körnungslinie (SE) wird unter Wassereinfluß (Sickerwasser, ansteigendes Grundwasser) ein Abrutschen ganzer Böschungsbereiche ermöglicht. Da hierbei neben der Vertikalverformung das seitliche Ausweichen des Bodens ein beträchtliches Ausmaß annimmt, spricht man vom Setzungsfließen. Im Kippeninnenbereich (siehe Bild 2) können die Vertikalverformungen ebenfalls Größenordnungen im dm Bereich betragen. Im Tagebauböschungsbereich ist durch den Übergang auf gewachsenen Boden, der Setzungsunterschiede ermöglicht, erhöhtes Risiko vorhanden. Für eine Bebauung der Kippe ist das durch die Setzungen entstehende Risiko im Kippeninnenbereich kalkulierbar, während die Bereiche der Tagebauböschung, des Kippenrandes und der Kippenböschung durch das erhöhte Setzungsrisiko nicht ohne weiteres für eine Bebauung geeignet sind. Die in unserem Projekt durchgeführten Untersuchungen beziehen sich daher auf den Kippeninnenbereich, mit dem Ziel möglichst genaue Prognosen für Größe und Dauer der vertikalen Gesamtverformung der Kippe liefern zu können. Die einzelnen Verformungsanteile sind im Bild 3 in ihrem zeitlichen Verlauf dargestellt.

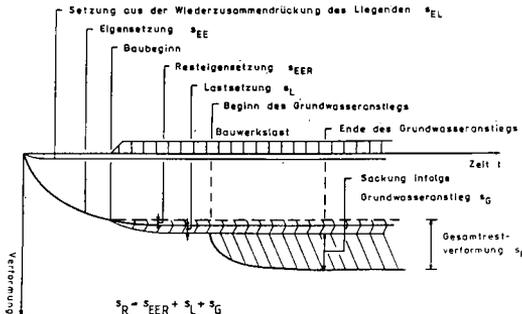


Bild 3 Zeitlicher Verlauf der Verformungsanteile /3/ (GÖBEL)

Die Eigensetzung  $S_{EE}$  der Kippe ist in ca. 5 -10 Jahren abgeschlossen und beträgt 1 - 2 % der Kippenhöhe. Die Sackung infolge Grundwasseranstieg  $S_G$  kann bis zu 5% der Kippenhöhe betragen. Die Lastsetzung  $s_L$  ist von der Größenordnung der eingetragenen Last abhängig.

Schwerpunkt unserer Bearbeitung ist der Verformungsanteil infolge Grundwasseranstieg. Für diesen Verformungsanteil sind die bisher bekannten Angaben mit den größten Unsicherheiten behaftet. Problematisch ist das Zusammenwirken der Kornumlagerung der nichtbindigen Bodenanteile bei Wassersättigung und die langandauernde Verformung der bindigen Anteile durch Veränderung deren Konsistenz bei Wasseraufnahme. Mit zunehmendem bindigen Anteil im Kippenboden verlängert sich nicht nur die Verformungsdauer, sondern es wächst auch die Größe der Verformung, die von DORSCHNER in Abhängigkeit der Bodenzusammensetzung

- für Böden mit überwiegend bindigen Bodenanteilen mit 1,12 %
- für gleiche Bodenanteile bindig und rollig mit 1,05 %
- für vorwiegend rollige Böden mit 0,99 %

der Kippenhöhe angegeben wird.

### 3. Untersuchungen zur zuverlässigen Prognose des Verformungsverhaltens von Mischbodenkippen

Das an der TU Cottbus bearbeitete Projekt gliedert sich in zwei Schwerpunkte:

- Auswertung von Pegelmessungen im Feld
- Laborversuche im Kompressionsgerät

#### 3.1. Setzungsmessungen im Feld

Neben der Auswertung vorhandener Meßdaten der Lausitzer Braunkohlen AG (LAUBAG), die bisher stets Messungen an der Geländeoberkante waren und die Gesamtverformung der Kippe erfassen, jedoch nicht den Einfluß verschiedener Bodenarten und der Grundwasserregenerierung getrennt wiedergeben, werden eigene kombinierte Setzungs- Grundwasserstandspegel installiert. 1993 wird zunächst ein Pilotpegel abgeteuft. Dieser Meßpegel ermöglicht mit Hilfe eines Magnetsetzungsplotes die Messung der Setzungen in verschiedenen Teufenbereichen der Kippe und gestattet daher die Erfassung der Setzungsanteile getrennt nach den unterschiedlichen setzungserzeugenden Einflüssen. Gleichzeitig ist am selben Punkt der Kippe die Grundwasserspiegeländerung erfaßbar. Die Auswertung der Messungen erfolgt im Vergleich zu den Meßwerten der LAUBAG. Durch eine Gegenüberstellung der Meßergebnisse aus dem Feld zu den Ergebnissen der Laborversuche soll letztendlich der Gesamtzusammenhang verdeutlicht werden.

#### 3.2. Laborversuche

Die Versuche im Labor werden in Form von Kompressionsversuchen mit folgenden Probenabmessungen durchgeführt:

$$\begin{aligned} h_A &= 20 \text{ cm} \\ d &= 30 \text{ cm.} \end{aligned}$$

Eine Prinzipskizze der Probenzusammensetzung zeigt Bild 4. Die eingelagerten bindigen Klumpen (Pseudokörner) "schwimmen" im rolligen Anteil der Probe, d. h. die Zwischenräume (Makroporen) zwi-

schen den Pseudokörnern sind vollständig mit Sand ausgefüllt und damit existieren keine Makroporen.

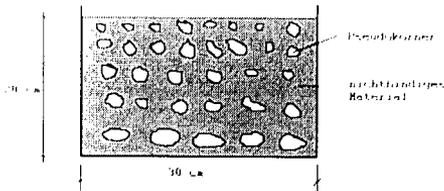


Bild 4 Prinzipische Skizze der Probenzusammensetzung

Die max. Spannung an der Probenoberkante ( $\sigma_{\max}$ ) wird zwischen 100 und 400 kN/m<sup>2</sup> variiert, was der Simulation einer Kippenüberdeckung von 5 bis 20 m entspricht. Der bindige Anteil in der Probe (Pseudokornanteil) wird mit 10 bis 40 % der Trockenmasse eingebaut.

Die Auswertung der Versuche erfolgt über die entsprechenden Diagramme (Zeit - Setzung, Zeit - Porenzahl, Druck - Setzung usw.) und über einen Vergleich der Versuche untereinander, innerhalb der Versuchsreihen. Dabei wird schwerpunktmäßig die Abhängigkeit der Setzung infolge Wasseranstieg (Sackung) von  $\sigma_{\max}$  und vom Pseudokornanteil untersucht.

Die Versuchsergebnisse sind bisher recht ermutigend, gestatten aber, auf Grund der bisher zu geringen Versuchsanzahl (35), noch keine allgemeingültige Aussage. Es deutet sich jedoch an, daß mit zunehmendem Pseudokornanteil die Sackung abnimmt, wenn keine Makroporen vorhanden sind. Für Proben aus 100 % rolligem Material scheint sich die von KEZDI gefundene Abhängigkeit, daß die Sackung bis  $\sigma_{\max} = 400$  kN/m<sup>2</sup> wächst und dann konstant bleibt, zu bestätigen.

#### 4. Zusammenfassung

Für Mischbodenkippen des Lausitzer Braunkohlenreviers, die bindige Bodenanteile bis zu 40 % aufweisen, wird über die Auswertung von Feldmessungen und Kompressionsversuchen im Labor eine praxisorientierte Prognose der Gesamtverformungen dieser Kippenböden angestrebt. Das hier vorgestellte Projekt befindet sich noch in der Bearbeitung. Daher können keine verbindlichen Ergebnisse genannt werden.

#### Literatur

- /1/ LANGE, S.  
Eine Modellstudie über Lockergesteinskippen im linksrheinischen Braunkohlenrevier mit Folgerungen für deren Bebaubarkeit. 1980, Sonderdruck, Arbeitsgruppe Gebirgsmechanik, Tunnel- und Stollenbau am Institut für Bergbau, TU Clausthal
- /2/ DORSCHNER, E.  
Setzungsverlauf der Tagebaukippen des Braunkohlenbergbaues. 1965, Bergakademie Freiberg, Diss.
- /3/ GÖBEL, C; KABUS, F.  
Verkehrswege auf Kippen des Braunkohlenbergbaues  
In: DDR-Verkehr, Berlin, 17 (1984) 11, S. 334 - 339

## **Tragfähigkeitskennzeichnende Eigenschaften gelockerter und ungelockerter Neulandböden aus Löß unter konventioneller und bodenschonender Bewirtschaftung**

von

Rüter, J., Schneider, R., Weyers, M. u. Schröder, D.\*

### **1. Einleitung**

Im Rheinischen Braunkohlenrevier sind Teilbereiche der ackerbaulich genutzten Neulandböden aufgrund rekultivierungsbedingter aber auch bewirtschaftungsbedingter Fehler verdichtet, wodurch es zu Staunässe, erschwerter Bearbeitbarkeit, verspäteter Abtrocknung und verzögerter Erwärmung kommen kann. Insbesondere Staunässeerscheinungen fördern weitere Verdichtungen und Verschlammungserscheinungen in den gefügelabilen Schluffböden.

Es stellt sich daher die Frage, ob verdichtete Neulandböden aus Löß unter Berücksichtigung ihrer mechanischen Belastbarkeit erfolgreich melioriert werden können.

### **2. Material und Methoden**

Um dieser Frage nachzugehen, wurden im Rahmen eines vom BMFT geförderten Projektes auf einer 1979 trocken rekultivierten Fläche im Rheinischen Braunkohlenrevier verschiedene Meliorations- und Bewirtschaftungsvarianten miteinander kombiniert. Aus der Vielzahl von Untersuchungsvarianten ist für die nachfolgenden Ausführungen der Vergleich tiefgelockerter und ungelockerter Standorte herausgegriffen worden, wobei nach konventioneller und bodenschonender Bewirtschaftungsweise unterschieden wird.

Die Tieflockerung wurde im Herbst 1989 mit einem Stechhublockerer (TLG-12) durchgeführt, der eine Aufbruchlockerung bis maximal 90 cm Tiefe bewirkte. Zur konventionellen Bewirtschaftung gehören in diesem Versuch die wendende Bodenbearbeitung mit dem Pflug, Normalsaat und Normalbereifung, zur bodenschonenden Bewirtschaftung die nichtwendende, flache Bodenbearbeitung mit einem Grubber, Mulchsaat und Breit- oder Zwillingsbereifung

Die Bodenart ist stark lehmiger Schluff (U14) mit 18-20 Gew.% Ton, rund 80 Gew.% Schluff und 0-5 Gew.% Sand. Der Kohlenstoffgehalt in der Krume beträgt nur ca. 0,4 Gew.%, die mikrobiologische Aktivität ist gering.

Die Probenahme erfolgte im Frühjahr 1991. Die bodenphysikalischen Untersuchungen wurden mit 100cm<sup>3</sup>-Stechzylindern nach den üblichen Verfahren durchgeführt. Für die bodenmechanischen Untersuchungen wurden 250cm<sup>3</sup>-Stechzylinderproben ( $\varnothing = 10$  cm, h = 3,18 cm) verwendet. Die Drucksetzungsuntersuchungen erfolgten mit Ödometern bei 10 Auflaststufen zwischen 2,5 und 500 kPa, die Scherversuche mittels Kastenscherggerät bei konstantem Vorschub von 0,2 mm/min. Die Vorbelastung (Pv) wurde nach Casagrande ermittelt.

### **3. Ergebnisse**

#### **3.1 Bodenphysikalische Eigenschaften:**

Wie Tab.1 zeigt, sind bei den unmeliorierten Varianten, unabhängig von der Bewirtschaftung, im Unterboden alle bodenökologisch relevanten physikalischen Parameter ausgesprochen ungünstig, so daß diese Horizonte als lockerungsbedürftig angesehen werden müssen. Die Tieflockerung mit dem TLG-12 bewirkt eine drastische Verringerung der Lagerungsdichte, die mit einer Zunahme der weiten Grobporen einhergeht (vgl. WEYERS et al., 1992). Entsprechend sind der Lufthaushalt und die Durchwurzelbarkeit im Unterboden der tiefmeliorierten Varianten, insbesondere bei bodenschonender Bewirtschaftung, deutlich verbessert.

\* Universität Trier, FB VI, Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

Tab. 1: Vergleich bodenphysikalischer und bodenmechanischer Eigenschaften unmeliorierter und tiefmeliorierter geschütteter Neulandböden aus Löß im Rheinischen Braunkohlentrevier. ( n = 2 ; ka und Ew : n = 4 )  
Bodenmechanische Parameter nach 6 kPa Vorentwässerung

Horizont	E.-Tiefe [cm]	Ld [g/cm <sup>3</sup> ]	GPV [%]	P >50µm [%]	ka [µm <sup>2</sup> ]	Ew [kPa]	Pv [kPa]	c [kPa]	Aggregat- stab. [kPa]
<b>unmeliorierte Kontrollvarianten:</b>									
konventionelle Bewirtschaftung									
jYAp	10-15	1,51	42,9	9,5	13,8	1101	31	6	8
jY1	45-50	1,72	35,5	1,4	1,3	4013	139	2,4	50
jY2	65-70	1,73	35,0	2,0	0,9	3504	130	38	50
bodenschonende Bewirtschaftung									
jYAp	10-15	1,61	39,8	6,0	14,9	1445	51	13	18
jY1	45-50	1,73	35,0	0,9	2,8	2992	135	27	75
jY2	65-70	1,78	33,5	0,8	0,9	3593	130	38	75
<b>tiefmeliorierte Varianten:</b>									
konventionelle Bewirtschaftung									
jYAp	10-15	1,43	46,3	13,5	27,0	892	21	2	5
jY1	45-50	1,59	40,5	5,8	4,3	1549	46	2	10
jY2	65-70	1,51	43,4	7,9	9,7	1062	36	3	8
bodenschonende Bewirtschaftung									
jYAp	10-15	1,56	41,4	6,7	30,2	1011	39	9	15
jY1	45-50	1,52	43,1	10,2	27,7	1082	38	8	15
jY2	65-70	1,56	41,6	7,0	15,7	947	37	11	13

Beim Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten ist erkennbar, daß in der Krume bei gefügeschonender Bodenbearbeitung mit dem Flachgrubber, trotz deutlich geringerer Gehalte an weiten Grobporen, die Luftleitfähigkeit nicht negativ beeinflusst wird, da die Porenkontinuität im Gegensatz zur wendenden Bodenbearbeitung weitestgehend erhalten bleibt.

In 45-50 cm Tiefe der konventionell bewirtschafteten tiefgelockerten Variante ist nach zweimaliger wendender Bodenbearbeitung eine mäßige Rückverdichtung erkennbar, die sich in einer starken Verringerung der Luftleitfähigkeit bemerkbar macht. Dies ist nicht allein auf die Reduktion der weiten Grobporen zurückzuführen, sondern v.a. auf eine Verringerung der Kontinuität dieser Poren.

### 3.3 Stabilitätseigenschaften

In der **Krume** verfügen die bodenschonend bewirtschafteten Varianten entsprechend ihrer stärkeren Dichtlagerung und des etwas besseren Gefüges über eine höhere Vorbelastung als die konventionellen Varianten. Da diese Stabilitätserhöhung nicht mit einer Verschlechterung physikalischer Eigenschaften gekoppelt ist, ist sie positiv zu bewerten.

Die hohen Vorbelastungswerte der **ungelockerten Unterböden** belegen eine große Tragfähigkeit der Kontrollflächen (vgl. SCHNEIDER, 1992). Diese resultiert jedoch aus dem kohärent gelagerten dichten Substrat. Wegen der damit einhergehenden, aus pflanzenbaulicher Sicht ausgesprochen ungünstigen bodenphysikalischen Standortbedingungen, ist diese hohe Tragfähigkeit aber nicht als positiv anzusehen.

Durch die **Tieflockerung** verlieren die Unterböden einen Großteil ihrer mechanischen Belastbarkeit, was sich in geringen Vorbelastungen und geringen Kohäsionswerten widerspiegelt. Besonders in nassen Jahren ergibt sich hierdurch eine erhöhte Gefahr der Rückverdichtung.

Die neuerliche Bildung von **Pflugsohlen**, wie sie die konventionell bewirtschafteten Flächen schon erkennen lassen, bewirkt nur eine geringfügige Erhöhung der Vorbelastung, weshalb auch die Schutzwirkung für den tieferen, gelockerten Unterboden anfangs gering ist. Mit der Pflugsohlenbildung geht eine deutliche Verschlechterung der physikalischen Parameter und damit der ackerbaulichen Standortqualität einher.

Um die **Bedeutung der Wasserspannung** für die Bodenstabilität zu ermitteln, wurde die Vorbelastung im jYAp sowohl nach 6 kPa als auch nach 30 kPa Vorentwässerung bestimmt.

Tab. 2: Vergleich physikalischer und bodenmechanischer Eigenschaften unmeliorierter und tiefmeliorierterter Neulandböden aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier nach 30 kPa Vorentwässerung. - (n=2)

Horizont / Bewirtschaft.	E.-Tiefe [cm]	Ld [g/cm <sup>3</sup> ]	Pv [kPa]	Aggregatstab. [kPa]	c [kPa]
<b>unmeliorierte Kontrollvarianten</b>					
jYAp konventionell	10-15	1,43	68	15	11,8
jYAp bodenschonend	10-15	1,56	91	25	23,3
<b>tiefmeliorierte Varianten:</b>					
jYAp konventionell	10-15	1,40	61	15	12,7
jYAp bodenschonend	10-15	1,49	77	25	19,5

Vergleicht man die Werte in Tab. 2 mit den entsprechenden in Tab. 1, so erkennt man, daß die Zunahme der Wasserspannung bei allen Varianten in etwa eine Verdoppelung der Tragfähigkeit bewirkt. Die Erhöhung der Vorbelastung resultiert daraus, daß sowohl die Aggregatstabilität (nach LEBERT, 1989) als auch die Kohäsion, bedingt durch eine Zunahme der Meniskenkräfte, stark ansteigen.

Wie die hier vorgestellten Ergebnisse verdeutlichen, bestehen offensichtlich negative Beziehungen zwischen der mechanischen Belastbarkeit und den pflanzenökologisch wichtigen, physikalischen Standortbedingungen der untersuchten Neulandböden.

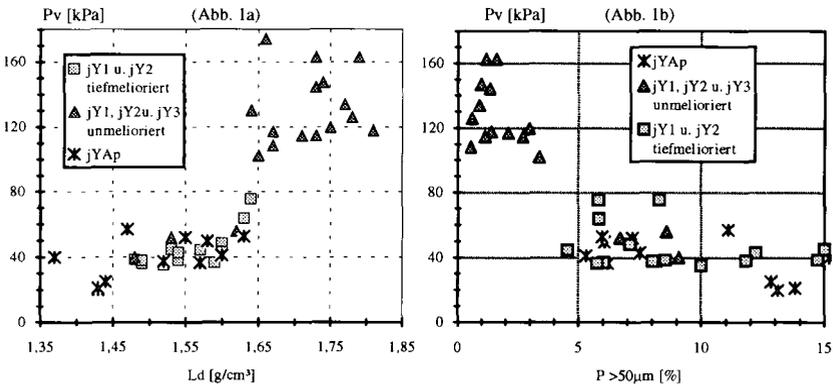


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Lagerungsdichte und Vorbelastung (1a) und zwischen P>50µm und der Vorbelastung (1b) geschütteter Neulandböden aus Löß nach 6 kPa Vorentwässerung

Setzt man die Vorbelastung in Beziehung zur Lagerungsdichte, wobei zur Erhöhung des Stichprobenumfangs Daten aus früheren Untersuchungen vergleichbarer Neulandstandorte einbezogen wurden, so ist in Abb. 1a deutlich der sprunghafte Anstieg der Vorbelastung oberhalb einer Lagerungsdichte von 1,60-1,65 g/cm<sup>3</sup> zu erkennen. Unterhalb dieses "Lagerungsdichtegrenzwertes" finden sich fast ausschließlich die Proben aus den gelockerten Unterböden und den Krumen, mit Vorbelastungswerten zwischen 30 und 60 kPa. Oberhalb einer Dichte von 1,65 g/cm<sup>3</sup> liegen die ungelockerten Unterböden mit hohen Vorbelastungen von 100-180 kPa.

Setzt man nun die Vorbelastung in Beziehung zu den Poren > 50µm (Abb. 1b), so wird die erwähnte negative Beziehung zwischen Tragfähigkeit und physikalischen Parametern beim Lößneuland besonders deutlich. Bei Vorbelastungswerten bis etwa 80 kPa sind generell noch mehr als 5 Vol.% weite Grobporen vorhanden. Steigt die Vorbelastung auf über 100 kPa sinken die Grobporenanteile einheitlich unter 5 Vol.%, was aus ackerbaulicher Sicht als bedenklich angesehen werden kann.

Wie zu erwarten, findet sich entsprechend auch eine enge Beziehung zwischen der Lagerungsdichte und den Grobporen, wobei wiederum bei einer Dichte des Bodens von  $>1,65 \text{ g/cm}^3$  der Grobporenanteil kleiner 5% wird (Abb.2a).

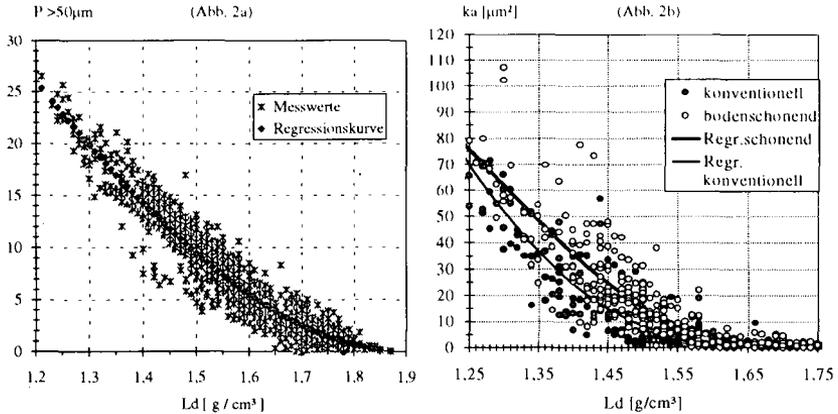


Abb.2: Zusammenhang zwischen Lagerungsdichte und  $P > 50 \mu\text{m}$  ( $n=1024$ )(2a), sowie zwischen Lagerungsdichte und Luftleitfähigkeit ( $n=683$ )(2b) geschütteter Neulandböden aus Löß.

Könnten diese 5 Vol.% Grobporen jedoch noch den Luft- und Wasserhaushalt der Böden aufrechterhalten, dann dürfte man nicht von einem Grenzwert der Lagerungsdichte sprechen. Aber aus der Beziehung zwischen Lagerungsdichte und Luftleitfähigkeit ist wiederum abzuleiten, daß oberhalb des genannten "Grenzwertes" beim untersuchten Lößneuland auch die Permeabilität minimal ist (Abb.2b).

#### 4. Zusammenfassung

Für humusarmes, schluffreiches Lößneuland schlechter bis mittlerer Rekultivierungsqualität lassen sich folgende Aussagen ableiten:

1. Die Vorbelastung und damit die Tragfähigkeit ist vornehmlich eine Funktion der Dichtlagerung und der Wasserspannung.
2. Eine Lagerungsdichte von ca.  $1,65 \text{ g/cm}^3$  zeichnet sich als kritischer Grenzwert ab.
3. Eine wirksame Maßnahme zur Verbesserung der Standortqualität bietet eine Tieflockerung mit einem Stechhublockerer, günstige Bedingungen vorausgesetzt. Dadurch wird jedoch die Tragfähigkeit stark herabgesetzt, so daß gerade beim Lößneuland eine konsequente, bodenschonende Folgebewirtschaftung essentieller Bestandteil einer Meliorationsmaßnahme sein muß.
4. Über die Erhaltungsdauer lassen sich bisher nur Tendenzen abschätzen.
5. Rückverdrichtungen, besonders direkt unterhalb der Bearbeitungszone sind vermutlich unvermeidbar.

#### 5. Literatur

- LEBERT, M. (1989):** Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden. (Bayreuther Bodenkundliche Berichte, 12), Diss. Bayreuth
- SCHNEIDER, R. (1992):** Gefügeentwicklung in Neulandböden aus Löß und Hafenschlick und deren Auswirkung auf bodenphysikalische und -mechanische Parameter. - Diss. Trier
- WEYERS, M. u. SCHRÖDER, D. (1992):** Melioration und bodenschonende Bewirtschaftung rekultivierter Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier - Bodenphysikalische und -mechanische Parameter. - Mittteilgn. Ges. f. Pflanzenbauwissenschaften, 5, 205-208

Messung der Scherfestigkeit von Böden zum Nachweis  
der Erosionsstabilität

Schaer M.†

Die Erosionsfestigkeit eines Bodens wird durch seine Scherfestigkeit bei kleinen Spannungen bestimmt.

Die vorhandenen Geräte zur Scherfestigkeitsmessungen sind für einen viel grösseren Spannungsreich ausgelegt und eignen sich daher nicht. Die Erosionsstabilität hängt stark vom Zustand des Bodens an und ist variabel. Daher müssen auch kleine Festigkeitsänderungen erfasst werden können. Die Messungen müssen im Felde oder an ungestörten Proben erfolgen. Das Gerät beruht auf der Messung des Erdwiderstandes vor einer Platte. Die Einflüsse der Wandreibung werden ausgeschaltet, indem die Platte vertikal beweglich gelagert wird und ihr Gewicht mit einem Gegengewicht kompensiert wird. Durch Messungen bei zwei verschiedenen Wandbreiten können die Randeinflüsse rechnerisch minimiert werden. Mit einem Schrittmotor kann die Geschwindigkeit, mit der die Platte gegen das Erdreich verschoben wird, eingestellt werden.

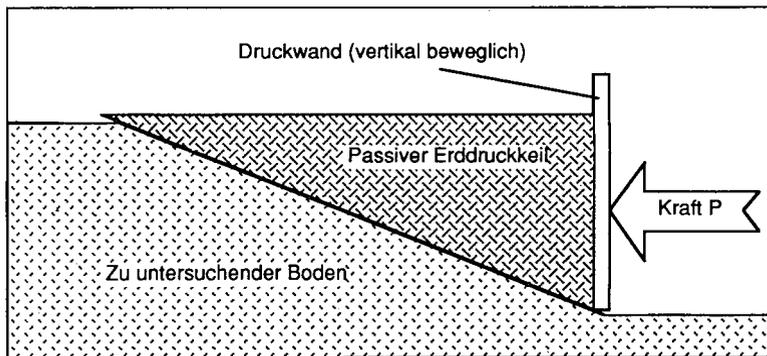


Fig. 1: Prinzipskizze passiver Erddruck

Wichtigste Masse des Gerätes:

- Tiefe der Druckwand : bis 150mm variabel,
- günstigster Bereich : 20 - 80mm
- Breite der Druckwand: 140mm; 262 mm
- Druckkraft: 2kN,
- Genauigkeit:  $\pm 5\text{N}$

Die Messungen zeigen den Einfluss der Verzahnung durch einen Peak mit nachherigem starkem Abfall der Festigkeit. (Fig. 2)

Durch Messungen bei zwei verschiedenen Wandtiefen konnte der Scherwinkel und die Kohäsion bestimmt werden. Figur 3 zeigt den Verlauf der Mohrschen Geraden bei sehr kleinen Spannungen. Der Verlauf durch den Ursprung zeigt, dass die Kohäsion, die bei grossen Spannungen gemessen wurde, nur auf Verzahnung beruht und der Boden nicht erosionsstabil ist.

† Institut für Geotechnik, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich

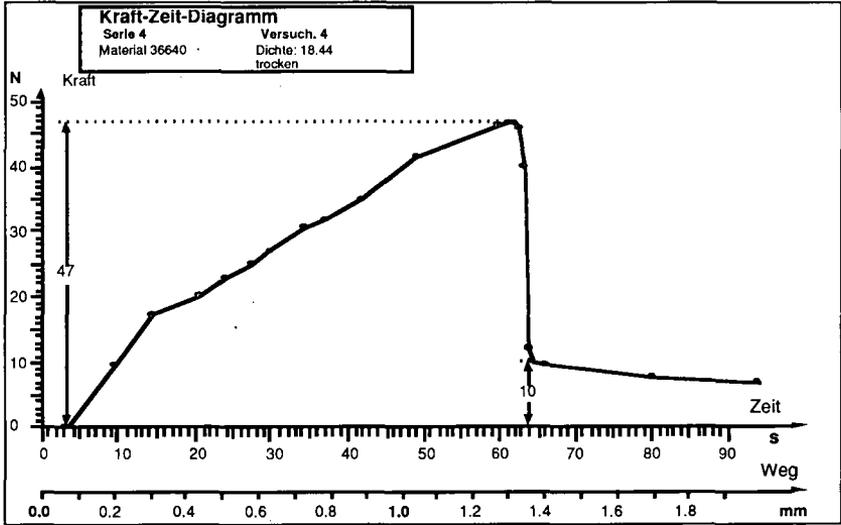


Fig. 2: Typisches Zeit (Weg) -Kraftdiagramm.

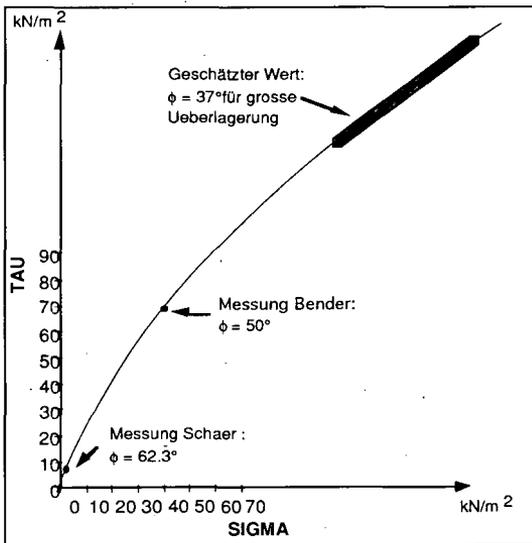


Fig. 3 : aus der Mohrschen Umhüllenden kann gesehen werden, dass der Boden nicht Erosionsstabil ist.

## Vergleichende Untersuchungen zur mechanischen Stabilität rekultivierter Lössböden unter Wald- und Ackernutzung

von

R. Schneider, G. Forster und D. Schröder<sup>\*)</sup>

### Einleitung

Zahlreiche Untersuchungen haben sich bisher mit der Problematik ackerbaulich rekultivierter Lössböden im Rheinischen Braunkohlenrevier beschäftigt und dabei immer wieder auf die Instabilität der Neulandböden hingewiesen (SCHRÖDER et al., 1985; LEBERT, 1991). Die Ursache hierfür liegt in der geringen Aggregierung vor allem bei schlecht rekultivierten Standorten. Diese sind durch Verdichtungserscheinungen im Unterboden sowie eine starke Neigung zur Verschlammung gekennzeichnet. Frühere Untersuchungen an forstlich rekultivierten Lössstandorten haben gezeigt, daß die physikalischen Eigenschaften und die Gefügeentwicklung unter Waldnutzung zumindest bis 50 cm Tiefe deutlich günstiger zu beurteilen sind als unter Acker (MÜLLER, SCHNEIDER, SCHRÖDER, 1988). Es stellt sich nun die Frage, ob die mit der Durchwurzelung, der hohen biologischen Aktivität und der starken Humusakkumulation unter Wald einhergehenden Gefügebildungsprozesse eine positiv zu bewertende Erhöhung der mechanischen Belastbarkeit hervorrufen.

### Material und Methoden

Bei den untersuchten Böden handelt es sich um trocken rekultiviertes Lössneuland des Rheinischen Braunkohlenreviers unter Wald und Acker (kein für forstliche Nutzung üblicherweise verwendeter Forstkies!). Die Bodenart ist schluffiger Lehm bis lehmiger Schluff mit rund 15-20% Ton, 70-80% Schluff und 0-10% Sand.

Die Untersuchung wurde an unterschiedlich alt rekultivierten Flächen durchgeführt, um auch mögliche Änderungen des Gefüges und damit zusammenhängender Parameter zu erfassen. Die Ackerstandorte liegen auf 8-10 Jahre und 22-25 Jahre alten, rekultivierten Halden mit gebietsüblicher Bewirtschaftung. Bei den Waldstandorten handelt es sich um 11, 20 und 28 Jahre altes Lössneuland mit Buchen oder Pappeln.

Ermittelt wurden bodenphysikalische Parameter an 100 cm<sup>3</sup>-Stechzylindern, mechanische Parameter an 250 cm<sup>3</sup>-Stechzylinderproben nach 6 kPa Vorentwässerung (Drucksetzung an Ödometern mit 10 Druckstufen von 2,5-500 kPa),  $\Delta$ GMD als Aggregatstabilitäts-Parameter und der Kohlenstoffgehalt nach Lichterfelder (Ct). Die Vorbelastung wurde aus der Gesamtsetzung nach 23 Stunden mittels der Methode nach Casagrande bestimmt.

### Ergebnisse und Diskussion

#### 1. Morphologische Befunde

Während in den Ackerkrumen ein bröckeliges bis subpolyedrisches Gefüge vorherrscht und nur in den alten Flächen eine zunehmende Anzahl krümeliger Aggregate zu finden ist, kann man bei den Waldstandorten von einem ausgesprochenen Krümel- bis Wurmlösungsgefüge in den obersten 10 cm sprechen. Bis 30 cm dominieren ebenfalls Krümel neben Subpolyedern, darunter ist das Gefüge bei beiden Nutzungsvarianten als kohärent anzusprechen. Nur im wurzelnahen Bereich der Waldunterböden sind noch krümelige bis subpolyedrische Aggregate zu finden.

In den Ackerböden treten Pflugsohlen unterschiedlicher Intensität auf. Dies hat zur Folge, daß Pflanzenwurzeln diesen Bereich kaum zu durchdringen vermögen und die Durchwurzelung im Extremfall auf den Oberboden beschränkt bleibt. Auch unter Wald findet sich die Hauptwurzelmasse

<sup>\*)</sup>Universität Trier, FB VI, Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

bis 30 cm Tiefe, jedoch wird der Unterboden von zahlreichen Grob- und Feinwurzeln durchzogen, die in allen Fällen noch bis über 1,40 m Aufgrabungstiefe hinausreichen. Auffallend sind der sehr hohe Regenwurmbesatz im Oberboden unter Wald und die äußerst stabilen Wurmgänge bis in den Unterboden, die auch bei der Drucksetzung im Labor großteils nicht zerstört wurden.

## 2. Physikalische Eigenschaften

Die Untersuchungen erbrachten einerseits merkbliche Altersunterschiede bei gleicher Nutzungsart, andererseits aber vor allem sehr deutliche nutzungsbedingte Differenzen.

Tab. 1: Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften von Neulandböden verschiedenen Alters unter Acker- (Mittelwerte aus n=5) und Waldnutzung (Mittelwerte aus n=3)

Variante	Tiefe [cm]	Ld [g/cm <sup>3</sup> ]	GPV [%]	P > 50µm [%]	P 50-10µm [%]	ka * [µm <sup>2</sup> ]	EW * [kPa]	GMD [mm]	Ct [%]
<b>Acker</b>									
8-10 Jahre	0-30	1,51	43,6	9,3	3,9	24,5	2000	4,0	0,33
	30-50	1,63	39,2	4,4	4,3	7,6	3180	4,5	0,19
	50-70	1,62	39,4	4,5	4,8	5,0	2940	-	0,17
22-25 Jahre	0-30	1,57	41,0	7,2	4,3	13,9	2560	3,9	0,44
	30-50	1,70	36,3	3,0	4,3	3,2	3940	4,3	0,22
	50-70	1,69	36,8	2,7	4,8	3,3	3840	-	0,17
<b>Wald</b>									
11 Jahre	0-10	1,31	47,7	10,1	6,3	25,6	1213	0,5	2,11
	10-30	1,51	40,3	7,1	6,5	32,4	1841	2,9	1,52
	30-50	1,60	37,1	1,8	8,9	7,8	2412	4,0	0,90
	50-75	1,55	38,8	2,9	10,7	3,2	1923	4,0	0,96
20 Jahre	0-10	1,24	49,9	12,9	6,2	48,7	1107	0,8	2,41
	10-30	1,42	43,8	12,7	7,5	42,0	1324	3,1	1,59
	30-50	1,54	39,5	7,6	9,4	14,5	1842	3,5	0,59
	50-75	1,54	39,5	6,4	9,4	8,8	2077	3,6	0,60
28 Jahre	0-10	1,19	51,9	15,1	6,6	45,9	947	0,7	2,57
	10-30	1,30	48,2	17,7	8,2	42,4	834	2,9	1,66
	30-50	1,53	39,7	6,7	8,3	13,5	1950	3,8	0,87
	50-75	1,54	39,4	5,9	8,4	6,8	2043	3,9	0,83

\* - nach 30 kPa Vorentwässerung

Allgemein zeigen die jungen, ackerbaulich genutzten Neulandböden günstigere bodenphysikalische Eigenschaften als die alt rekultivierten Vergleichsböden, was durch die Qualität der Rekultivierung bedingt ist, die im Laufe der Jahre deutlich verbessert wurde (Tab.1). Die Aggregatstabilität ist in den Krümen beider Altersstufen infolge Humusakkumulation und biologischer Aktivität höher als im Unterboden. Insgesamt jedoch spiegelt sich in den hohen  $\Delta$ GMD-Werten um 4 mm die geringe Stabilität des humusarmen, schluffreichen Lößsubstrates wider.

Die Waldstandorte sind aus bodenphysikalischer Sicht wesentlich günstiger zu bewerten als die Ackerstandorte. Außerdem ergibt sich ein sehr deutlich positiver Einfluß der Dauer der Waldnutzung. Die 20 Jahre alten Waldstandorte verfügen in den obersten 30 cm über wesentlich höhere Gesamtporenvolumina, Grobporenanteile, Luftleitfähigkeiten und geringere Eindringwiderstände als die Ackerflächen. Zurückzuführen ist dies auf die stärkere Humusakkumulation sowie die Tätigkeit von Wurzeln und Bodentieren. Aus diesen Faktoren resultiert auch die positive Entwicklung der Waldstandorte mit dem Alter, ebenso wie die in die Tiefe fortschreitende Erschließung der Rekultivierungsflächen. Auch die Aggregatstabilität der Neulandböden unter Wald ist mit  $\Delta$ GMD-Werten < 1 mm um ein Vielfaches höher als bei Acker.

### 3. Mechanische Eigenschaften

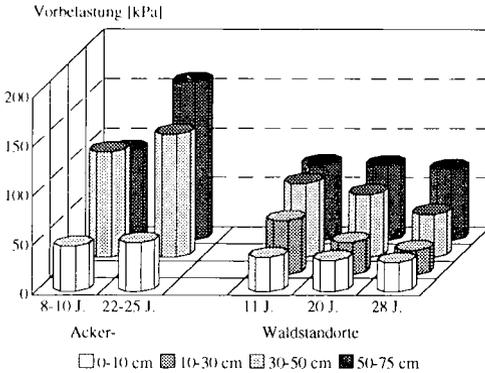
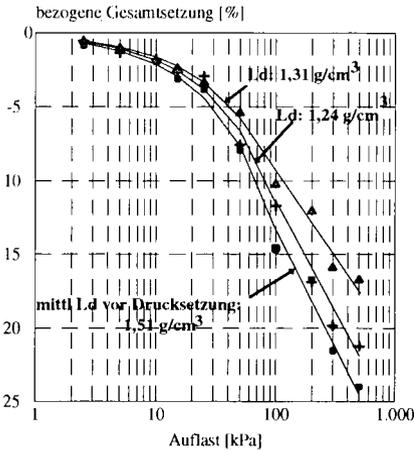


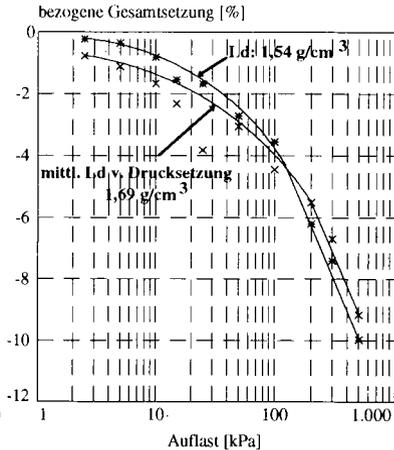
Abb.1: Mittelwerte der Vorbelastung rekultivierter Böden unterschiedlichen Alters unter Acker- (n=2) und Waldnutzung (n=3)

Die kohärent gelagerten Unterböden der ackerbauulich genutzten Neulandflächen besitzen sehr hohe Vorbelastungen vornehmlich als Folge rekultivierungs- und bearbeitungsbedingter Verdichtungen (Abb.1). Die Werte der Waldstandorte sind deutlich niedriger, nehmen jedoch mit der Tiefe bei allen drei Altersstufen zu. Ursache hierfür ist die mit der Bodentiefe abnehmende, auflockernde und gefügebildende Wirkung der biogenen Aktivität. Die Oberböden unter Wald bis 30 cm Tiefe haben trotz eines günstigen Gefüges und hoher Aggregatstabilität geringe Vorbelastungswerte. Das ist darauf zurückzuführen, daß hier die ermittelte Druckstabilität stärker durch die niedrigen Lagerungsdichten als durch die Aggregation gesteuert wird. Orientiert an der Vorbelastung wäre demnach die Tragfähigkeit bzw. mechanische Druckbelastbarkeit des forstlich genutzten Lößneulandes als gering einzustufen und niedriger als die der vergleichbaren Ackerflächen.

a)



b)



▲ Wald 11 J.    + Wald 20 J.    ■ Acker 10 J.    \* Wald 28 J.    × Acker 25 J.

Abb.2: Gesamtsetzungskurven nach 23 Std. Auflast unterschiedlich alt rekultivierter Böden unter Acker- (Mittelwerte aus n=2) und Waldnutzung (Mittelwerte aus n=3) in 0-10 cm (a) und 50-70 cm Tiefe (b)

Vergleicht man jedoch die Setzung der Nutzungsvarianten bei gleicher Auflast, so stellt man fest, daß die Setzungsbeträge der Waldstandorte, ermittelt aus den 23-Stunden-Werten (Abb.2) trotz deutlich niedrigerer Lagerungsdichten geringer sind. Das gleiche ergibt sich für die hier nicht dargestellten Sofortsetzungswerte. Das bedeutet, daß sich der Waldboden aus Löß aufgrund seiner besseren Gefügeeigenschaften bei gleicher Auflast sowohl bei einer kurzfristigen, als auch bei langanhaltender Belastung weniger setzungsempfindlich zeigt als die nicht oder nur wenig aggregierten Ackerböden.

Nur in den dichten Unterböden der alten Ackerflächen ist die Gesamtsetzung bei hohen Auflasten größer 100 kPa geringer als die der lockeren Waldstandorte gleicher Tiefe (Abb.2b).

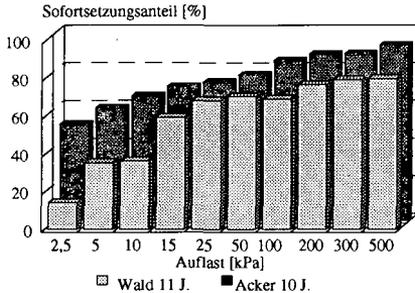


Abb.3: Mittlere Sofortsetzungsanteile jung rekultivierter Böden unter Acker- (n=2) und Waldnutzung (n=3) in 0-10 cm Tiefe

Auch der Sofortsetzungsanteil, der ein Maß für die Setzungsempfindlichkeit selbst bei kürzester Belastungsdauer darstellt, ist aus vorgenannten Gründen beim forstlich genutzten Neuland geringer als bei Acker. Dies gilt für verschiedene Altersstufen ebenso wie für unterschiedliche Tiefen, was beispielhaft Abb.3 zeigt.

### Fazit

Die Beurteilung der mechanischen Belastbarkeit von Böden muß immer vor dem Hintergrund gesehen werden, daß Stabilität unter anderem sowohl von der Dichte des Bodens, als auch von den Gefügeeigenschaften abhängig ist.

Zieht man die Vorbelastung als Bewertungskriterium für die mechanische Belastbarkeit heran, so ergibt sich aus den vorliegenden Untersuchungen eine deutlich höhere Tragfähigkeit des ackerbaulich genutzten Neulandes gegenüber Rekultivierungsböden unter Wald. Die hohe Vorbelastung resultiert hier vornehmlich aus einer hohen Lagerungsdichte, die auf rekultivierungs- und bearbeitungsbedingte Verdichtungen zurückzuführen ist. Daß diese Stabilität aber zu Lasten pflanzenökologisch günstiger Standortbedingungen geht, ergeben die bodenphysikalischen Parameter.

Vergleicht man jedoch die Belastbarkeit anhand der Aggregatstabilität sowie der Setzungsbeträge und Sofortsetzungsanteile bei gegebener Auflast, so weisen nunmehr die Waldstandorte günstigere Bedingungen auf. Hierfür ist die Aggregation die wesentliche Ursache.

Aus den vorliegenden Befunden ist abzuleiten, daß zur Beurteilung der mechanischen Druckbelastbarkeit von rekultivierten Böden aus Löß die Vorbelastung als alleiniges Kriterium nicht ausreicht, zumindest nicht beim Vergleich von gut aggregiertem, lockerem mit schlecht aggregiertem, dichtem Neuland.

### Literatur

- LEBERT, M. (1991): Stabilitätseigenschaften rekultivierter Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlen-Tagebaurevier.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 66/1, 165-168
- MÜLLER, R., SCHNEIDER, R. u. SCHRÖDER, D. (1988): Physikalische, chemische und biologische Eigenschaften trocken rekultivierter Lößböden unter Wald-, Grünland- und Ackernutzung.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 56, 387-392
- SCHRÖDER, D., STEPHAN, S. u. SCHULTE-KARRING, H. (1985): Eigenschaften, Entwicklung und Wert rekultivierter Böden aus Löß im Gebiet des Rheinischen Braunkohlen-Tagebaues.- Z. f. Pflanzenernähr. Bodenk., 148, 131-146

Aggregatuntersuchungen nach einer mechanischen Lockerung von Auftragsböden aus LößTENHOLTERN, R.<sup>1</sup>; BESCH, F.<sup>2</sup> und HARRACH, T.<sup>2</sup>

### 1 Einleitung

Durch eine mechanische Lockerung von verdichteten Auftragsböden aus Löß im rheinischen Braunkohlenrevier kann das Grobporenvolumen stark erhöht und damit die Leitfähigkeit und die Durchwurzelbarkeit der Böden verbessert werden (WEYERS, M. u. SCHROEDER, D.; 1991; TENHOLTERN, R. et al.; 1991). Über den Lockerungserfolg entscheidet letztendlich aber die Nachhaltigkeit der erzielten Gefügeverbesserung. Sie ist davon abhängig, ob nach der mechanischen Lockerung eine biogene oder hydromechanische Sekundärlöckerung und Gefügestabilisierung einsetzt. Zwei Jahre nach einer Tieflockerung wurden Aggregate aus verschiedenen Profilpositionen untersucht, um Hinweise auf den Beginn solcher sekundären Prozesse zu erhalten.

### 2 Material und Methoden

Von sechs Auftragsböden aus Löß wurden zwei Jahre nach einer Tieflockerung mit dem Stechhublocker TLG 12 in den Tiefen 40, 60 und 85 cm Bodenblöcke und Stechzylinderproben in natürlicher Lagerung entnommen. In den Tiefen 40 und 60 cm wurde zwischen den Lockerungszonen und den dazwischen liegenden Kammzonen unterschieden.

Anschließend wurden folgende Parameter ermittelt: Aggregatgrößenverteilung (Gew.-% in 14 Klassen) durch Siebung und Handverlesen; Aggregatdichte der Aggregatgrößenklassen 1-2 mm, 2-5 mm, 5-8, 8-10 mm, und 10-30 mm Durchmesser durch Tauchwägung; Aggregatstabilität der Aggregatgrößenklasse 1-2 mm Durchmesser mit der Perkolationsmethode nach SEKERA u. BRUNNER (1943); Aggregatdurchwurzelung der Aggregatgrößenklasse 10-30 mm Durchmesser durch Auswaschung nach BÖHM (1979); Bodendichte und Gesamtporenvolumen.

### 3 Ergebnisse

In der Lockerungszone überwogen kleinere (< 30 mm Durchmesser), in der Kammzone und im ungelockerten Unterboden größere Aggregate (> 30 mm Durchmesser). Die Aggregatgrößenverteilung in der Kammzone unterschied sich kaum von der des ungelockerten Unterbodens (Abb. 1).

Die Aggregatdichte war in der Lockerungszone geringer als in der Kammzone, wobei sie in der Lockerungszone mit der Aggregatgröße abnahm und in der Kammzone für alle untersuchten Aggregatgrößen ungefähr gleich blieb (Abb. 2).

Das Gesamtporenvolumen und die Differenz zwischen Gesamtporenvolumen und Aggregatvolumen nahmen in der Reihenfolge Lockerungszone, Kammzone und ungelockertes Unterboden ab. Das Aggregatporenvolumen war in der Lockerungszone höher als in der Kammzone und im ungelockerten Unterboden (Tab.1).

<sup>1</sup> GFR Gesellschaft für Ressourcenschutz, Yorckstr. 33, 5000 Köln 60

<sup>2</sup> Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung Gießen, Wiesenstr. 3-5, 6300 Gießen

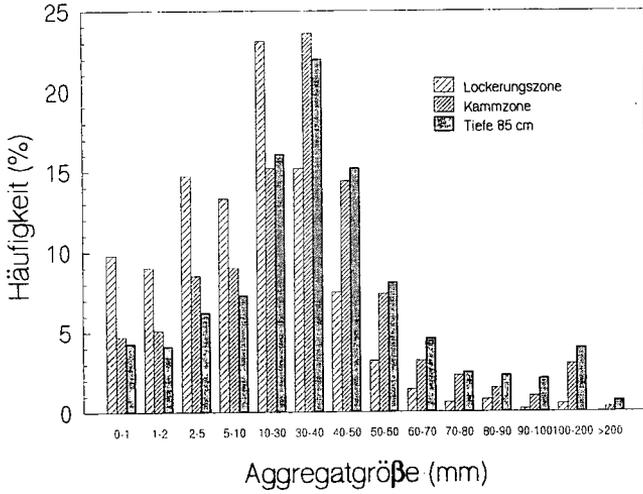


Abb. 1: Aggregatgrößenverteilung

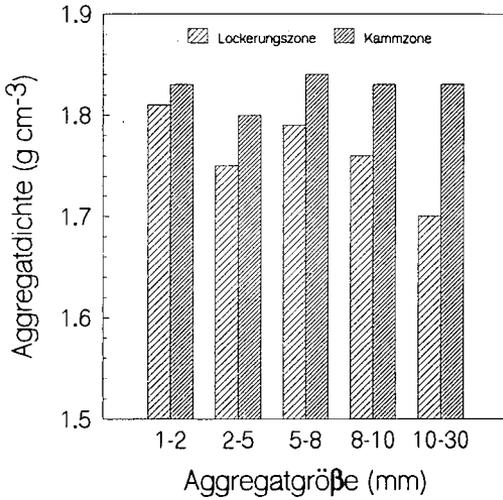


Abb. 2: Aggregatdichte von fünf Aggregatgrößenklassen in der Lockerungs- und Kammzone

Tab. 1: Gesamtporenvolumen (GPV), Aggregatporenvolumen (APV, gewogenes Mittel der Aggregatgrößenklassen 1-2, 2-5, 5-8, 8-10 und 10-30 mm Durchmesser; die fünf Aggregatgrößenklassen entsprechen in der Lockerungszone 70 %, in der Kammzone 43 % und in der Tiefe 85 cm 38 % des Gesamtbodens), Differenz aus GPV und APV und Perkolationsendwerte (Perkolat) für Aggregate von 1-2 mm Durchmesser

Position	GPV	APV	Diff.	Perkolat
Lockerungszone	46.2 %	36.0 %	10.2 %	13.1 g
Kammzone	41.8 %	33.2 %	8.6 %	9,8 g
Tiefe 85 cm	39.7 %	33.6 %	6.1 %	10.2 g

Bei der Perkolations wurden gleichbleibende, sehr geringe Durchflußraten ermittelt, wobei der Durchfluß erst nach etwa einer Minute einsetzte (Abb. 3).

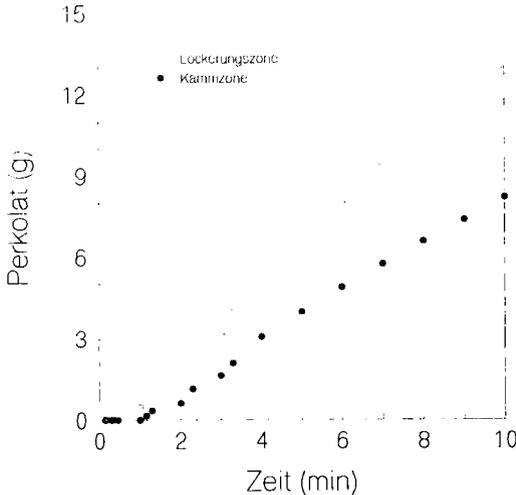


Abb. 3: Typischer Perkolationsverlauf für Aggregate (1-2 mm Durchmesser) aus der Lockerungs- und Kammzone der Auftragsböden aus Löß nach Tieflockerung

Die Aggregate aus der Lockerungszone ließen eine größere Wassermenge perkolieren, waren also stabiler gegen die spezifische Beanspruchung der Perkolations als die Aggregate aus der Kammzone und dem ungelockerten Unterboden (Tab. 1).

Die Wurzellängendichten in den Aggregaten waren entsprechend den Aggregatdichten jeweils in derselben Tiefe in der Lockerungszone höher als in der Kammzone und nahmen in der Kammzone nach unten stark ab (Tab. 2).

Tab. 2: Wurzellängendichte (WLD in  $\text{cm cm}^{-3}$ ) und Aggregatdichte (AdB in  $\text{g cm}^{-3}$ ) der Aggregate von 10-30 mm Durchmesser in der Lockerungszone [L 40 (cm) und L 60 (cm)], der Kammzone [K 40 (cm) und K 60 (cm)] und der Tiefe 85 cm (T 85)

	L 40	K 40	L 60	K 60	T 85
WLD	1.97	1.69	1.99	1.14	1.20
AdB	1.69	1.82	1.70	1.83	1.80

#### 4 Diskussion

Durch die mechanische Lockerung und eine dadurch möglicherweise induzierte biogene oder hydromechanische Sekundärlockerung wird nicht nur das Interaggregat- sondern auch das Intraaggregatporenvolumen erhöht. Dieses Phänomen beschränkt sich aber auf die Lockerungszonen. In den für den Stechhubblocker TLG 12 typischen Kammzonen zwischen den Lockerungsgängen, wird zwar das Gesamtporenvolumen durch die Rüttelwirkung der Lockerungsschare geringfügig erhöht, das Aggregatporenvolumen bleibt aber unverändert.

Die Zunahme des Aggregatporenvolumens verbessert die Durchwurzelbarkeit der Aggregate. Die Pflanzen wurzeln nicht nur in den neu entstandenen Hohlräumen und auf den Aggregatoberflächen, sondern erschließen mit ihren Wurzeln auch den Wasser- und Nährstoffvorrat im Aggregatinneren.

Die höhere Stabilität der Aggregate aus der Lockerungszone gegenüber der spezifischen Belastung der Perkolationsmethode deutet ebenfalls auf biogene Gefügeveränderung und -stabilisierung hin. Dabei war die Perkolatmenge allerdings erheblich geringer als bei vergleichbaren Untersuchungen an Aggregaten einer Parabraunerde aus Löß (MITSCHKE, E. et al., 1991).

#### 5 Literatur

- BÖHM, W. (1979): Root parameters and their measurement. Methods of studying root systems. Ecological Studies 33, Springer Verlag
- MITSCHKE, E.; GÄTH, S. und FREDE H.G. (1991): Die Wirkung unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten des Porenwassers auf die Luftsprengung von Aggregaten. Mitt. Deutsche Bodenkundll. Ges., 66, I, 185-188
- SEKERA, F. und BRUNNER, A. (1943): Beiträge zur Methodik der Gareforschung. Z.f.Pflanzenern., Düngung, Bodenkunde, 29, 181-212
- TENHOLTERN, R.; GEHLHAUS, M.; GERLINGER, R. und HARRACH, T. (1991): Kriterien für die Bewertung des Lockerungserfolges auf landwirtschaftlich genutzten Auftragsböden im rheinischen Braunkohlenrevier. Mitt. Deutsche Bodenkundll. Ges., 66, II, 1027-1030
- WEYERS, M. und SCHROEDER, D. (1991): Bodeneigenschaften verschieden meliorierter Neulandböden aus Löß unter konventioneller und bodenschonender Bewirtschaftung Mitt. Deutsche Bodenkundll. Ges., 66, II, 1039-1042

# **Einfluß organischer Substanz auf die mechanischen und hydrologischen Eigenschaften von Sandböden**

## **I. Mechanische Eigenschaften**

Zhang, H. Q.<sup>1</sup> & J. Bachmann<sup>2</sup>

### **Einleitung**

Die Wirkung organischer Substanz auf die Bodenstabilität ist vielseitig. Nicht nur der chemische Bindungseffekt (Tisdall & Oades, 1982) sondern auch die Reduzierung der Bodenbenetzbarkeit (Zhang & Hartge, 1992) spielen dabei eine wichtige Rolle. Mit zunehmender Bodenverdichtung infolge zunehmender Achsenlasten in der Landtechnik ist die Wirkung der organischen Substanz auf die mechanischen Festigkeitseigenschaften in jüngster Zeit Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Untersuchungen (Ohu et al. 1985; Gupta et al., 1987; Soane, 1990). Wegen der Vielfalt organischer Substanz und deren komplexer Wirkung im Boden, ist jedoch keine eindeutige Aussage über den Einfluß organischer Substanz auf die Festigkeitseigenschaften möglich (Ekwue, 1990). In dieser Arbeit wurde deshalb versucht, die Auswirkung organischer Substanz im Hinblick auf deren Menge und Zustand (Humifizierungsgrade) auf das Drucksetzungsverhalten sowie auf die Verdichtbarkeit von Sandböden zu untersuchen. Die Wirkung organischer Substanz auf die hydrologischen Bodeneigenschaften z.B. Benetzbarkeit, Wasserinfiltration ist Thema des zweiten Teils dieser Arbeit (Bachmann et al., 1993).

### **Material und Methoden**

Die Bodenproben stammen aus Ap- und C-Horizonten eines Podsoles in der Grindauer Heide, nördlich von Hannover. Der Boden ist für die Heidelbeerkultur genutzt und enthält ca. 2% Ton, 7% Schluff und > 90% Sand, vorwiegend Mittelsand (> 60%). Der pH-Wert beträgt 4.0. Organische Substanz im Ap-Horizont ist im Hinblick auf deren Menge und Humifizierungsgrad stark räumlich abhängig, so daß eine Probe mit 2.4% stark humifizierter und eine mit 5.1% gering humifizierter organischer Substanz aus dem selben Horizont entnommen werden konnten (Bachmann et al., 1993). Die Probe aus dem C-Horizont enthält 0.5% org. C. Zum Vergleich wurde noch eine Mischprobe hergestellt, indem ein Teil der Probe mit 5.1% gering humifizierter organischer Substanz mit Sand gleicher Körnung bis auf 2.4% verdünnt wurde.

**Drucksetzung** Das lufttrockene Bodenmaterial wurde auf 2 mm gesiebt und in Stechzylinder (88 mm Durchmesser, 36 mm hoch) mit definierten Lagerungsdichten ein-

<sup>1</sup>Forschungs- und Technologiezentrum der Universität Kiel, Werftstr.10, 2242 Büsum

<sup>2</sup>Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuserstr.2, 3000 Hannover 21

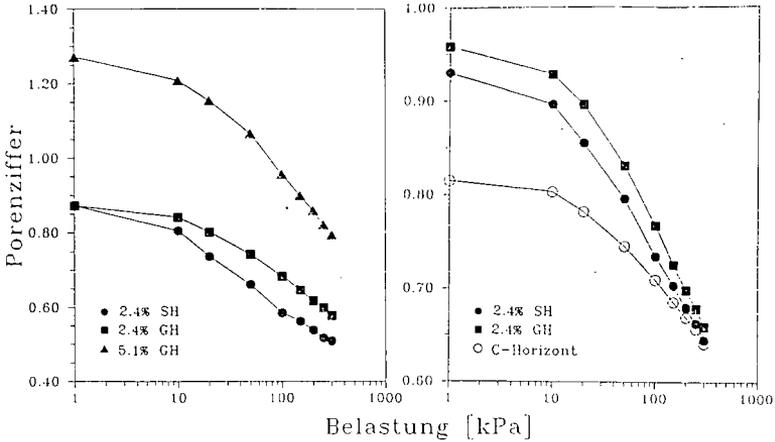


Abb. 1: Drucksetzungskurven der Sandböden, vorentwässert auf  $-6$  (links) und  $-30$  kPa (rechts), in Abhängigkeit vom Gehalt an stark (SH) und gering humifizierter (GH) organischer Substanz und des Materials aus dem C-Horizont

gefüllt. Die Stechzylinderproben wurden mittels Kapillaraufstieg wassergesättigt und mit Hilfe der Überdruckmethode auf  $-6$  bzw.  $-30$  kPa Wasserpotentiale entwässert. Die so vorbereiteten Proben wurden dann zwischen zwei gewässerte keramische Platten gesetzt. Die keramischen Platten sind in PVC-Blöcken eingebettet und konnten mit Miniatur-Druckaufnehmern verbunden werden, so daß die Veränderungen des Wasserpotentials in der Probe während der Belastung verfolgt werden konnten. Die Belastung der Stechzylinderproben erfolgte an einem Triaxialgerät mit einer Vorschubgeschwindigkeit von  $0.020$  mm/min. Der dabei entstandene Druck wurde mit Hilfe einer Druckmessdose ermittelt. Die Setzungen der Proben wurden mittels auf den Proben aufgesetzten Wegaufnehmern registriert.

**Proctor-Verdichtung** Die Proctor-Verdichtungsversuche erfolgten nach der Standardmethode von Proctor (1933). Die Versuche für jede Variante wurden mit drei Wiederholungen durchgeführt.

## Ergebnisse und Diskussion

In Abb.1 sind die Drucksetzungskurven der Sandböden mit unterschiedlichen Gehalten an stark und gering humifizierter organischer Substanz dargestellt. Hier ist deutlich, daß Proben mit organischer Substanz innerhalb des Belastungsbereiches von  $0$  bis  $300$  kPa immer eine größere Porenziffer haben als die mit geringer Menge an organischer Substanz. Es läßt sich vermuten, daß diese Wirkung der organischen Substanz auf das

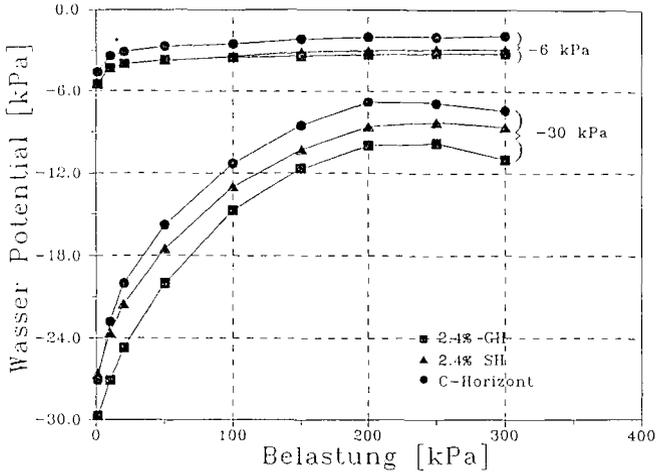


Abb. 2: Veränderung der Wasserpotentiale infolge von Belastung der Sandböden mit gering (GH) und stark (SH) humifizierter organischer Substanz und des Materials aus dem C-Horizont, vorentwässert auf  $-6$  und  $-30$  kPa

Drucksetzungsverhalten der auf  $-30$  kPa vorentwässerten Proben nicht mehr deutlich zu erkennen ist, wenn die Belastung größer als  $300$  kPa wird. Ferner spielt der Humifizierungsgrad eine Rolle. Die gering humifizierte organische Substanz hat eine größere Auswirkung als die stark humifizierte. Diese Ergebnisse stimmen mit früheren Untersuchungen (Gupta et al., 1987; Soane 1990) überein und sind auf den erhöhten Winkel der inneren Reibung sowie der Kohäsion (Zhang & Hartge, 1990) zurückzuführen.

In Abb.2 sind die Wasserpotentiale in Abhängigkeit von der Belastung dargestellt. Mit steigender Belastung nimmt das Wasserpotential zu, wobei die auf  $-30$  kPa vorentwässerten Proben eine deutlichere Tendenz zeigen als die auf  $-6$  kPa vorentwässerten. Dies ist ein Ergebnis der Veränderung des Porenraumes infolge der Belastung, so daß das Porenwasser weniger stark gebunden wird. Da organische Substanz die Setzung unter bestimmter Laststufe vermindert, ist die Veränderung des Porenraumes und demzufolge die Zunahme der Wasserpotentiale auch geringer.

Abb.3 zeigt, daß die maximale Lagerungsdichte, die durch Proctor-Verdichtung erreicht werden kann, mit zunehmendem Gehalt an organischer Substanz stark abnimmt. Der kritische Wassergehalt, bei dem die maximale Lagerungsdichte erreicht wird, verschiebt sich mit zunehmendem Gehalt an organischer Substanz zu höheren Wassergehalten. Das bedeutet nicht nur eine Reduzierung der Verdichtbarkeit durch organische Substanz, sondern auch eine Verbesserung der Feuchtigkeitsbedingungen für das Befahren und Bearbeiten des Bodens. Vergleicht man die Proben mit  $2.4\%$  organischer Substanz unterschiedlicher Humifizierungsgrade, ist festzustellen, daß die gering humifizierte organische Substanz eine größere Wirkung hat als die stark humifizierte.

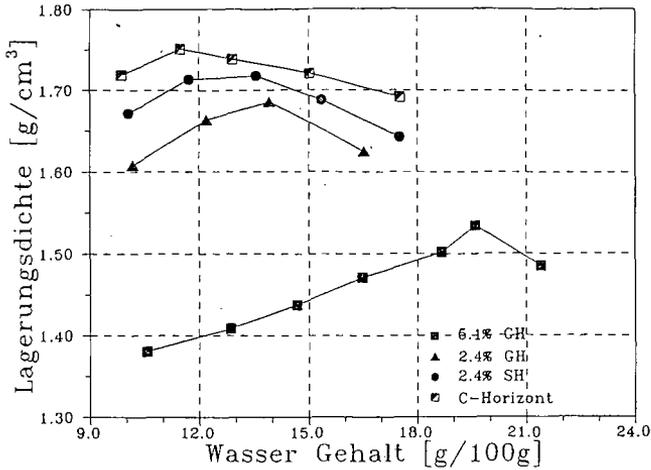


Abb. 3: Proctor-Kurven der Sandböden mit unterschiedlichem Gehalt an stark (SH) und gering humifizierter (GH) organischer Substanz bzw. des Materials aus dem C-Horizont

## Literatur

Bachmann, J., H.Q. Zhang & W. Schäfer, 1993. Der Einfluß der organischen Substanz auf mechanische und hydrologische Eigenschaften von Sandböden. II. Benetzbarkeit der organischen Substanz. Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. dieses Heft.

Ekwe, E.J., 1990. Organic matter effects on soil strength properties. Soil & Tillage Res. 16:289-297.

Gupta, S.C., E.C. Schneider, W.E. Larson & A. Hadas, 1987. Influence of corn residue on compression and compaction behaviour of soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 41:601-605.

Ohu, J.O., G.S.V. Raghavan, E. Mckyes & G. Mehuys, 1985. The shear strength of compacted soils with varying organic matter contents. ASAE Paper No. 85-1039.

Proctor, R.R., 1933. Fundamental principles of soil compaction. Eng. News-Rec. 111:245-248, 286-289, 348-351, 372-389.

Soane, B.D., 1990. The role of organic matter in soil compactibility: a review of some practical aspects. Soil & Tillage Res. 16:179-201.

Tisdall, J.M. & J.M. Oades, 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soil. J. Soil Sci. 33:141-163.

Zhang, H.Q. & K.H. Hartge, 1990. Die Kohäsion ungesättigter Sandböden und deren Beeinflussung durch organische Substanz. Soil Tech. 13:311-326.

Zhang, H.G. & K. H. Hartge, 1992. Zur Auswirkung organischer Substanz verschiedener Humifizierungsgrade auf die Aggregatstabilität durch Reduzierung der Benetzbarkeit. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 155:143-149.

**Referate, Posterbeiträge und Exkursion**

Sitzung der AG 5

**UNGESÄTTIGTE ZONE**

am 15. und 16. März 1993

in

HALLE/Saale



## **Makroporen als Transportpfade für Pflanzenschutzmittel**

von

Aderhold, D., und Nordmeyer, H. \*)

### **EINLEITUNG**

Der Transport von Wasser und gelösten Stoffen im Bodenprofil wird in starkem Maße durch das Porensystem beeinflusst. Dabei können insbesondere Bodenmakroporen (Wurm- und Wurzelgänge, Schrumpfrisse) den Transport derart beeinflussen, daß nur ein geringer Teil der ungesättigten Bodenmatrix durchflossen wird. Makroporen weisen eine hohe Wasserleitfähigkeit auf, und der Wasserfluß in ihnen unterliegt maßgeblich der Gravitation. So ermöglichen sie einen schnellen Transport von Niederschlagswasser und darin gelösten Stoffen in tiefere Bereiche des Bodenprofils. Adsorptionsvorgänge können in solchen Fällen nicht voll wirksam werden, so daß z.B. auch stark adsorbierbare Pflanzenschutzmittel (PSM) nach starken Niederschlägen bis unterhalb der Wurzelzone verlagert werden können.

In der Vergangenheit wurde bei der Betrachtung von Fließvorgängen im wesentlichen nur der Matrixfluß berücksichtigt. Es zeigt sich jedoch, daß Versuchsergebnisse nicht immer durch die Theorie des konvektiven-dispersiven Flusses erklärt werden können (BEVEN & GERMANN, 1982, ISENSEE et al., 1990). Ein schneller vertikaler Transport kann mit bevorzugten Fließwegen erklärt werden. Zusammenfassend ist die Thematik bei VAN GENUCHTEN et al. (1990) beschrieben.

Zum Nachweis und zur Charakterisierung des Makroporenflusses wurde eine Kleinsimeteranlage entwickelt, womit eine schnelle qualitative und quantitative Erfassung der Effekte unter verschiedenen Niederschlagsbedingungen möglich ist.

### **Versuchsaufbau:**

Die Bodenmonolithe aus dem Unterboden einer Parabraunerde (Durchmesser 15 cm, Länge 30 cm) bzw. die Referenzsäulen wurden in die in Abbildung 1 dargestellte Säulenversuchsanlage eingebaut.

\*) Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft  
Institut für Unkrautforschung, Messeweg 11-12, 3300 Braunschweig

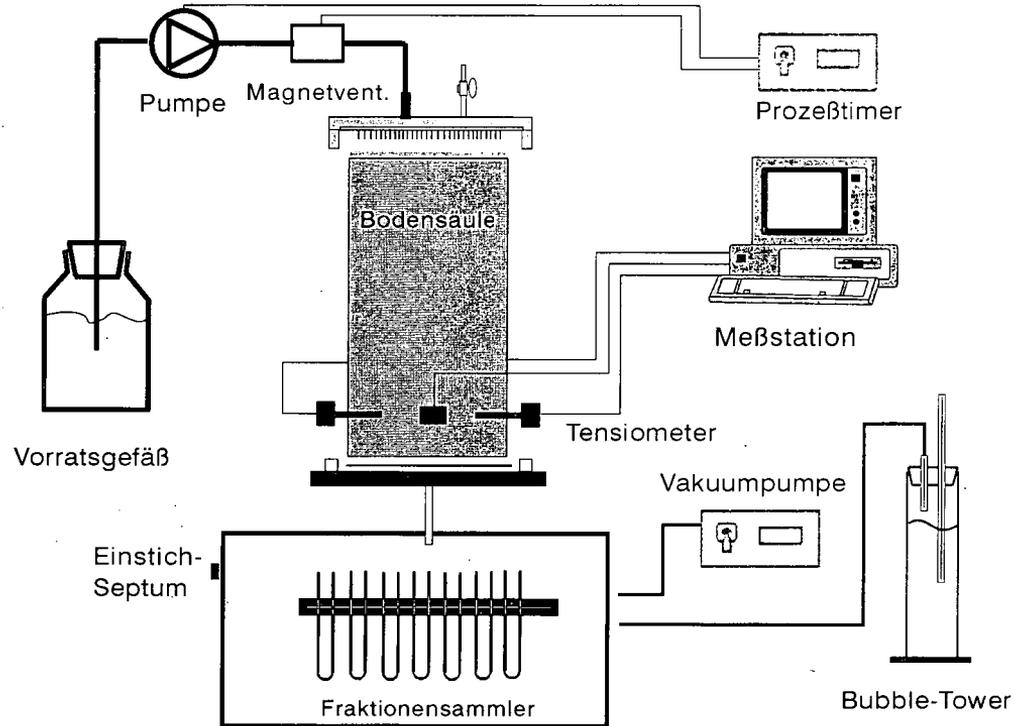


Abb. 1: Kleinlysimeteranlage zur Erfassung der PSM-Verlagerung in Makroporen im Boden

Auf die Bodensäulen wird ein Regnerkopf aufgesetzt, der mit 89 Tropfstellen ausgerüstet ist und so eine gleichmäßige Verteilung des Wassers auf der Bodenoberfläche gewährleistet. Die Steuerung der Beregnung erfolgt über einen Prozeßtimer, der eine Membranpumpe und ein Magnetventil schaltet und so in frei wählbaren Intervallen eine quasi-kontinuierliche Beregnung ermöglicht.

Das untere Ende der Bodensäule ist mit einem Abschlußdeckel versehen, dessen Auslauf in einen Unterdruckkasten mündet. Durch das Anlegen eines kontinuierlichen Unterdruckes während des gesamten Versuches wird die natürliche Saugspannung im Bodenprofil simuliert und eine Sättigung des Bodens vermieden. Zur Vermeidung von Sogeffekten ist eine luftundurchlässige, aber wasserdurchlässige Schicht am Säulenende notwendig. Sie wird hier durch eine in den Abschlußdeckel eingelegte mikroporöse Membran gebildet, die von der Wirkungsweise her mit einer keramischen Platte zu vergleichen ist. Mit 5 cm Abstand zum Säulenende sind 3 Druckaufnahmetensiometer zur Erfassung der Bodenwasserspannungen horizontal eingebaut. Die Meßdaten werden kontinuierlich erfaßt und über einen PC gespeichert. Das Perkolat wird mit hoher zeitlicher Auflösung in einem Fraktionensammler aufgefangen; die Fraktionsproben werden auf Bromid (Tracer) und PSM untersucht. Die Versuche werden in einer Klimakammer bei 10 °C durchgeführt.

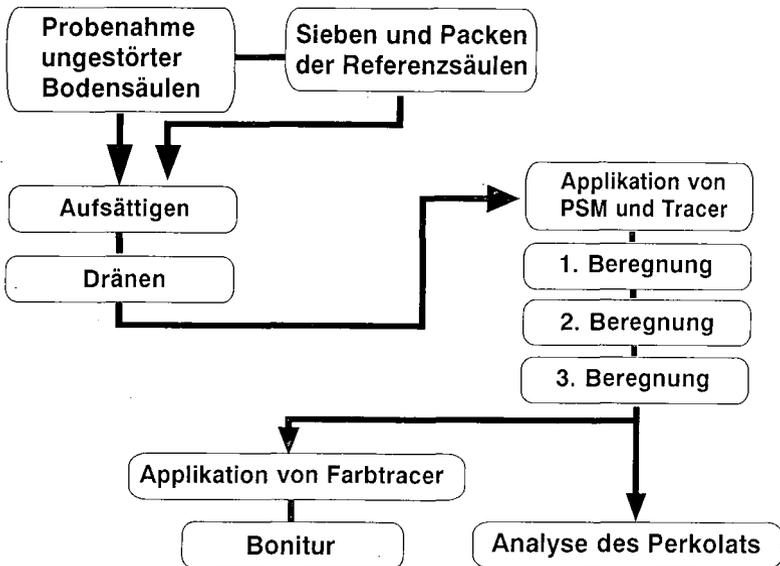


Abb. 2: Ablaufschema der Untersuchungen zum Makroporentransport

### **Boden:**

Für die Untersuchungen wurde ein Lößboden (Bodentyp: Parabraunerde) ausgewählt. Es handelt sich um einen gut strukturierten Boden mit Nadelstichporen und kontinuierlichen Regenwurmgängen bis > 1 m Tiefe. Der hohe Schluffanteil bewirkt ein stabiles Primär- und Sekundärporensystem. Es wurden Bodenmonolithe (Durchmesser 15 cm; Länge 30 cm) aus dem Unterboden (40 bis 70 cm Tiefe) entnommen. Diese Entnahmetiefe wurde gewählt, um so möglichst durch Bodenbearbeitung unbeeinflusste Bodenproben zu erhalten. Die Probenahmetechnik ist bei NORDMEYER & ADERHOLD (1993) beschrieben. Als Referenzproben wurden einzelne Monolithe gesiebt und gemischt, um davon eine homogene, gepackte Referenzsäule herzustellen.

### **Verlagerungsversuche:**

Die Versuche werden mit Pflanzenschutzmitteln (Herbizide) unterschiedlicher Persistenz und Mobilität sowie einem Tracer (Lithiumbromid) durchgeführt. Bromid wird als konservativer Tracer im Boden nicht adsorbiert und erlaubt so eine Beurteilung der Wasserbewegung. Die Abbildung 2 verdeutlicht das Ablaufschema der durchgeführten Untersuchungen. Weitere Einzelheiten zum Versuchsablauf und zu den Ergebnissen sind bei ADERHOLD & NORDMEYER (1993) beschrieben.

### **LITERATUR**

ADERHOLD, D., NORDMEYER, H., 1993: The influence of soil macropores on herbicide leaching. Proc. European Weed Research Society, Symposium Braunschweig, im Druck

BEVEN, K., GERMANN, P.F., 1982: Macropores and water flow in soils. Water Resources Research, 18,5, 1311-1325

ISENSEE, A.R., NASH, R.G., HELLING, C.S., 1990: Effect of conventional vs. no-tillage on pesticide leaching to shallow groundwater. J. Environ. Qual. 19, 434-440

NORDMEYER, H., ADERHOLD, D., 1993: Lysimeterstudien zur Erfassung der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln im Bodenprofil. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, im Druck

VAN GENUCHTEN, M.Th., RALSTON, D.E., GERMANN, P.F., (eds.) 1990: Transport of water and solutes in macropores. Geoderma 46, special issue

### **Danksagung**

Die Autoren danken der Stiftung Volkswagenwerk für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen.

## Stoffhaushaltsuntersuchungen hydromorpher Böden an Grundwasserlysimetern

von

Behrendt, A., G. Mundel u. D. Hölzel <sup>1)</sup>

### 1. Einleitung

Die Paulinenaauer Grundwasserlysimeteranlage wurde 1968 in Betrieb genommen. Mit 103 Lysimetergefäßen ist die Anlage eine der größten ihrer Art. Die hauptsächlich monolithisch entnommenen Bodenprofile repräsentieren die hydromorphen Böden des nordostdeutschen Jungpleistozäns.

Die 15 unterschiedlichen Bodenformen, vorwiegend Niedermoore, die hier unter gleichen klimatischen Bedingungen untersucht werden können, ermöglichen die experimentelle Bearbeitung vielfältiger Fragestellungen. Nachfolgend sollen Ergebnisse zum Nitrats eintrag in das Grundwasser, zum Kaliumhaushalt der Niedermoore und zur Torfmineralisation besprochen werden.

### 2. Material und Methoden

Die Lysimetergefäße sind durch eine kreisrunde Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> und eine Tiefe von 1,5 m gekennzeichnet. Die Böden in den Lysimetern umfassen Niedermoore verschiedener Mächtigkeit und Herkunft, Sand-Gleye unterschiedlicher Ausbildung sowie lehmige Substrate (Auenböden mit unterschiedlicher Mächtigkeit der Auenlehmedecke und Sandtieflerme).

Die Grundwasserstände können während der Vegetationsperiode durch Einspeisung von Zusatzwasser (simulierter Grundwasserstrom) aus Glasballons auf dem jeweils gewünschten Niveau gehalten werden. Das nach Niederschlägen abfließende Grundwasser wird gesammelt und kann dann auf seine Inhaltsstoffe untersucht werden. Die Zuschuß und Abflußwassermengen werden täglich registriert. Weitere Auskünfte zur Methodik sind bei (BEHRENDT, MUNDEL, HÖLZEL 1993) zu finden.

Im langjährigen Mittel fielen in Paulinenaue 554 mm Jahresniederschlag, davon 385 mm in der Vegetationsperiode (März-Oktober). Die Jahresmitteltemperatur betrug 8,5°C. In den Lysimetern wurden vorwiegend Gras und Feldfutterpflanzen angebaut.

### 3. Nitrat-Eintrag in das Grundwasser

Als Folge einer zunehmenden Grundwasserabsenkung in hydromorphen Böden, insbesondere in Niedermoorböden, wurde ein verstärkter Nitrats eintrag in das Grundwasser vermutet.

Meist korrelierte der Stickstoffentzug durch das Erntegut negativ mit dem Nitrats eintrag. Mais und Gras bewirken unterschiedliche Nitrats einträge in das Grundwasser. Während bei den mehrschnittigen Weidelgäsern jährlich unter 15 g Nitrat-N pro m<sup>2</sup> ausgetragen wurden, waren es unter Silomais etwa 20 bis 30 g.

Mitunter wird die Meinung vertreten, daß um so mehr Nitrat in das Grundwasser eingetragen wird, je höher das Grundwasser ansteht, weil dann der Weg des Nitrates in das Grundwasser entsprechend kürzer ist. Auf Niedermoorböden wurde jedoch mit sinkendem Grundwasserstand ein Anstieg des Nitrats eintrages in das Grundwasser gemessen (Abb.1). Besonders zwischen 70 und 100 cm kam es mit abnehmendem

Grundwasserstand zu einem steilen Anstieg des Nitratreintrages. Ursache hierfür ist die starke Zunahme der Mineralisation der organischen Substanz und damit der N-Freisetzung aus dem Torf mit zunehmender Entwässerung. Die entscheidende Einflußgröße für die Mineralisation der organischen Substanz im Boden und somit auch für den Nitrat-N-Eintrag in das Grundwasser ist der Grundwasserstand. Jährlich wurden im Mittel 6...17 g/m<sup>2</sup> Nitrat-N in das Grundwasser verfrachtet.

Der Vergleich zwischen Niedermoor, Anmoor und Sand-Gley zeigte, daß bei 120 cm Grundwasserstand das Niedermoor die höchste Nitratkonzentration im Grundwasser aufwies. Bei Niedermooeren mit unterschiedlichen Grundwasserständen (50, 80 und 120 cm) lag beim tiefsten Grundwasserstand die höchste Nitratkonzentration im Grundwasser vor. Zwischen Sickerwasserrate und Nitratreintrag ins Grundwasser wurden keine engen Korrelationen gefunden.

#### 4. Kaliumhaushalt intensiv genutzter Niedermoorböden

Für die Kaliumbilanzierung wurden Moormonolithe aus 4 großen Niedermoorgebieten des nordostdeutschen Tieflandes herangezogen. Der Bilanzierungszeitraum betrug 10 bis 14 Jahre.

Den weitaus größten Negativposten in der K-Bilanz stellte der K-Entzug durch die Ernte dar. Im Mittel lag dieser Wert bei den verschiedenen Niedermoorböden zwischen 20 und 30 g/m<sup>2</sup> jährlich. Es wird deutlich, daß eine Düngung von weniger als 200 kg/ha den Entzug durch die Ernten nicht kompensieren konnte. Im Vergleich zum K-Entzug durch die Ernten spielte die K-Auswaschung eine weit geringere Rolle. Der mittlere K-Eintrag in das Grundwasser schwankte bei den einzelnen Niedermooeren zwischen 1,9 bis 5,0 g/m<sup>2</sup> jährlich. Dabei wurden Spitzenwerte von 7,5 bis 9,5 g/m<sup>2</sup> gemessen.

Stellt man den in 10 Jahren mineralisierten C-Vorrat eines Moores von 6,5% dem im gleichen Zeitraum entstandenen Rückgang des K<sub>HF</sub>-Vorrates von 24% gegenüber, kommt man zu dem Schluß, daß das Kalium nicht nur aus der mineralisierten Moorsubstanz stammt, sondern aus dem Moorkörper insgesamt herausgelöst wurde.

Wie Abbildung 2 zeigt, nahm jedoch mit fortschreitender Versuchsdauer der K-Austrag ab. Betrug der mittlere K-Austrag in der ersten Untersuchungsperiode (1977-80) noch 1,8g/m<sup>2</sup> je 100 mm Sickerwasser, so waren es in der zweiten (1981-86) nur noch 1,4g/m<sup>2</sup>. Das Niedermoor verarmte an K bei langjähriger intensiver Nutzung.

Eine erhöhte Evapotranspiration wirkte sich erwartungsgemäß verringern auf den K-Austrag aus. Offenbar wurde das in der Bodenlösung befindliche Kalium im Moorkörper mit dem Kapillarstrom aufwärts transportiert und so weitgehend vor dem Eintrag ins Grundwasser bewahrt.

#### 5. Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooeren

Die Torfmineralisation ist die wichtigste Komponente des Moorschwundes. In schon über Jahrhunderte kultivierten Mooeren spielen die Moorsetzung und die Moorschrumpfung im Vergleich dazu eine untergeordnete Rolle. Die Torfmineralisation wurde über die Kohlendioxidabgabe der Moorlysimeter erfaßt.

Während bei den mittelmächtigen Mooeren durch sehr tiefe Entwässerung das Gefüge der Torfe nachhaltig und meist irreversibel verändert wird, aber die Mineralisation in gewissen Grenzen blieb, verursachten die gleichen Wasserstände bei den mächtigen Mooeren besonders hohe Abbauraten.

Bei sehr tiefen Grundwasserständen verringerte sich die Torfmineralisation wieder etwas, vermutlich wegen zeitweiligen Wassermangels. Die höchsten Abbauraten wurden meist bei 90 cm Grundwassertiefe gefunden. Je nach Grundwassertiefe wurden jährlich 286 bis 669 g/m<sup>2</sup> (2,9 bis 6,7 t/ha) Kohlenstoff mineralisiert. Moorschwundmessungen über 14 Jahre an Moormonolithen aus der Friedländer Großen Wiese (mächtiges Niedermoor) ergaben bei tiefen Grundwasserständen (120 cm) Höhenniveauperluste von 20% gegenüber den Ausgangswerten, wogegen bei Grundwasserständen von 50 cm die Höhenniveauperluste bei nur 4,5% lagen. Stellt man die aus den Mineralisationswerten ermittelten Beträge des Höhenniveauperlustes

Abb.1

Beziehungen zwischen Grundwassertiefe und Nitrat-N-Eintrag

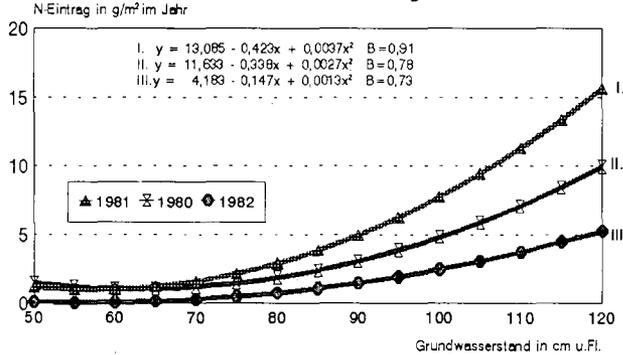


Abb.2

Beziehungen zwischen Sickerwasserrate und Kaliumaustrag - Peenehaffmoor

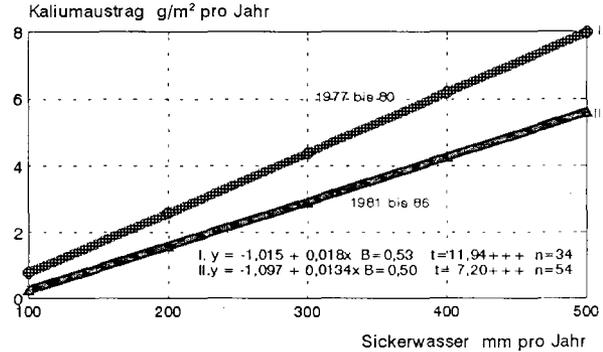


Abb.3

Beziehungen zwischen Torfmineralisation und Grundwasserstand in Niedermooren unterschiedlicher Mächtigkeit (Jahresraten) CO<sub>2</sub>-Messungen über Lysimetern

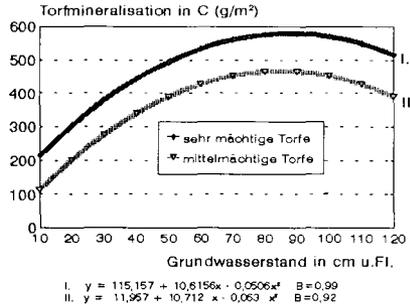
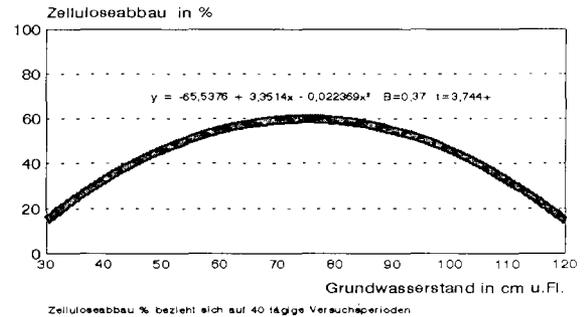


Abb.4

Beziehungen zwischen bodenbiologischer Aktivität und Grundwasserstand in Niedermooren



denen der Sackungsmessungen an den gleichen Lysimetern gegenüber, wird deutlich, daß der Höhenniveauperlust der Moore mit hohem Grundwasserstand ausschließlich aus der Torfmineralisation resultierte. Bei tiefen Grundwasserständen hingegen waren auch Setzungsprozesse von Bedeutung.

#### **6. Bodenbiologische Untersuchungen in Lysimetern**

Will man Stoffumwandlungsprozesse im Boden verstehen, reicht es oft nicht aus, nur Einträge und Austräge zu betrachten. Bodenbiologische Untersuchungen sollen unter anderem helfen, Einflußfaktoren, die auf die Mineralisation der organischen Substanz im Boden, einwirken, zu ermitteln und zu quantifizieren. Eine der angewandten Methoden ist der Zellulosemineralisationstest. Es wurden spezielle Schwertsonden entwickelt, womit die Probenträger bei nur geringer Störung des gewachsenen Bodengefüges in verschiedene Bodentiefen eingebracht werden können. Besonders während der warmen und trockenen Sommermonate findet im Moor mit tiefer Entwässerung in den unteren Bodenschichten ein stärkerer Zelluloseabbau statt. Hier begünstigt der tiefe Grundwasserstand die mikrobiellen Aktivitäten, weil er mit einer Durchlüftung der tieferen Bodenschichten verbunden ist. Bei hohem Grundwasserstand sind die Feuchte-, Temperatur- und Durchlüftungsbedingungen im Sommer für die zellulolytischen Mikroben in der oberen Bodenschicht günstig. Die bodenbiologische Aktivität nahm zunächst mit fallendem Grundwasserstand zu, erreichte zwischen 70 und 80 cm ihr Maximum und nahm mit weiter sinkendem Grundwasserstand wieder ab. Offensichtlich werden die Lebensbedingungen für die zellulolytischen Mikroorganismen im trockeneren Torf wieder schlechter. Hier werden Parallelen zu den Kohlendioxidmessungen sichtbar.

#### **7. Zusammenfassung**

Einige der wichtigsten Ergebnisse aus 25jähriger Forschung an Grundwasserlysimetern werden mitgeteilt. Ursachen und Mengen von Kalium- und Nitrat-N-Einträgen in das Grundwasser konnten durch langjährige Lysimeteruntersuchungen ermittelt werden. Die Torfmineralisation in grundwasserabgesenkten Niedermooren wurde durch Kohlendioxidmessungen und Zellulosestest analysiert.

#### **8. Literatur**

s. bei: BEHRENDT, A.; MUNDEL, G.; HÖLZEL, D., 1993: 25 Jahre Paulinenauer Lysimeteranlage, eine Zusammenfassung der wichtigsten Forschungsergebnisse.- Festschrift des Institutes für Grünland- und Moorökologie Paulinenaue

---

\* Institut für Grünland- und Moorökologie , O-1551 Paulinenaue

Zur Dynamik der Sickerwasserbewegung in einem Lysimeter -  
Ergebnisse eines Tracerversuches

von

N. Demuth, D. Lorieri\* und L. Menzel\*\*

### 1. Einleitung

Die Abteilung Hydrologie des Geographischen Institutes der ETH Zürich betreibt in der voralpinen Ostschweiz das hydrologische Forschungsgebiet Rietholzbach. Die dort 1975 eingerichtete Lysimeteranlage mit 2,2 m Tiefe und 3,14 m<sup>2</sup> Oberfläche enthält eine standort-typische vergleyte Braunerde, die schichtweise eingefüllt wurde. Die üblicherweise sehr hohen Sickerwassermengen in der Größenordnung von 1000 mm/a (entsprechend 3140 l) widerspiegeln den Niederschlagsreichtum der Gegend; so beträgt das langjährige Niederschlagsmittel 1550 mm/a. Die Verdunstung aus dem grasbewachsenen Lysimeter liegt im Mittel bei etwa 550 mm/a. Neben Untersuchungen zum Wasserhaushalt steht mit der Lysimeteranlage auch ein Instrumentarium für Experimente zum Wasser- und Stofftransport in der ungesättigten Zone unter Feldbedingungen zur Verfügung.

### 2. Untersuchungsziel und Methodik

Ein 16 Monate dauernder Tracerversuch sollte die Dynamik der Sickerwasserbewegung über einen längeren Zeitraum verfolgen. Die Ermittlung von Kennwerten zur Beschreibung des mittleren Verhaltens der für den Stofftransport wichtigen Größen war dabei ein wesentliches Ziel der Untersuchungen.

Bei den fast ganzjährig hohen Bodenfeuchten liegen die Reaktionszeiten des Sickerwassers aus dem Lysimeter als Antwort auf ergiebige Niederschlagsereignisse meist im Stundenbereich. Daher wurden auch Erkenntnisse zum besseren Verständnis der Kurzzeitprozesse erwartet, namentlich einer Identifikation des Herkunftsraumes von schnellem Sickerwasser während und nach Niederschlagsereignissen.

Als Tracer kam Bromid zur Anwendung. Es wurde in kurzer Zeit als Stoffimpuls, in einem Liter einer einmolaren, wäßrigen Kaliumbromidlösung, gleichmäßig auf die Lysimeteroberfläche aufgebracht. Versuchsbeginn war der 12. November 1991. Am Ausfluß des Lysimeters war zunächst ein automatisches Probenahmegerät eingebaut, das Mischproben des Sickerwassers in achtstündigen Intervallen entnahm. Nach Überschreiten des Konzentrationsmaximums, im Verlauf des abfallenden Teils der Durchbruchkurve, wurde die Intensivmeßphase im Juni 1992 durch eine in der Regel wöchentliche Probenahme abgelöst.

---

\* Geographisches Institut der Universität - Abt. für Bodenkunde, Hallerstraße 12, CH-3012 Bern

\*\* Geographisches Institut ETH - Abt. Hydrologie, Winterthurerstraße 190, CH-8057 Zürich

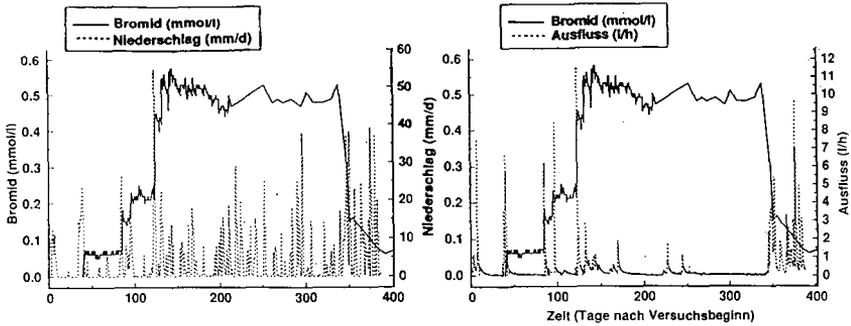


Abb. 1: Verlauf der Bromidkonzentration im Vergleich zum Niederschlagsgang bzw. zum Ausflußverhalten während 400 Tagen des Tracerversuches; Tag 0 war der 12.11.91.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Ausflußmengen des Sickerwassers am Lysimeter von über 200 l mit Spitzenabflüssen von bis zu 7 l/h charakterisierten die ersten zehn Tage nach Ausbringen des Tracers. Obwohl die hierfür verantwortlichen Niederschlagsereignisse, verbunden mit Schneeschmelze, eine gute Einwaschung des Bromids in den Bodenkörper gewährleisten, konnte der Tracer am Ausfluß zu dieser Zeit noch nicht nachgewiesen werden. Dies macht klar, daß die schnelle Reaktion der Drainage wohl nicht als Folge von schnellen Flüssen entlang durchgehender Makroporen betrachtet werden kann, sondern vielmehr von den bei hohen Vorfeuchten sehr schnellen Feuchtefronten bewirkt wird. Erst 40 Tage nach Versuchsbeginn, im Gefolge einiger stärkerer Ausflußwellen und nach einer Gesamtausflußmenge von ca. 360 l Sickerwasser, trat Bromid in den Proben auf. Wie Abb. 1 für den Zeitraum bis Ende 1992 zeigt, stiegen die Bromidkonzentrationen des Sickerwassers stufenweise an, blieben dann während längerer Zeit nahezu konstant, um schließlich sehr schnell zurückzugehen. Zumindest für die Intensivmeßphase wird deutlich, daß alle Konzentrations sprünge an starke Niederschlags- bzw. Ausflußereignisse gekoppelt sind. Das Konzentrationsplateau läßt sich mit den nur sehr geringen Sickerwassermengen in den verdunstungsreichen Monaten erklären (Abb. 1). Nach dem Auffüllen des Bodenspeichers und dem Wiederanstieg des Ausflusses nahmen die Bromidkonzentrationen im Sickerwasser dann aber schnell ab.

Zur Beschreibung des beobachteten Stofftransportes im Bodenkörper stehen die Konvektions-Dispersionsgleichungen zur Verfügung. Für die Gleichung zum eindimensionalen Transport eines nicht-reaktiven Stoffes unter transienten Bedingungen gibt es keine analytische Lösung und es muß auf numerische Methoden zurückgegriffen werden. Hierfür sind zusätzlich Angaben über die hydraulischen Charakteristiken ( $k(\theta)$  und  $\psi(\theta)$ ) erforderlich. Diese konnten bei dem hier beschriebenen Versuch nicht erfaßt werden. Nun hat aber Wierenga (1977) gezeigt, daß mit der Transportgleichung für stationäre Bedingungen dem transienten Modellansatz vergleichbare Ergebnisse erhalten werden können, wenn man die Konzentration gegen den kumulativen

Ausfluß aufrägt. Da es für diese Gleichung neben numerischen auch verschiedene analytische Lösungen gibt, lassen sich mit Hilfe eines Curve-Fits (Abb. 2) die Parameter Dispersionskoeffizient  $D$ , mittlere Porenwassergeschwindigkeit  $V$  und mittlerer Wassergehalt  $\theta$  bestimmen (Tiefe  $z = 220$  cm):

Resultate	(1) aus Curve-Fit	(2) aus Lysimeterdaten
mittlerer Wassergehalt	$\theta = 0,257$ (cm <sup>3</sup> / cm <sup>3</sup> )	$\theta = 0,263$ (cm <sup>3</sup> / cm <sup>3</sup> )
mittlere Porengeschwindigkeit	$V = 1,08$ (cm / d)	$V = 1,1$ (cm / d)
mittlere Verweilzeit	$z / V = 204$ (d)	$z / V = 200$ (d)
Dispersionskoeffizient	$D = 14,02$ (cm <sup>2</sup> / d)	-----
Filtergeschwindigkeit	-----	$q = 0,29$ (cm / d)

Die hier berechneten mittleren Aufenthaltszeiten weichen nur wenig von den über die Anwendung von Sauerstoffisotopen ermittelten Verweilzeiten von 4-6 Monaten ab, insbesondere wenn man berücksichtigt, daß der Sommer 1992 sehr trocken ausfiel. Obwohl diese Ergebnisse also realistisch erscheinen, kann mit den berechneten Parametern nur das mittlere Transport- bzw. Sickerverhalten beschrieben werden, denn die Darstellung Konzentration gegen kumulativen Ausfluß (Abb. 2) zeigt keinen glatten Verlauf. Noch deutlicher wird dies in der Abb. 3, die ein charakteristisches Ausflußereignis im Laufe des Versuches zeigt. Während die ersten 30 Liter des Ereignisses zu einem starken Konzentrationsanstieg des Bromids führen, bewirkt der weitere Ausfluß nur noch relativ geringfügige Änderungen in der gemessenen Konzentration. Der Tracer und damit das Sickerwasser bewegen sich also nicht gleichmäßig durch den Boden. Es muß vielmehr davon ausgegangen werden, daß unter den Feldbedingungen Wassergehalt, Porenwassergeschwindigkeit (um einen Faktor von mehreren Hundert) und Dispersionskoeffizient mit Tiefe und Zeit erheblich variieren können und es sich deshalb bei der Sickerung um einen sehr dynamischen Prozeß handelt. Folglich kann der Konzentrationsverlauf für Einzelereignisse mit dem hier verwendeten Ansatz nicht beschrieben werden.

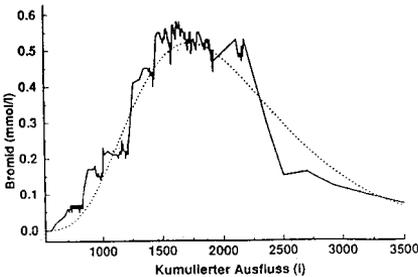


Abb. 2: Kumulierter Ausfluß gegen Bromidkonzentration während 400 Tagen des Tracerversuches; punktiert ist eine mittels Curve-Fit angepaßte Kurve dargestellt.

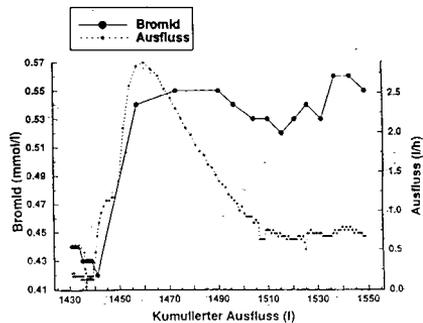


Abb. 3: Darstellung eines Einzelereignisses: Kumulierter Ausfluß gegenüber Bromidkonzentration; Tage 130 - 137 nach Versuchsbeginn.

Eine Möglichkeit wäre, nun wieder auf den transienten Modellansatz zurückzugreifen. Abgesehen davon, daß die hierfür erforderlichen Parameter nicht vorlagen, bleibt zudem die Frage offen, ob es unter Feldbedingungen überhaupt möglich ist, hier eindeutige Beziehungen aufzustellen. Hier möge das Stichwort "preferential flow" als Hinweis genügen.

Der Bromidaustrag betrug bis Januar 1993 nur ca. 80 % der Eingabemenge. Der nur sehr langsame Konzentrationsrückgang in den letzten Proben deutet auf ein ausgeprägtes "tailing" hin, d.h. es handelt sich hier um eine nicht-ideale Durchbruchskurve. Eine Möglichkeit zur Auswertung solch nicht-idealer Kurven bieten die Zwei-Regionen-Modelle, welche von mobilem und immobilem Porenwasser ausgehen. Wenn weitere Meßwerte vorliegen, wird sich mit diesem Modell wohl eine noch bessere Anpassung ergeben als mit dem hier verwendeten Ansatz. Leider sind die meisten Parameter dieser Modelle reine Fitgrößen, die zudem unter transienten Bedingungen nicht konstant sind. Die Vorhersage für Einzelereignisse wird also auch hiermit nicht möglich sein.

In einer 1991 erschienenen Arbeit spricht Germann von einer "minimum mixing length", also einer makroskopischen Länge in Fließrichtung, die von einem Stoffteilchen zurückgelegt werden muß, um mindestens ein einziges Mal die Geschwindigkeit erfahren zu können, welche die am wenigsten vorkommende Porengröße zuläßt. Nach diesen Vorstellungen läßt sich das "tailing" nun damit erklären, daß Wasserpakete oder Stoffteilchen, die zu Beginn des Versuches in Bereiche mit geringer Fließgeschwindigkeit gelangten, keine Möglichkeit hatten, diese während der Verweildauer im Lysimeter auszugleichen, d.h. Regionen zu erreichen, in denen höhere Geschwindigkeiten herrschten. Germann (1991) nennt als Kriterium für die Anwendbarkeit der Konvektions-Dispersions-Gleichungen eine Peclet-Zahl von mindestens 32. Für unseren Versuch ergibt sich eine Peclet-Zahl von 17, womit das Kriterium nicht erfüllt ist und sich die nicht-ideale Durchbruchskurve erklären läßt.

#### **4. Schlußfolgerungen**

Es hat sich gezeigt, daß die Konvektions-Dispersionsansätze nicht geeignet sind, die starke Dynamik unter transienten Bedingungen zu beschreiben, während die Ergebnisse bei der Darstellung des mittleren Transport- bzw. Sickerverhaltens erstaunlich gut sind. Schnelle Reaktionen des Sickerwassers auf Niederschlagsereignisse sind als Folge hoher Bodenvorfeuchten anzusehen, die ein schnelles Vordringen von Feuchtefronten ermöglichen. Die Existenz durchgehender, schnell drainierender Grobporenstrukturen kann ausgeschlossen werden. Zur Bedeutung des "preferential flow" innerhalb von Teilen des Profiles kann die Untersuchung jedoch keinen Beitrag leisten.

#### **5. Literatur**

Germann, P. (1991): Length scales of convection-dispersion approaches to flow and transport in porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7, 39 - 49.

Wierenga, P. J. (1977): Solute distribution profiles with steady-state and transient water movement models. *Soil Sci. AM. J.*, Vol. 41, 1050 - 1055.

## 10 jährige Mittelwerte (1983-1992) des Wasser-Haushaltes der Göttinger Lysimeter-Stationen

Eulenstein, F. und B.Meyer

### Aufbau der Lysimeteranlagen:

Das Institut für Bodenwissenschaften der Universität Göttingen bewirtschaftet landwirtschaftlich zwei Lysimeterstationen. Die am Institut, im Leinetalgraben gelegene Anlage umfaßt 7 zylinderförmige Lysimeterbehälter mit unterschiedlich tiefen, konstanten Grundwasserständen. Sie besitzen jeweils einen Durchmesser von 3 m, entsprechend einer Oberfläche von 7,096 m<sup>2</sup>. Die aus glasfaserverstärktem Polyesterharz hergestellten Wände der Lysimeter-Behälter sind mit einer glasfreien Innenschutzschicht ausgekleidet, um eine Kontamination des Bodenwassers mit Fremdionen auszuschließen.

Im anfallenden Sickerwasser aller Lysimeter werden HCO<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, Cl, SO<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>, Na, K, NH<sub>4</sub>, Ca, Mg und TOC fortlaufend bestimmt.

Die Tiefen, die Grundwasserstände und die Befüllungsmaterialien der Anlagen sind in der Tab. 1 zusammengestellt.

Tab. 1: Bezeichnungen, Tiefen, Grundwasserstände, Befüllungsmaterialien der Lysimeterstation Göttingen/Institut

Bezeichnung	Befüllungsmaterial	Lysimeter-tiefe	Grundwasserstände
L 1	Löss	1,50 m	1,25 m
L 2	Löss	2,50 m	2,25 m
L 3	Löss	3,75 m	3,50 m
L 4	Löss	5,00 m	4,75 m
S 0,8	Sand	3,75 m	0,80 m
S 1	Sand	1,50 m	1,25 m
S 2	Sand	2,50 m	2,25 m

Die Böden der Lysimeter sind mit Ablauf-Rohren bestückt, die in einen zentralen, 5,5 m tiefen Beobachtungsbunker münden.

Die Lysimeter sind außerdem mit Neutronensonden-Meßrohren, Wurzelbeobachtungsrohren und verschieden tief reichenden Tensiometern bestückt. Die Basis der Löss-Lysimeter ist mit einer 4 cm mächtigen Kieslage bedeckt, der eine 2 cm mächtige Grobsandschicht folgt. Die weitere Befüllung erfolgte im Herbst 1976 mit Löss-C-Horizont-Material aus einer Ziegeleigrube, die 4 km südwestlich von Göttingen liegt.

Die Basis der Sand-Lysimeter besteht aus einer 10 cm mächtigen Kieslage. Eine darüberliegende Filtermatte verhindert ein Einwaschen des Sandes. Die weitere Befüllung wurde mit gleichkörnigem Grobsand aus Duingen unter Wasser durchgeführt. Die oberen 25 cm der Sandfüllung wurden mit Schwarztorf-Bunkererde vermischt.

Sickerwasser-Anfall und Grundwasser-Einspeisung zur Aufrechterhaltung des Grundwasserstandes werden täglich abgelesen.

Die zweite Lysimeterstation des Institutes liegt auf dem Muschelkalkplateau des Drakenberges, 5 km östlich von Göttingen (345 m ü. NN) und besteht aus insgesamt 10 Lysimeteranlagen. Jeweils 4 quadratische Lysimeterbehälter mit einer Oberfläche von je 1 m<sup>2</sup> und 1,2 m Tiefe werden ackerbaulich und als Kalktrockenrasen bewirtschaftet.

Zwei weitere Lysimeterbehälter der Größe von je 2 m<sup>2</sup> sind als Hecken mit Dorngebüsch (*prunus spinosa*, *crataegus monogyna*, *rosa canina*) bestockt. Die Befüllung der Lysimeter erfolgte 1973, entsprechend dem Aufbau des natürlichen Bodenprofils, mit einer 60 cm mächtigen Lage aus Kalksteinfels, auf die ein 40 cm mächtiger A-C Übergangshorizont aufgebracht wurde. Der Oberboden der Lysimeter besteht aus einem 20 cm starken Ah-Horizont einer Rendsina. Die Schichtung der Packlagen kommt, wie in einem Cl-Tracer-versuch überprüft worden ist, dem hydrologischen Durchlaß-Verhalten des Originalverbandes sehr nahe. Ein spannungsfreies Absickern des Wassers ist gewährleistet.

Die Meßwerterfassung erfolgt bei der Lysimeterstation 1 über eine Datenfernleitung "online", bei der Station 2 manuell, die Datenspeicherung und Verwaltung in einem modifizierten Tabellen-Kalkulationsprogramm.

### **Ergebnisse:**

Ein Auszug der hydrologischen Ergebnisse des Zeitabschnitts von 1983 bis 1992 ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2: 10 jährige Mittelwerte (1983-92) von Niederschlag (N), Beregnung (B), Sickerwasser-Lieferung (SL), Grundwasser - Verbrauch (GA), Netto-Grundwasser-Spende ((S)=SL-GA) und Evapotranspiration/Interzeption (ETI) im Zeitraum 1983-1992

	GT m	N mm	B mm	SL mm	GA mm	S mm	ETI mm	S in %	ETI N+B
Sand	0,80	632	43	365	59	307	369	45	55
Sand	1,25	632	43	371	0	371	304	54	46
Sand	2,25	632	43	411	0	411	264	61	39
Löss	1,25	632	43	284	107	177	498	26	74
Löss	2,25	632	43	249	35	214	468	32	68
Löss	3,50	632	43	220	12	208	467	31	69
Löss	4,75	632	43	197	0	197	478	29	71
Rendsina									
Acker	-	642	-	371	-	371	270	58	42
Grünland	-	642	-	350	-	350	292	55	45
Busch	-	642	-	221	-	221	421	34	64

Die Betrachtung der Sickerwasser-Lieferung (SL) der Sand-Lysimeter zeigt, daß diese Größe relativ einheitlich zwischen 365 und 411 mm variiert. Unter Berücksichtigung der Grundwasser-Zehrung durch den pflanzlichen Entzug (Spalte S) ergibt sich eine Staffelung der Netto-Sickerung mit zunehmender Tiefe des Lysimeters. Je tiefer die sandbefüllten Lysimeter sind, desto höher ist die Netto-Sickerung. Infolge der nur geringen Durchwurzelungstiefe auf diesem Substrat erfolgt bereits bei einer Grundwassertiefe von 1,25 m keine Zehrung des Grundwassers mehr. Die Netto-Sickerung beträgt zwischen 45 und 61% des Niederschlags (natürlich und künstlich).

Bei den Löss-Lysimetern hingegen sinkt die Sickerwasser-Lieferung (SL) mit zunehmender Lysimetertiefe von 284 mm auf 197 mm pro Jahr. Diese Staffelung ergibt sich aufgrund der guten Durchwurzelbarkeit des Substrates und der mit der Lysimeter-Tiefe ansteigenden nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum. Die gute Durchwurzelbarkeit ist vor allem deshalb gegeben, weil sich bislang, im Gegensatz zu Feldbedingungen, noch kein Bt-Horizont herausdifferenziert hat. Berücksichtigt man nun den Grundwasser - Verbrauch (GA), so zeigt sich bei der Betrachtung der Netto-Grundwasser-Spende, daß eine Beanspruchung des Grundwassers bis zu einer Grundwasser-Tiefe von 3,5 m gege-

ben ist. Die Zehrung nimmt jedoch mit zunehmender Tiefe des Grundwasser-Standes von 107 mm auf 0 mm pro Jahr ab.

Die Netto-Sickerung beträgt unter den Löss-Lysimetern zwischen 26 und 32% der Niederschläge und ist erwartungsgemäß wesentlich geringer als unter den Sand-Lysimetern.

Die flachgründigen Rendsinen des Drakenbergs liefern infolge ihrer geringen nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum bei landwirtschaftlicher Nutzung zwischen 55 und 58% der Niederschläge als Sickerwasser. Die in der Tabelle 2 dargestellten 10 jährigen Mittelwerte sind Gruppen-Durchschnitts-Werte von den jeweiligen Wiederholungen.

Die Sickerwasser-Mengen der Nutzungsformen Acker und Grünland (Trockenrasen) unterscheiden sich nicht signifikant voneinander, sehr wohl aber diese beiden von der Sickerung unter der Buschvegetation. Hier beträgt die Sickerung nur 221 mm pro Jahr, was lediglich 34% der Niederschlags-Menge entspricht. Die ETI beträgt in diesem Fall, rein rechnerisch ermittelt, 421 mm pro Jahr, wovon ca. 180 mm allein durch Interception erklärt werden können. Eine ausführlichere Dokumentation der Ergebnisse, auch der Bioelement-Bilanzen, ist im Rahmen der "Lysimeter-Catena" der DBG-AG "ungesättigte Zone" vorgesehen.

#### Literatur:

- Frede, H. G., P. Hugenroth u. B. Meyer: Eine Grundwasser-Lysimeter-Anlage zur Erfassung der Boden-Wasserhaushaltsbilanz und pflanzlichen Wasser-Versorgung bei unterschiedlichem Grundwasserstand. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 26, S.83-92 (1978)
- Thomsen, V.: Wasserhaushalt von Lehmrandsinen unter landwirtschaftlicher Nutzung und verbuschter Sozialbrache auf dem oberen Muschelkalk im südlichen Niedersachsen. *Diss. Fachber. Agrarwiss., Univers. Göttingen*, (1978)
- Genid, A.Y.A., H. G. Frede u.B.Meyer: Wasser-Haushalt von Löß in Lysimetern mit unterschiedlichem Grundwasser-Spiegel und landwirtschaftlichen Kulturpflanzen. *Göttinger Bodenkdl. Ber.* 74, 33-121 (1982)
- Böttcher, J.: Bioelementbilanz und -transport in Löss und Sand-Lysimetern bei unterschiedlichen Grundwasserständen. *Göttinger Bodenkdl. Ber.* 76, 1-205 (1983)
- Ahl, C., H.G. Frede, B. Meyer, V.Thomsen, J. Wang u. H. Wildhagen: Agrar-Ökosystem-Meß- und Versuchsflächen auf Rendsina-Terra-Fusca-Flächen des oberen Muschelkalks auf dem Drakenberg bei Göttingen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 42, (1985)
- Thomsen, V.: Die hydrologische Bedeutung von Hecken in einer Agrarlandschaft - Ergebnisse von 15-jährigen Lysimetermessungen -.*Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59, S.1139-1144 (1989)

## Schwermetallgehalt im Sickerwasser sandiger Spülfächen: Einfluß der Standortfaktoren Gesamtgehalt, Humusgehalt und pH-Wert

von

Gröngroft, A., S.Ahrens u. G.Miehlich<sup>1</sup>

### Einleitung und Zielsetzung

Bei der Aufbereitung von Baggergut aus Häfen und Wasserstraßen trennt sich das Sediment i.d.R. in zwei Substrate: a) Sande und Kiese, b) Schlämme bzw. Schlacke. Die technische Trennung erfolgt in Anlagen (Siebung, Hydrozyklonierung, Aufstromklassierung), aber auch während des Spülvorgangs erfolgt eine Trennung durch Längsstromklassierung in die beiden Substrate. Die Sande enthalten nur noch geringe Anteile an Feinkorn (Schluff und Ton, Fraktion  $<63 \mu\text{m}$ ) und werden, da sie als unbelastet gelten, für Bauzwecke verwendet.

Da bei der mechanischen Trennung des belasteten Baggerguts in Abhängigkeit von zahlreichen Faktoren der Feinkornanteil und damit die Belastung in den abgetrennten Sanden schwanken kann, war es Aufgabe eines Untersuchungsprogramms, die Sickerwasserqualität in Spülsanden mit geringen Schlickanteilen zu bestimmen. Für diese Aufgabe wurde u.a. eine Geländeuntersuchung durchgeführt, bei der auf sandigen Spülfächen unterschiedlichen Alters die Sickerwasserzusammensetzung im Oberboden bestimmt wurde (AHRENS 1991). Erfasst werden sollte die Konzentration an Nährstoffen, Schwermetallen (Zn, Cd, Cu, Pb) und Arsen im Sickerwasser. Ziel der Untersuchungen sollte es sein, anhand der Daten zu prüfen, ob der in Hamburg bisher für beliebige Verwendung festgelegte Maximalwert von 3 % Feinkornanteil in Spülsanden korrigiert werden muß.

### Methodik

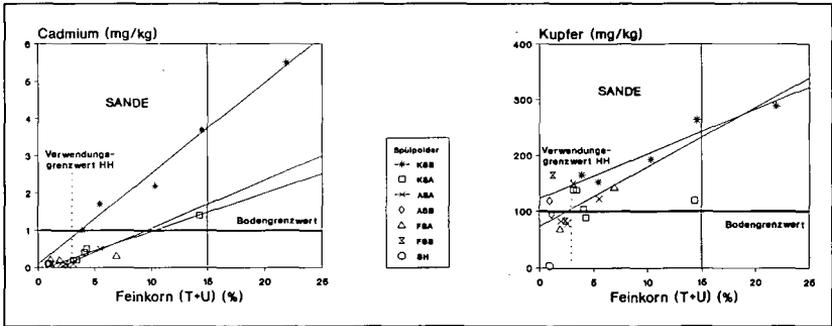
Nach einer Vorkartierung wurden im Juni 1990 an 21 Standorten auf Hamburger Spülfächen Saugkerzen (P80-Material) in 35 cm Tiefe installiert. Nach einer Konditionierungsphase begann die Sickerwassergewinnung (wechselweise mit und ohne  $\text{HNO}_3$ -Vorlage), die über 3 - 6 Monate durchgeführt wurde. Die Analytik der Wässer auf die anorganischen Hauptkomponenten und Schwermetalle erfolgte mit Standardverfahren (DIN 38405, 38406, 38409). Zur Kennzeichnung der Sickerwasserqualität eines Standorts wurde der Median der Analyseergebnisse gebildet. Zum Vergleich wurden gemittelte Analysendaten von 5 weiteren Saugkerzenstandorten in die Auswertung einbezogen (Beprobung zwischen 1984 und 1988), da sie von den gleichen Spülpoldern stammten oder ebenfalls sandige Substrate erfaßten.

---

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende-Platz 2, D 2000 Hamburg 13, Tel.040/4123-4395, Fax.040/4123-2024

Kennzeichnung der untersuchten Standorte

Die 26 Saugkerzenstandorte befanden sich auf 7 Spülpoldern, die sich im Alter der obersten Bodenschicht (ca.3 bis 20 Jahre) und in der Vegetation (vegetationslos, Grasflächen, dichte Gebüsche) unterschieden. Der Feinkornanteil schwankte zwischen 0,9 und 97 %, 20 Standorte hatten die Bodenart Sand (<5 % Ton und <10 % Schluff), wobei es sich fast ausschließlich um feinsandige Mittelsande handelte. Die Kartierung ergab, daß die Feinkornanteile nicht homogen in den Sanden verteilt sind, sondern daß Schlick in Form von eingebetteten Klumpen, Linsen oder feinen Schichten die Sande durchsetzt, wobei der Schlickanteil z.T. gleitend mit zunehmender Entfernung von den Spülköpfen ansteigt. Der pH-Wert (CaCl<sub>2</sub>), der mit zunehmendem Alter der Sandspülfelder abnimmt, variierte zwischen 4,3 und 7,6. Der Gehalt an organischer Substanz schwankt in den Sanden zwischen 0,2 und 1,8 %. Er nimmt altersabhängig in den reinen Sanden zu, wenn sich eine dichte Vegetation (Stauwasser) bilden kann.



**Abb.1 und 2** Cadmium- und Kupfer-Gesamtgehalte in 0-35 cm Tiefe in Abhängigkeit vom Feinkornanteil

Belastung der Standorte mit Schwermetallen und Arsen

Die Gesamtgehalte der untersuchten Metalle steigen zwar grundsätzlich mit zunehmendem Feinkornanteil an, die Steigung kann aber zwischen den Spülpoldern erheblich variieren (vgl. HERMS et al. 1988). Bei Zn, Cd (siehe Abb.1), As und Pb beginnen die Regressionsgeraden vorwiegend in der Nähe des Nullpunkts, während bei Cu (Abb.2), Cr und Ni Basiswerte für 0% Feinkornanteile von 50-120 mg Cu/kg, 10-20 mg Cr/kg und 5-10 mg Ni/kg auftreten. Dies verdeutlicht, daß diese Elemente auch in der Sandfraktion vorkommen. Die Belastung eines Spülpolders (KSB) unterscheidet sich durch deutlich erhöhte Belastungen von Zn, Cd, Pb und As deutlich von den übrigen Standorten.

Wenn man die Richtigkeit des Verwendungsgrenzwerts von 3% Feinkornanteil an dem Bodengrenzwert der AbklärVO prüft, so ergibt sich, daß bei Erreichen von 3% Feinkorn Zn, Ni und Cr immer unterhalb des Bodengrenzwerts liegen, Cd, Pb und As den Bodengrenzwert bei dem besonders belastetem Standort KSB gerade erreichen und Cu an mehreren Standorten oberhalb des Bodengrenzwerts liegt.

### Schwermetall- und Arsengehalte im Sickerwasser

In den Abb.3-6 sind die Medianwerte der Metallgehalte der Bodenlösung in 35 cm Bodentiefe in Abhängigkeit vom Feinkornanteil für alle Standorte (inklusive der schllickigen Vergleichsstandorte) aufgeführt. Für die Elemente ergibt sich folgendes Löslichkeitsverhalten:

- |         |   |
|---------|---|
| Zink    | Der Gehalt im Sickerwasser der Sandflächen (Feinkorn < 15%) schwankt zwischen 70 und 800 $\mu\text{g/l}$ . Auf dem relativ hochbelasteten Standort KSB läßt sich eine Zweigipfligkeit der Bodenlösungskonzentration erkennen. Statistisch signifikante Korrelation zum pH-Wert oder zum Humusgehalt treten nicht auf. |
| Cadmium | Die Konzentration im Sickerwasser von Sandflächen erreicht maximal 2.6 $\mu\text{g/l}$ , sie steigt mit zunehmender Oberbodenbelastung - und damit indirekt auch mit zunehmendem Feinkornanteil - an.   |
| Kupfer  | Bei gleichem Feinkornanteil oder gleicher Oberbodenbelastung schwankt die Kupfer-Konzentration in der Bodenlösung (Sandflächen 7 - 270 $\mu\text{g/l}$ ) zwischen den Spülpoldern deutlich. Innerhalb eines Polders nimmt die Lösungskonzentration mit zunehmender Belastung tendenziell ab.                          |
| Blei    | Die mittleren gelösten Bleigehalte erreichen in Sanden maximal 39 $\mu\text{g/l}$ . statistische Korrelationen mit der Oberbodenbelastung oder dem Feinkornanteil sind nicht signifikant.   |
| Arsen   | Innerhalb der Sande wurde der höchste Arsengehalt der Bodenlösung mit 20 $\mu\text{g/l}$ bestimmt. Die Gehalte steigen zunächst mit der Oberbodenbelastung an, am Standort KSB wurden die höchsten Gehalte bei 10 - 20 % Feinkornanteil festgestellt.   |

### Diskussion und Bewertung der Ergebnisse

Um aus den mittleren Lösungs-Konzentrationen sicher die löslichkeitsbestimmenden Prozesse ableiten zu können, muß der Datenbestand noch erweitert werden. Bisher deutet sich an, daß bei Cd die vom Gesamtgehalt abhängige Menge austauschbaren Cadmiums den Gehalt in der Bodenlösung bestimmt, wobei im pH-neutalem Bereich Höchstwerte von < 3  $\mu\text{g/l}$  erreicht werden. In den feinkorn- und humusarmen Sanden sind die Gehalte der besonders in organischen Verbindungen fixierten Metalle (Cu, Pb) relativ hoch, weil offenbar die Bindungsfähigkeit der organischen Substanz fehlt.

Insgesamt müssen die gelösten Metallgehalte im Oberboden der Sandflächen als gering bezeichnet werden. Bei Cu und Zn werden die Richtwerte für die Trinkwasserabgabe (100  $\mu\text{g/l}$ , EG 1980) bei Feinkornanteilen < 1% überschritten. Ob diese Metallauswaschungen jedoch grundwassergefährdend sein können, muß auf der Basis von Stofffrachten am Einzelstandort beurteilt werden, bisher vorliegende Analysen zeigen keine Schwermetallbelastung des Grundwassers (GRÖNGRÖFT 1992). Da die pH-Werte der untersuchten Sand-Standorte überwiegend noch im neutralen bis schwach sauren Bereich liegen, ist mit zunehmender Versauerung zukünftig eher mit einer Erhöhung der Metallgehalte im Sickerwasser zu rechnen. Zu empfehlen ist daher

- o bei mächtigem Sandauftrag die im Untergrund liegenden adsorptionsstarken Sedimente zu erhalten und

o den maximalen Feinkornanteil nicht über 3% zu erhöhen, weil bereits bei 3% die Bodengrenzwerte von Cd, Pb und As überschritten werden können.

Literatur

AHRENS, S. (1991): Sedimentaufbau sandiger Auftragsflächen im Hamburger Hafengebiet und seine Bedeutung für die Sickerwasserqualität. Unveröff. Diplomarbeit, 112 S. und Anlagen.  
 EG (1980): Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (80/778/EWG). Amtsblatt der EG L229, S.11-29.  
 GRÖNGRÖFT, A. (1992): Untersuchung des Sickerwasser- und Stoffeintrags aus Hafenschlick-Spülfeldern in den oberen Grundwasserleiter der Hamburger Elbmarsch. Hamb. Bodenkundl. Arb. 17, 256 S.  
 HERMS, U., SCHÄFER, W. & H.KUNTZE (1988): Schwermetallgehalte und -verteilung in unterschiedlich alten Hafenschlick-Spülfeldern im Raum Hamburg. in: WOLF, K. et al.(Hrsg.): Altlastensanierung '88. Dordrecht, S.1389-1398.

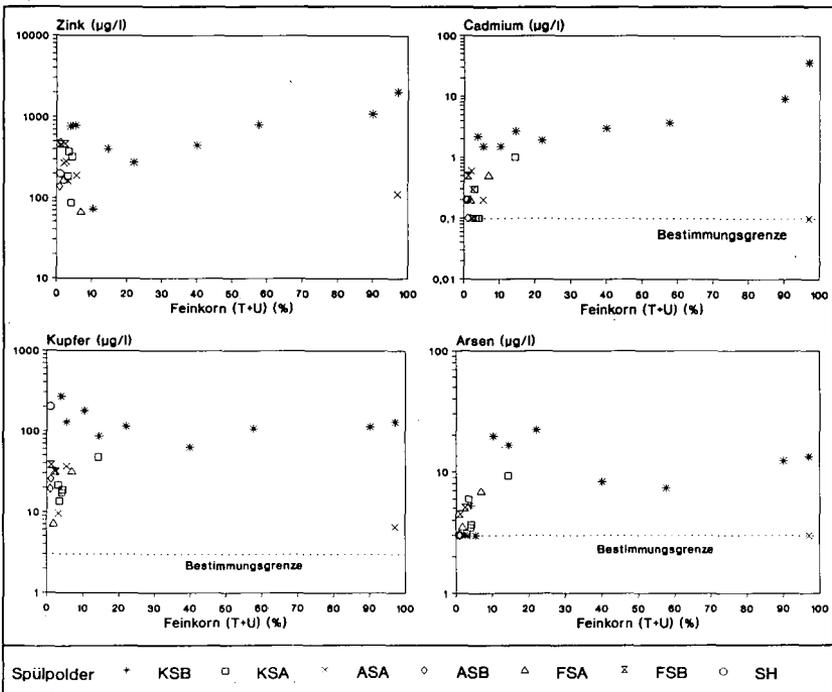


Abb.3 - 6 Mittlere Gehalte von Zink, Cadmium, Kupfer und Arsen in der Bodenlösung (35 cm Tiefe) in Abhängigkeit vom Feinkornanteil

Zur Wasser- und Nährstoffbilanz auf einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Löß-Braunschwarzerde (Ergebnisse 10-jähriger Lysimeteruntersuchungen)

von  
Günther, R. und S. Knoblauch <sup>1)</sup>

### Einleitung

Für Untersuchungen zum Wasser- und Nährstoffhaushalt auf unterschiedlich genutzten Standorten stellt die Lysimetermethode eine anerkannte und bei Berücksichtigung bestimmter Voraussetzungen auch die genaueste Methode dar (Lit.-übers. siehe GÜNTHER 1987; ROTH et al. 1984). Als hauptsächlich zu berücksichtigende Voraussetzungen sind eine ausreichende Lysimeteroberfläche und -tiefe zu nennen, die einerseits den Anbau einer repräsentativen Pflanzenanzahl erlaubt und andererseits den Wurzel tiefgang der angebauten Fruchtart nicht einschränkt. Desweiteren müssen Rand- und Oaseneffekte sowie eine Stauwasserbildung am Lysimetergrund vermieden werden. Für eine getrennte Erfassung der Wasserhaushaltskomponenten Niederschlag und Verdunstung ist eine kontinuierliche Erfassung der Masseveränderung der Lysimeterbehälter erforderlich.

### Material und Methodik

Die Untersuchungen wurden von 1983 bis 1992 in der Lysimeterstation Großbröningen der LUFA Thüringen auf einer tiefgründigen Löß-Braunschwarzerde ohne Grundwassereinfluß durchgeführt (Tab.1). Angebaut wurden in diesem Zeitraum Winterweizen (1983, 1987 und 1992), Sommergerste (1985 und 1989), Zuckerrüben (1984 und 1988), Kartoffeln (1986 und 1991) sowie Welsches Weidelgras (1990).

Der Lysimeterstandort befindet sich am südlichen Rand des Thüringer Beckens. Die langjährigen Mittel der Jahresdurchschnittstemperatur bzw. der Jahressumme des Niederschlages betragen 8,2°C bzw. 551 mm. Die Lysimeterstation besteht aus zwei Lysimeteranlagen mit je 2 Lysimetern, einem meteorologischen Meßfeld mit automatischer Wetterstation sowie einer Meßwarte. Eine der beiden Lysimeteranlagen repräsentiert den unberechneten, der andere den berechneten Teil des 32 ha großen Versuchsfeldes (ROTH et al. 1984).

Die in die Wasserbilanz einbezogenen Größen Niederschlag, Verdunstung und Versickerung wurden mit Hilfe der wägbaren Lysimeter bestimmt.

### Ergebnisse

#### 1. Wasserbilanz

Die Gesamtwasserbilanz über die 10 Jahre ist nahezu ausgeglichen. Die Bilanz weist bei unberechnet einen Überhang von 84 mm bei berechnet von 87 mm aus (Tab. 2). Der aus Messungen ermittelte Bodenfeuchteanstieg in der Schicht 0...80 cm von Anfang 1983 bis Ende 1992 betrug 50 mm bzw. 70 mm. Damit verbleiben als Restglieder 34 mm bzw. 11 mm. Diese werden der Bodenfeuchteanreicherung in der Bodenschicht unter 80 cm zugeschrieben, da zu Beginn der Meßperiode ein geringer Bodenwasservorrat vorherrschte.

Von den 10 Untersuchungsjahren wurden in 5 Jahren unter unberechneten

<sup>1)</sup> LUFA Thüringen, Naumburger Str. 98, 6900 Jena

als auch berechneten Bedingungen höhere Wassermengen verdunstet, als an Niederschlag gefallen ist (Abb.1). Dies ist auf die hohe Wasserspeicherfähigkeit der Löß-Braunschwarzerde zurückzuführen. Somit können vergleichsweise große pflanzennutzbare Wassermengen für die Inanspruchnahme durch die Pflanze über längere Zeit zur Verfügung gehalten werden. So stand z.B. die im niederschlagsreicheren Jahr 1984 gefallene Niederschlagsmenge (660 mm) im Trockenjahr 1985 weitestgehend für den Wasserbedarf der Sommergerste zur Verfügung, da 1985 nur 8 mm (unber.) bzw. 28 mm (ber.) Sickerwasser anfielen. Dadurch war es möglich, daß 1985 die Gesamtverdunstung bei der unberechneten Variante 70 mm über dem Niederschlag lag (Abb. 1). Ähnliche Verhältnisse traten 1983 und 1988 bis 1990 auf. Hohe Wasserspeicherkapazität einerseits und hoher ertragsbedingter Wasserverbrauch durch die jeweils angebauten Kulturen andererseits, hatten nur geringe Sickerwassermengen zur Folge (Abb. 1). Im Mittel der 10 Jahre versickerten auf den unberechneten Lysimetern weniger als 1 % des gefallenen Niederschlages auf den berechneten 3 %.

**Tab. 2:** Gesamtwasserbilanz des Lysimeterstandortes 1983 bis 1992

	unberechnet	berechnet
Evapotranspiration (mm)	5.345,6	5.846,6
Niederschlag (mm)	5.455,1	6.102,2
Versickerung (mm)	25,3	168,5
Bilanz	+ 84,2	+ 87,1
Bodenfeuchte- veränderung (mm) (0...80 cm)	+ 50,0	+ 76,2
Restglied (mm)	+ 34,2	+ 10,9

## 2. Nährstoffbilanz

Die kombinierte mineralisch-organische Düngung erfolgte unter Berücksichtigung der Nährstoffgehalte im Boden und des pflanzlichen Nährstoffbedarfes mit der Zielsetzung einer hohen Ertragssicherheit (Tab. 5).

Mit dem Niederschlagswasser wurden dem Pflanzenbestand 31...78 kg/ha\*a N zugeführt (Tab. 3) (MICHEL et al. 1991).

**Tab. 3:** Nährstoffzufuhr über das Niederschlagswasser im Mittel der Jahre 1985...92 (kg/ha)

	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	P	K	Ca	Mg	Na	mm
Min	25,8	5,6	1,9	6,2	24,3	9,7	5,8	396
Max	44,1	34,3	8,2	27,4	96,8	18,2	13,3	640
x	28,2	15,2	3,8	17,9	56,3	12,2	8,1	534

Vergleichbare Werte zur N-Deposition über Freilandniederschlag fanden MORITZ et al. (1991) mit 28...69 kg/ha\*a, während eine Studie des DVWK (1988) für den westdeutschen Raum nur 7...31 kg/ha\*a auswies. Der hohe NH<sub>4</sub>-Anteil am N-Gehalt des Niederschlages findet eine Erklärung in einer Anhäufung von Tierproduktionsanlagen sowie in der

großflächigen Verregnung von Gülle. N- Immissionen in der gemessenen Größenordnung sollten Berücksichtigung bei der N-Düngung finden. Die hohen Ca-, K-, Mg-Immissionen sind auf partikuläre Einflüsse durch intensive ackerbauliche Nutzung im umliegenden Territorium zurückzuführen.

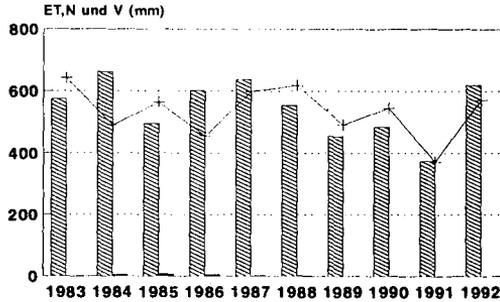
Der niedrige N-Gehalt des Sickerwassers von durchschnittlich 8,4 mg/l (Tab. 4) ist im Zusammenhang mit der hohen Sorptionskapazität (KAK) und dem günstigen Bodengefüge sowie der Mächtigkeit des Bodenkörpers und der damit verbundenen langen Fließstrecke bei der untersuchten Löß-Braunschwarzerde zu sehen. Die hohen Gehalte an Ca und Mg sind geogen bedingt (Tab.1). Die sich aus Sickerwassermenge (Abb. 1) und Nährstoffgehalt ergebenden äußerst geringen Nährstoffausträge (Tab. 4) finden sich unter vergleichbaren Bedingungen bei MORITZ et al. (1991) bestätigt. Der von GUTSER et al. (1987) ermittelte N-Austrag von 80 kg/ha\*a bei vergleichbarem Input über Düngung und Niederschlag und Output über pflanzlichen Entzug aber höherem mittlerem Niederschlag von 630 mm und einer Sickerwasserbeprobung in 1 m Bodentiefe zeigt, daß auch Lößböden mit vergleichsweise geringer Mächtigkeit auswaschungsgefährdet sind. Beregnung führte zu einer geringfügigen Erhöhung der Stoffausträge, da infolge der verminderten Bodenfeuchte-ausschöpfung in der Vegetationszeit die Wiederauffüllung im Winterhalbjahr rascher eintrat.

Der N-Saldo betrug unter unberegneten Bedingungen im Mittel der Jahre 1984...92 lediglich 48 kg/ha\*a (Tab. 5). Beregnung begünstigte den pflanzlichen N-Entzug, so daß der mittlere N-Saldo mit 36,1 kg/ha\*a noch niedriger lag. Der N-Output über gasförmige Verluste aus dem Boden blieb hierbei unberücksichtigt.

#### Literatur:

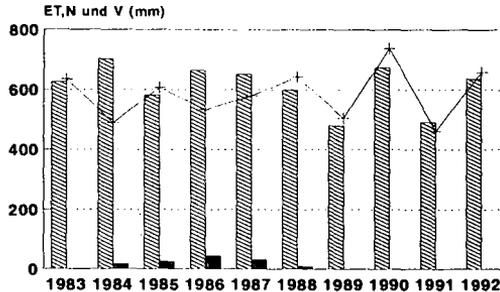
- FÜHRER, W.; BRECHTEL, H.-M.; ERNSTBERGER, H.; ...: Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland. In: DVWK-Mitteilungen. 14 (1988)
- GUTSER, R.; HEYV, J.; AMBERGER, A; BRÜNE, H.: Zur Stickstoff- und Mineralstoffauswaschung aus Lößböden. In: Landwirtsch. Forschung. 40 (1987) 4.- S. 312 - 325
- GÜNTHER, R.: Entwicklung einer Wasserhaushaltsmeßstation auf der Basis wägbarer Lysimeter sowie Ergebnisse zum Wasserverbrauch und zur Wasserbilanz von Winterweizen, Sommergerste und Zuckerrüben auf einer Löß-Braunschwarzerde. Diss. A 1987 Berlin
- MICHEL, H.; ROTH, D.; GÜNTHER, R.: Sickerwassermenge und Nährstoffaustrag bei unterschiedlicher Wasserversorgung auf einer tiefgründigen Löß-Braunschwarzerde. In: Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkunde. Berlin 35 (1991) 2.- S. 103 - 111
- MORITZ; SÄMISCH; SPENGLER: Die Basis-Lysimeterstation Brandis bei Leipzig - Einrichtung und erste Ergebnisse. In: Deutsche Gewässerkundliche Mitteilung. 35 (1991) 5/6.- S. 149 - 160
- ROTH, D.; GÜNTHER, R.: Wasserverbrauchsparameter und Wasserbilanzen von Winterweizen, Sommergerste und Zuckerrüben auf einer Löß-Braunschwarzerde, ermittelt mit wägbaren Feldlysimetern. In: Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkunde. Berlin 31 (1987) 6.- S. 395 - 402
- ROTH, D.; GÜNTHER, R.; SCHWARZ, K.: Die Lysimeterstation Großbrinngen zur Erfassung des Pflanzenwasserverbrauches - Aufgaben, Beschreibungen und erste Ergebnisse. In: Z. Meteor. Berlin 34 (1984) 4.- S. 256 - 265

**Abb.1: Wasserbilanz Lysimeterstandort  
1983-1992, unberechnet**



Jahr

1983-1992 , berechnet



Jahr

+ Evapotranspiration(ET) ▨ Niederschlag(N) ■ Versickerung(V)

**Tab. 1:** Ausgewählte Kenndaten der Löß-Braunschwarzerde

Horizont	Körnungsort	Feinerde < 0,006 mm %	C <sub>t</sub> %	N <sub>t</sub> %	CaCO <sub>3</sub> %	KAK mval/ 100 g	Wassergehalt bei	
							2,0 Vol%	pF 4,2 <sup>1)</sup> Vol%
Ap	UL	32,4	1,58	0,16	2,3	28,0	33,2	17,9
CKc	UL	28,7	0,52	0,043	12,7	24,0	34,1	15,7

1) berechnet aus dem Tongehalt.

**Tab. 4:** Nährstoffkonzentration des Sickerwassers und Nährstoff austrag bei einer Löß-Braunschwarzerde im Mittel der Jahre 1984 bis 1992

	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	P	K	Ca	Mg	Na	pH
<b>Nährstoffkonz. (mg/l)</b>								
unberechnet	3,6	4,8	0,6	1,8	146,9	29,9	8,9	8,0
berechnet	2,6	1,6	0,5	0,9	183,1	44,9	8,4	8,5
<b>Nährstoffaustrag (kg/ha)</b>								
unberechnet	0,1	0,1	0,1	0,1	10,4	1,8	0,6	
berechnet	0,8	0,3	0,1	0,1	52,5	14,0	2,3	

**Tab. 5:** N-Saldo bei einer Löß-Braunschwarzerde im Mittel der Jahre 1984 bis 1992

Niederschlag (mm)	TM- Ertrag (dt/ha)	N-Input Düngung + Niederschlag (kg/ha)	N-Output pflanzl. Entzug + Sickerwasser (kg/ha)	N-Saldo (kg/ha)
unberechnet 547	135,0	247,1	199,4	47,7
berechnet 613	153,0	260,5	224,4	36,1

## Neubau einer Lysimeteranlage am GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit

R. Hantschel<sup>+</sup>

### 1. Einleitung

In den letzten Jahren wurden die Probleme der Übertragbarkeit von bodenökologischen Untersuchungsergebnissen aus dem Labor in das Freiland immer wieder deutlich. So wurden Düngerstickstoff und Pflanzenschutzmittel im Grundwasser gefunden, obwohl dies aufgrund der Anwendungsempfehlungen, die zum großen Teil auf Laborexperimenten aufbauen, ausgeschlossen wurde. Diese Unsicherheiten ergeben sich zum einen durch die unnatürliche Vorbehandlung des Bodens für die Laborversuche - von Sieben über Trocknen bis zu nachfolgenden Schüttelextrakten - zum anderen ist die Laborskala eine andere als die Freilandskala; beide können nicht selbstverständlich mit denselben Methoden bearbeitet werden.

Im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) werden die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen unterschiedlicher Landnutzungssysteme untersucht. Dabei wird dem "Scaling Up", dh. auch der Übertragbarkeit von Laborergebnissen auf das Freiland spezielle Aufmerksamkeit gewidmet. Deshalb werden bodenökologische Untersuchungen auf den Skalen gestörte Böden, ungestörte Bodensäulen verschiedener Größe, Lysimeter, Parzellenversuch und Landschaftsausschnitt durchgeführt. Die bisherigen Kleinlysimeter der GSF sollen durch den Neubau einer Lysimeteranlage ergänzt werden.

### 2. Probleme gängiger Lysimeteranlagen

Vor Planung der Anlage wurden die Nachteile existierender Anlagen zusammengestellt um möglichst viele dieser bei dem Neubau zu vermeiden:

- **Verfälschter Wasserhaushalt** im Lysimeter durch den sog. "Inseleffekt", dh. erhöhter Energieumsatz im einzeln stehenden, bepflanzten Lysimeter.
- **Veränderte Transporteigenschaften** in geschütteten Lysimetern, selbst bei Sanden.
- **Verfälschter Stoff- und Wasseraustrag** aus Lysimetern aufgrund des sog. "Blumentopfeffektes", d.h. die natürliche Wurzeltiefe der Pflanzen ist höher als die Tiefe des Lysimeters, sodaß sich am Boden zusätzlich sorbierender Wurzelfilz bildet.
- **Stau des Porenwassers** vor dem Austritt am Boden des Lysimeters, sodaß reduktive Prozesse die Stoffzusammensetzung des Sickerwassers verändern.
- **Verfälschte Wasser- und Stoffbilanz** für Standorte mit Grundwasseranschluß, d.h. mit kapillarem Aufstieg bis in die Wurzelzone.
- **Fehlende Information** über die räumliche Variabilität, da keine Parallelen vom selben Bodentyp.

-----  
<sup>+</sup> GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Bodenökologie - FAM, Ingolstädter Landstr.1, 8042 Neuherberg

- "Black Box"-Ansatz, d.h. es wird nur Input und Output erfaßt, es sind keine Prozeßstudien möglich

### 3. Aufgaben der GSF-Lysimeteranlage

Da es kein Ideallysimeter gibt, müssen die Aufgaben einer Lysimeteranlage definiert werden um den optimalen Kompromiß zu erarbeiten. Im folgenden sind die Fragestellungen aufgeführt, die mit der neuen Anlage bearbeitet werden sollen:

- Beschreibung des **Transportes** von Natur- und Fremdstoffen in unterschiedlich bepflanzt und bewirtschafteten, ungestörten Bodensäulen, die die wichtigsten Bodeneinheiten Bayerns repräsentieren.
- Bestimmung von **Flußbilanzen** wichtiger Elemente des biogeochemischen Stoffkreislaufes sowie von bisher kaum quantifizierten Flußgrößen, wie Emission von Spurengasen aus dem Boden und Wurzelaufnahme von Nähr- und Schadstoffen.
- Studium der die **Stoffkreisläufe** in Boden und Pflanze steuernde Größen durch den Einsatz von stabilen Isotopen und radioaktiv markierten Substanzen.
- Charakterisierung der **Filtereigenschaften** verschiedener Böden.
- Auswirkungen von "**Global Change**"-Effekten (v.a. Landnutzungs- und Klimaänderungen) auf den Abbau organischer Substanzen und die Freisetzung von Spurengasen.
- Modellmäßige Beschreibung der im Boden ablaufenden Prozesse und **Validierung** der im Laborversuch ermittelten Modellparameter, sodaß ein verbessertes **Scaling Up** der Modelle ins Freiland erreicht wird (Testgebiet Versuchsgut Scheyern des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München).

### 4. Auszüge aus der Planung der GSF-Lysimeteranlage

Es soll ein Lysimeterkeller erstellt werden, der im Zentrum eines ca. 100x100m großen Ackers - Bewirtschaftung entsprechend dem Versuchsgut Scheyern - liegt und der 48 Lysimeter aufnimmt. Alle Lysimeter sind rund und weisen eine Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> auf. Folgende drei Varianten von Lysimetern sind vorgesehen:

#### Typ I - 16 Intensiv-Lysimeter (Abb. 1)

- Länge der Lysimeter 2m
- Kontinuierlich wägbar auf 100g durch Aufhängung an Seilen mit Wägezellen
- Kontinuierlicher Auffang des Sickerwassers mit Wägung
- Grundwassereinstau bis 40 cm über Unterkante möglich
- 4 Lysimeter mit segmentierten Böden (8 Segmente)
- 12 Bohrungen für Meßfühler in 45, 75 und 150 cm unter Oberkante und 4 Bohrungen in 190 cm (Tensiometer, TDR, Saugkerzen, Bodenluftstutzen)

#### Typ II - 16 Extensivlysimeter

- Länge der Lysimeter 2 m
- Lysimeter nicht wägbar
- Kontinuierlicher Sickerwasserauffang mit Wägung
- Keine Grundwasserlysimeter
- 8 Bohrungen in 50 und 150 cm unter Oberkante und 3 in 190 cm

### Typ III - 16 Lysimeter im Überwachungsbereich

- Länge der Lysimeter 1.5 m
- Lysimeter nicht wägbar
- Kontinuierlicher Auffang des Sickerwassers mit Wägung
- Keine Grundwasserlysimeter
- 3 Bohrungen in 140 cm unter Oberkante

Der Lysimeterkeller ist im Querschnitt in Abb. 2 dargestellt.

12 der Intensivlysimeter sollen ungestört aus sandigen, lehmigen bzw. mergeligen Böden des Tertiärhügellandes nördlich von München entnommen werden. Dabei werden je 4 Parallelen eines Bodentyps entnommen. Die anderen 4 Lysimeter sollen künstlich befüllt werden, da in ihnen Böden der Münchner Schotterebene untersucht werden sollen.

Zur Entnahme der Lysimeter sollen die Edelstahlköcher mit einem Spindelgestänge per automatischem Vorschub in den Boden gedrückt werden um eine Störung des Porensystems durch Schlagen zu vermeiden. Nach dem Freischachten wird das Lysimeter abgesichert und mit dem Scherblech auf einen "Tisch" gehoben auf dem der Lysimeterboden liegt. Nach dem Herausziehen des Scherbleches wird das Lysimeter mit dem Boden verbunden und kann in die GSF transportiert werden. Dort werden die entsprechenden Meßfühler in die Lysimeter eingebaut bevor diese in die jeweiligen Köcher gehängt werden.

Die Entnahme der Lysimeter ist für das Jahr 1994 geplant.

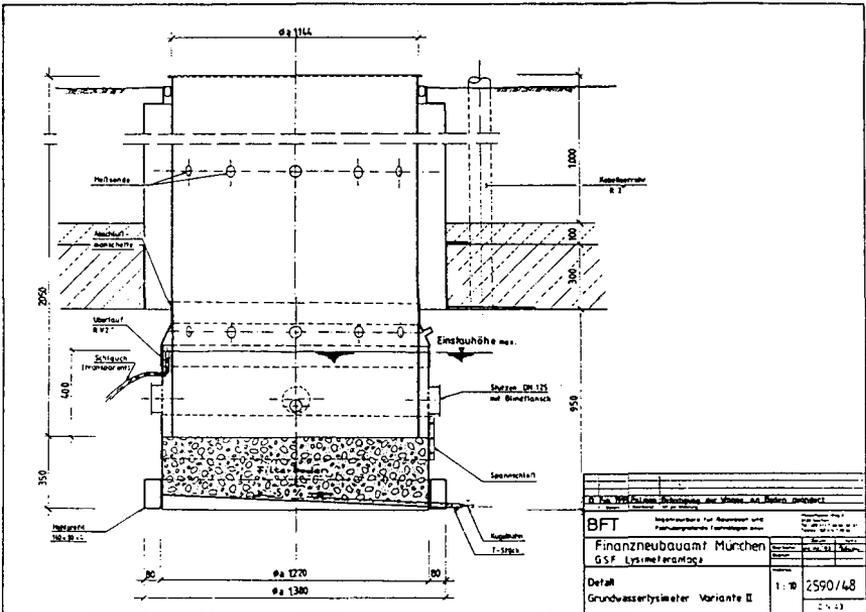


Abb. 1: Schnitt eines Intensivlysimeters

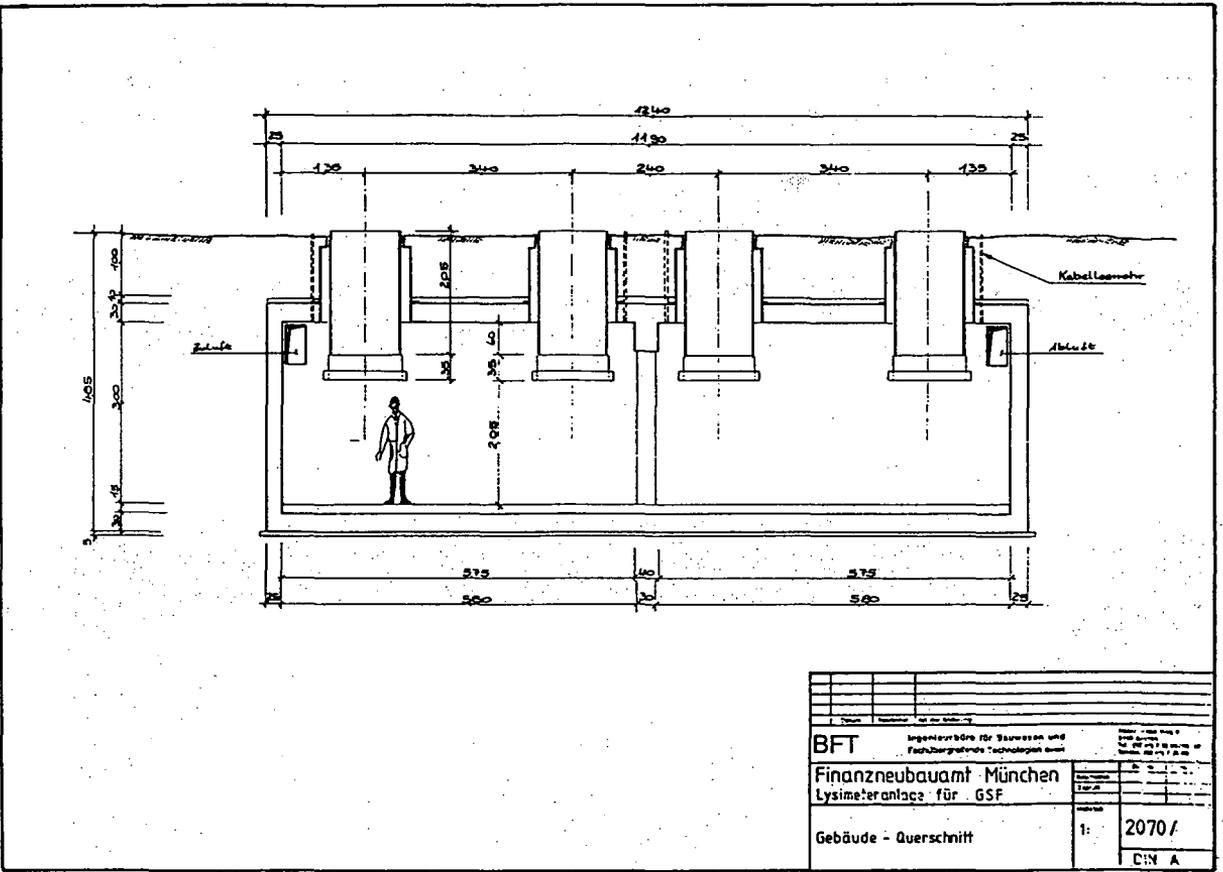


Abb. 2: Schnitt durch den Lysimeterkeller

Neuerrichtung einer Lysimeteranlage in Kassel

von  
Heyn, J.\*

Die beiden hessischen LUFAs Kassel und Darmstadt wurden im Jahre 1971 organisatorisch zusammengelegt. In 1984 wurde durch die damalige Landesregierung auch die räumliche Zusammenführung am Standort Kassel beschlossen und die erforderlichen Baumaßnahmen eingeleitet. Dies bedeutete über kurz oder lang auch die Schließung der Darmstädter Gefäß-Versuchsstation mit Betonkasten- und Lysimeteranlage. Insbesondere durch das Wirken von PAUL WAGNER (1843-1930, Begründer der Bodenkultur-Versuchstechnik) und LUDWIG SCHMITT (1900-1978, langjähriger Präsident des VDLUFA) hatte diese Station eine internationale Bedeutung erlangt.

Die Darmstädter Lysimeteranlage war 1928 in Betrieb genommen worden. Sie umfaßte 16 Behälter mit je 2 m x 2 m Oberfläche und einer max. Tiefe von 1,10 m (in der Trichterspitze). Die letzte Befüllung erfolgte in 1972, 1987 wurde über diesen Versuch zuletzt berichtet (GUTSER, AMBERGER, HEYN u. BRÜNE).

Die neue Anlage in Kassel-Harleshausen umfaßt 32 Lysimeter mit je 1 m<sup>2</sup> Oberfläche (quadratisch) und 1,50 m Behälterhöhe. Die Behälter stehen in Auffangwannen, beide Teile sind aus V4A-Stahl gefertigt. Die Lysimeter sind als grundwasserfreie, nicht wägbare Typen ausgebildet. Je 16 Lysimeter sind in Reihen zu beiden Seiten eines unter Flur liegenden Bedienungsganges angeordnet, in dem die Sickerwasser-Auffangbehälter stehen. Jede Lysimeterreihe ist nach allen Seiten von einem 1m breiten "Simulierbeet" umgeben. Diese Beete werden mit der gleichen Fruchtart bestellt wie die Lysimeter um Rand- und Oaseneffekte zu minimieren. Ferner sind 2 Kontroll-Behälter vorhanden, die bei ebenfalls 1 m<sup>2</sup> Oberfläche, aber nur 40 cm Mächtigkeit, mit Quarzkies gefüllt werden. (Querschnitt durch die Lysimeteranlage siehe Abb.1)

Die Lysimeter enthalten monolithische Bodensäulen vom Typ Parabraunerde aus LÖß. Sie wurden im April 1992 auf dem Versuchsfeld in Kassel-Harleshausen

---

\* Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt, Am Versuchsfeld 13, 3500 Kassel

durch Einschlagen und Ausgraben entnommen. Obwohl der Boden bei der Entnahme eine für diesen Vorgang optimale Bodenfeuchte von ca. 65 % FK aufwies, kam es dennoch zu Stauchungen der Bodensäule durch das Einschlagen (bis zu 10 cm). Da sich dieser Niveauverlust bis jetzt nicht regenerativ ausgeglichen hat, muß eine ergänzende Befüllung von Krümmaterial erfolgen, damit die Bodenoberfläche nicht zu weit unter der Behälteroberkante ansteht.

Die Konstruktion sowie die Befüllungstechnik der Lysimeter fußt auf Erfahrungen und Entwicklungen der KFA Jülich, die dort in den letzten 30 Jahren gewonnen wurden. Insbesondere Herrn Dr. STEFFENS sei an dieser Stelle herzlich für guten Rat und tatkräftige Unterstützung gedankt.

In unmittelbarer Nachbarschaft zur Lysimeteranlage - ebenfalls innerhalb des Drahtkäfigs - soll eine automatisch arbeitende Wetterstation installiert werden.

Die Gesamtanlage soll voraussichtlich Ende 1993 fertiggestellt sein, so daß in 1994 mit dem pflanzenbaulichen Versuch begonnen werden kann. Der Versuch greift die ökologisch bedeutenden Probleme der Nitrat- und PSM-Auswaschung bei standortüblicher ackerbaulicher Nutzung auf. Es werden 8 Varianten mit unterschiedlichem N-Düngungsniveau und differenzierter Pflanzenschutzintensität gefahren, bei 4 Wiederholungen. Der Versuch ist als Langzeitversuch geplant.

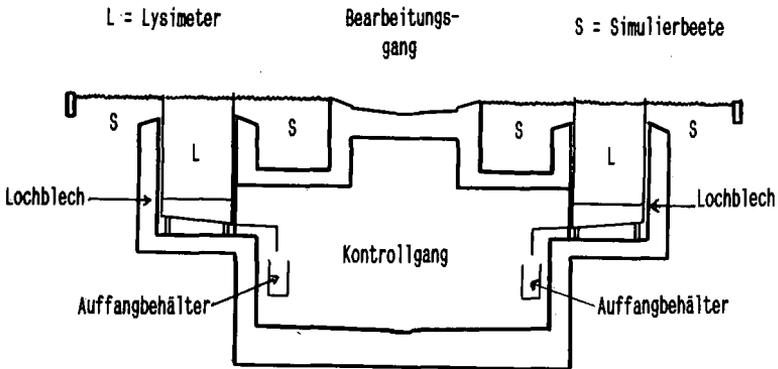


Abb.1: Schematisierter Querschnitt, Lysimeter Kasse I

## Löslicher N, Sulfat-S und (DO)C im (un-)gesättigten Untergrund von Porengrundwasserleitern bei unterschiedlicher Landbewirtschaftung / Düngung

von

Isermann, K.\*)

### 1. Einleitung

Verursacht durch Bewirtschaftungsweise und -Maßnahmen können aus der durchwurzelten Zone über die Drainzone in den Grundwasserleiter im Übermaß ausgewaschenes  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  und (gelöster) organisches C (DOC) dort gemeinsam mit ebensolchen, bereits vorhandenen Vorkommen (Altlasten), zusätzlich

- a) direkt (Trinkwassergrenzwerte:  $\text{NO}_3^-$ : 50 mg/l;  $\text{NH}_4^+$ : 0,5 mg/l;  $\text{SO}_4^{2-}$ : 240 mg/l) oder indirekt als Reaktionsprodukte (z.B.  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , etc.) die Trink- und Gebrauchsqualität des Grundwassers mindern (Isermann und Henjes, 1990);
- b) wie  $\text{NO}_3^-$ - oder  $\text{SO}_4^{2-}$  über den Grundwasserpfad zu ebensolchen Einträgen und somit zur Eutrophierung der Oberflächengewässer beitragen (Isermann, 1990);
- c) als gasförmige Reaktionsprodukte, wie  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $(\text{CH}_3)_2\text{S}$ ,  $\text{COS}$ ,  $\text{CO}_x$  oder  $\text{CH}_4$  den Treibhauseffekt mitbewirken (Isermann, 1993a, b und d).

Aus diesem Anlaß wird nun nachfolgend in einer Gesamtschau die Bandbreite des Vorkommens an löslichem N ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , organischer N),  $\text{SO}_4^{2-}$ -S und C (DOC) vom 2. bis zum 10. Meter des (un)gesättigten Untergrundes von mehr als 100 Einzelstandorten innerhalb der Bundesrepublik unter dem Einfluß unterschiedlicher Landbewirtschaftung / Düngung dargestellt.

### 2. Material und Methoden: s. Isermann und Henjes (1990)

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Löslicher Stickstoff (Abb. 1)

Die Vorkommen an löslichem N entsprechen im Ausmaß und in der Bandbreite relativ dem langfristigen Überschuß dieser Bewirtschaftungssysteme und -formen von N-Eintrag und -Anlieferung aus der Nettomineralisation über den N-Entzug mit der Ernte (Bach 1987, Isermann 1993c). Die Grundwasserneubildungsrate bestimmt hierbei das Ausmaß und die Dynamik der entsprechenden Vorkommen im Grundwasserleiter mit (Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, 1992). So lassen sich z.B. aus den N-Bilanzen der Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland (ABL) der letzten 20 Jahre eine Altlast von ca. 10 Mio t (entspr. 833 kg/ha) an löslichem N im Bereich der Drainzone und des Grundwasserleiters errechnen (Isermann, 1993d).

#### 3.2 Löslicher Sulfat-Schwefel (Abb. 2)

Nahezu deckungsgleich zur Situation des löslichen N ergibt sich auch beim  $\text{SO}_4$ -S ein Vorkommen relativ entsprechend dem S-Überschuß der S-Einträge (in der Forstwirtschaft ausschließlich, in der Landwirtschaft vornehmlich über die Atmosphäre) und der Anlieferung aus der Nettomineralisation über den jeweiligen S-Entzug mit der Ernte (Isermann 1992, 1993b).

---

\*) Landwirtschaftliche Versuchsstation der BASF Aktiengesellschaft  
Postfach 220, D(W)-6703 Limburgerhof

Abbildung 1

**Löslicher  $\text{NH}_4^+$ -,  $\text{NO}_3^-$ - und org. Stickstoff (kg/ha) [1 %  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ]**

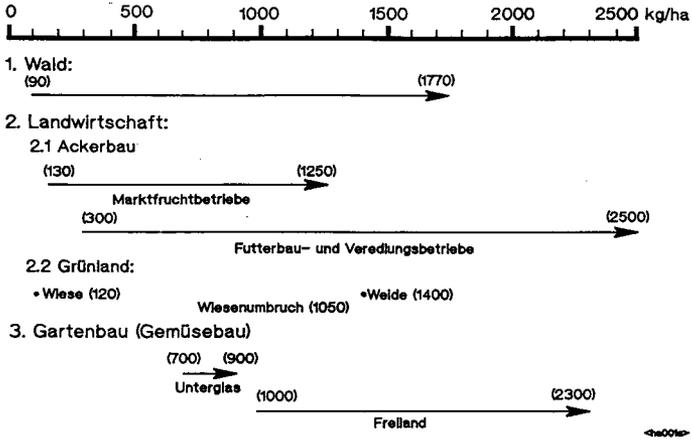


Abbildung 2

**Löslicher  $\text{SO}_4^{2-}$ -S (kg/ha) [ $\text{H}_2\text{O}$ ]**

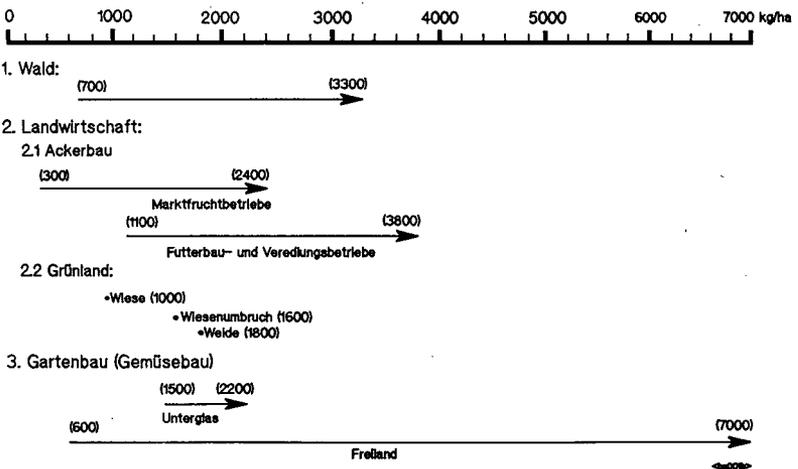


Abbildung 3

**Löslicher Kohlenstoff=DOC (kg/ha) [H<sub>2</sub>O]**

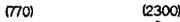


1. Wald:



2. Landwirtschaft:

2.1 Ackerbau

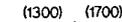


Futterbau- und Veredlungsbetriebe

2.2 Grünland:

- Wiese (110)
- Weide (2200)
- Wiesenumbruch (3100)

3. Gartenbau (Gemüsebau)



Unterglas



Freiland

←=0%

Tabelle 1

Vergleichsweise Bewertung einzelner Lösungsansätze zur Minderung von Nährstoffverlusten bzw. -emissionen (einschließlich C = Energie) in der Landwirtschaft der entwickelten Länder

Lösungsansätze	Bewertungskriterien					
	Erfasste Nährstoffe	Ausmaß der Minderung	Ursachenorientiertheit	Technische Machbarkeit	Kostenaufwand	Gesamt-Vorzüglichkeit
1. Bedarfsorientierte Produktion (bes. Tierproduktion)	alle	sehr hoch	sehr hoch	sofort	keiner	sehr hoch
2. Bessere Verwertung der Wirtschaftsdünger	bes. C,N,P,K,S	hoch	hoch	mittel - langfristig	mittel - hoch	↑
3. Bessere Verwertung kommunaler Abprodukte	bes. C,N,P,S	mittel	hoch	mittel - langfristig	mittel - hoch	
4. Gezielte Maßnahmen zur Emissions-einschränkung <sup>1)</sup>	bes. C,N,P,S	mittel	mittel	kurz - mittelfristig	mittel - hoch	
5. Höhere Mineraldünger-Effizienz nach Vollzug von 2.	bes. N,P,K,S	gering	hoch	kurz - mittelfristig	keiner - mittel	
6. Effizientere Fütterung	bes. C,N,P	mittel - gering	hoch	mittelfristig	mittel - hoch	

1) z. B. Fruchtfolge-, Erosionsschutz-, ertragssteigernde Maßnahmen

### 3.3 Gelöster Kohlenstoff (DOC) (Abb. 3)

Dessen Vorkommen ergibt sich in erster Linie aus den ursprünglich (fossil) vorhandenen (C-)Vorräten und aus deren Zehrung durch Nitrat (Denitrifikation) und Sulfat (Desulfurikation) z.B. entsprechend der Abfolge Wald > Landwirtschaft (Ackerbau) > Gartenbau. Da zur Denitrifikation gegenüber NO<sub>3</sub>-N ein mehr als 13facher DOC-Überschuß benötigt wird (Lalisse-Grundmann, 1988), ist eine bedeutsame Denitrifikation im Bereich der Landwirtschaft (Ackerbau) und des Gartenbaus im (un)gesättigten Untergrund an diesen Standorten unwahrscheinlich (s. auch hier Beitrag Böttcher et al. 1993). Von größerer Bedeutung ist auf diesen Standorten hingegen die Nitratammonifikation im Grundwasserleiter, was die dort sehr häufig vorgefundenen überaus hohen NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Vorkommen erklärt (Isermann und Henjes, 1990).

Aus eigener Kraft vermögen normalerweise landwirtschaftliche, gartenbauliche oder forstwirtschaftliche Nutzung weniger über Rhizodeposition (Wurzelausscheidungen) als vielmehr über mineralisierte Pflanzenreste die DOC-Vorkommen bis etwa zur hydraulischen Wasserscheide (1,5 bis 2,5 m Unterflur) zu beeinflussen (McCarty und Bremner, 1993). Hingegen können Grünlandumbrüche und Niedermoorentwässerung der Landwirtschaft sowie Kahlschläge, Windwürfe und Verlichtungen (Waldschäden) in Waldökosystemen darüber hinaus zu beträchtlichen Anreicherungen nicht nur von löslichem N und S, sondern auch von (DO)C in der Drainzone und im Grundwasserleiter führen (Strebel et al., 1988; Isermann und Henjes, 1990).

### 3.4 Lösungsansätze zur Minderung der C-, (P-), N-, S-Austräge (Emissionen (Tab. 1)

Verschiedene Lösungsansätze werden in Tabelle 1 vergleichsweise hinsichtlich verschiedener wichtiger Kriterien bewertet. Quantitative Aussagen hierzu machten Bach et al. 1992; Harenz et al. (1992); Isermann (1993c).

## 4. Schlußfolgerungen

Da die Emissionen (Verluste) reaktiver Verbindungen des N, (P), S und C (Energie) grenzüberschreitend in alle Umweltbereiche erfolgen und diese sich sogar wechselseitig beeinflussen, macht es keinen Sinn, erforderliche Minderungsstrategien nur auf einen Umweltbereich (z.B. nur Grundwasser oder nur Hydrosphäre) zu beschränken. Dadurch werden diese Strategien auch viel einfacher und realisierbarer: Differenziert nach Landbewirtschaftungsform und Betriebssystem sollten nicht einzelne Nährstoff-Input- oder -Outputbestandteile, sondern unabhängig von Art und Richtung der Emissionen unvermeidbare und zugleich langfristig tolerierbare (Nährstoffüberschüsse das Ziel umweltverträglicher Land(schafts)bewirtschaftung sein. Die Nährstoffbilanz gemeinsam mit der Untersuchung der Böden und Nutzpflanzen hinsichtlich ihrer aktuellen Nährstoffversorgung sind hierbei unabdingbare Grundlage einer flächen- sowie raumdeckenden umweltverträglichen und gerade deshalb auch einer langfristig ökonomischen Landbewirtschaftung (s. auch Isermann 1990, 1993a bis d).

## 5. Literatur

BACH, M. (1987): Göttinger Bodenkundliche Berichte, 93, 1-186 - BACH, M., RODE, M. und FREDE, H.G. (1992): Kongressband 1992, Göttingen, 104. VDLUFA-Kongreß 1992, 159-162 - DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT, AG Bodennutzung in Wasserschutzgebieten (1992) - HARENZ, H., KÖSTER, W. und MERKEL, D. (1992): Agribiol. Res. 45(4), 285-293 - ISERMANN, K.; HENJES, G. (1990): Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 60, 267-276 - ISERMANN, K. (1990): Fertilizer Research, 26, 253-269 - ISERMANN, K. (1993a): in print: Environmental Pollution 1992 Elsevier Science Publishers Ltd., England - ISERMANN, K. (1993b): in: Interactions of C, N, P and S Biogeochemical Cycles and Global Change. Ed.: Wollast, R., Mackenzie, F.T. and Lei Chou (1993). Springer-Verlag Berlin - Heidelberg - New York, 79-121. - ISERMANN, K. (1993c): im Druck: Sonderband Berichte über Landwirtschaft 1993 - ISERMANN, K. (1993d): Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., (im Druck) - ISERMANN, K. (1992): Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 68, 75-78 - LALISSE-GRUNDMANN, B., BRUNEL and CHALAMET, A. (1988): Soil. Biol. Biochem. 20(6), 839-844 - McCARTY, G.W., BREMNER, J. 11 (1993): Fertil. Soils 15, 132-136 - STREBEL, O., BÖTTCHER, J., EBERLE, M. und ALDAG, R. (1988): Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151, 341-347.

**Lysimeteranlage der LUFA Oldenburg**

VON

LORENZ, F. und G. STEFFENS\*)

Von 1988 - 1991 wurde an der LUFA Oldenburg ein Forschungsvorhaben zum Thema "Einfluß der Gülledüngung auf Boden, Wasser und Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Nitratverlagerung" durchgeführt. Eine der Versuchsfragen lautete, welche Güllemengen bei unterschiedlichen Kulturen zum optimalen Ertrag führen und wie diese Güllemengen die Stickstoffauswaschung beeinflussen. Hierzu wurden auf zwei Standorten (humoser Sandboden und sandiger Schluff) Feldversuche mit verschiedenen Früchten angelegt. Das Stickstoff-Auswaschungspotential am Ende der Vegetationszeit wurde mit Hilfe der Nmin-Methode ermittelt. Um festzustellen, in welchem Ausmaß die im Feld gemessenen Stickstoffgehalte über Winter in tiefere Bodenschichten verlagert werden und ausgewaschen werden können, wurde parallel ein Lysimeterversuch mit den Düngungsstaffeln wie im Feld angelegt.

**Aufbau der Lysimeteranlage und Versuchsanordnung**

Die Lysimeteranlage besteht aus 48 Lysimetern. Diese sind aus Betonringen von 1,5 m Tiefe und 1 m Durchmesser aufgebaut. Auf dem Boden der nach unten verschlossenen Betonringe wurde eine 5 cm mächtige Kiesschicht eingebracht. Darauf liegt ein kokosummanteltes Dränrohr, das das Sickerwasser in Sammelbehälter führt. Die Sammelbehälter fassen 50 l Wasser und werden bei Bedarf geleert.

Der Boden, mit dem die Anlage befüllt ist, wurde von dem Versuchsstandort mit humosem Sandboden entnommen. Er wurde horizontweise abgegraben und in die Lysimeter schichtweise eingefüllt und rückverdichtet. Bei dem Boden handelt es sich um eine kultivierte Podsol-Braunerde aus diluvialen Sanden (Kenndaten in Tab. 1).

Tab. 1: Chemische und physikalische Kenndaten des Versuchsbodens

Hori- zont	Tiefe cm	C <sub>t</sub> %	N <sub>t</sub> %	S %	U %	T %	nFK Vol.-%
Ap	0- 30	3.8	0.18	88.6	8.0	3.5	22.2
Bv	30- 52	2.3	0.09	91.6	4.5	3.8	12.8
Bbs	52- 90	0.2	0.01	93.5	6.2	0.3	19.9
C	90-140	0.2	<0.01	92.1	6.7	1.2	14.6

Bei der Auswahl dieses Standortes wurde darauf geachtet, daß der Boden in der Vergangenheit nur mäßig organisch gedüngt wurde. Die DL-löslichen P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>- und K<sub>2</sub>O-Gehalte liegen in Versorgungsstufe C.

Als Versuchsfrüchte dienten Winterroggen und Mais, die auch in der

\*LUFA der Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Jägerstraße 23 - 27,  
D-W-2900 Oldenburg

Praxis auf diesem Standort angebaut werden. Im ersten Versuchsdurchlauf 1989/90 wurden aufgrund der späten Fertigstellung der Lysimeteranlage statt Winterroggen Zuckerrüben angepflanzt.

Die Lysimeter wurden wie in den Feldversuchen mit 0 - 80 - 120 - 160 kg/ha Gesamt-N aus Schweinegülle gedüngt. Ergänzend zur Gülle wurde Mineral-N in Gaben von 0 und 60 kg/ha ausgebracht. Die Grund-, Gülle- und Mineral-N-Düngung erfolgt Ende Februar/Anfang März zu Winterroggen als Kopfdüngung und zu Mais kurz vor der Aussaat mit anschließender sofortiger Einarbeitung.

Jede Versuchsvariante wird zweimal wiederholt.

**1) Wie hoch sind die Sickerraten in Abhängigkeit von der klimatischen Wasserbilanz?**

Während des ersten Versuchsdurchlaufes 1989/90 verzeichnete die KWB einen Überschuß von 150 mm (Tab. 2). Versickert sind aber 250 mm nach Mais und 200 mm nach Zuckerrüben. Vergleicht man hingegen die Versickerung im Winterhalbjahr von Oktober bis März mit der KWB, so ist eine gute Übereinstimmung zwischen KWB und Sickerwasserfluß gegeben. Der höhere Wasseraustrag während des übrigen Jahres ist, insbesondere bei Mais, durch eine Versickerung in den Monaten Mai und Juli 1990 verursacht worden. Aufgrund des bis zu diesem Zeitpunkt noch geringen Wachstums hatten die Pflanzen noch nicht viel Wasser aufgenommen.

Tab. 2: Klimatische Wasserbilanz und Versickerung (in mm) bei drei Versuchsdurchläufen

	N	ET <sub>pot</sub>	KWB	S (Mais)	S (WR)
Σ 1989/90	672	524	+149	251	199 (ZR)
Σ OKT-MÄR	320	109	+211	195	194 (ZR)
Σ 1990/91	763	465	+298	504	473
Σ OKT-MÄR	316	101	+215	362	440
Σ 1991/92	698	608	+ 93	444	472
Σ OKT-MÄR	382	92	+292	329	375

In den folgenden beiden Versuchsdurchläufen liegt die Sickerwasserspende bei beiden Kulturen erheblich über der KWB. Dies gilt auch, wenn man nur die Wintermonate in Betracht zieht. Insbesondere im Versuchsdurchlauf 1990/91 liegt die Versickerung in den Monaten Oktober - März weit über der klimatischen Wasserbilanz. Bei Aufschlüsselung der KWB nach Monaten (Tab. 3) zeigt sich, daß im Vergleich zum langjährigen Mittel insbesondere im Monat September, aber auch im November wesentlich mehr Regen fiel, der zu einem Überschuß in der KWB und zu erheblicher Versickerung beitrug. Dabei versickerte unter Winterroggen mehr Wasser, da diese Lysimeter zur Zeit der hohen Niederschläge im September schon brach lagen, während der Mais einen Teil dieses Wassers noch aufgenommen und wieder verdunstet hat.

Tab. 3: Wasserbilanz (in mm) des Versuchsjahres 1990/91

Monat	N	N LM*	ET <sub>pot</sub>	KWB	S (Mais)	S (WR)
AUG	85	63	93	-8	-	-
SEP	112	53	33	+79	-	-
OKT	43	44	37	+7	7	51
NOV	114	54	10	+104	143	165
DEZ	59	55	9	+49	45	48
JAN	55	63	11	+44	106	112
FEB	28	106	10	+18	-	-
MÄR	17	88	24	-7	61	64
APR	23	64	53	-30	-	-
MAI	58	65	45	+13	-	-
JUN	130	67	40	+90	102	19
JUL	39	61	100	-61	40	14
Σ	763	783	465	+298	504	473
Σ OKT-MÄR	316	410	101	+215	362	440

\* LM = langjähriges Mittel

Im Juni fielen in kurzer Zeit große Regenmengen (130 mm). Dies führte bei Winterroggen nur zu einer Wasserversickerung von 35 mm im Mittel aller Versuchsglieder. Der Roggen hatte zu diesem Zeitpunkt bereits den Bodenvorrat entleert. Die Niederschläge haben somit den Boden wieder aufgefüllt. Unter Mais hingegen, der zu diesem Zeitpunkt gerade eine Höhe von 15 - 20 cm erreicht und somit den Bodenvorrat noch nicht entleert hatte, wurde die Wassersäule durch die auftreffenden Niederschlagsmengen verdrängt und im Juni ca. 100 mm Wasser ausgewaschen. Für die Versickerung war somit nicht allein die klimatische Wasserbilanz, sondern vor allem auch die Verteilung der Niederschläge sowie der Bewuchs von entscheidender Bedeutung.

Die N-Auswaschung war in den Monaten Juni und Juli 1990 trotz der hohen Versickerung gering. Sie lag bei Winterroggen je nach Versuchsglied und Sickerwasserspense zwischen 1 und 8 kg/ha N, bei Mais einheitlich um 15 kg/ha N. Trotz dieser relativ geringen ausgewaschenen N-Mengen ist allerdings aus Feldversuchen darauf zu schließen, daß eine erhebliche Tiefenverlagerung im Boden stattgefunden hat, wodurch der Stickstoff nicht mehr von den Pflanzen aufgenommen werden konnte.

## 2) Hat die Düngung einen Einfluß auf die Sickerwasserspense?

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, daß bei beiden Pflanzenarten kaum ein Einfluß der Düngung auf die versickerten Wassermengen besteht, wenn die Versickerung während des Winterhalbjahres erfolgt. Sie hatte auch keinen Einfluß auf die Versickerung unter Mais, wenn diese zu einem frühen Zeitpunkt auftritt, wo sich noch keine düngungsbedingten Wachstumsunterschiede zwischen den Pflanzen herausgebildet haben. Bei Winterroggen bestehen allerdings deutliche Unterschiede in der Auswaschung während der Vegetationszeit. Ohne Düngung war die Auswaschung am höchsten. Bei der höchsten Güllegabe von 160 kg/ha N, insbesondere aber durch die Ergänzung von mineralischem Stickstoff versickerte wesentlich weniger Wasser. Dies ist sicherlich dem positiven Effekt der

Mineral-N-Ergänzung auf das Wachstum der Pflanzen im allgemeinen und auf die verstärkte Wurzelbildung im besonderen zurückzuführen.

**3) Wie hoch sind die Stickstoffausträge in Abhängigkeit von der Düngung?**

In Tab. 4 ist die Auswaschung in den drei Versuchsdurchläufen bei ungedüngt und bei der zum Höchstertrag führenden N-Menge dargestellt. In den ersten beiden Versuchsdurchläufen lag die ausgewaschene N-Menge bei Düngung zum Höchstertrag bei beiden Kulturen etwa genauso hoch wie bei ungedüngt. Lediglich im dritten Durchlauf 1991/92 war die ausgewaschene N-Menge bei den gedüngten Versuchsgliedern deutlich höher als in der ungedüngten Variante. Sie lag bei Winterroggen aber noch unter der Auswaschung des vorigen Durchlaufes, jedoch bei Mais deutlich höher, was auf die Verlagerung von Stickstoff nach den hohen Niederschlägen im Juni zurückzuführen ist.

Tab. 4: Auswaschung an Stickstoff im Lysimeterversuch bei Düngung zum höchsten Ertrag gegenüber ungedüngt (kg/ha)

Versuchs- zeitraum	Winterroggen (1989/90:ZR)		Mais		
	unge- düngt	Dgg. zum höchst. Ertrag (Gülle- + min. N)	unge- düngt	Dgg. zum höchst. Ertrag (Gülle- + min. N)	
1989/90	27	27 (120 + 60)	38	32	(0 + 60)
1990/91	44	49 (120 + 60)	40	37	(80 + 60)
1991/92	17	41 (160 + 60)	34	57	(160 + 60)

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß in den bisher drei Versuchsjahren die Lysimeterergebnisse eine sinnvolle Ergänzung zu den Ergebnissen aus den Feldversuchen darstellen, wo es Schwierigkeiten bereitet, die N-Auswaschung exakt festzustellen. Es hat sich bestätigt, daß gegenüber ungedüngt bei einer Düngung zum Optimal- bzw. Höchstertrag die ausgewaschene N-Menge in der Regel nicht oder bei ungenügender Niederschlagsverteilung nur unbedeutend höher liegt.

**Literatur**

LORENZ, F. (1992): Güllendüngung mit ergänzenden Mineral-N-Gaben zur Erzielung optimaler Erträge bei niedrigem Nitrataustrag.- Göttinger Bodenkundliche Berichte 99, 1-172.

STEFFENS, G. (1980): Feldversuche und Messungen mit Grundwasser-lysimetern auf humosem und lehmigen Sandböden Nordwest-Deutschlands zur Ertragswirkung und Auswaschung von N, P, K, Ca, Cl und organisch gebundenem C bei Düngung mit Schweinegülle in steigenden Gaben. - Göttinger Bodenkundliche Berichte 65, 1-158.

## **The technical characteristics and the applicability of weighing lysimeters**

by

Markwardt, N., H. Diestel and M. Schmidt\*

### **1 Introduction**

For measurements of the dynamics of water and solutes in the unsaturated zone of the soil, lysimeter experiments have been and are frequently used. A first survey of lysimeter installations in Germany, with a clear definition and evaluation of technical characteristics, was presented in DVWK (1980).

One aim of the collection of papers in this volume of the "Mitteilungen der DBG" is to present an updated short survey of the status of lysimetry in Germany. The very brief presentation given in this paper is, essentially, a summary of DIESTEL et al. (in preparation). Some additional aspects of lysimetry are discussed in DIESTEL (1993a) and details on modeling the dynamics of water in the soil in MARKWARDT (1990). The possibilities of linking quantitatively, in soils with larger voids, saturated flow as well as convection of solutes with morphometric parameters for the morphology of soil structure are the subject of DIESTEL (1993b).

The technical details of lysimeters depend, of course, on the aim pursued. But certain generalizations are possible regarding important points. In the following discussion of these items, the effort is made to combine general statements with first experiences gained with the newly equipped lysimeter installation of the Technical University of Berlin (Fachgebiet Wasserhaushalt und Kulturtechnik). The individual characteristics discussed should not be seen in an isolated fashion. They are interrelated and influence each other.

### **2 The technical characteristics of lysimeters and their significance**

#### **2.1 The filling procedure respectively the technique of monolith extraction**

Today, when making studies with lysimeters the results of which are to be interpreted in the sense of

- obtaining an adequate model of the field situation,
- gaining additional knowledge on the dynamics of water and of solutes in the soil, and
- improving the quality of mathematical models prediction purposes under given hydrological conditions,

-----  
\*)Fachgebiet Wasserhaushalt und Kulturtechnik, Technische Universität Berlin  
Albrecht-Thaer-Weg 2, 1000 Berlin 33.

the justifications for not using monoliths should always be critically examined. When the decision for using monoliths has been taken, the advantages of using monoliths should not be annulled by a deficient methodology of extraction. We made good experiences using the technique described by HELFESRIEDER et al. (1989) : pressing slowly and vertically - using a hydraulic excavator - under about 15 to. pressure the lysimeter cylinder with its sharp lower edge into the soil. Graphite powder was placed along the path of penetration to reduce friction when excavating non-sandy soils. To carefully observe the process of penetration we excavated the whole surroundings of the cylinder in a circumference of approx. 1.5 m around the cylinder. The monolith was detached with a special cutting device. As far as we can say before finally dismantling the samples, the monoliths were "undisturbed". Without being able to prove it at the moment, we maintain that the blowing onto the lysimeter container which becomes necessary towards the end of the extraction procedure does not influence the structure of soil. It might be avoidable by using a stronger and heavier excavator. Of course, monoliths must be discarded when disturbances occur along the edge during the extraction.

We made the experience that in two of the 12 monoliths taken since 1990, it took about one year until irregularities in the dynamics of water and solutes which we could not explain disappeared. These monoliths contained soils with horizons containing 20 to 30% clay. The question remains whether these were "disturbances" or whether the observed phenomena would have occurred in those samples also in nature. Thus, it remains - in the strict sense - an open question whether all monoliths were wholly "undisturbed" during the first year, and whether the reversal of these disturbances reestablished "natural" structural conditions in the monoliths. Dimensional considerations and observations of the contact zone along the cylinder mantle lead us to the assumption that voids along the edge created by the extraction procedure did not influence the dynamics of water and solutes (see § 2.2). - Results of lysimeter experiments with monoliths should be regarded with caution during a running-in period.

## **2.2 The size of a monolithical sample**

One of the longterm aims pursued with the experiments in this lysimeter station is the elaboration of a data basis for the determination of functional relationships between morphometric parameters of soil structure and dynamic parameters which characterize the movement of water and solutes. At the present stage, we cannot make clear statements regarding the question whether the dimensions of 1m<sup>2</sup> area and 1.5m height result in a sufficiently large sample for this. In fact, this question represents by itself a research topic. For some of the consideration connected with this problem - for the case of saturated flow- see DIESTEL (1993b).

We made the experience that the mentioned size is not large enough when too many porous cups are introduced into the monolith for measurements of soil water tension and for extracting soil water samples. Especially capillary rise was reduced by these cups (reductions of approx. 50% in lysimeters with 16 cups as compared to lysimeters with 4 cups).

### **2.3 The avoidance of the "lysimeter effect"**

For the four lysimeters in Berlin-Dahlem in which the groundwater level stands constantly at 135 cm depth within the soil monolith itself, we used - with good results - a cross of perforated steel pipes embedded into a gravel bed in a hollow space prepared under the soil monolith. In order to be fitted out with this (and with other, additional) equipment, the filled containers were first placed upside down next to the accessible lysimeter cellar before they were lowered into their respective openings in the installation.

The frequently discussed "lysimeter effect" refers mostly to the boundary disturbance at the bottom of the lysimeter if groundwater does not stand in it. Thus the physical modeling of conditions of remote groundwater levels is linked to this problem. We think that the quite satisfactory solution for simulating distant groundwater (see § 2.4.) can be linked favourably with the following procedure to avoid the lysimeter effect. Again into an suitable cavity at the bottom of the upside down lysimeter, a system of suction cups embedded into an appropriate mixture of quartz meal was installed. We made the experience that it is very favourable to fill this system and the neighbouring soil with water and to keep it filled with water under tension while turning the lysimeter around, placing it into the installation and connecting it to the suction system.

### **2.4 The physical simulation of a distant groundwater table**

The provisions described above for avoiding the lysimeter effect under remote groundwater conditions represent simultaneously the system for applying tensions. In eight lysimeters, we maintain a suction of 63 cm at a depth of 147 cm, which mathematically corresponds to a groundwater depth of 210 cm. We could not yet quantify the significance of differences between the lysimeter situation and field conditions regarding the differing flow resistances which presumably might occur in the zone down to the groundwater level. Also, we don't know enough about the differences in chemical composition of groundwater which rises into the root zone from below the lysimeter bottom depth or of percolate which descends below this elevation when comparing the natural and the physically simulated situations. At the moment we operate under the assumption that no significant chemical and concentration changes occur in the mentioned zone.

### **2.5 The components of the water balance measured and the recording intensity**

Very often, water balance studies and the conclusions regarding solute displacement connected with them are based on the calculation of components of the water balance which were determined from measurements which are erroneous to quite an extent. For the quantification of the water balance in the unsaturated zone it is important to measure directly and to record continuously: precepitation (not only 1 m above ground, but also - because of the influence of the

deformation of the wind field around the rain gage at 1m height - at the ground surface), actual evapotranspiration by recording the weight of the lysimeter itself (accuracy 100 g = 0.1 mm) as well as percolation from the lysimeter and capillary rise into the lysimeter with a separate balance system (accuracy 10 g = 0.01 mm).

Thus, the danger of additive errors is reduced and the dynamics of water and solutes can be followed directly (the latter from analyses of the percolate). Such a monitoring leads to very revealing results.

### 3 Some remarks on the applicability of lysimeter studies and of field investigations

We discussed here most of the more significant items which specifically characterize lysimeter studies. When comparing lysimeter studies with field studies, the probable degree of distortion of the characteristics and of the dynamics of nature in lysimeter studies and in field measurements must be weighed against the respective benefits. This is especially true for data regarding the percolate below the root zone and the capillary rise into the root zone as well as actual evapotranspiration. Measurements in lysimeters are not supposed to imitate "nature", but to give a model of what happens in field situations. The same is true for field measurements and for mathematical models.

#### Literature

- DIESTEL, H.(1993a): Reactions of water management to salinity of soil and water. 10th. Intern.Irrigation Symposium of the DVWK, Congress Wasser Berlin.'93. In print.
- DIESTEL, H. (1993b): Saturated Flow and Soil Structure. Monography. Springer Series in Physical Environment Vol. 14. Springer Verlag, Heidelberg/New York. In print.
- DIESTEL, H., N.MARKWARDT and J. MOEDE (1993): Experimentelle Untersuchungen sowie Modellentwicklungen zur Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in der ungesättigten Bodenzone, Forschungsbericht. Bodenökologie und Bodengeneese, Heft 10, Institut für Ökologie, TU-Berlin, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10. In preparation.
- DVWK (1980): Regeln zur Wasserwirtschaft. Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern. Heft 114, Hrsg.: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) e.V. (Gluckstr. 2, 5300 Bonn 1). Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- HELFESRIEDER K., C. BARTILLA und R.R. van der PLOEG (1989): Bau eines wägbaren Unterdrucklysimeters zur Erfassung des Herbizidaustrages unter Feldbedingungen, Mitteilungen Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 59/1: 181-184.ISSN 0343 - 107X.
- MARKWARDT, N.(1990): Der Bodenwasserhaushalt in Deponieabdeckschichten.IX, 119S.,Best.Nr. 8 Va 2045, TU Berlin.UB.Abt. Publikationen, Str. d. 17. Juni 135, 1000 Berlin 12

## Erfahrungen und Ergebnisse bei der Bearbeitung wasserwirtschaftlicher Fragestellungen durch den Einsatz von Lysimetern unterschiedlicher Bauart

von

Meißner, R. \*)

### **1. Einleitung**

Während für Wasserhaushaltsbilanzierungen im Lockergesteinsbereich Lysimeter seit vielen Jahren das quantitativ exakteste Hilfsmittel darstellen, werden sie seit Beginn der 70er Jahre auch verstärkt für die Untersuchung von Fragen des Stofftransportes mit dem Sickerwasserstrom eingesetzt. Aus der Vielzahl der vorhandenen Lysimetertypen haben sich besonders zur Erforschung von Auswirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf die unterschiedlichen Wasserressourcen neben wägbaren, monolithisch gefüllten Lysimetern auch einfache, nicht wägbare Lysimeterformen bewährt. Im folgenden wird eine Übersicht über die gegenwärtig im GKSS - Institut für Gewässerforschung genutzten Lysimeter gegeben und damit in den letzten Jahren erzielten Ergebnissen berichtet.

### **2. Lysimeteranlagen am Standort Falkenberg und auf dem Meßfeld Seehausen/Altmark**

#### 2.1 Kastenlysimeter

Sie bestehen aus einem mit Erdboden gefüllten Behälter und einer Auffang- und Meßvorrichtung für das die Bodensäule durchsickernde Wasser einschließlich der darin enthaltenen Inhaltsstoffe. In Normalbauausführung handelt es sich um Metallkästen mit Kantenlängen von 1,0m x 1,0m x 1,25m und einer quadratischen Oberfläche von 1m<sup>2</sup>. Der über eine abgestufte Filterschicht von 250mm (Sand - Kies - Schotter) weitgehend profilgerecht vorgenommene Bodeneinbau (entsprechend der Schichtenfolge am Standort) erfolgte grundsätzlich manuell.

Vor dem eigentlichen Versuchsbeginn ist eine ausreichende Konsolidierungszeit der Füllböden zu gewährleisten. Sie ist vor allem abhängig von der verwendeten Bodenart. Die eigenen Versuche wurden zu dem Zeitpunkt angelegt, nachdem anhand von statistischen Prüfmethode nachgewiesen wurde, daß zwischen den Lysimetern mit gleicher Bodenfüllung keine signifikanten Differenzen beim Sickerwasserabfluß zu verzeichnen waren.

Diese Kastenlysimeter können für spezielle Fragestellungen auch als Unterkrumenlysimeter in bewirtschafteten Flächen, speziell Feldversuchen, verwendet bzw. als Grundwasserlysimeter gestaltet werden.

Unterkrumenlysimeter werden in Form offener Kästen knapp unterhalb der normalen Bodenbe-

---

\*) GKSS - Institut für Gewässerforschung Magdeburg, Lysimeterstation, O -3551 Falkenberg

arbeitungstiefe ( ca. 30cm unter Flur) eingebaut und behindern nicht die übliche Feldbewirtschaftung. Sowohl anhand von geohydraulischen Sandmodelluntersuchungen als auch unter Feldbedingungen konnte ihre Eignung bestätigt werden (KRAMER u.a., 1973). Der Vorteil eines Grundwasserlysimeters besteht darin, daß kein Kapillarwasserstau im Sohlbereich des Gefäßes auftritt. In Abhängigkeit von der zu untersuchenden Fragestellung ist der Grundwasserstand im Lysimetergefäß variabel einstellbar (KRAMER, 1970).

Die hier beschriebenen Formen der einfachen Kastenlysimeter wurden in den vergangenen Jahren eingesetzt, um bevorzugt auf leichteren bis mäßig bindigen Böden neben Aussagen zum Wasserhaushalt vor allem Migrationsvorgänge und Retentionspotentiale sowie Prozesse des Stoffabbaus und der -umsetzung im Boden bei unterschiedlichen Landnutzungsszenarien zu erfassen. Bei entsprechender Anzahl von Wiederholungen besteht die Möglichkeit, mit im Vergleich zu wägbaren Lysimeteranlagen wesentlich geringerem materiell- technischen Aufwand eine Vielzahl von Varianten unter differenzierten naturnahen Standortbedingungen in einer stationären Lysimeteranlage zu prüfen.

In den letzten Jahren wurden unter Zuhilfenahme der genannten Lysimetertypen schwerpunktmäßig folgende Forschungsthemen bearbeitet:

- Rationeller Wassereinsatz bei der landwirtschaftlichen Bewässerung

Ergebnis: Mitarbeit bei der Entwicklung eines naturwissenschaftlich begründeten Berechnungssteuerungsmodells (EDV- Berechnungsberatung) und der Standardisierung von Güteanforderungen an Bewässerungswasser (z.B. MEISSNER u.a., 1988)

- Einsatz der Bodenbehandlung (Landbehandlung) von aufbereitetem kommunalen Abwasser als Verfahren einer weitergehenden Abwasserreinigung in Form der Nährstoffeliminierung

Ergebnis: Nutzung der Versuchsergebnisse bei der Standardisierung von natürlich- biologischen Verfahren zur Abwasserbehandlung (z.B. MEISSNER u.a., 1990)

- Optimierte wasser- und landwirtschaftliche Bewirtschaftung von Trinkwasserschutzgebieten sowie umweltgerechte Verwertung von im Bereich der Landwirtschaft anfallenden Abwässern und Abfällen

Ergebnis: Mitarbeit bei der Erarbeitung von Standards und Richtlinien zur landwirtschaftlichen Bodennutzung in Wasserschutzgebieten (z.B. MEISSNER u.a., 1991)

- Ökologiegerechte Verwertung von differenziert aufbereiteten kommunalen Klärschlämmen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

Ergebnis: Mitwirkung bei der Überarbeitung von Festlegungen für den schadlosen Einsatz von Klärschlämmen in der Landwirtschaft (z.B. FELGNER u.a., 1991)

- Einfluß von Flächenstilllegung und Extensivierung auf den Wasser- und Stoffhaushalt (laufendes Forschungsthema)

Ziel : Ableitung von Strategien für eine gewässerschonende Landbewirtschaftung als Beitrag zur Verringerung von diffusen Stoffeinträgen in die Elbe (z.B. MEISSNER u.a., 1992).

## 2.2 Tiefengestaffelte Lysimeter

Im Jahre 1989 wurde eine schichtenweise Neufüllung der am Standort in Falkenberg befindlichen tiefengestaffelten Lysimeteranlage vorgenommen. Hierbei handelt es sich um insgesamt 20 nicht wägbare runde Lysimeter mit einer Oberfläche von  $0,2\text{m}^2$  und Tiefenabstufungen von 0,25m, 0,5m, 1,0m, 2,0m und 3,0m. Gegenwärtig sind jeweils 10 Gefäße mit einem Sand- und einem lehmigen Sandboden gefüllt. Während der ursprüngliche Verwendungszweck der bereits 1974 konzipierten Versuchsanlage in der Erfassung des räumlich-zeitlichen Verhaltens des Sickerwasseranfalls bestand, wird gegenwärtig in Zusammenarbeit mit dem Umweltforschungszentrum Leipzig- Halle und dem Forschungszentrum KFA Jülich ein Multi- Tracerversuch zur Untersuchung der Abhängigkeit der Nitrat- Verlagerung von der Wasserbewegung im Boden durchgeführt. Dieser Modellversuch ist Bestandteil eines Forschungsprojektes zur Erarbeitung von Strategien zur Regeneration von belasteten Agrarökosystemen.

## **3. Lysimeteranlagen am Standort Colbitz (Letzlinger Heide)**

Im Zusammenhang mit dem Bau des Wasserwerkes Colbitz II, das der Trinkwasserversorgung der jetzigen Hauptstadt des Landes Sachsen - Anhalt - Magdeburg - dient, wurden vor etwa 20 Jahren auch ein Großlysimeter und eine wägbare Lysimeteranlage installiert. Diese Lysimeter wurden ursprünglich zur Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen Evapotranspiration und Versickerungsmenge in bewaldeten Gebieten eingesetzt. In den letzten Jahren erfolgte eine Erweiterung des Meßspektrums auf relevante Sickerwasserinhaltsstoffe. Die Betreuung der Anlagen wird gegenwärtig in Zusammenarbeit zwischen dem GKSS - Institut für Gewässerforschung Magdeburg dem Staatlichen Amt für Umweltschutz Magdeburg und dem Wasserwerk Colbitz durchgeführt.

### 3.1 Großlysimeter

Das in etwa 1km in nördlicher Richtung vom Wasserwerk befindliche Großlysimeter weist eine Oberfläche von  $660\text{m}^2$  (Durchmesser 29,0m) und eine mittlere Tiefe von 4,0m auf. Der abgeschlossene Bodenraum und die Wandung wurden in Betonbauweise hergestellt. In einer aus zwei Stufen bestehenden Filterkies - Sickerschicht (0,8 - 1,6mm und 3,2 - 7,1mm) wurden zur Ableitung des Perkolates mit Asbestwolle ummantelte geschlitzte Steinzeugrohre eingebaut, die in einem in der Mitte des Lysimeters befindlichen Sammelschacht einmünden. Von hier aus wird das Sickerwasser über eine Pumpe in einen etwa 50m entfernt liegenden Sammelbehälter gefördert und mit Hilfe von drei Trommelwasserzählern mengenmäßig erfaßt. Die in den letzten Jahren ebenfalls vorgenommene Abnahme von adäquaten Sickerwasserproben zur Erfassung darin enthaltener Inhaltsstoffe erfolgt während des Pumpvorganges über einen Bypass. Das Großlysimeter wurde mit dem am Standort anstehenden Bodensubstrat Sand lagenweise gefüllt und entsprechend der Umgebung mit zweijährigen Kiefernsetzlingen bepflanzt. Mit regelmäßigen Messungen zum Sickerwasseranfall wurde am 1.3.1973 begonnen (GLUGLA u.a., 1982).

### 3.2 Wägbare Lysimeterstation

Die wägbare Anlage befindet sich auf dem Gelände der Infiltrationsanlage des Wasserwerkes Colbitz auf einer großen Lichtung inmitten der Letzlinger Heide. Die Station umfaßt auf einer Fläche von 200m<sup>2</sup> 12 wägbare, mit der Bodenoberfläche abschließende Lysimeter von 1m<sup>2</sup> Auffangfläche und einer Tiefe von 2m. Die Gefäße stehen auf Schalgewichtswaagen, die von einem Kellerraum aus bedient werden. Die Bodenmonolithe, mit denen die Lysimeter gefüllt sind, wurden durch Ausstechen gewonnen. Bei den Bodenarten handelt es sich um Sand aus einem "Bauernwald" (Lysimeter 1 - 6) und um Bändersand aus einem "Lindenwald" (Lysimeter 7 - 12). 10 Lysimeter sind mit für die Region typischen Waldgräsern und Heidekraut bewachsen. Zur Untersuchung des anthropogenen Einflusses von urbanen bzw. industrialisierten Gebieten auf die Wasserhaushaltskomponenten wurden im Dezember 1987 von 2 Lysimetern die Waldgräser entfernt und mittels Beton (Bedeckungsgrad 95%) bzw. Lochsteinen (Bedeckungsgrad 75%) versiegelt.

Mit ersten quantitativen Messungen an der wägbaren Anlage wurde im Oktober 1968 begonnen. Die Analyse des Sickerwassers auf relevante Inhaltsstoffe erfolgt seit August 1987.

Für 1993 ist eine Präzisierung des Lysimeterversuches vorgesehen. Das Ziel besteht in der Anlage von typischen Vegetationsszenarien der dort etablierten Heidelandschaft auf ausgewählten Lysimetern sowie deren Testung gegenüber der Rückhaltung von Stoffeinträgen aus der atmosphärischen Deposition.

Die mit Hilfe der Lysimeteranlagen gewonnenen Ergebnisse stellen eine wesentliche Grundlage zur Ermittlung der Grundwasserneubildung in diesem intensiv genutzten Gebiet dar. Sie dienen dem Wasserwerk als Basis für die Ableitung von Steuerungskriterien für die Wasserbewirtschaftung.

### **4. Schlußfolgerungen**

- Lysimeteruntersuchungen stellen ein wesentliches Hilfsmittel zur Quantifizierung von Wasser- und Stoffströmen in Böden dar. Sie liefern Parameter für die mathematische Modellbildung und können gleichzeitig für die Eichung von Modellsystemen genutzt werden.
- Lysimeteranlagen sind relativ kostenaufwendig. Der Ausbaugrad hängt maßgeblich von der zu untersuchenden Fragestellung ab. Während für exakte Wasserhaushaltsuntersuchungen wägbare Lysimeter zum Einsatz gelangen sollten, eignen sich zur Erforschung der Auswirkungen von differenzierten Landbewirtschaftungssystemen auf den Wasser- und Stoffhaushalt auch Lysimeter einfacherer Bauart. Letztere liefern in vergleichsweise kurzen Zeiträumen Ergebnisse, die als Basis für die Übertragung auf größere Gebietseinheiten verwendet werden können.
- Eine Nutzung der vorhandenen Lysimeteranlagen durch unterschiedliche Versuchsansteller ist anzustreben. Diesbezüglich können Interessenten Kontakt mit dem Autor aufnehmen.

**5. Literatur** - kann bei Bedarf vom Verfasser angefordert werden

## **Durchsickerungsleistung und N-Austrag unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von der klimatischen Wasserbilanz - Lysimeterstation Brandis**

von

Moritz, C.\* , S. Knappe\*\* und U. Keese\*\*\*

### **Aufgabenstellung**

Die Lysimeterstation Brandis liegt in der Parthe-Niederung am Rande des mitteldeutschen Trockengebietes. Durch die Installation von monolithischen Bodenkörpern verschiedener Standorte ist es möglich, die Durchsickerungsleistung und den Stofftransport in unterschiedlich gestalteten Bodenprofilen ( Tab. 1 ) unter gleichen klimatischen Bedingungen zu erfassen ( Moritz u.a., 1991 ). Unter dem Gesichtspunkt der in den letzten zwei Jahrzehnten durch die Bewirtschaftung und zunehmende Immissionen allgemein angestiegenen Stickstoffbelastung ist neben der Untersuchung des Wasserhaushaltes auch die der vertikalen N-Verlagerung unter die Wurzelzone von größter Aktualität. Mit Lysimeteruntersuchungen sind diese Prozesse sowohl quantitativ als auch qualitativ gut zu erfassen, wie aus zahlreichen Veröffentlichungen ( Amberger u.a., 1983; Gutser, 1987 und Katzur u.a., 1989 ) hervorgeht.

### **Angaben zur Lysimeterstation Brandis**

Die Anlage Brandis umfaßt 43 monolithische Lysimetergefäße mit einer Oberfläche von je 1m<sup>2</sup>. 24 Lysimeter mit einer Profiltiefe von 3m sind wägbar, 19 Lysimeter mit Profiltiefen von 2,0-2,2m sind nicht wägbar. An der Basis der Profile befindet sich gut durchlässiges Material mit geringer Saugspannung, so daß ein kapillarer Aufstieg in den Wurzelraum ausgeschlossen wird und das Sickerwasser frei abfließen kann. Je Bodenform existieren 3 gleiche Lysimeter (Wiederholungen). Die Wägung der Monolithe erfolgt mit einer Genauigkeit von 100g.

Zum Meßprogramm gehört die Erfassung der meteorologischen Eingangsdaten sowie die tägliche Wägung der Lysimeter ( Bodenwasservorratsänderung ). Die täglichen Perkolatmengen werden gemessen und zu Monatssammelproben vereinigt. In den Monatssammelproben wird der N-Gehalt ( Ammonium- und Nitrat-N ) bestimmt.

Die Lysimeter wurden bis 1992 einschließlich der umliegenden Fläche einer intensiven, ortsüblichen, landwirtschaftlichen Bewirtschaftung unterzogen. Im Mittel der Versuchsjahre wurden 131 kg/ha Stickstoff gedüngt und 43 kg/ha über nasse Deposition dem Boden zugeführt.

### **Ergebnisse**

#### **Niederschlag - Durchsickerung**

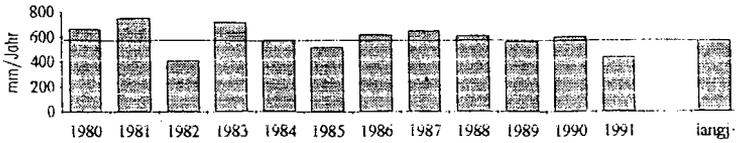
Aus Abbildung 1 ist abzuleiten, daß eine enge Korrelation zwischen Jahresniederschlag und Versickerung im gleichen Jahr besteht, d.h. die Sickerwasserspende bei den diluvialen Böden ohne erhebliche Verzögerung stattfindet. Es ergeben sich erwartungsgemäß größere Unterschiede in der Durchsickerungsleistung der Profile. Die leichten Böden reagieren sehr schnell mit größeren Perkolatmengen, während der Löß bei hohem Wasserspeichervermögen wenig Sickerwasser liefert. Mehrere Jahre bleiben ohne Sickerwasserspende.

\*Martin-Luther-Universität Halle, Institut für Acker- und Pflanzenbau, Ludwig-Wucherer-Str.2, D-O-4020 Halle

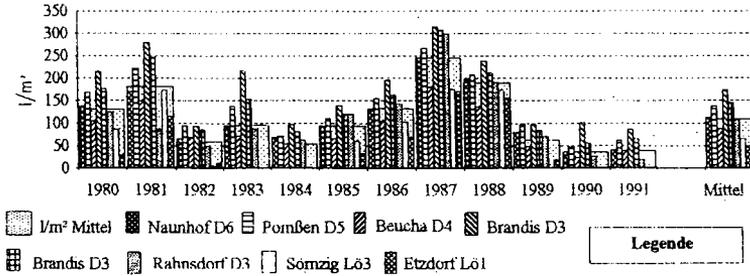
\*\*Umweltforschungszentrum, Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Str. 44, D-O-4204 Bad Lauchstädt

\*\*\*Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Lysimeterstation Brandis, Kleinsteinberger Str. 3, D-O-7253Brandis

Niederschlag mm/Jahr



Sickerwassermengen in l/m<sup>2</sup>



A bb.: 1 Vergleich von jährlichem Niederschlag mit durchschnittlichem und bodenprofil-  
abhängigen Sickerwasseranfall

**Durchsickerung - N-Austrag - N-Gehalt**

In Abhängigkeit von den bodenkundlichen Eigenschaften der Profile ergeben sich im Mittel von 12 Jahren auf den D-Standorten mittlere Sickerwassermengen von 120mm pro Jahr ( Abb.: 2 ). Die erodierte Braunerde auf Schmelzwassersand ( D3 ) liefert mit 175mm die größte Menge. Von D3 > D5 > D6 > D4 sinken die jährlichen Sickerwassermengen auf etwa 80mm. Die tiefgründigen Lößböden liefern nur 50...60mm Sickerwasser pro Jahr.

In sehr enger Korrelation zur Durchsickerung ist die vertikale N-Verlagerung und der N-Austrag mit den Perkolaten zu sehen. Mit steigenden Sickerwassermengen erhöht sich auch der N-Austrag (Abb.:2 ). Eine Ausnahme bildet die Schwarzerde, die trotz geringer Durchsickerung sehr hohe N-Austräge aufweist. Dies wird unter den gegebenen klimatischen Verhältnissen ( höhere Niederschläge als am Herkunftsort ) auf eine erhöhte Mineralisation organisch gebundenen Stickstoffs zurückgeführt.

In Abhängigkeit von der Bodenform ergeben sich N-Austräge zwischen 7 kg/ha und Jahr auf L63, 52 kg/ha auf D3 und 54 kg/ha auf Schwarzerde. Das Mittel über 8 Bodenformen und 12 Versuchsjahre beträgt 38 kg/ha.

Die N-Gehalte im Sickerwasser ( Abb.: 2 ) werden von der Bodenform und ihren fruchtbarkeitsbestimmenden Merkmalen beeinflusst. Fruchtbare Böden mit geringer Versickerung bedingen höhere N-Gehalte als weniger fruchtbare, stärker durchsickertere Böden. Tiefgründige, ertragreiche Lößböden ( außer Schwarzerde ) weisen die niedrigsten N-Gehalte auf und scheinen auch überhöhte N-Einträge gut abzpuffern. Die N-Gehalte der für die Grundwasserneubildung wichtigen D-Standorte liegen immer über den Grenzwerten.

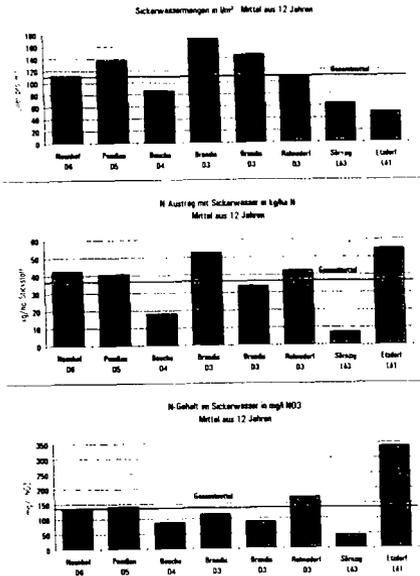


Abb.: 2 Sickerwassermengen, N-Austrag und N-Gehalt im Sickerwasser im Mittel über 12 Jahre für 8 Lysimetergruppen

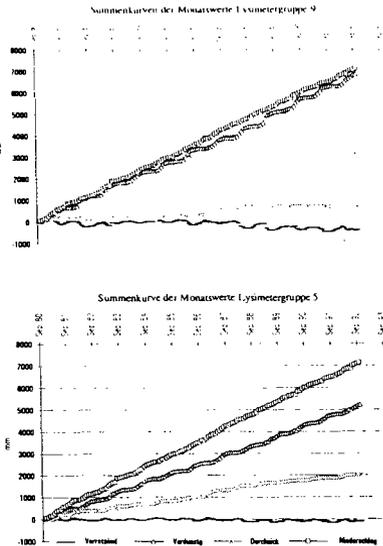


Abb.: 3 Summenkurven von Niederschlag, Verdunstung, Durchsickerung und Bodenwasservorratsänderung von Lysimetergruppe 9 ( D 3 ) und Lysimetergruppe 5 ( D 3 )

### Klimatische Wasserbilanz

Zur Einordnung der Beobachtungsreihe der wägbaren Lysimeter in das Klimageschehen werden die langjährigen Meßreihen der meteorologischen Station Leipzig-Schkeuditz verwendet. Ein Vergleich der langjährigen Meßreihe von Leipzig-Schkeuditz der Jahre 1951-1980 mit 530mm Jahresniederschlag weist den Untersuchungszeitraum von 1981-1992 mit 480mm Jahresniederschlag als niederschlagsarm und zugleich als Periode mit höherer Jahresmitteltemperatur ( 1951-1980: 8,6°C; 1981-1992: 9,2°C ) und erhöhtem Strahlungsangebot ( 1951-1980: 1520 Std., 1981-1992:1590 Std. Sonnenscheidauer ) aus.

Am Beispiel zweier charakteristischer Lysimetergruppen sollen extreme Ergebnisse der langjährigen Wasserhaushaltsuntersuchungen dargestellt werden ( Abb.: 3 ). Auf Grund ihres Profilaufbaues liegen die Kf-Werte der Gruppe 5 ( D3 ) zwischen  $1-2 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ , die der Gruppe 9 ( L63 ) bei  $0,2-8 \times 10^{-7} \text{ ms}^{-1}$ . Wegen des geringen Wasserspeichervermögens des D3-Standortes kommt ein großer Teil des Niederschlages schnell zur Versickerung und steht nicht für die Evapotranspiration zur Verfügung. Als Ergebnis der Summe aller Monatswerte ergibt sich für den gefallenen Niederschlag folgende Wasserbilanz: 73,4% Evapotranspiration, 28,3% Versickerung sowie 1,7% Bodenwasservorratsverlust. Anders stellt sich die Bilanz beim L63-Standort dar. Hier gewährleistet das Speichervermögen des Bodens eine längere und bessere Verfügbarkeit des gefallenen Niederschlages für das Pflanzenwachstum und die Verdunstung. In mehreren Jahren liegen die Verdunstungswerte über den Niederschlagsmengen. In der Summe zeigt sich folgende Bilanz: 96,0% Evapotranspiration, 9,6% Versickerung und 5,6% Bodenwasservorratsverlust.

**Zusammenfassung**

Die Auswertung des Einflusses intensiver Landnutzung auf den N-Kreislauf und die klimatische Wasserbilanz erfolgte an acht für Mitteldeutschland typischen Bodenformen in 3m tiefen, wägbaren Lysimetermonolithen (Tab.:1).

In Abhängigkeit von den bodenkundlichen Eigenschaften der Profile ergeben sich im Mittel von 12 Jahren auf den D-Standorten mittlere Sickerwassermengen von 120mm pro Jahr bei einer Schwankungsbreiten von 80-175mm. Die tiefgründigen L6-Böden liefern nur 50-60mm pro Jahr. Intensiver Pflanzenbau mit hohen Erträgen vermindert auf den besseren Böden die Sickertrate deutlich. In Abhängigkeit von der Bodenform ergeben sich N-Austräge zwischen 7 kg/ha auf L63 und 52 kg/ha auf D3 bzw. 54 kg/ha auf Schwarzerde. Das Mittel über 8 Bodenformen und 12 Jahre beträgt 38 kg/ha. Mit steigenden N-Bilanzüberschüssen erhöht sich der N-Austrag.

Die Höhe des N-Gehaltes im Sickerwasser ist von der Bodenform und ihrer Bodenfruchtbarkeit abhängig. Fruchtbare D-Böden mit geringer Versickerung bedingen höhere N-Gehalte als weniger fruchtbare, stärker durchsickernde Böden. L6-Böden mit bis in die Tiefe reichenden sorptionsstarkem Schluff und hoher Ertragsleistung weisen die niedrigsten N-Gehalte im Sickerwasser auf und scheinen auch überhöhte N-Einträge gut abzapuffern. Die klimatische Wasserbilanz weist für den leichten Standort (D3) verhältnismäßig niedrige Verdunstungsraten auf, was trotz starker Versickerung aber niedrigen Ertragsniveau (niedrige N-Entzüge) nur zu geringen Bodenwasserdefiziten führt. Der L6Standort ermöglicht durch sein hohes Wasserspeichervermögen eine relativ starke Evapotranspiration, die in einigen Jahren die Niederschlagshöhe übersteigt und so zu einem meßbarem Bodenwasservorratsverlust führt.

**Tabelle 1**

Bodenform, Gewinnungsort und Profilaufbau der Lysimetergruppen

Charakterisierung der Lysimeter (Gewinnungsort)	Tiefe (cm)	Profilaufbau
1. Staunley auf schotterunterlegtem Sandloctiefleha (Naunhof, Kreis Grimma)	D <sub>4</sub> 0 - 50 50 - 120 120 - 300	Sandl6a Geschiebeleha kiesiger Mittel- u. Grobsand
4. Fahlerde auf Decksandl6 (Pöden, Kreis Grimma)	D <sub>3</sub> 0 - 30 30 - 130 130 - 300	Sandl6b, schwach kiesig lehaiger Sand, converfittet Schmelzwasser- sande u. -kiese
5. erodierte Braunerde auf Schmelzwassersandunterlagetem Decksandl6 (Brandis, Kreis Wurzen)	D <sub>3</sub> 0 - 35 35 - 170 170 - 300	Sandl6b kiesiger Mittel- u. Grobsand Schmelzwasser- sand, locker
7. Bleichstaunley auf Sandl6tiefleha (Beucha, Kreis Wurzen)	D <sub>4</sub> 0 - 50 50 - 220 220 - 300	Sandl6b Geschiebeleha Schmelzwassers.
8. Braunerde auf Decksandl6 (westl. Brandis, Kreis Wurzen)	D <sub>4</sub> 0 - 70 70 - 150 150 - 300	Sandl6b Flehaerde (sandiger Leha) Mittel- u. Feins.
9. Parkbraunerde auf L6b (Sorzig, Kreis Oschatz)	L6 <sub>3</sub> 0 - 205 205 - 300	fahlbrauner lehaiger Schluff Schmelzwassersand
10. Schwarzerde auf L6b (Etzdorf, Kreis Halle)	L6 <sub>1</sub> 0 - 220 220 - 250 250 - 300	dunkelbrauner, humoser Schluff Geschiebemergel Schmelzwassersand
11. Braunerde auf Salctiefleha (Rahsdorf, Kreis Wittenberg)	D <sub>3</sub> 0 - 20 20 - 240 240 - 300	Geschiebesand Geschiebemergel Schmelzwassersand

**Literatur**

Amberger, A. ( 1983 ): Stickstoffaustrag in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität im Ackerbau und Grünland - Nitrat - ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung. Arbeiten der DLG, 177, S. 83-94.

Gutser, R., Heyn, J., Amberger, A. und Brüne, H. ( 1987 ): Zur Stickstoff- und Mineralstoffauswaschung aus L6-Böden - Ergebnisse von Lysimeterversuchen in Darmstadt und Weinstephan. Landwirtschaftliche Forschung, 40, H4, S. 312-325.

Katzur, J., Tölle, R. und Hoffmann, E. ( 1989 ): Langzeituntersuchungen zur N-auswaschungsmindernden Wirkung der Nitrifizide bei Harnstoffdüngung in grundwasserfreien Lysimetern ohne Unterdruck. Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 33, H.3, S. 147-157.

Moritz, Ch., Sämisch, G. und Spengler, R. ( 1991 ): Die Basislysimeterstation Brandis bei Leipzig - Einrichtung und erste Untersuchungsergebnisse. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 35, H 5/6, S. 149-160.

## Die Großlysimeteranlage Britz (bei Eberswalde)

von

Dr. J. Müller \*

### 1. Veranlassung

Die hydrologische Situation im nordostdeutschen Tiefland ist durch geringe Niederschläge und eine klimatisch bedingte hohe Verdunstung gekennzeichnet. Dies hat ein sehr geringes Wasserdargebot je Einwohner zur Folge. Der langfristige mittlere Jahresniederschlag im Raum Eberswalde liegt bei 570 mm (in 1 m Höhe). Davon wird der überwiegende Teil von den Waldökosystemen verbraucht und nur ein geringer Teil von ca. 10 - 15 % fließt dem Grundwasser zu. Die vorwiegend vorkommenden grundwasserfernen Sandstandorte haben eine geringe Wasserspeicherkapazität bei hoher Durchlässigkeit. Um so notwendiger ist eine optimale Erschließung und Nutzung der örtlichen Wasserressourcen.

Die unzureichenden Kenntnisse über den Einfluß der verschiedenen Waldstrukturen und Baumarten auf die hydrologischen Parameter veranlaßten LÜTZKE (1965) den Bau von Großlysimetern im Raum Eberswalde zu konzipieren. Da die Verdunstung und die Grundwasserneubildung im hohen Maße von den hydrologisch-klimatologischen und den Bodenbedingungen bestimmt werden, war für die Standortauswahl äußerste Sorgfalt notwendig. In Auswertung der Erfahrungen beim Bau anderer Großlysimeter (Letzlinger Heide, St. Arnold bei Rheine) wurden von Lützke folgende Grundsätze für den Bau abgeleitet:

- Auf Sandböden verändern bereits geringe Mengen an Ton und Schluff die Verdunstung und somit die Versickerung, deshalb ist bei der Flächenauswahl eine engmaschige bodenkundliche Beprobung notwendig.
- Um repräsentative Werte für die Versickerung eines grundwasserfernen Standortes zu erhalten, müssen Lysimeter so konstruiert sein, daß sich die über der Lysimetersohle ausbildende Stauwasserzone so tief ist, daß es nicht durch die Saugkraft der Wurzeln und der Verdunstung der Bodenoberfläche nach oben transportiert und verdunstet werden kann.
- Lysimeter müssen eine ausreichend große, gleichartig und gleichaltrig bewachsene Umgebung haben.

Unter Beachtung der genannten Bedingungen sind nichtwägbare Großlysimeter ausreichender Größe und Tiefe eine geeignete Methode zur Ermittlung der Verdunstung von Waldökosystemen. Die Kalibrierung der Lysimeter erfolgte zwei Jahre ohne Bewuchs.

\* Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, Alfred-Möller-Str., O 1300 Eberswalde

Die Streuung der Sickerwassermengen aller Lysimeter lag bei  $\pm 1\%$ , so daß die Einheitlichkeit der Versuchsbedingungen gegeben ist und die Versickerungs- und Verdunstungsunterschiede dem unterschiedlichen Bewuchs zugeordnet werden können (LÜTZKE u. SIMON 1975).

## 2. Versuchsziel

Das Ziel der Lysimeteruntersuchungen besteht in der:

- Erforschung des Baumarten- und Alterseinflusses von Kiefern-, Lärchen-, Buchen- und Douglasienbestockungen auf Grundwasserneubildung und Verdunstung.
- Klärung der Zusammenhänge zwischen forstlicher Stoffproduktion und den Wasserhaushaltsparametern.

Durch langjährig hohe atmogene Fremdstoffeinträge unterschiedlichster Ausprägung zeigen sich seit Anfang der 80er Jahre in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes Schädigungen. Die regionale Besonderheit im Immissions- /Depositionsgeschehen besteht in der Verbindung von hohen Stickstoff- und Schwefelbelastungen bei gleichzeitigem Eintrag basischer Flugstäube. Besonders im Großraum Eberswalde führten hohe Stickstoffbelastungen aus einer industriemäßig betriebenen Tierproduktion und daraus resultierender großräumiger Güllewirtschaft zu akuten Schädigungen der Waldökosysteme. Aus diesem Grunde erweiterte sich die Aufgabenstellung in den letzten Jahren auf die Ermittlung der emissionsbedingten und natürlichen Stoffeinträge aus der Luft und der Stoffausträge mit dem Sickerwasser sowie der Quantifizierung der Stoffflüsse und der stofflichen Veränderungen innerhalb der Ökosysteme.

## 3. Standortbedingungen

Die Großlysimeteranlage Britz liegt auf der Hauptterrasse des TORUN-EBERSWALDER Urstromtales (Sandergbiet der Angermünder Staffel) ca. 5 km nordöstlich von Eberswalde. Der Boden ist ein grundwasserferner Sandstandort (Grundwassertiefe ca. 15 m).

Bodentyp: Sandbraunpodsol

Bodenart: Mittel- bis Feinsand im gesamten Bodenprofil bis 5 m Tiefe von ca. 75 % Mittelsand, 17 % Feinsand. Der Schluff- und Tonanteil (Korndurchmesser  $< 0,06 \dots 0,002$  mm) liegt bis 1 m zwischen 1 und 3 % und darunter  $< 1\%$ .

Höhe über NN: 40 m

Mittlerer klimatologischer Jahresniederschlag (Meßhöhe 1 m): 585 mm

Durchschnittliche Jahrestemperatur: 8,2 °C

Durchschnittliche Jahressumme der Globalstrahlung: 356 KJ/cm<sup>2</sup>

Bewuchs: Jeweils 2 Lysimeter mit Rotbuche  
Lärche  
Douglasie  
und 3 Lysimeter mit Kiefer

Alter der Bestände: 22 Jahre (im Jahre 1993)

#### 4. Lysimeter

Die Lysimeter sind 5 m tief und haben eine Oberfläche von je 100 m<sup>2</sup>. sie sind von einem 30 m breiten, hinsichtlich Alter und Baumart wuchsgleichem Bestand umgeben. Die Lysimeterwände und der Lysimeterboden bestehen aus einer 1,8 mm starken Polyäthylenfolie. Die Grundplatte der Lysimeter besteht aus einer 15 cm starken und minimal geneigten Betonplatte. Das sich über der Lysimetergrundfläche ansammelnde Sickerwasser fließt einem Meßschacht zu und wird mittels Trommelwasserzähler gemessen. Eine aliquote Menge wird monatlich für die Untersuchung der Sickerwasserbeschaffenheit gesammelt.

#### Meßmethode

Die Gesamtverdunstung V der Waldökosysteme wird als Restglied der Wasserhaushaltsgleichung ermittelt:

$$ET = P - D (\pm \Delta S)$$

P = Niederschlag über dem Bestand (Messung auf einer angrenzenden Freifläche am Erdboden)

$\Delta S$  = Änderung des Bodenwassergehaltes im Lysimeter ( Neutronensondenmessung)

D = Grundwasserneubildung (Sickerwasserausfluß aus dem Lysimeterkörper)

#### Literatur

Lützke, R.: Über die Tauglichkeit der Lysimetermethode für Wasserhaushaltsuntersuchungen mit Groß- und Kleinlysimetern. Bes. Mitt. gewässerkundl. Jahrb. 4 (1965), 1 - 43.

Lützke, R.; Simon, K.-H.: Zur Bilanzierung des Wasserhaushaltes von Waldbeständen auf Sandstandorten der DDR. Beitr. f. d. Forstwirtschaft, Berlin 9 (1975) 1, S. 5 - 12



## Zur Quantifizierung von Wasserhaushaltsgrößen auf Flußniederungsstandorten am Beispiel des Oderbruchs

von

Müller, L., U. Schindler, R. Beisecker, R. Dannowski und J. Quast\*

### I. Problemstellung

Flußniederungsstandorte sind in den Neuen Bundesländern mit einem Flächenanteil von ca. 9 % vertreten (Lieberoth und Schmidt, 1982) und weisen vor allem an Elbe und Oder größere zusammenhängende eingedeichte Gebiete auf (Abb. 1).



Abb. 1: Flußniederungsgebiete in den Neuen Bundesländern

Die Nutzung dieser Standorte wurde bereits im vorigen Jahrhundert maßgeblich intensiviert. Aus "halbnatürlichen Ökosystemen" entstanden "anthropogen-biologische Ökosysteme" (Haber, 1991). In den eingedeichten Bereichen führten wasserbauliche Maßnahmen im 20. Jahrhundert zu deutlichen Grundwasserabsenkungen, die einhergehen mit möglicherweise irreversiblen Bodenveränderungen und einem Verlust an Feuchtflächen. In Gebieten mit Niederschlägen zwischen 470 und 550 mm/a ist eine Wasserzuführung für die Erhaltung der Landschaft als Feuchtbiotop und Pflanzenproduktionsstandort unerlässlich. Die Nachlieferung aus dem Grundwasser (Dränge- und Druckwasser und direkte Überleitung aus dem Fluß) ist dabei eine entscheidende Wasserhaushalts- und -regulierungskomponente. Um Aussagen über eine Bilanzierung treffen und Regulierungsmaßnahmen gezielt einleiten zu können, sind quantitative Kenntnisse zum Boden- und Gebietswasserhaushalt erforderlich.

Als wesentliche Forschungsdefizite werden gesehen:

- Die Ermittlung der Verdunstung in verschiedenen Maßstabsbereichen, "Punkt" ---> Kleincinzugsgebiet ---> Einzugsgebiet
- Untersuchungen zu überjährigen Wasser- und Stoffflüssen und zum Einfluß von Veränderungen des Poren- und Hohlraumsystems auf die Stoffverlagerung.

\* Institut für Hydrologie im ZALF e. V., Wilhelm-Pieck-Straße 72, O-1278 Müncheberg



### 2.2. Lösungsansatz

Der Lösungsansatz für Prozeßuntersuchungen zur Verdunstung und Abflußbildung auf Flußniederungsböden wird in parallelen und vergleichbaren Untersuchungen in unterschiedlichen Maßstäben gesehen (Abb. 3 und 4).

Auf eingedeichten Flußniederungsstandorten mit maßgeblichen unterirdischen Zuflüssen ist eine Gebietsbilanzierung der Wasserhaushaltsgrößen nur durch Einbeziehung geohydrologischer Modelle zu lösen.

- Labor-, Lysimeter- und Felduntersuchungen liefern Parameter für Bodenwasserhaushaltsmodelle;

- Lysimeter dienen der Prozeßaufklärung und liefern Anhaltswerte für eine Wasserbilanzierung;

- Lysimeterergebnisse und Ergebnisse bodenhydrologischer Meßplätze können wechselseitig zur Validierung genutzt werden. Wesentliches Kriterium bei der Auswahl und Gestaltung der Meßplätze ist die Definierbarkeit der Randbedingungen.

Werden die Zuflüsse (Dränge- und Druckwasser) mittels geohydraulischer Modelle quantifiziert, der Abfluß aus dem Gebiet am Pegel gemessen, der Niederschlag flächenrepräsentativ erfaßt und die Bodenspeicheränderungen punktweise abgeschätzt, so läßt sich die Gebietswasserbilanz aufstellen.

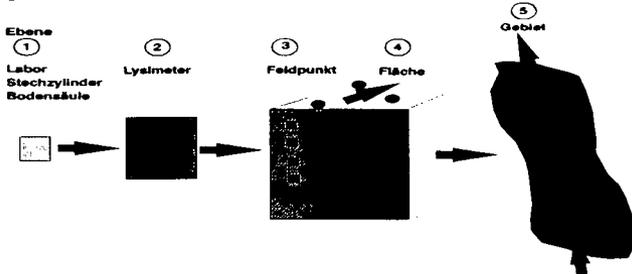


Abb. 3: Wasserhaushalt, Betrachtungs- und Untersuchungsebenen

Abbildung 4 zeigt das vereinfachte Meßkonzept für das Beispielsgebiet.

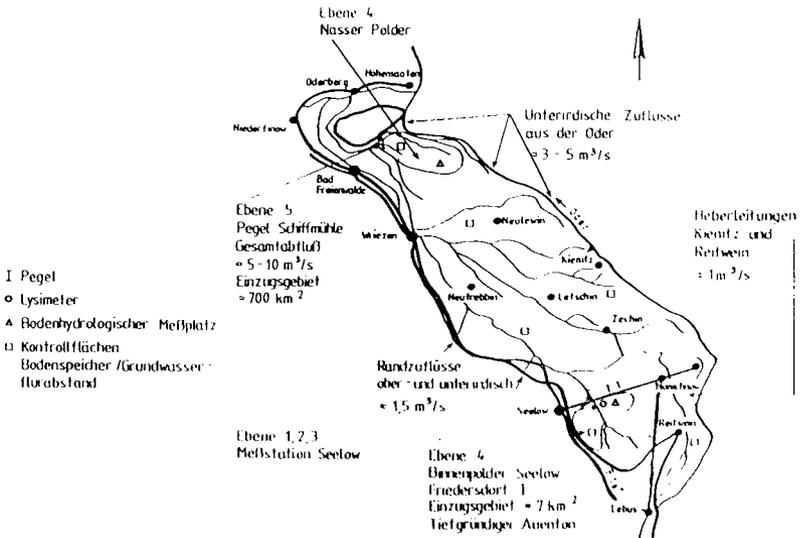


Abb. 4: Lageskizze des Oderbruchs mit vorgesehene Meßstellen für die Wasserbilanz

### 3. Prozeßforschung zur Bodenspeicheränderung

Boden- und Gebietsspeicher wirken bei mittlerer Füllung als Pufferglied des Landschaftswasserhaushaltes. Zu tiefe Grundwasserstände und damit verbundene Schrumpfungsprozesse haben jedoch zu Veränderungen des Bodenspeichers geführt. Über die mögliche Reversibilität ist bisher wenig bekannt (Müller u. a., 1992). Untersuchungen in allen Ebenen nach Abb. 3 sind erforderlich, um die Auswirkungen von Speicheränderungen auf die Wasser- und Stoffbilanz zu quantifizieren. Aufgrund weitgehend beherrschbarer Randbedingungen können Lysimeter zur Validierung und Parameterquantifizierung von Modellen und für Stoffbilanzen genutzt werden (Abb. 5).

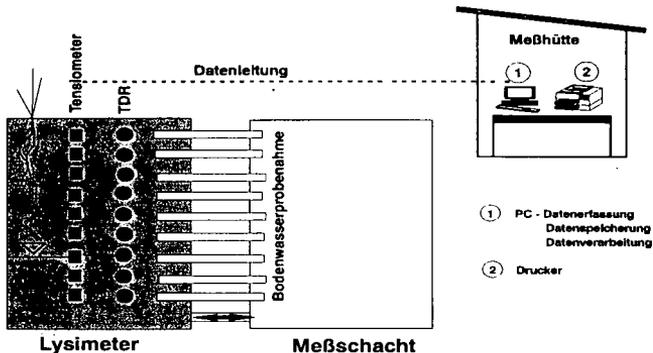


Abb. 5: Lysimeterstation Seelow/Oderbruch - Meßkonfiguration

### Literatur

- Becker, K. W.; H. Drechsler; F. Eulenstein und B. Meyer, 1991: Ein Rechenmodell mit einfachen Eingabedaten für den Zeitgang der Wasserverdrängung in und aus der Evapotranspirationszone von Böden agrarischer Ökotope und seine Überprüfung mit Tracern. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 66, 1, 103-106
- DVWK, 1980: Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V., DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft Heft 114, 52 S.
- Haber, W., 1991: Kulturlandschaft versus Naturlandschaft. Raumforschung und Raumordnung 49, 106-112
- Lieberoth, I. und R. Schmidt, 1982: Überblick über die Verbreitung der Standortgruppen und Standorttypen in der DDR. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk. Berlin, 26, 1, 1-8
- Müller, L.; P. Tille und H. Heim, 1992: Untersuchungen zum Einfluß des Wasserregimes auf die Eignung tonreicher Böden des Oderbruchs für die Agrarproduktion. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 33, 107-116
- Quast, J. und G. Müller (1973): Untersuchung der regionalen Grundwasserströmung im Oderbruch. In: Wasserwirtschaft/Wassertechnik 23, H. 7.
- Quast, J.; L. Müller und R. Dannowski, 1992: Abschätzung der realen Stoffausträge in landwirtschaftlich genutzten Flußpoldern mittels gebietshydrologischer Analysen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 68, 103-106
- Renger, M.; W. Giesel, O. Strebel und S. Lorch, 1970: Erste Ergebnisse zur quantitativen Erfassung der Wasserhaushaltskomponenten in der ungesättigten Bodenzone. Zeitschr. Pflanzenernährung und Bodenkunde 126, 1, 15-35
- Schindler, U., 1981: Untersuchungen zum kapillaren Wasseraufstieg von Auenböden, Diss. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften Berlin
- Wendling, U.; H.-G. Schellin und M. Thomä, 1991: Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. Z. Meteor. 41 (1991) 6, 468-475

## **Lysimeteranlage zur Erfassung der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Makroporen**

von

Nordmeyer, H., und Aderhold, D. \*)

### **EINLEITUNG**

Bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) gelangen je nach Applikationstechnik und Pflanzenbestand bis zu 100 Prozent auf und in den Boden und werden in natürliche Stoffkreisläufe eingebunden. In Abhängigkeit von verschiedenen Randbedingungen kann es zu einer Verlagerung im Bodenprofil kommen. Es gibt vielfältige Versuchsansätze zur Erfassung der Mobilität von PSM im Boden. Dazu gehören Lysimeterstudien (BRUMHARD, 1991; BOWMAN, 1988; HOWELL et al., 1985), mit denen Verlagerungsversuche unter naturnahen, kontrollierbaren Randbedingungen durchgeführt werden können. Mögliche Vorgehensweisen zur Durchführung von Lysimeterversuchen sind bei BERGSTRÖM (1990) detailliert zusammengestellt.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden Bau und Betrieb einer oberirdischen Lysimeterstation (Unterdrucklysimeter) zur Erfassung der Pflanzenschutzmitteldynamik im Bodenprofil vorgestellt. Insbesondere soll der Frage nachgegangen werden, inwieweit Bodenmakroporen als bevorzugte Fließwege zu einer Tiefenverlagerung im Bodenprofil beitragen.

### **Lysimeterstation:**

Es wurde eine oberirdische, begehbare Lysimeteranlage (Abb. 1) konzipiert, in der insgesamt 12 Bodenmonolithen gleichzeitig untersucht werden können. Für diese Anlage wurde ein Überseecontainer (3 x 6 m) entsprechend den Erfordernissen umgebaut. In die Containerdecke wurden Öffnungen geschnitten, so daß die Lysimeter eingehängt werden können. Alle Wände wurden isoliert, so daß Schwankungen der Außentemperatur weitgehend abpuffert werden können; in dem Container wurde eine Klimaanlage eingebaut, mit der im Innenraum eine konstante Temperatur von 10 °C ( $\pm$  2 °C) gewährleistet wird.

\*) Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft  
Institut für Unkrautforschung, Messeweg 11-12, 3300 Braunschweig

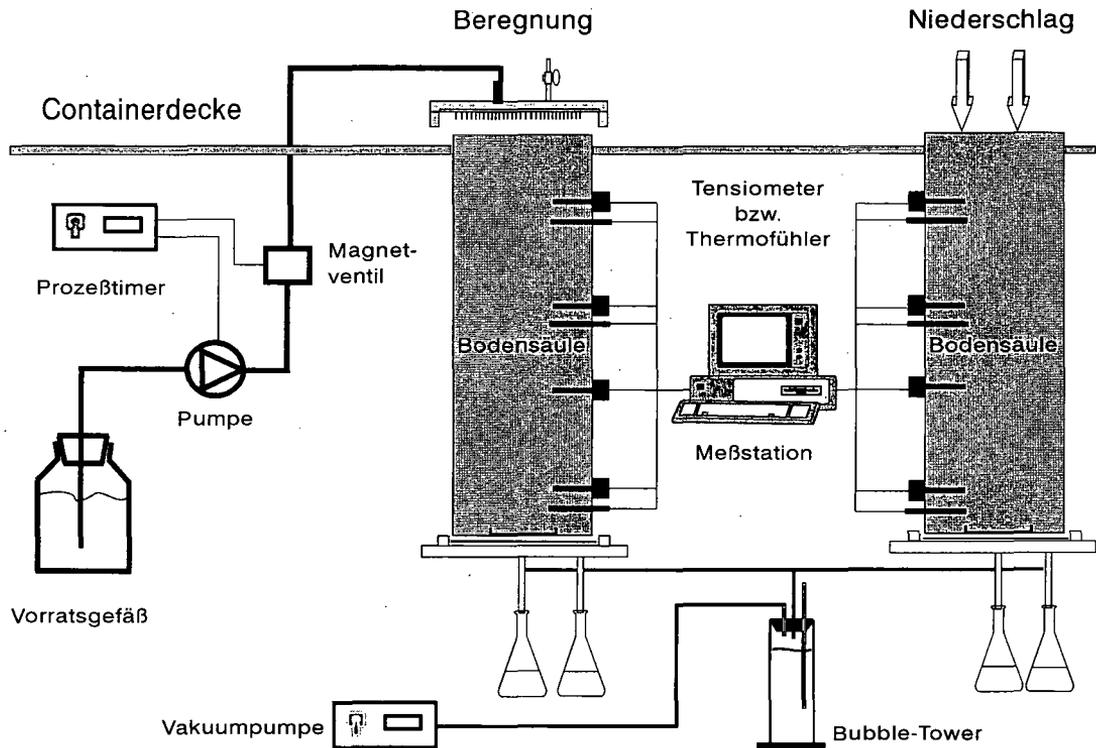


Abb. 1: Lysimeteranlage

Die Lysimeter selbst sind, mit Ausnahme des Sickerwasserauffangdeckels, mit einer 10 cm starken Isolierschicht ummantelt. Dadurch kann die Innenraumtemperatur nur über die Bodensole, nicht aber über die Seitenwandungen auf den Boden einwirken. Im Bodenprofil stellt sich deshalb ein Temperaturgradient ein. Die Bodenoberfläche ist den natürlichen Klimaeinflüssen in 2 m Höhe ausgesetzt.

Die Abflußdeckel (Edelstahl) sind in einen Außen- und Innenring gleicher Oberfläche aufgeteilt, so daß das Sickerwasser in zwei Fraktionen erfaßt und analysiert werden kann. Mögliche Randflüsse können so schnell erkannt werden. Weitere Einzelheiten sind bei NORDMEYER & ADERHOLD (1993) beschrieben.

### **Lysimeterrohre:**

Zur Durchführung der Lysimeterstudien wurden Edelstahlzylinder ( $V_2A$ ) verwendet. Die Zylinder haben einen Außendurchmesser von 30 cm (innen: 29 cm) und eine Länge von 100 cm. Am oberen Ende sind die Zylinder mit einem Flansch versehen, der als Transporthaken und als Halterung für die Aufhängung in der Lysimeterstation dient. Durch Bohrungen ( $d = 6$  mm) können in verschiedenen Höhen in die Bodensäulen Meßsonden eingebaut werden.

### **Bodenprobenahme:**

Zur Entnahme der Bodenmonolithe werden zunächst zwei Erdanker bis in 2 m Tiefe eingedreht. Die Anker werden mit einer Traverse verbunden (Abb. 2), unter die das Lysimeterrohr mit Schneidring gesetzt wird. Zwischen Traverse und Rohr wird ein hydraulisches Hebegerät gesetzt. Das Lysimeterrohr muß vor dem Eindringen lotrecht ausgerichtet werden, um ein senkrechties Eindringen in den Boden zu gewährleisten. Diese Probenahmetechnik erlaubt die Entnahme von weitgehend ungestörten Bodenproben.

### **Unterdrucksystem**

Um zu erreichen, daß die Wasserbewegung im Bodenmonolith entlang eines gleichmäßigen hydraulischen Gradienten verläuft, und zur Vermeidung von Stauwasser an der Bodensole wird ein Unterdrucksystem eingesetzt. Dazu wird über eine Vakuumpumpe Unterdruck erzeugt und über einen "Bubble-Tower" reguliert (z.B. 30 hPa). Die Abflußdeckel werden mit einem Quarz/Schluff-Gemisch gefüllt, das von der Wirkungsweise her mit einer keramischen Platte gleichzusetzen ist.

### **Zusatzberechnung**

Um die Auswirkungen einzelner Niederschlagsereignisse auf den Wasserhaushalt und den Stofftransport prüfen zu können, wurde die Möglichkeit einer Zusatzberechnung geschaffen (NORDMEYER & ADERHOLD, 1993).

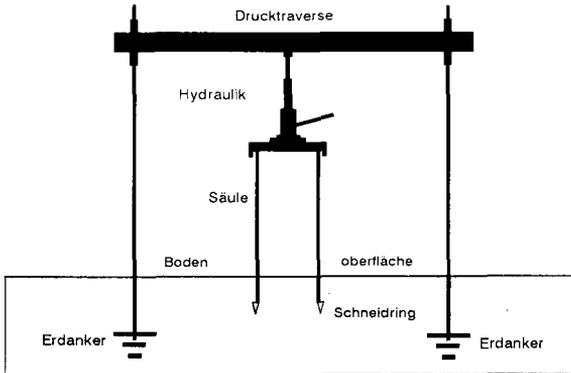


Abb. 2: Hydraulische Vorrichtung zur Entnahme ungestörter Bodenproben

### **Meßsonden und Meßwerterfassung**

Zur Erfassung der Wasserbewegung und der Bodentemperatur wurden in die Bodenmonolithe horizontal elektronische Druckaufnahmertensiomter und Thermofühler in 20, 50 und 80 cm Tiefe eingesetzt. Die Meßdaten werden kontinuierlich aufgenommen und mittels eines PC in wählbaren Zeitintervallen gespeichert. Dazu wurde eine spezielle Meßkarte entwickelt, die 60 Kanäle parallel verarbeiten kann.

### **LITERATUR**

ADERHOLD, D., NORDMEYER, H., 1993: The influence of soil macropores on herbicide leaching. Proc. European Weed Research Society, Symposium Braunschweig, im Druck

BERGSTRÖM, L., 1990: Use of lysimeters to estimate leaching of pesticides in agricultural soils. Environmental Pollution 67, 325-347

BOWMAN, B.T., 1988: Mobility and persistence of metachlor and aldicarb in field lysimeters. J. Environ. Qual. 17, 689-694

BRUMHARD, B., 1991: Lysimeterversuche zum Langzeitverhalten der Herbizide Metamitron und Methabenzthiazuron in einer Parabraunerde mit besonderer Berücksichtigung der Transport- und Verlagerungsprozesse unter Einbeziehung von Detailuntersuchungen. Berichte des Forschungszentrums Jülich 2465

HOWELL, T.A., McCORMICK, R.L., PHENE, C.J., 1985: Design and installation of large weighing lysimeters. Trans Am. Soc. Ag. Eng. 28, 106-112

NORDMEYER, H., ADERHOLD, D., 1993: Lysimeterstudien zur Erfassung der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln im Bodenprofil. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, im Druck

### **Danksagung**

Die Autoren danken der STIFTUNG VOLKSWAGEN für die finanzielle Unterstützung zur Entwicklung der Lysimeteranlage.

Sickerwasser in straßenbegleitenden Böden.  
Ergebnisse aus einem Feldversuch

von

Reinirkens, P.\*)

### Einleitung

Von 1988 bis 1990 wurden an fünf verschiedenen Standorten in Nordrhein-Westfalen im Auftrag des Bundesministers für Verkehr die straßenbegleitenden Böden und das Sickerwasser in ihnen untersucht. Ziel des Vorhabens war es, die Auswirkungen von Straßen und Verkehr auf die Landschaftsfaktoren Boden und Wasser zu ermitteln und die Ergebnisse für die Planungspraxis aufzubereiten und zu bewerten. Bei der Anlage des Feldversuches konnte ein landschaftshaushaltlicher Ansatz realisiert werden, der von dem Belastungspfad: atmosphärischer Eintrag - (Zwischen-)Speicherung im Boden - Transfer über das Bodenwasser in Richtung Grundwasser ausging. Entsprechend wurde die ungesättigte Zone und das darin anfallende Sickerwasser besonders untersucht.

Die Auswahl der Untersuchungsstrecken ist durch die Annahmen bestimmt worden, daß sowohl die Anreicherung straßen- und verkehrsbedingter Spurenstoffe im Boden als auch deren Verlagerung in das Grundwasser in erster Linie von der Anlage der Straße, dem Verkehrsaufkommen und den einzelnen Bodeneigenschaften abhängig ist. Insgesamt konnten fünf Straßenabschnitte in verschiedenen Naturräumen Nordrhein-Westfalens untersucht werden.

### Methoden

An den ausgesuchten Untersuchungsstrecken konnten über ein Jahr lang sowohl die Böden als auch das Sickerwasser beprobt werden. Auf jeder Straßenseite wurden drei Meßpunkte eingerichtet, und zwar:

1. an der tiefsten Stelle des straßenbegleitenden **Grabens**;
2. in **5 m** Entfernung vom Fahrbahnrand;
3. in **25 m** Entfernung vom Fahrbahnrand.

Von allen Meßpunkten wurden aus dem Boden *Nullproben* aus dem Ober- und dem Unterboden entnommen und einmal auf alle für eine hinreichende Bodenansprache notwendigen Bodenparameter im Gelände und Labor untersucht. Um jahreszeitliche Schwankungen oder weitere Anreicherungen berücksichtigen zu können, sind alle 40 Tage weitere Proben entnommen worden. Diese regelmäßige Beprobung erfolgte in den gleichen Abständen und Tiefen. Für die Probengewinnung wurden mit Pürckhauer-Bohrstöcken insgesamt 3 - 5 Einschläge in geringen Abständen nebeneinander vorgenommen. Aus einem Bereich  $\pm 5$  cm der jeweils vorgegebenen Entnahmetiefe wurde dann bereits im Gelände eine Mischprobe von ca. 100 g hergestellt. Von den regelmäßig entnommen Bodenproben wurden ihre pH-Werte in  $H_2O$ , KCl und  $CaCl_2$ , Kohlenstoffgehalte und Schwermetallgehalte als pflanzenverfügbare Anteile (EDTA-Aufschluß) untersucht. Zusätzlich wurden von vier Serien die Gesamtgehalte und die wasserlösliche Fraktion der Schwermetalle ermittelt.

Die Beprobung des Sickerwassers erfolgte durch handelsübliche keramische Tensiometerzellen aus P-80 mit den Maßen 6,5 x 3,5 x 83 mm. Die durchschnittliche Porengröße beträgt 1  $\mu m$ . Der Keramikkörper ist durch einen farblosen PE-Schlauch mit dem Probensammelgefäß

\*) Geographisches Institut, AG Stadtökologie und Bodenschutz, Ruhr-Universität Bochum, Universitätsstraße 150, D-W-4630 Bochum 1

verbunden. Als Probensammelgefäße dienten 250 ml Glasflaschen, die mit einem doppelt-durchbohrten Gummistopfen verschlossen waren. Die Verbindung Schlauch - Flasche wurde mit Winkeln aus PE oder Glasrohr hergestellt. In der zweiten Bohrung steckte ebenfalls ein Winkel, an welchem mit einem PVC-Schlauch ein Ventil angeschlossen war. Um die notwendige Dichtigkeit herzustellen, konnte die von der Firma XRS in Hagen entwickelte Schrumpftechnik angewendet werden. Klebestellen entfallen dadurch. Im Graben und in 5 m Entfernung wurden im Oberboden und im Unterboden je eine Saugkerze unter sorgfältiger Beachtung der Horizontierung eingesetzt. Die obere Saugkerze steckte horizontal etwa in der Mitte des humosen A-Horizontes, die untere wenigstens 10 - 12 cm unterhalb der Grenze zum Unterboden. Die Anordnung erfolgte nicht untereinander. In 25 m Entfernung wurde nur eine Saugkerze in den Oberboden eingesetzt. Um Sickerwasser kontinuierlich sammeln zu können, war es notwendig, im Probensammelgefäß einen Unterdruck von etwa 450 hPa (pF 2,65) anzulegen. Neben dem Sickerwasser wurde so auch ein kleiner Anteil des Haftwassers mit erfaßt. Die Probensammelgefäße selbst standen in einer im Boden fest installierten, verschlossenen Metallkiste. Die Sickerwasserproben wurden ab dem 2.1.1989 bis zum 17.1.1990 alle 10 Tage geborgen und auf die in Tab. 1 aufgeführten Leitspurenstoffe untersucht. Insgesamt fielen 39 Beprobungstermine an, die ein recht genaues Nachzeichnen des Bodenwasserhaushaltes und der Konzentrationen der einzelnen Spurenstoffe im Sickerwasser erlauben.

Tab. 1: Untersuchte Leitspurenstoffe

Summengrößen	Schwermetalle	Anionen	Kationen
- pH-Wert	- Pb	- F <sup>-</sup>	- Na <sup>+</sup>
- Leitfähigkeit	- Cd	- Cl <sup>-</sup>	- K <sup>+</sup>
	- Zn	- SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	- Ca <sup>2+</sup>
	- Cu	- PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	- Mg <sup>2+</sup>
			- NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>

Um geländeklimatologische Differenzierungen mit erfassen zu können, ist an jeder Untersuchungsstrecke etwas abseits der Straße eine Klimastation eingerichtet worden. Dort wurden in einer Englischen Wetterhütte in 2 m Höhe die Lufttemperatur, Luftfeuchte, Extremtemperaturen gemessen. Woelfle-Windmesser registrierte die Windrichtung und -geschwindigkeit.

### Ergebnisse

Der Eintrag von verkehrsbedingten Spurenstoffen in Böden und Gewässer erfolgt über die trockene und nasse Deposition sowohl in flüssiger und gelöster oder fester Phase. Bezüglich ihrer Eigenschaften lassen sie sich unterscheiden, einerseits in abbaubare und nicht abbaubare sowie - bezüglich ihrer Verlagerungsfähigkeit - andererseits in mobile und immobile Spurenstoffe. Taumittel und Baustoffe sind mobil und werden sowohl in den Böden akkumuliert als auch über das Sickerwasser ins Grundwasser ausgetragen. Die Mengen hängen von den Bodeneigenschaften und den geländeklimatischen Bedingungen ab. Abb. 1 zeigt das für die elekt. Leitfähigkeit und die Ca-Konzentrationen im Sickerwasser an der L 403 im Jahresverlauf. Es wird sehr deutlich, daß die Mineralisierung des Sickerwassers in den dort anstehenden silikatischen Böden von den Auslaugungen aus den Straßenbaustoffen bestimmt wird. Weiterhin ist erkennbar, daß diese mobilen Spurenstoffe während der sommerlichen Trockenheit im Boden gespeichert und mit Wiedereinsetzen der Durchsickerung ausgetragen werden.

Die verkehrsbedingten Schwermetalle sind nicht abbaubar, da sie überwiegend als Partikel in nicht löslichen Verbindungen eingetragen werden. Sie reichern sich in den straßenbegleitenden Oberböden an und sind in der Regel nicht mobilisierbar. Die Akkumulation findet im unmittelbaren Straßenraum statt. Die höchsten Belastungen treten in den Straßengraben und Mulden auf. Mit zunehmender Entfernung von der Fahrbahn nehmen die Konzentrationen der untersuchten Spurenstoffe in den Böden schnell ab. In der Mehrzahl der untersuchten Fälle

Abb. 1

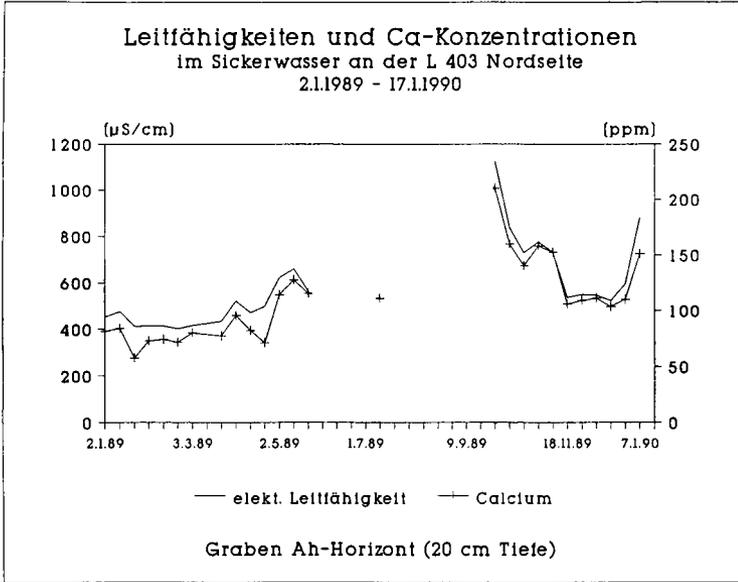


Abb. 2:

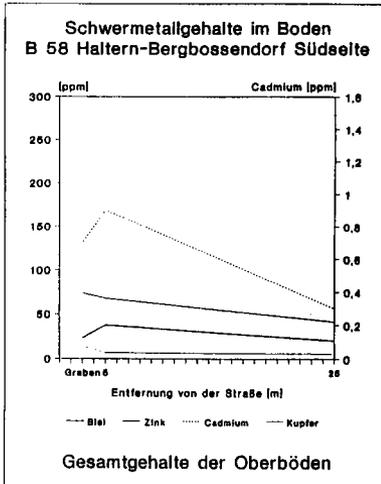
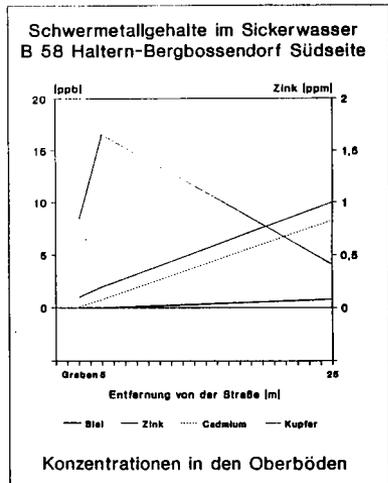


Abb. 3:



wiesen bereits die Unterböden im 5 m-Abstand wieder Normalgehalte auf, so daß die Beeinflussung etwa auf den Spritzwasserbereich der jeweiligen Straße beschränkt ist (Abb. 2).

Eine Verlagerung der Schwermetalle mit dem Sickerwasser findet bei Blei, Zink und Cadmium nicht statt. Kupfer wird wegen seiner anderen Eigenschaften ausgewaschen. Die Mittelwerte der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser zeigen ein umgekehrtes räumliches Muster wie die Anreicherungen im Boden. Erst in größerer Entfernung lassen sie sich in Spuren nachweisen, wobei breitere Gehölzstreifen einen eindeutigen Einfluß haben (Abb. 3).

Tab. 2: Vergleich von Schwermetallgehalten im Sickerwasser aus verschiedenen Böden unterschiedlicher Nutzung mit den Daten aus den strassenbegleitenden Böden (GOLWER & SCHNEIDER 1983, MIEHLICH & GRÖNGRÖFT 1988)

Lage und Aufbau der Böden Bodentyp, Horizont, Tiefe	Schwermetallgehalte [ppb]				Sonstiges	
	Pb	Cd	Zn	Cu	pH	Nutzung
<i>südlicher Schwarzwald</i> Braunerde, Bv, 30 cm	2,4	0,3	17	1,2	< 5	Wald
<i>südlicher Schwarzwald</i> Podsol, Aeh, 30 cm	6,8	0,8	27	3,1	< 3	Wald
<i>Oberrhinebene</i> Pararendzina, AhC, 30 cm	1,4	0,1	10	2,8	7-9	?
<i>Die Wingst, Niedersachsen</i> Podsol, IIBv, 35 cm	0,8	4,6	192	1,7	< 5	Wald
<i>Solling</i> Braunerde, Ol/Oh, k.A.	25,0	2,8	456	22,0	< 5	Wald
<i>Solling</i> Braunerde, IIBv, 80 cm	3,1	6,2	560	26,0	< 5	Wald
<i>Bilwerder Marsch, Hamburg</i> Moormarsch, Apg, 20 cm	<3,0	2,0	109	11,0	5-6	Weide?
<i>Hamburg, Hafenschlickspüfeld</i> Auftragsboden, jY, 30 cm	102,0	0,3	403	42,0	< 5	Acker
<i>Unterrhinebene, Frankfurt, B 43</i> Auftragsboden, Mulde, 120 cm	5,0	<0,5	20,0	14,0	7,4	<i>Drainrohr!</i>
<i>Börde, Hamm, B 63 West</i> Braunerde, Ap, 26 cm	0,5	2,4	0,1	9,5	7,4	Acker
<i>Geest, Haltern, B 58 Süd</i> Braunerde, rAp, 25 cm	0,8	8,4	1,0	4,3	4,4	Gehölz
<i>Berg. Land, Aue, Hattingen, B 51</i> Phyrosol, YG, 38 cm	0,0	0,1	0,0	2,8	7,5	Weide
<i>Berg. Land, Mettmann, L 403 Süd</i> Straßengraben, Ah, 20 cm	0,0	0,1	0,0	9,0	7,7	

In Tab. 2 sind Schwermetallgehalte im Sickerwasser aus verschiedenen Böden unterschiedlicher Nutzung zusammengestellt. Es zeigt sich hierbei, daß die in strassenbegleitenden Böden festgestellten mittleren Konzentrationen, wenn sie überhaupt vorhanden waren, sehr niedrig sind. Diese Ergebnisse sollten bei der Diskussion um nutzungsspezifische Orientierungs oder Prüfwerter Berücksichtigung finden, da sich verkehrsbedingte Schwermetalle in ihren Eigenschaften von denen anderer Quellen unterscheiden.

**Literatur**

REINIRKENS, P. (1990) : *Zur Erfassung verkehrsbedingter Emissionen in strassenbegleitenden Böden und deren Auswirkungen auf das Sickerwasser.*- VDI Berichte Nr. 837; S. 783-797.  
 REINIRKENS, P. (1992) : *Ermittlung und Beurteilung strassenbedingter Auswirkungen auf die Landschaftsfaktoren Boden und Wasser.*- Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 626, Bonn; 144 S.

**Methodische Aspekte zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit mit einem Verdunstungsverfahren**

Uwe Schindler \*)

**1. Einleitung:**

Zur Messung der hydraulischen Leitfähigkeit und der Wasserretentionsfunktion von Bodenproben werden häufig Verdunstungsverfahren verwendet. Die methodische Verfahrensweise ist dabei sehr unterschiedlich. Zusammenfassende Übersichten über Meß- und Berechnungsverfahren geben u.a. DURNER (1991), PLAGGE (1991), WENDROTH (1990) und SCHINDLER (1981). Gegenstand nachfolgender methodischer Untersuchungen ist die Methode nach SCHINDLER (1980).

Das Ziel der Verfahrensentwicklung war:

- Quantifizierung der hydraulischen Leitfähigkeit und der Wasserretentionsfunktion
- Ermittlung beider Funktionen an der gleichen Probe und in einem Meßdurchlauf
- Hohe Reproduzierbarkeit und Meßauflösung
- Möglichst kurze Meßzeit
- Unkomplizierte Messung und Auswertung
- Serieneignung

Folgende Fragen waren häufig Anlaß zur Diskussion :

1. Ist der Meßbereich der Verdunstungsverfahren (allgemein) ausreichend?

2. Ist die getroffene Annahme einer linearen Wassergehaltsverteilung in der Probe für die Meßwertauswertung bei dem Verfahren gerechtfertigt?

Nachfolgend werden Ergebnisse vorgestellt zur:

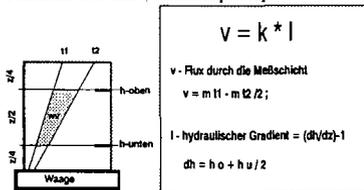
- Prüfung der Treffsicherheit und Auswirkungen der Annahme einer linearen Wassergehaltsverteilung in der Bodenprobe zur Berechnung des Fluxes durch die Meßschicht
- Automatisierung des Verdunstungsverfahrens

Die Ergebnisse werden diskutiert, und es werden Folgerungen zur Weiterentwicklung des Verfahrens getroffen..

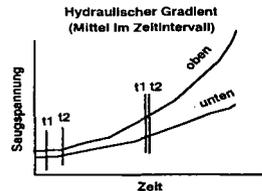
**2. Methodik:**

Das Verdunstungsverfahren basiert darauf, daß eine Bodenprobe gesättigt, gravitativ entwässert und basal abgedichtet wird. Die Probe wird dann auf eine Waage gestellt und die Probenoberfläche der freien Verdunstung ausgesetzt. Im Zeitintervall werden der Masseverlust der Probe durch Verdunstung und die Saugspannung an zwei Meßniveaus in der Probe gemessen.

Aus dem Masseverlust wird der Flux, und aus den Saugspannungswerten wird der hydraulische Gradient berechnet. Die Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit erfolgt nach DARCY. Abb. 1 gibt einen vereinfachenden Überblick über das Verfahrensprinzip.



**Abb. 1** Verdunstungsverfahren  
Prinzip der Messung und Auswertung



**Abb. 2** Verdunstungsverlauf

**2.1. Anforderungen an das Meßsystem**

Die Sensibilität und die Anforderung an die Meßgenauigkeit ergeben sich aus Abb. 2. Es zeigt sich, daß eine hohe Anforderung an die Genauigkeit der Saugspannungsmessung besonders im unteren Saugspannungsbereich gegeben ist. Unter Laborbedingungen werden ca. 3-4 Vol.% Wasser pro Tag aus der Probe verdunstet. Die Ermittlung eines

\*) Inst. für Hydrologie, Abt. Bodenhydrologie im ZALF e. V., W- Pieckstr. 72, O-1278 Münchenberg

hydraulischen Leitfähigkeitswertes von  $k=0.1$  m/d erfordert unter diesen Bedingungen eine Meßgenauigkeit für die Saugspannung von  $10 \text{ Pa} = 1 \text{ mm WS}$ . Durch gesteuerte Verdunstungsbedingungen läßt sich gegebenenfalls noch eine Erweiterung des Meßbereiches erreichen. Je größer der hydraulische Gradient wird, dh. je größer die absolute Saugspannung wird, je geringer sind die Anforderungen an die Meßgenauigkeit, so daß ab einem hydraulischen Gradienten von ca. 3 eine Meßgenauigkeit für die Saugspannung von  $100 \text{ Pa} = 1 \text{ cm WS}$  vollständig ausreichend ist.

Die Anforderung an die Wägegenauigkeit ändert sich über den Meßbereich nicht. Mit heutiger Wägetechnik ist eine Meßgenauigkeit von  $0.01 \text{ g}$  sicher realisierbar und auch ausreichend.

Folgende Anforderungen sind an das Meßsystem zu stellen:

1. Meßgenauigkeit: - Saugspannung  $10 \text{ Pa} = 1 \text{ mm WS}$  im Saugspannungsbereich  $< 10 \text{ kPa}$   
 $100 \text{ Pa} = 1 \text{ cm WS}$  im Saugspannungsbereich  $> 10 \text{ kPa}$   
- Masse  $0.01 \text{ g}$
2. Kontinuierliche Datenerfassung mit variablem, prozeßabhängigem Meßintervall
3. Klimatisierte, störungsfreie Meßbedingungen mit Regulierungsmöglichkeit für die Verdunstung

## 2.2. Versuchsbedingungen

Die Prüfung der Wassergehaltsverteilung über die Probenhöhe während des Verdunstungsprozesses erfolgte mittels Saugspannungsmessungen in mindestens drei Meßebenen. Unter Verwendung der Wasserretentionsfunktion wurden aus den Saugspannungsprofilen Wassergehaltsprofile ermittelt und der reale Flux durch die Meßschicht quantifiziert. Auf dieser Grundlage (veränderter Flux) wurden die hydraulischen Leitfähigkeitswerte neu berechnet. Die Auswirkungen eventueller Veränderungen der hydraulischen Leitfähigkeit wurden am Wassertransportprozeß (kapillarer Wasseraufstieg) geprüft und beurteilt.

## 3. Ergebnisse

### 3.1. Automatisierte Lösung des Verdunstungsverfahrens

Abb. 3 zeigt schematisiert den Systemaufbau. Der Aufwand an Sensorik sollte nicht erhöht sein und hat sich gegenüber dem alten System nicht verändert.

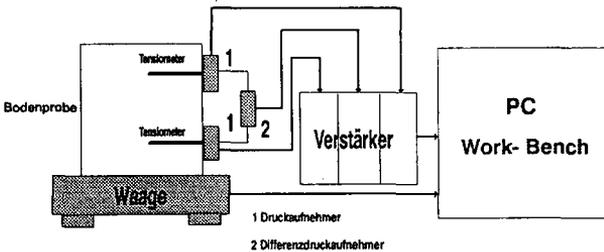


Abb. 3: Automatisierungsschema

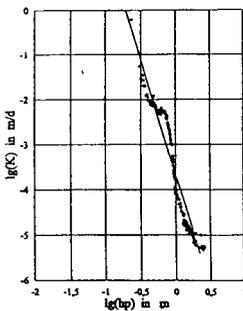
Die Probe steht auf einer Waage. In die Probe sind zwei Minitensiometer eingebaut. Die Saugspannungserfassung erfolgt mit Druckwandlern. Verwendet werden Relativdruckwandler und ein Differenzdruckwandler. Letzteres ermöglicht eine sehr hohe Auflösung im unteren Saugspannungsbereich und eine vergleichsweise hohe Unempfindlichkeit gegenüber äußeren Störeinflüssen (vgl. Tab.1). Die Tensiomter besitzen einen Durchmesser von  $1.4 \text{ mm}$  und reduzieren damit die Störung der Probe erheblich. Die Sensoren sind über einen Verstärker online mit einem PC gekoppelt, über den die Datenerfassung (Meßintervall prozeßorientiert einstellbar) und -auswertung erfolgt. Ein Notstromelement sichert, daß Spannungsschwankungen im Netz und kurzzeitige Stromausfälle abgepuffert werden können und zu keinem Datenverlust führen. In der derzeitigen Ausbaustufe können vier Proben mit einem Rechner parallel bemessen werden. Eine Erweiterung ist nach Bedarf möglich.

**Tab. 1:** Technische Daten des Meßsystems

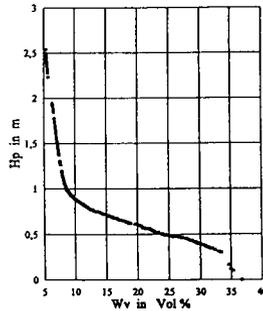
<u>Kenngröße</u>	<u>Parameter</u>
Digitalwaage (Wägegenauigkeit)	0.01 g unter Dauerbelastung
Tensiometerzelle	
Durchmesser	1.4 mm
Länge	45 mm (variabel)
Wandstärke	0.3 mm
Reaktionszeit	23 bis 43 s
Bubble point	> 70 kPa
Relativdruckaufnehmer	
Meßbereich	0 bis 100 kPa
Auflösung	100 Pa
Differenzdruckaufnehmer	
Meßbereich	0 bis 8 kPa
Auflösung	10 Pa
Burst pressure	> 50 kPa
Abfrageintervall	30 min (prozeßabhängig variabel)

Ein Beispiel des Verlaufes der hydraulischen Leitfähigkeit und der Wasserretentionsfunktion zeigen die Abbildungen 4a und 4b.

Sand, Ziethenhorst (Rhinluch), 30 cm Tiefe



**Abb. 4a:** Hydraulische Leitfähigkeit



**Abb. 4b:** Wasserretentionsfunktion

Die Meßergebnisse zeigen, daß eine sichere Auflösung der hydraulischen Leitfähigkeit bis  $k=0.1$  m/d auch ohne klimatisierte Bedingungen erreicht wurde. Die Wasserretentionsfunktion wird durch die Meßwerte im bemessenen Saugspannungsbereich nahezu lückenlos beschrieben.

### 3.2. Verlauf des Wassergehaltes über die Probenhöhe

Die Untersuchungen wurden an drei sehr unterschiedlichen Böden (Sand, Torf, Ton) durchgeführt. Die Ergebnisse der Wassergehaltstiefenverteilung in der Probe über die Meßzeit sind in Abb. 5 dargestellt. Im Torf- und Sandboden ist der Verlauf nahezu linear, während im Tonboden mit zunehmender Entwässerung der Probe der Wassergehaltstiefenverlauf nichtlinear wird. Das hat Auswirkungen auf die hydraulische Leitfähigkeit, da der Flux geringer ist als mit einer linearen Verteilung angenommen. Im Tonboden verändert sich der Verlauf der K-Funktion (Abb. 6a), die Auswirkungen auf den Bodenwassertransport (kapillarer Wasseranstieg, Abb.6b) sind jedoch gering und für praktische Belange unbedeutend. Die Auswirkungen auf die hydraulische Leitfähigkeit sind im Sand und Torf sehr gering.

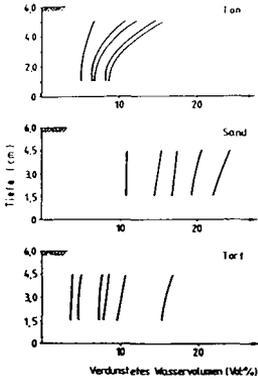


Abb. 5: Wassergehaltstiefenverteilung

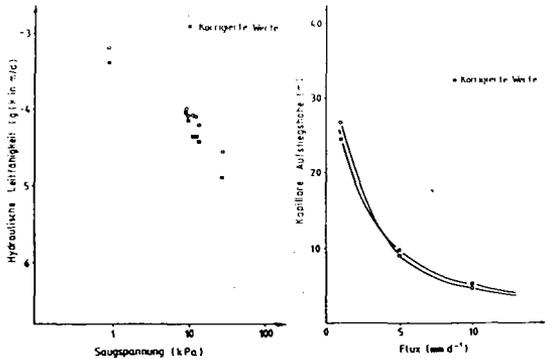


Abb. 6: Hydraul. Leitfähigkeit (a), Kapillarer Wasseraufstieg (b)  
Auenton, Seelow (Oderbruch)

#### 4. Diskussion und Schlußfolgerung

Die vorgestellte Automatisierungslösung des Verdunstungsverfahrens ermöglicht die sichere Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit bis 0.1 m/d. Die Verdunstungsbedingungen waren dabei den Laborbedingungen angepaßt und nicht gesteuert. Die Saugspannung betrug bei dieser Leitfähigkeit ca. 5 kPa. Für die Betrachtung von kapillaren Wassertransportprozessen wird der so mit dem Verdunstungsverfahren aufgelöste Meßbereich, sowohl in Richtung hoher als auch niedriger Saugspannungen, als ausreichend angesehen. Für die Beschreibung von Versickerungsprozessen muß die hydraulische Leitfähigkeit auch bei geringeren Saugspannungen bekannt sein. Das erfordert jedoch die Anwendung von Verfahrensprinzipien die sich in ihren Versuchsbedingungen an den zu beschreibenden Prozeß anlehnen.

Die Prüfung der Wassergehaltstiefenverteilung in der Bodenprobe während des Verdunstungsprozesses ergab im untersuchten Sand- und Torfböden einen nahezu linearen Verlauf. Das wird von WENDROTH (1990) auch für Lößböden bestätigt. Die bei Tonböden auftretenden Abweichungen beeinflussen zwar den Verlauf der k-Funktion, die Auswirkungen auf den Bodenwassertransport sind jedoch vernachlässigbar. Mit einfachen Korrekturalgorithmen zur Berücksichtigung nichtlinearer Wassergehaltstiefenverteilungen bei der Ermittlung des Fluxes sollte das Verfahren qualifiziert werden.

#### 5. Zusammenfassung

Es wurde ein on-line gekoppeltes Meßsystem zur Quantifizierung der hydraulischen Leitfähigkeit und Wasserretentionsfunktion, basierend auf dem Verdunstungsverfahren, vorgestellt. Die Messung von hydraulischen Leitfähigkeitswerten von  $k < 0.1$  m/d ist damit sicher möglich. Für die Erweiterung des Meßbereiches zur Beschreibung von Versickerungsprozessen sind andere, prozeßorientierte Verfahren zu verwenden.

Die Prüfung der Wassergehaltstiefenverteilung in der Bodenprobe während des Verdunstungsprozesses bestätigte die Annahme eines linearen Verlaufes für Sand- Torf- und Lößböden. Abweichungen bestehen bei Tonböden. Die Auswirkungen auf die hydraulische Leitfähigkeit wurden quantifiziert. Die Bedeutung dieser Veränderungen für den Bodenwassertransport sind gering.

#### Literatur

- Durner, W. (1991): Vorhersage der hydraulischen Leitfähigkeit strukturierter Böden. Dissertation, Univers. Bayreuth, Fakultät Biologie, Chemie und Geowissenschaften.
- Plagge, R. (1991): Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. Dissertation, Inst. für Ökologie der TU Berlin.
- Schindler, U. (1980): Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. Arch. Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 24, 1-7.
- Schindler, U. (1981): Untersuchungen zum kapillaren Wasseraufstieg von Auenböden. Dissertation, AdL Berlin.
- Wendroth, O. (1990): Koeffizienten des Wasser- und Gastransportes zur Ableitung von Kenngrößen des Bodengefüges. Dissertation, Landwirtschaftliche Fakultät der Georg-August Univ. Göttingen.

Evaluierung einer Evaporationsmethode zur  
Bestimmung hydraulischer Kennfunktionen von Böden

von

Wendroth, O.<sup>1</sup>, W. Ehlers<sup>2</sup> und J.W. Hopmans<sup>3</sup>

#### **EINLEITUNG**

Hydraulische Kennfunktionen von Böden und ökologisch bedeutende Prozesse wie z.B. Wasserinfiltration, Wasserumverteilung und Durchlüftung des Bodens werden maßgeblich vom Gefüge des Bodens beeinflusst. Um die Funktion des Bodengefüges zu quantifizieren, müssen Methoden zur Bestimmung der pF-Kurve und der hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion verlässliche Ergebnisse liefern. Ein Verfahren mit vergleichsweise geringem Meßaufwand ist die Verdunstungsmethode, beschrieben von Becher (1971), Schindler (1980) und Wendroth (1990). Ziel der vorliegenden Untersuchungen ist, die vereinfachenden Annahmen zur Berechnung der hydraulischen Kennfunktionen, insbesondere der ungesättigten Wasserleitfähigkeit  $K_u$  als Funktion des Matrixpotentials  $h$  zu evaluieren. Dies soll mit Hilfe einer numerischen Computersimulation des Evaporationsprozesses erfolgen.

#### **METHODE**

In einer 6 cm hohen Stechzylinderbodenprobe werden in 1.5 und 4.5 cm Tiefe Tensiometer installiert. Die Bodenprobe wird aufgesättigt und das hydraulische Gleichgewicht bei etwa  $h = -10$  cm WS in 3 cm Tiefe eingestellt. Der evaporative Wasserverlust wird als Gesamtwasservorratsänderung durch Wägung bestimmt. Bei Wendroth et al. (1993) sind methodische Einzelheiten zur Steuerung der Evaporationsrate beschrieben. Die pF-Kurve wird iterativ nach Wind (1968) ermittelt. Die hydraulische Leitfähigkeit wird nach Darcy berechnet. Dazu nehmen wir an, daß der hydraulische Gradient, der den Wasserfluß im Tiefenkompartiment zwischen den Tensiometern verursacht, linear ist und durch die  $h$ -Messungen in 1.5 und 4.5 cm Tiefe genau genug

---

<sup>1</sup>Inst. f. Bodenforschung, ZALF, W-Pieck-Str. 72, O-1278 Münchenberg.

<sup>2</sup>Inst. f. Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, von Siebold-Str. 8, W-3400 Göttingen.

<sup>3</sup>Dep. Land, Air and Water Resources, UC, Davis, CA 95616, USA.

reflektiert wird. Der mittlere Wasserfluß zwischen 1.5 und 4.5 cm Bodentiefe wird nach Wendroth et al. (1993) berechnet. Grundannahme dafür ist, daß im Zeitintervall die Wassergehaltsänderungen von unten nach oben linear zunehmen. Diese Annahme setzt nicht voraus, daß die Wassergehalte linear gegen die Bodentiefe verlaufen.

### ERGEBNISSE UND DISKUSSION

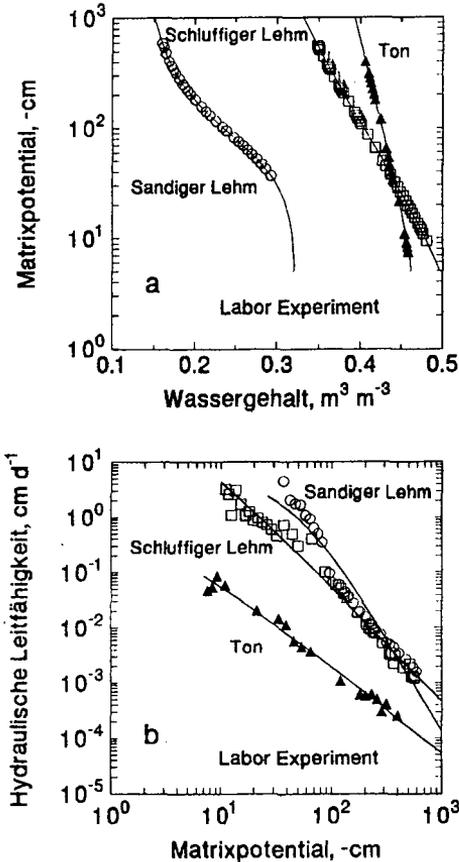


Abb. 1: pF-Kurven und hydraulische Leitfähigkeitsfunktionen dreier Böden, bestimmt mit der Evaporationsmethode (Symbole). Die als Linien dargestellten analytischen Funktionen gehen in das Simulationsmodell ein.

In Abb. 1 sind die pF-Kurven und die Leitfähigkeitsfunktionen der drei untersuchten Böden dargestellt (Sandiger Lehm, 58 % S, 36 % U, 6 % T; Schluffiger Lehm, 4 % S, 80 % U, 16 % T; Ton, 2 % S, 40 % U, 58 % T). Die nach van Genuchten (1980) angepaßten Funktionen (Linien in Abb. 1) werden für das numerische Experiment in das Modell eingegeben. Die obere Randbedingung entspricht der experimentell ermittelten Evaporationsrate. Als untere Randbedingung wird der Fluß gleich 0 gesetzt. Im Rechenmodell wird die Richards-Gleichung mit einem Finite-Differenzen-Verfahren approximiert. Durch hohe räumliche und zeitliche Auflösung des simulierten Verdunstungsprozesses ist das numerische Experiment nicht an die limitierenden Annahmen des quasi-stationären Rechenansatzes gebunden. Einzelheiten zu den Simulationsergebnissen sind bei Wendroth et al. (1993) dargestellt. Aus den simulierten Datensätzen gehen die h-Werte in 1.5 und 4.5 cm Tiefe für ausgewählte Zeitpunkte in dieselbe Rechenprozedur ein wie die im Experiment gemessenen Daten. Zunächst wird die pF-Kurve iterativ bestimmt, danach die hydraulische Leitfähigkeit mit dem oben erwähnten quasi-stationären Ansatz berechnet.

In Abb. 2 sind die hydraulischen Kennfunktionen berechnet aus den simulierten h-Daten als Symbole im Vergleich zu den Modelleingabefunktionen (Linien) dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, daß der einfache Rechenansatz gerechtfertigt ist - auch für Tonböden, in denen Feuchte- und Tensionsprofile deutlich kurvilinear gegen die Tiefe verlaufen.

#### SCHLUSSFOLGERUNG

Die Evaporationsmethode, deren einfach gehaltene Meßanordnung von Schindler (1980) beschrieben ist und die mit einem modifizierten quasi-stationären Rechenansatz nach Wendroth (1990) und Wendroth et al. (1993) kombiniert wird, liefert präzise die hydraulischen Kennfunktionen von Böden. Damit bietet diese Methode eine geeignete Grundlage zur Gefügecharakterisierung.

#### LITERATUR

- Becher, H.H. 1971. Ein Verfahren zur Messung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit. Z. Pflanzenern. Bodenkd. 128:1-12.
- Schindler, U. 1980. Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 24:1-7.
- van Genuchten, M. Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44:892-898.

Wendroth, O. 1990. Koeffizienten des Wasser- und Gastransportes zur Ableitung von Kenngrößen des Bodengefüges. Diss. Universität Göttingen.

Wendroth, O., W. Ehlers, J.W. Hopmans, H. Kage, J. Halbertsma and J.H.M. Wösten. 1993. Re-evaluation of the evaporation method for determination of hydraulic functions in unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 57 (im Druck).

Wind, G.P. 1968. Capillary conductivity data estimated by a simple method. In: Water in the unsaturated zone, P.E. Rijtema and H. Wassink (eds.) Proceedings of the Wageningen Symposium, June 1966, IASH Gentbrugge/Unesco, Paris, Vol. 1:181-191.

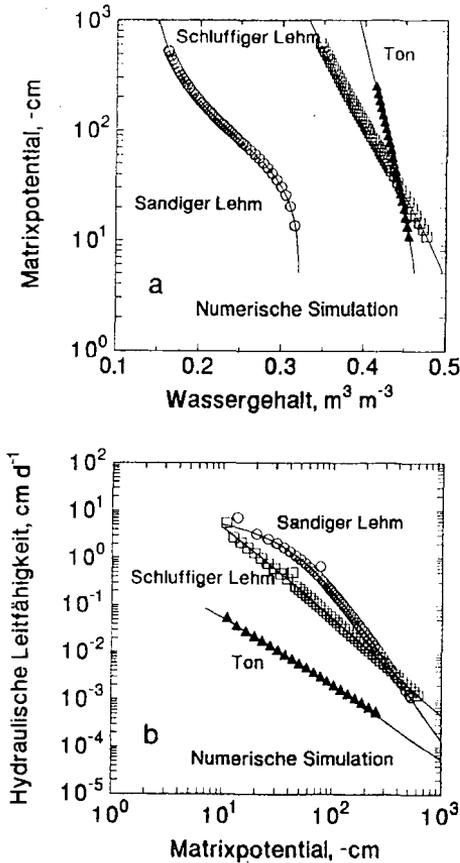


Abb. 2: pF-Kurven und hydraulische Leitfähigkeitsfunktionen dreier Böden, bestimmt aus der numerischen Simulation des Evaporationsprozesses (Symbole). Im Vergleich als Linien die in das Modell eingegebenen hydraulischen Kennfunktionen. .

**Referate und Posterbeiträge**

**Sitzung der Kommission II**

**III. HUMINSTOFF-SYMPIOSIUM**

**Humus - Zusammensetzung, Struktur und Reaktivität**

**am 29. und 30. März 1993**

**in**

**KIEL**



Möglichkeiten und Grenzen der analytischen Pyrolyse von  
Huminstoffen und Gesamtböden

von

Schulten, H.-R.\*

Die Methoden der Pyrolyse-Gaschromatographie/Massenspektrometrie (Py-GC/MS) und Pyrolyse-Massenspektrometrie (Py-MS) wurden dargestellt. Resultate der Py-MS mit schonenden Ionisierungsverfahren wie Feld Ionisation (FI) und Direkter Chemischer Ionisation standen im Mittelpunkt, da die erzeugten komplexen Pyrolysatgemische vorzugsweise mit massenspektrometrischen Verfahren analysiert werden, bei denen fast ausschließlich Molekülionen der Pyrolyseprodukte entstehen.

Neueste Ergebnisse von Untersuchungen der Py-FIMS von Fulvosäuren, Huminsäuren, Huminen und Böden zeigen exemplarisch die Anwendungsmöglichkeiten in der Huminstoff- und Bodenanalytik. Im Mittelpunkt standen geochemische, landwirtschaftliche und ökologische Fragestellungen.

Der Autor hat in diesem Übersichtsreferat auf zahlreiche Publikationen zurückgegriffen, so daß auf eine erneute Darstellung verzichtet wird. Nähere Informationen zur Methodik und Anwendung der Pyrolyse und der entsprechenden Veröffentlichungen sind direkt beim Autor zu erfragen.

---

\* Fachhochschule Fresenius, Abteilung Spurenanalytik,  
Dambachtal 20, 6200 Wiesbaden



Anwendung und Grenzen der quantitativen NMR-Spektroskopie  
in der Bodenkunde

von

Fründ, R. u. H.-D.Lüdemann

Die NMR-Spektroskopie hat sich in den letzten 10 Jahren für die Bodenkunde zu einer wichtigen analytischen Methode entwickelt. Besonders die Festkörper-CPMAS- $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie ist für die Huminstoffforschung von Bedeutung. Sie ermöglicht die Analyse der organischen Bodensubstanz ohne vorherige Extraktion oder anderer chemischer Vorbehandlungen. Unter gewissen Voraussetzungen sind die Spektren sogar quantitativ auswertbar, d.h. die Fläche unterhalb der Signale zeigt deren relativen Anteil am Gesamtkohlenstoff an.

Möglichkeiten des Einsatzes der modernen NMR-Spektroskopie in der Bodenkunde wurden dargestellt. Die quantitative Auswertung stand dabei im Vordergrund, wobei ihre meßtechnischen Voraussetzungen und die Grenzen der Quantifikation eingehend diskutiert wurden.

Der Autoren haben in diesem Übersichtsreferat auf zahlreiche Publikationen und Literaturquellen zurückgegriffen, so daß auf eine erneute Darstellung verzichtet wird. Nähere Informationen zur Methodik und Anwendung der NMR-Spektroskopie und entsprechender Veröffentlichungen sind bei den Autoren zu erfragen.

.....  
\* Institut für Röntgendiagnostik, Universitätsklinik Regensburg,  
Franz-Josef-Strauß-Allee 11, D-8400 Regensburg

\*\* Institut für Biophysik und physikalische Biochemie,  
Universität Regensburg, Postfach 397, D-8400 Regensburg



Die naßchemische Humusuntersuchung Aussagekraft und Anwendung in der Bodenkunde

von

Beyer, L.\*

**Abstract:** The wet chemical SOM analysis: evidence and application in soil science. The wet chemical degradation and detection procedures are adequate in order to characterize biogenic, initial substances of humification in soils (e.g. proteins, lignins, cellulose). The description of SOM properties and the reconstruction of SOM genesis via fulvic acid (FA) and humic acid (HA) extracts is less evident due to the large variation of their structure. Wet chemistry is no appropriate tool to characterize FA and HA structure. However, the wet chemical determinations of biogenic materials may improve facilities for the interpretation of whole soil data (e.g. CPMAS  $^{13}\text{C-NMR}$ ). A selective differentiation of non-humic and humic compounds, only with wet chemical analyses, is less evident - however, in combination with e.g. CPMAS  $^{13}\text{C-NMR}$  spectroscopy the application is possible and appropriate for clarification of pedogenic processes.

Humus besteht aus verschiedenen organischen Substanzen, deren Zusammensetzung immer wieder Anlaß zu Untersuchungen, Spekulationen und Kontroversen war und auch heute noch ist. Bereits bei der Definition gibt es unterschiedliche Auffassungen (vgl. dazu Beyer et al., 1993a). Im vorliegenden Überblick ist Humus (= organische Bodensubstanz (OBS) = soil organic matter (SOM)) als die Summe aus unzeretzter, toter Biomasse und humifizierten Substanzen, ohne lebende Biomasse definiert.

Die klassische Huminstoffextraktion im alkalischen Milieu geht auf Archard (1786) und Sprengel (1826) zurück. Die mit Säuren fällbaren Huminsäuren (HS) werden den nicht fällbaren Fulvosäuren (FS), sowie den nicht alkali-löslichen Huminen gegenübergestellt. Im Laufe der Jahrzehnte wurden immer weitere Unterteilungen nach der Löslichkeit in bestimmten Chemikalien unternommen, wenngleich über die Zusammensetzung der einzelnen Fraktionen wenig bekannt war (Scheffer & Ulrich, 1960). Schnitzer (1982) stellt im Methodenhandbuch der Soil Science Society of America (SSSA) neben der aufgezeigten Fraktionierung die Ermittlung funktioneller Gruppen (COOH, OH, Phenole und alkoholische OH, CO) vor. Diese können aber nur an extrahierten FS und HS bestimmt werden, nicht aber am Gesamtboden. Die Bedeutung der FS und HS für die KAK, die Komplexierung etc. ist hinlänglich bekannt, inwieweit die Ergebnisse auf den natürlichen Boden übertragbar sind, ist dagegen unbekannt. Die eigentliche chemische Zusammensetzung wurde vor allem über oxidative und reduktive Prozesse ermittelt (Griffith & Schnitzer, 1989). Die nachzuweisenden Abbauprodukte waren Aromaten und Heterozyklen, die in jedem Lehrbuch der Bodenkunde als Hauptbestandteile der Huminstoffe deklariert sind. Erst in den letzten 10-15 Jahren konnten, anders lautende Ergebnisse früherer Jahre (Tan & Clark, 1969; Clark & Tan 1969; Ogner & Schnitzer) bestätigt werden. Mittels des Einsatzes  $^{13}\text{C-NMR}$ -Technik wurde belegt, Huminstoffe auch nicht zyklische Bestandteile enthalten (z.B. Grant, 1977; Barron et al., 1980). Die chemische Behandlung der Extrakte hatte möglicherweise die stabilen Aromaten und Heterozyklen geschont, während die aliphatischen Verbindungen zerstört und/oder umgewandelt wurden, und demgemäß nicht mehr nachzuweisen waren. Die Erkenntnisse der naßchemischen Analytik zur Zusammensetzung der Huminstoffe scheinen heute mehr denn je fragwürdig (Hayes et al., 1989).

\*Institut für Pflanzenernährung & Bodenkunde der Universität Kiel,  
Olshausenstraße 40, D-2300 Kiel 1

Waksman & Tenney (1927) haben, möglicherweise aus diesem Grunde, das Verhalten der Ausgangsstoffe und deren Abbauprodukte im Boden verfolgt, um Umsetzungsprozesse zu charakterisieren. Sie richteten ihr Augenmerk nicht mehr auf die Huminstoffe, sondern auf Bestandteile, die in der Tab.1 aufgelistet sind. Alvsaker (1948) griff diesen Vorschlag auf, verbesserte ihn und überprüfte die Analytik sehr ausgiebig an Bodenproben: Er verzichtete auf die Bestim-

Tab.1: Zusammensetzung der OBS nach Waksman & Tenney (1927a+b)

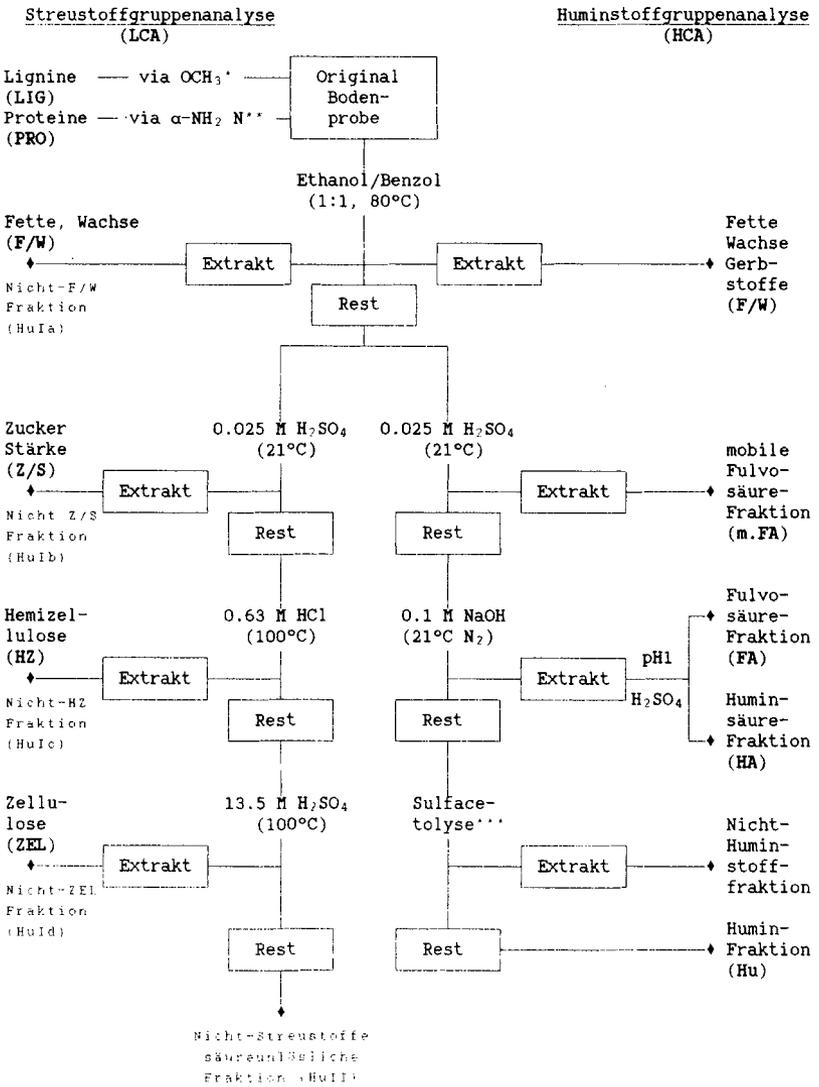
Fette & Wachse	(etherlöslich)
Carbohydrate	(wasserlöslich, via C)
Protein <sup>1</sup>	(wasserlöslich, via N)
Zellulose	(säurelöslich)
Pentosane	(säurelöslich)
Lignin	(Rückstand nach Hydrolyse = Klason-Lignin)
Protein <sup>1</sup>	(Rückstand nach Hydrolyse, via N)

<sup>1</sup> alternativ

mung der Pentosane (als Bestandteile der Hemizellulose) und erfaßte dafür die Uronsäuren. In diesen Verbindungen ist die Alkoholgruppe am C6-Atom der Hexosen zur Carboxylgruppe oxidiert. Diese Stoffgruppe wurde von Alvsaker (1948) als bestimmender Parameter für Hemizellulose angesehen. Im Gegensatz zu Waksman & Tenney (1927a) summierte Alvsaker (1948) die beiden N-Fractionen zur Bestimmung der Proteine.

Blume (1965) versuchte die beiden unterschiedlichen Trenngänge unter Berücksichtigung der Morphologie zu vereinigen. In der Streustoffanalyse (SSA) differenzierte er in Fette/Wachse, Eiweiße, Zellulose, Hemizellulose und Lignin und bei der Huminstoffanalyse (HSA) in 2 Fulvosäurefraktionen, Huminsäuren und Humine, die er um die Streustoffe bereinigte (vgl. Abb.1). Bezogen auf die einzelne Analyse erwähnt er Wiederfindungsraten bei der HSA zwischen 91-104% und bei der SSA zwischen 95-103% des Kohlenstoffs. Ein Jahr später fanden die Streustoffe im Lehrbuch von Kononova (1966) kaum eine Berücksichtigung, obwohl deren Existenz skizziert wurde (S.49-54). In späteren Lehrbüchern wurden zwar einzelne OBS-Komponenten diskutiert (Schnitzer & Khan 1972; Giesecking 1975; Stevenson 1982), die klassische Dreiteilung der Huminstoffe wurde aber fast ausschließlich zur Charakterisierung der OBS herangezogen (Kononova, 1975). Das Hauptaugenmerk richtete sich im allgemeinen auf die extrahierten FS und HS, deren Zusammensetzung und Entstehung weitgehend unbekannt war und ist. Desweiteren beschränkten sich die Untersuchungen vielfach auf qualitative Eigenschaften: FS/HS-Gehalte, FS/HS-Verhältnis, C- und N-Gehalte von FS und HS, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> (Kononova, 1966; 1975; Kumada, 1987). Der nicht lösliche Rückstand, die Humine, war und ist definitionsgemäß der gesamte Rest mit 60% und mehr vom TOC (ebenda). Im Gegensatz dazu gelang Schnitzer & Schuppli (1989) eine bis zu 90% C-Extraktion durch sequentative Anwendung verschiedenster Lösungsmittel. Zur Identifikation der Extrakte wurde allerdings die IR-Technik verwendet. Die Gesamtheit der OBS wird allerdings nur selten so intensiv untersucht. Wir haben deswegen die von Blume (1965) vorgeschlagene Kombination erneut aufgegriffen, um die OBS quantitativ zu erfassen (Abb.1). Kögel (1987) konnte nachweisen, daß das Klason-Lignin (C im säureunlöslichen Rückstand) zu hohe Ligninwerte ergibt, so daß wir den Methoxylgehalt der Originalprobe zur Berechnung heranziehen. Der  $\alpha$ -NH<sub>2</sub>-N-Gehalt dient zur Charakterisierung des Eiweißes (Stevenson & Cheng, 1970), weil auch der N-Gehalt im Rückstand zu hohe Proteingehalte ergibt (Aldag, 1981; 1982). Im Gegensatz zu Blume liegen unsere Wiederfindungsraten bei der SSA niedriger, dies gilt vor allem für die stärker humifizierten und/oder mineralischen Horizonte (Tab.2). Im Verlaufe der HSA können die Verluste noch höher sein (Tab.3). Dies beschränkt sich allerdings immer nur auf einzelne Proben, wie man an den Mittelwerten erkennen kann.

Abb.1: Fraktionierungsschema zur Differenzierung der OBS



\*Beyer & Blume (1990) \*\* Stevenson & Cheng (1970) \*\*\* Beyer (1993)

Tab.2: Gemittelte Ergebnisse der Streustoffanalyse

Horizont Probe	TOC mg g <sup>-1</sup>	Streustoffe	HUI in mg gTOC <sup>-1</sup>	HUII	Σ <sub>t</sub>	n
Vegetation φ	455	813	30	82	975	4
r	428-489	758-851	8-54	51-115	937-1044	
Streu φ	472	933	10	26	970	10
r	434-582	879-996	1-21	5-103	895-1010	
L φ	485	669	107	158	934	8
r	423-513	476-782	6-310	0-410	862-967	
O+H φ	376	561	182	179	922	17
r	102-499	365-838	6-387	0-368	712-994	
Ah φ	33	445	211	248	903	13
r	8-71	368-558	48-523	0-438	800-985	
Ap φ	18	458	185	248	892	17
r	10-34	291-662	0-382	72-467	740-1053	
Bh φ	27	357	230	280	811	7
r	4-80	263-502	159-311	60-415	721-936	

Streustoffe Summe aller Streustoffe (vgl. Abb.1), HUI säurelöslicher Rest  
HUII säureunlöslicher Rest, Σ<sub>t</sub> Gesamtsumme

Tab.3: Gemittelte Ergebnisse der Huminstoffanalyse

Horizont Probe	TOC mg g <sup>-1</sup>	Huminstoffe	Nicht-Huminst.	Σ <sub>t</sub>	n
		mg gTOC <sup>-1</sup>	mg gTOC <sup>-1</sup>		
Vegetation φ	455	284	530	976	4
r	428-489	203-366	505-534	931-1044	
Streu φ	472	298	642	980	10
r	434-582	254-389	536-763	907-1044	
L φ	485	387	433	920	8
r	423-513	287-598	278-588	852-1006	
O+H φ	376	523	256	844	17
r	102-499	286-698	53-373	510-999	
Ah φ	33	567	190	857	13
r	8-71	322-782	76-324	477-1068	
Ap φ	18	627	215	933	17
r	10-34	366-792	109-316	597-1135	
Bh φ	27	825	124	989	7
r	4-80	731-899	46-165	978-1006	

Huminstoffe: Summe aller Huminstoffe (vgl. Abb.1), Nicht-Huminstoffe:  
Verlust bei Sulfacetolyse der "Huminfraktion", Σ<sub>t</sub> Gesamtsumme

In der kombinierten Analyse werden die Streustoffe der SSA mit den Huminstoffen der HSA addiert. Hierbei ergeben sich bei wenig zersetztem Material (L) und stark humifizierten Material größere Überschätzungen. In den L-Horizonten verhalten sich die schwach humifizierten Bestandteile offensichtlich bei beiden Analysen ähnlich, so daß sie doppelt erfaßt werden. Dies gilt auch für die Bh-Horizonte mit hohen Fulvosäurefraktion-Gehalten, diese werden durch ihren hohen Kohlenhydratanteil bei der Streustoffanalyse ebenfalls miterfaßt.

Tab.4: Gemittelte Ergebnisse der kombinierten Streugruppenanalyse

Horizont Probe	TOC mg g	Σ mg gTOC	Streustoffe Huminstoffe	n
Vegetation	φ 455	1097	3.0	4
	r 428-489	1024-1152	2.1-4.2	
Streu	φ 472	1231	3.2	10
	r 434-582	1145-1372	2.4-4.5	
L	φ 485	1056	1.8	8
	r 423-513	938-1239	1.0-2.6	
O+H	φ 376	1085	1.2	17
	r 102-499	795-1212	.6-2.7	
Ah	φ 33	1012	.9	13
	r 8-71	778-1236	.5-1.6	
Ap	φ 18	1085	.8	17
	r 10-34	680-1358	.4-1.2	
Bh	φ 27	1181	.4	7
	r 4-80	1006-1401	.3-.6	

φ Mittelwert, r Spanne, Σ Summe aller Stoffgruppen

Beim Vergleich der naßchemisch ermittelten Daten mit den Ergebnissen der Py-FIMS-Analytik konnten wir aber gute Übereinstimmungen finden (Beyer et al., 1992). Bei den naßchemisch ermittelten Streustoffgruppen handelt es sich offensichtlich tatsächlich um die entsprechenden Anteile, während der Zusammenhang bei den Huminstoffen nur durch Zusammenfassung von FS und HS (unter Ausschluß der Humine) zu erreichen war:

(1)	Polysaccharide/Polysaccharide	$r^2 = .896^{***}$
(2)	Lipide/Lipide	$r^2 = .893^{***}$
(3)	Lignin+Phenole/Lignin	$r^2 = .935^{***}$
(4)	N-Komponenten/Proteine	$r^2 = .853^{***}$
(5)	Alkyl-Aromaten/FS+HS	$r^2 = .930^{***}$

Ergebnisse und Anwendung der skizzierten Methodik sind bereits mehrfach publiziert (Beyer & Blume, 1990; Beyer & Irmler, 1991; Beyer et al., 1991; Beyer et al., 1992, Beyer et al., 1993a,b), so daß an dieser Stelle nur ein Resümee gezogen wird:

1. Die Wiederfindungsrate der naßchemischen Analytik ist im Einzelfall nicht ausreichend. Dies gilt insbesondere für mineralische Horizonte.
2. Die Ergebnisse der Streustoffanalyse können mittels Py-FIMS im Trend verifiziert werden.
3. Die Kombination der Streustoff- und Huminstoffanalyse erlaubt eine quantitative Abschätzung der Zusammensetzung Gesamt-OBS.
4. Die Ergebnisse der Streustoff- und Huminstoffverteilung stimmen mit visuellen Merkmalen überein.
5. Die Erfassung der klassischen Huminstofffraktionen mittels Naßchemie ist vor dem Hintergrund fehlender Kenntnis über deren Zusammensetzung für die Deutung der OBS-Genese wenig aufschlußreich.

Die letzte These soll an einem Beispiel verdeutlicht werden. Schnitzer (1991) hat 7 einheitlich extrahierte Huminsäuren aus verschiedenen Böden mittels NMR untersucht. Die Schwankungen der einzelnen Huminstofffraktionen lag fast immer über 100% (Tab.5).

Tab.5: Zusammensetzung der HS-Fraktion in % von TOC (n=7; Schnitzer, 1991)

		absolut	relativ
0-40 ppm	Alkane, Fettsäuren	17.1 - 36.0	100 - 211
41-60 ppm	Protein-C, OCH	5.3 - 14.5	100 - 273
61-105 ppm	Carbohydrate	12.9 - 25.7	100 - 199
106-150 ppm	Aromaten	14.0 - 46.2	100 - 330
151-170 ppm	Phenole	5.1 - 10.1	100 - 198
171-190 ppm	Carboxyle	5.7 - 13.2	100 - 232
Aromatizität		21.1 - 60.3	100 - 286

Die naßchemisch ermittelten Huminstoffe haben keine so einheitliche Zusammensetzung wie in den meisten Lehrbüchern postuliert. Die naßchemischen Extrakte sagen demgemäß nichts über die chemischen Zusammensetzung aus. Fairerweise müßten diese Fraktionen in Analogie zum "unknown nitrogen" als **unbekannte** Größe deklariert werden. Die übliche Terminologie täuscht eine Kenntnis vor, die nicht vorhanden ist. Desweiteren ist immer noch nicht abschließend geklärt, ob sich die Huminstoffe im Verlaufe der Extraktion verändern und in wie weit die Extraktionsprozedur die Ergebnisse beeinflußt (Schnitzer, 1991). Krosshavn et al. (1992) belegten beim Vergleich der NMR-Analyse des Gesamtbodens und der Summe der drei Huminstofffraktionen ein sehr ähnliches Ergebnis. Sie kommen demgemäß zu dem Schluß, daß die alkalische Extraktion die OBS nicht verändert. Der Informationswert nach Einzelanalyse ist allerdings nicht höher als nach der Analyse des Gesamtbodens. Auch Schnitzer & Schulten (1992) kommen nach der Untersuchung von extrahierten Huminstoffe und der Gesamtbodens mittels Py-FIMS zu dem Schluß, daß lediglich der Gesamtboden zur Identifizierung der OBS-Zusammensetzung geeignet ist. Die Vernetzung der extrahierten FS und HS mit biogenen Ausgangssubstraten rechtfertigt außerdem keine Trennung der Streu- und Huminstoffe. Malcolm (1990) unterscheidet z.B. zwischen der klassischen FS-Fraktion, die noch hohe Polysaccharidanteile aufweist und der, durch Reinigung über XAD-Austauscher erhaltenen, FS. Ähnliches gilt offenbar auch für die HS-Fraktion (Wilson, 1981; Lobartini & Tan, 1988). Die Humin-Fraktion besteht weitgehend aus unzersetzten biogenen Stoffen der jeweiligen Vegetation (z.B. Kögel-Knabner et al. 1992). Aus diesem Grunde versuchen wir in dieser Fraktion (Abb.1) durch Sulfacetolyse (Beyer, 1993) die Streustoffe abzutrennen.

Mehrere Versuchsansteller haben sich aufgrund der aufgezeigten Problematik ausschließlich auf den Abbau von "freien", biogenen Ausgangsstoffen im Bodenprofil befaßt (Bochter, 1984; Jörgensen, 1987; Kögel, 1987; Beudert, 1988; Beyer, 1989). Diese machen aber nur einen Bruchteil der gesamten OBS aus. Insbesondere Kögel (1987) dokumentiert eine nur ca. 34% ige naßchemische Detektion der Kompartimente der NMR-Analytik (Aliphaten, O-Alkyle, Aromaten, Carboxyle). Die Schwankung ist mit 4-78% sehr hoch und hängt stark von der NMR-Region und dem jeweiligen biogenen Stoff ab. In Anlehnung an Kögel haben wir unsere naßchemischen Daten auf die NMR-Bereiche umgerechnet. Unter der Annahme, daß der nicht detektierte Kohlenstoff Bestandteil fest gebundener (d.h. nicht extrahierbarer) Streustoffe und/oder chemisch veränderter Huminstoffe ist (im weitesten Sinne alles Huminstoffe), ergibt sich eine rechnerische Differenzierung, die (I) eine Aufteilung in freie Streustoffe und Huminstoffe und (II) eine chemische Charakterisierung der Huminstoffe ermöglicht.

Die Kombination der beiden Einzelanalysen bedingt in der gesamten Auflage eine leichte Überschätzung einzelner Fraktionen ( $\Sigma=108-125\%$ ), während in den mineralischen Horizonten nicht aller Kohlenstoff wiedergefunden wird. Durch Umrechnung auf die Bezugsbasis 100% ergeben sich leichte Verschiebungen, deren Auswirkung sich in schwer interpretierbaren Minima bzw. Maxima widerspiegelt (vgl. Fett, Hemizellulose, Zellulose im MAeh in Abb.2a). Die starke Abnahme der O-Alkyle bei gleichzeitiger Zunahme der Aromaten und Aliphaten (Abb.2b) bringt

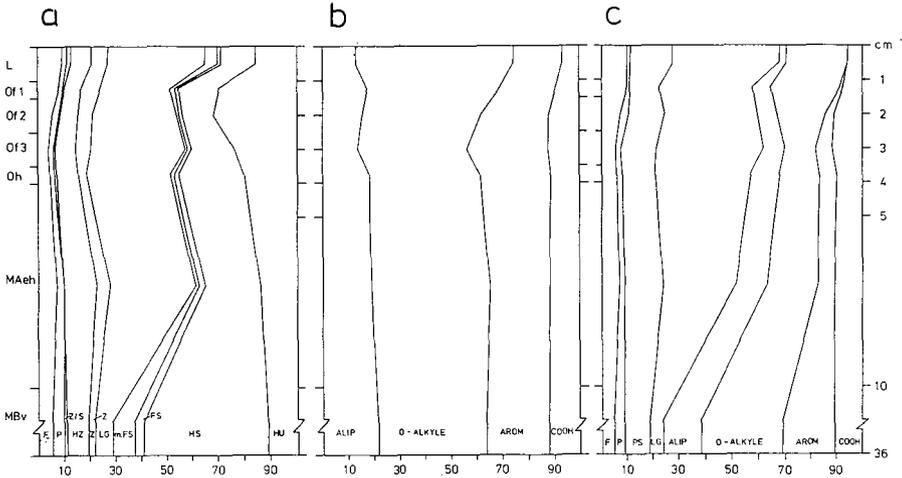


Abb.2: Zusammensetzung der OBS eines Braunerde-Kolluvisols unter Wald

(a) NaChemie (aus Beyer et al., 1992; vgl. Abb.1)

(b) CPMAS <sup>13</sup>C-NMR (aus Beyer et al., 1992)

(c) Streustoffe (naßchemisch, vgl. Abb.1) + berechnete NMR-Mengen (s. Text)

F Fette & Wachse, P. Proteine, Z/S Zucker & Stärke, HZ Hemizellulose, Z Zellulose  
 LG Lignin, m.FS mobile Fulvosäuren, FS Fulvosäuren, HS Huminsäuren, HU Humine,  
 ALIP Aliphaten-C, O-ALKYLE O-Alkyl-C, AROM Aromaten-C, COOH Carboxyl-C

keine neue Erkenntnis, da nicht auszumachen ist, ob es sich z.B. bei den Aromaten noch um intakte Lignine oder bereits humifizierte Stoffe handelt. Die Kombination beider Verfahren dagegen birgt interessante Ergebnisse. Alle Streustoffe nehmen mit der Profiltiefe ab. Die leichten Peaks im mineralischen Boden dürften mikrobiellen Ursprungs sein. Offensichtlich werden durch die Erhöhung der mikrobiellen Aktivität die restlichen Lignine zur aromatischen Huminstoffen umgebaut. Aliphatische Bestandteile der Huminstoffe wandern im Profil abwärts und reichern sich vor allem im Kolluvium an. Diese Fraktion wird offensichtlich bevorzugt mit beginnender Podsolierung verlagert.

Zusammenfassung Die naßchemischen Degradations- und Detektionsverfahren zur Ermittlung biogener Ausgangssubstrate der Humusbildung im Boden sind ausreichend selektiv. Die Abbauprozesse der biogenen Ausgangssubstrate der Humusbildung können mittels naßchemischer Extraktionsverfahren nachvollzogen werden. Die Erfassung der Fulvosäuren, Huminsäuren und Humine ermöglicht nur in sehr begrenztem Umfang eine Charakterisierung der OBS-Zusammensetzung und Genese, da ihre Struktur aufgrund sehr starker Variation offensichtlich in jedem Boden verschieden ist. Ihr chemischer Aufbau ist naßchemisch nur sehr grob oder garnicht erfassbar. Die naßchemische Erfassung biogener Ausgangssubstrate verbessert die Interpretationsmöglichkeiten von Gesamtbodenuntersuchungen (z.B. CPMAS <sup>13</sup>C-NMR). Eine Unterscheidung zwischen Streu- und Huminstoffen auf naßchemischer Basis ist wenig aussagekräftig - in Kombination mit Gesamtbodenuntersuchungen aber möglich und für bodenkundliche Zwecke auch wünschenswert.

## Literatur

- Aldag R. (1981) Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Ges.32, 531-540. Aldag R. (1982) Mitt.Dtsch. Bodenkundl.Ges. 34, 7-12. Alvsaker (1948) A modified waksman procedure and its application to soil samples from Western Norway. Universitet i Bergen Skriftr. 23, 1-113. Archard F.K. (1786) Crell's Chem. Ann.2, 391ff. Barron P.F.; Wilson M.A.; Stephens J.F.; Cornell B.A. & K.R.Tate (1980) Nature 286, 585-587. Beyer L. (1989) Nutzungseinfluß auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden - Humusdynamik und mikrobielle Aktivität. Schriften Inst.Pflanzenernährung und Bodenkunde, Uni Kiel, Nr.6. Beyer L. (1993) Commun.Soil Sci.Plant Anal.24 (1&2), 211-226. Beyer L. & H.-P.Blume (1990) Z.Pflanzenernähr.Bodenk.153, 61-68. Beyer L. & U.Irmler (1991) Pedobiologia 35, 368-380. Beyer L.; Blume H.-P. & U.Irmler (1991) Ann.Sci.For.48, 267-278. Beyer L.; Schulten H.-R. & R.Fründ (1992) Z. Pflanzenernähr.Bodenk.155, 345-354. Beyer L.; Wachendorf C. & C.Köbbemann (1993a) Commun.Soil Sci.Plant Anal.24 (9&10) in press. Beyer L.; Schulten H.-R.; Fründ R. & U.Irmler (1993b) Soil Biol.Biochem.25 (in press). Beudert G. (1988) Mikromorphologische, naßchemische und <sup>13</sup>C-NMR-spektroskopische Kennzeichnung der organischen Substanz von Waldhumusprofilen nach Dichtefraktionierung. Bayr. Bodenk.Ber.8. Blume H.-P. (1965) Z.Pflanzenernähr., Bodenk.111, 95-113. Bochter R. (1984) Böden naturnaher Bergwaldstanorte auf carbonatreichen Substraten - Beiträge zu Genese, Ökologie und Systematik. Nationalpark Berchtesgarden Forschungsberichte 6. Clark F.E. & K.H.Tan (1969) Soil Biol.Biochem.1, 75-81. Gieseking J.E. (1975) Soil Components, Vol.I, Organic Components. Springer, Berlin. Grant D. (1977) Nature 270, 70-71. Griffith S.M. & M.Schnitzer (1989) Oxidative degradation of soil humic substances. In Hayes et al. (1989), pp.69-98. Hayes M.H.B.; MacCarthy P.; Malcolm R.L. & R.S.Swift (1989) (Eds.) Humic substances II. Search in structure. Wiley, Chichester. Jörgensen R.G. (1987) Flüsse, Umsatz und Haushalt der postmortalen organischen Substanz und ihrer Stoffgruppen in Streudecke und Bodenkörper eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein. Gött.Bodenk.Ber.91. Kögel I. (1987) Organische Stoffgruppen in Waldhumusformen und ihr Verhalten während der Humifizierung. Bayr.Bodenk.Ber.1. Kögel-Knabner I.; Hatcher P.G. & W.Zech (1992) Trans.14th Int.Congress Soil Science, Kyoto, Vol.V, 218-223. Kononova M.M. (1966) Soil organic matter. Pergamon Press, Oxford. Kononova M.M. (1975) Humus of virgin and cultivated soils. In: Gieseking (1975), pp.475-526. Krosshavn M.; Kögel.Knabner I.; Southon T.E. & E.Steinnes (1992) Journal of Soil Science 43, 473-483. Kumada K. (1987) Chemistry of soil organic matter. Elsevier, Amsterdam. Lobartini J.C. & K.H.Tan (1988). Soil Sci.Soc.Am.J.52, 125-130. Malcolm R.L. (1990) Evaluation of humic substances from Spodosols. In: Kimble J.M. & R.D.Yeck (Eds.). Proceedings of the 5th Int. Soil Correlation Meeting. Characterization, classification and utilization of Spodosols. pp-200-210. Ogner G. & M.Schnitzer (1970) Science 170, 317-318. Scheffer F. & B. Ulrich (1960) Lehrbuch der Agrilkulturchemie und Bodenkunde. III. Teil Humus und Humusdüngung. Enke, Stuttgart. Schnitzer M. (1982) Organic matter characterization. In: Page A.L. (Ed.). Methods of soil analysis. Part2. Chemical and microbiological properties. Agronomy No.9. ASA & SSSA, Madison, WI. pp.581-594. Schnitzer M. & S.U.Khan (1972) Soil organic matter. Elsevier, Amsterdam. Schnitzer M. & P.Schuppli (1989) Soil Sci.Soc.Am.J.53, 1418-1424. Schnitzer M. (1991) Soil Science 151, 41-58. Schnitzer M. & H.-R.Schulten (1992) Soil Sci.Soc.Am.J.56, 1811-1817. Sprengel C. (1826) Kastner's Arch.Ges.Naturlehre8, 145ff. Stevenson F.J. (1982) Humus chemistry. Wiley, New York. Stevenson F.J. & C.-N.Cheng (1970) Geochimica et Cosmochimica Acta 34, 77-88. Tan K.H. & F.E.Clark (1969) Geoderma 2, 245-255. Waksman S.A. & F.G.Tenney (1927a) Soil Science 24, 275-283. Waksman S.A. & F.G. Tenney (1927b) Soil Science 24, 317-333. Wilson M.A. (1981) Journal of Soil Science 32, 167-186.

# Fraktionierung von Proben zur Untersuchung der organischen Substanz

von

Kögel-Knabner I.<sup>1</sup>

## Einleitung

Huminstoffe sind ein Kompartiment des Kohlenstoffkreislaufs im Boden. Die Fraktionierung von Huminstoffen wird durchgeführt um die organische Substanz, die in verschiedenen Kompartimenten des Kohlenstoffkreislaufs vorliegt, zu trennen. Da sich die organische Substanz im Boden in verschiedenen Abbaustufen nebeneinander befindet, ist die Trennung dieser Kompartimente schwierig. Es erscheint sinnvoll, die labilen Pflanzenreste von der stabilen organischen Bodensubstanz (Huminstoffe) abzutrennen. Dabei können noch weitere Kompartimente unterschieden werden (Abb. 1). Die klassische Huminstoff-Fraktionierung, die auf einer chemischen Trennung beruht, wird seit langem zur Fraktionierung verwendet. Daneben wurden in den letzten Jahren verstärkt physikalische Fraktionierungsmethoden eingeführt, die eine Trennung von Pflanzenresten und organo-mineralischen Komplexen erlauben. Weiterhin ist die organische Substanz der lebenden Biomasse und der mikrobiellen Reste als Kompartiment zu sehen, die nicht völlig abzutrennen ist. Hier sind andere Ansätze als die chemische oder physikalische Fraktionierung entwickelt worden, um die Bedeutung dieses Kompartiments für C-Kreislauf und Humifizierung abzuschätzen.

Die Anwendbarkeit und die Ergebnisse die mit verschiedenen Methoden der Strukturaufklärung von Huminstoffen gewonnen werden können, hängen wesentlich von der gewählten Fraktionierungsmethode ab. Grundsätzlich sind Extraktionsmethoden die einen Teil der organischen Substanz in Lösung bringen von den übrigen Fraktionierungsmethoden zu unterscheiden, die Fraktionen als Festsubstanzen liefern. Wir stehen also vor dem Problem, die Bodenprobe so zu fraktionieren, daß die Fraktionen bestimmte Anteile des Kohlenstoffs erfassen, aber auch nur diese Anteile. Dies ist in der praktischen Durchführung mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden. Im folgenden werden die wichtigsten Fraktionierungsmethoden sowie ihre Vor- und Nachteile dargestellt.

## Huminstoff-Fraktionierung

Die Fraktionierung der Huminstoffe in Fulvosäure, Huminsäure- und Huminfraction ist die am häufigsten benutzte Fraktionierungsmethode. Mit dieser Methode läßt sich ein großer Teil der organischen Bodensubstanz in Lösung bringen. Von der IHSS (International Humic Substances Society) wurden weitere Reinigungsschritte ausgearbeitet, die dann zur Fulvosäure und Huminsäure i.e.S.

<sup>1</sup>Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Fakultät für Geowissenschaften, Ruhr-Universität Bochum, NA 6/134, 44780 Bochum.

führen (Hayes et al., 1989). In einer Vielzahl von Untersuchungen hat sich gezeigt, daß die Fraktionen nicht mit den Kompartimenten des C-Kreislaufs identisch sind (Oades, 1988). Dies beruht auf der Tatsache, daß sowohl Huminstoffe wie auch Pflanzenreste teilweise in alkalischen Lösungsmitteln löslich sind. Auf diese Problematik haben u.a. bereits Waksman und Stevens (1930), Burges et al. (1964) und in jüngerer Zeit Ertel und Hedges (1984, 1985) hingewiesen. Auch die Bestandteile der mikrobiellen Zellwand sind teilweise in NaOH löslich (Peberdy, 1990; Wessels und Sietsma, 1981). Die Huminstoff-Fraktionierung hat sich eingebürgert weil man bis vor wenigen Jahren fast nur auf Strukturaufklärungsmethoden zurückgreifen konnte, die mit gelösten Proben durchgeführt werden. Durch die Entwicklung verschiedener Techniken die sich auf Feststoffe anwenden lassen (wie z.B. CPMAS  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie, analytische Pyrolyse) ist dies nicht mehr nötig. Bis auf wenige Anwendungsbereiche ist daher die konventionelle Huminstoff-Fraktionierung nicht mehr als zeitgemäß anzusehen. Sicherlich ist es nicht möglich, damit zwischen Pflanzenresten und Huminstoffen zu trennen. Wie Tab. 1 zeigt, sind in allen Fraktionen, Fulvosäure-, Huminsäure- und Huminfraction erhebliche Anteile von Pflanzenresten zu finden (Kögel-Knabner et al., 1988).

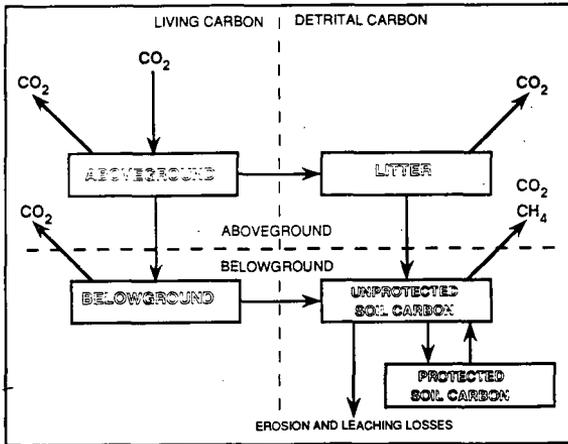


Abb. 1: Vereinfachtes konzeptionelles Modell der Kompartimente und Flüsse des Kohlenstoffs im Boden (aus Johnson und Kern, 1991).

Sinnvoll erscheint mir die Anwendung einer alkalischen Extraktion für die Untersuchung des Ligninabbauszustandes. Der Ligninabbau ist ein oxidativer Prozeß, der mit einer zunehmenden Extrahierbarkeit in NaOH einhergeht (Kögel-Knabner et al., 1988). Allerdings enthält der Extrakt neben den auf das Lignin zurückzuführenden Komponenten noch eine Vielzahl weiterer Substanzen. Abb. 2 zeigt das Festkörper- $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektrum der Huminsäurefraktion eines Rohhumus L und Aeh. Die Signale können langkettigen Aliphaten (30 ppm), Polysacchariden und anderen O-Alkyl-

Verbindungen (72, 105 ppm), aromatischen Verbindungen (überwiegend Lignin bei 119, 130 und 150 ppm), und Carboxylgruppen (175 ppm) zugeordnet werden.

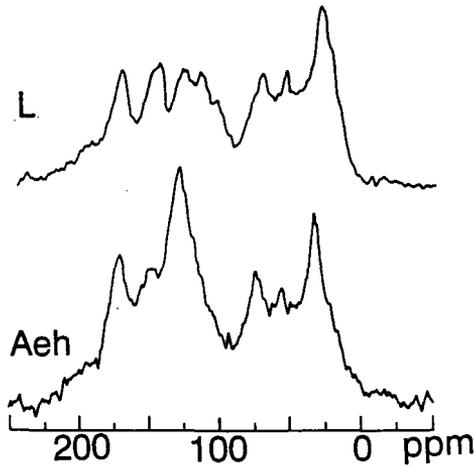
**Tab. 1:** Gehalte von Lignin- und Polysaccharid-Kohlenstoff (mg C g<sup>-1</sup> Corg) in Fulvosäure-(FA), Huminsäure- (HA) und Huminfractionen (Hu) verschiedener Waldböden (aus Kögel-Knabner, 1992).

	CuO Lignin <sup>a</sup>			Polysaccharide <sup>b</sup>		
	FA	HA	Hu	FA	HA	Hu
<b>Mull (Allersdorf)</b>						
L	8.3	9.3	18.1	360	90	360
LAh	5.6	13.5	21.1	350	120	240
Ah	4.8	10.0	14.9	300	130	150
<b>Moder (Eremitage)</b>						
L	11.6	46.0	45.1	390	170	460
Of	12.8	41.2	44.6	440	120	320
Oh	8.9	28.2	32.2	310	90	260
Ah	3.7	17.6	22.0	470	100	420
<b>Rohhumus (Schneeberg)</b>						
L	10.9	27.0	48.2	610	60	420
Of	9.6	29.7	23.7	480	50	240
Oh	4.9	18.5	27.8	390	60	280
Aeh	1.9	16.3	nn	370	50	130

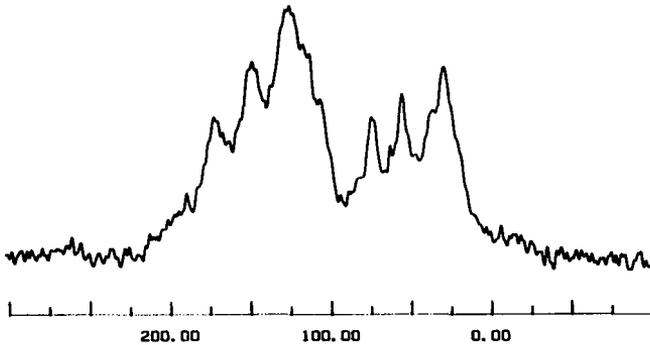
nn = nicht nachweisbar, <sup>a</sup>Summe des Kohlenstoffs in CuO-Oxidationsprodukten (V+S+C),  
<sup>b</sup>Summe des Kohlenstoffs in Polysacchariden (MBTH-Bestimmung)

### Selektiver chemischer Angriff

Diese Methode beruht auf der Möglichkeit, bestimmte Stoffgruppen mit chemisch ähnlichen Eigenschaften selektiv zu entfernen, um dann den Rückstand näher zu untersuchen. Sehr häufig wurde diese Technik benutzt um mittels verschiedener Methoden (z.B. saure Hydrolyse, Periodat-Behandlung) die Polysaccharidfraktion zu entfernen, und den Rückstand, der aus aliphatischen und aromatischen Bestandteilen besteht, zu untersuchen (Schnitzer und Preston, 1983; Wilson et al., 1983; Zech et al., 19). Auch die Ligninanteile lassen sich selektiv mit einer NaClO<sub>4</sub>-Behandlung (Browning, 1967) aus der organischen Bodensubstanz entfernen (Kögel-Knabner et al., 1992). Allerdings sollte immer berücksichtigt werden, daß der Rückstand durch den Angriff mit relativ stark wirkenden Chemikalien verändert sein kann. Abb. 3 zeigt als Beispiel ein Festkörper <sup>13</sup>C NMR-Spektrum einer Probe, die mit Chloroform/Methanol extrahiert wurde, um selektiv extrahierbare Lipide und Wachse zu entfernen und anschließend einer Verseifung mit KOH/Methanol unterworfen wurde, um pflanzliche Polyester, wie Cutin oder Suberin, zu entfernen. Es ist zu sehen, daß nach der Behandlung noch ein deutliches Signal bei 30 ppm auftritt, das auf das Vorhandensein weiterer längkettiger aliphatischer Strukturen hinweist (Kögel-Knabner et al., 1992).



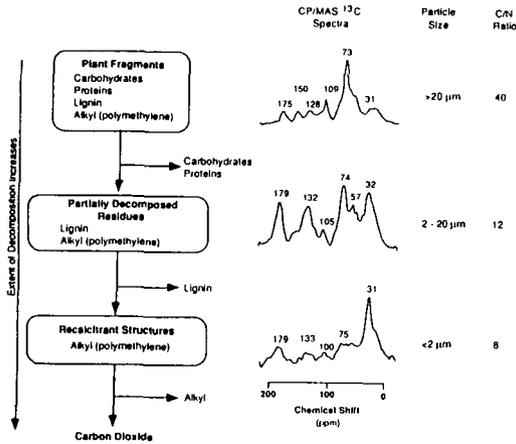
**Abb. 2:** Festkörper- $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektren der Huminsäurefraktion extrahiert aus dem L- und Aeh-Horizont eines Rohhumus unter Fichte (aus Kögel-Knabner, 1992).



**Abb. 3:** Festkörper- $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektrum eines Moder Ah-Horizonts nach Extraktion der Lipide (Chloroform/Methanol), Hydrolyse der Polysaccharide und Extraktion pflanzlicher Polyester (KOH/Methanol).

**Physikalische Fraktionierung**

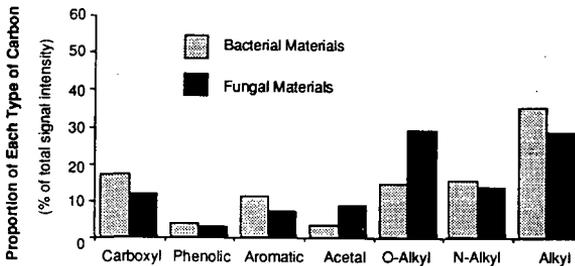
Die physikalische Fraktionierung nach der Korngröße und/oder Dichte der Partikel, in denen die organische Substanz gebunden ist, hat sich als sinnvolle Methode zur Trennung von Pflanzenresten und Huminstoffen in Mineralböden wie auch in organischen Auflagen erwiesen (Oades, 1988; Elliott und Cambardella, 1991; Beudert et al., 1989; Kögel-Knabner und Ziegler, 1993). Sie hat den Vorteil, daß die Veränderung der Probe durch chemische Agenzien unterbleibt. Üblicherweise wird sie nach einer Vorbehandlung mittels Schütteln oder Ultraschall durchgeführt. Die Ultraschallbehandlung kann allerdings zu einer Veränderung der organischen Substanz bzw. einer Umverteilung zwischen den Fraktionen führen. Die Trennung der dabei erhaltenen Fraktionen erfolgt dann durch Sieben, Sedimentation oder Densitometrie, wobei es möglich ist, alle Techniken zu kombinieren. Bei der Dichtefraktionierung wird die Probe in einer Flüssigkeit mit bestimmter Dichte von 1.6 - 2.4 g cm<sup>-3</sup> (organische Lösungsmittelmischungen oder anorganische Salze) suspendiert. In der leichten, aufschwimmenden Fraktion finden sich die Pflanzenreste, in der schweren Sedimentfraktion die organo-mineralischen Komplexe. Für die Korngrößenfraktionierung wird das Material der Fraktion > 63 µm abgetrennt, das anschließend weiter über Siebung fraktioniert werden kann. Die organo-mineralischen Komplexe < 63 µm werden mittels Sedimentation in Wasser getrennt, die Fraktion < 2 µm kann über Zentrifugation weiter aufgetrennt werden. Nach Baldock et al. (1992) lassen sich mittels einer kombinierten Korngrößen- und Dichtefraktionierung bestimmte Kompartimente der organischen Substanz aus Mineralböden gewinnen, die unterschiedlichen Humifizierungsstadien zuzuordnen sind (Abb. 4).



**Abb. 4:** Humifizierungsprozesse in Mineralböden (aus Baldock et al., 1992).

## Charakterisierung der strukturellen Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse

Die mikrobielle Biomasse stellt ein wichtiges Kompartiment im C-Kreislauf dar. Neben den Pflanzenresten stellt sie ein wichtiges Ausgangsmaterial für die Humusbildung dar (Haider, 1991). Die Struktur und Zusammensetzung dieses Kompartiments der organischen Substanz ist noch weitgehend unbekannt. Ein Ansatz zur Charakterisierung dieses Materials besteht im Zusatz von  $^{13}\text{C}$ -markiertem Substrat (z.B. Glucose), das von den Mikroorganismen zum Aufbau der Biomasse benutzt wird (Baldock et al., 1990). Anschließend kann selektiv die strukturelle Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse über Festkörper- $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie untersucht werden (Abb. 5). Es ist zu sehen, daß die bakterielle Biomasse sich in ihrer Zusammensetzung deutlich von der Pilzbiomasse unterscheidet. Ein weiterer Versuchsansatz besteht in der Möglichkeit, Abbau- und Humifizierungsprozesse von  $^{13}\text{C}$ -markiertem mikrobiellem Material über längere Zeiträume zu beobachten. Zeilbor et al. (1988) stellten in einem solchen Experiment fest, daß sich aliphatische Bestandteile von  $^{13}\text{C}$ -markierten Algenkulturen während des Abbaus anreichern.



**Abb. 5:** Verteilung der verschiedenen Struktureinheiten (bestimmt mittels CPMAS  $^{13}\text{C}$  NMR-Spektroskopie) in der Pilz- und Bakterienbiomasse eines Bodens nach Inkubation mit  $^{13}\text{C}$ -markierter Glucose (aus Baldock et al., 1991).

## Schlußfolgerungen

Die organische Bodensubstanz kann mit verschiedenen Strukturaufklärungsmethoden in Festphase untersucht werden. Grundsätzlich sollte die organische Bodensubstanz insgesamt, aber auch einzelne Fraktionen untersucht werden. Von den gängigen Fraktionierungsmethoden hat sich die Korngrößen- und Dichtefraktionierung als sinnvoll erwiesen, um Kohlenstoff in verschiedenen Kompartimenten des C-Kreislaufs zu erfassen. Für spezielle Fragestellungen eignen sich auch chemischen Fraktionierungsmethoden.

**Literatur:**

- Baldock J.A., Currie G.J., Oades J.M. (1991): Organic matter as seen by solid state  $^{13}\text{C}$  NMR and pyrolysis tandem mass spectrometry. In: W.S. Wilson (ed.), *Advances in soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment*. The Royal Society of Chemistry, Spec. Publ. No. 90, Cambridge, pp. 45-60.
- Baldock J.A., Oades J.M., Vassallo A.M., Wilson M.A. (1990): Solid-state CP/MAS  $^{13}\text{C}$  N.M.R. analysis of bacterial and fungal cultures isolated from a soil incubated with glucose. *Aust. J. Soil Res.* 28, 213-225.
- Baldock J.A., Oades J.M., Waters A.G., Peng X., Vassallo A.M., Wilson M.A. (1992): Aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state  $^{13}\text{C}$  NMR spectroscopy. *Biogeochem.* 16, 1-42.
- Beudert G., Kögel-Knabner I., Zech W. (1989): Micromorphological, wet-chemical and  $^{13}\text{C}$  NMR spectroscopic characterization of density fractionated forest soils. *Sci. Total Environ.* 81/82, 401-408.
- Browning B.L. (1967): *Methods of wood chemistry*, Wiley, New York.
- Burges N.A., Hurst H. M., Walkden B. (1964): The phenolic constituents of humic acid and their relation to the lignin of the plant cover. *Geochim. Cosmochim. Acta* 28, 1547-1554.
- Elliott E.T., Cambardella C.A. (1991): Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 34, 407-419.
- Ertel J.R., Hedges J.I. (1984): The lignin component of humic substances: Distribution among soil and sedimentary humic, fulvic, and base-insoluble fractions. *Geochim. Cosmochim. Acta* 48, 2065-2074.
- Ertel J.R., Hedges J.I. (1985): Sources of sedimentary humic substances: vascular plant debris. *Geochim. Cosmochim. Acta* 49, 2097-2107.
- Haider K. (1991): Problems related to the humification processes in soils of the temperate climate. In: J.-M. Bollag, G. Stotzky (eds.): *Soil Biochemistry*, Vol. 7, Marcel Dekker.
- Hayes M.H.B., MacCarthy P., Malcolm R.L., Swift R.S. (1989a): The search for structure: setting the scene. In: Hayes M.H.B., MacCarthy P., Malcolm R.L., Swift R.S. (eds.): *Humic substances II*, Wiley, Chichester, pp. 3-31.
- Johnson M.G., Kern J.S. (Hrsg.): *Sequestering carbon in soils: a workshop to explore the potential for mitigating global climate change*. USEPA, Corvallis, 1991.
- Kögel-Knabner I. (1992): Forest soil organic matter: structure and formation. *Habilitationschrift, Bayreuther Bodenkundliche Berichte* 24, 101 S.
- Kögel-Knabner I., Hatcher P.G., Tegelaar E.W., De Leeuw J.W. (1992): Aliphatic components of forest soil organic matter as determined by solid-state  $^{13}\text{C}$  NMR and analytical pyrolysis. *Sci. Total Environ.* 113, 89-106.
- Kögel-Knabner I., Zech W., Hatcher P.G. (1988): Chemical composition of the organic matter in forest soils: III. The humus layer. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 151, 331-340.
- Kögel-Knabner I., Ziegler F. (1993): Carbon distribution in different compartments of forest soils. *Geoderma*, im Druck.
- Martin J.P., Haider K. (1986): Influence of mineral colloids on turnover rates of soil organic carbon. In: P.M. Huang, M. Schnitzer (eds.): *Interactions of soil minerals with natural organics and microbes*, SSSA, Madison, pp. 283-304.
- Oades J.M. (1988): The retention of organic matter in soils. *Biogeochem.* 5, 35-70.
- Peberdy J.F. (1990): Fungal cell walls - a review. In: P.J. Kuhn, A.P.J. Trinci, M.J. Jung, M.W. Goosey, L.G. Copping (eds.): *Biochemistry of cell walls and membranes in fungi*.
- Schnitzer M., Preston C.M. (1983): Effects of acid hydrolysis on  $^{13}\text{C}$  NMR spectra of humic substances. *Plant Soil* 75, 201-211.
- Waksman S.A., Stevens K.R. (1930): A critical study of the methods for determining the nature and abundance of soil organic matter. *Soil Sci.* 30, 97-116.

- Wessels J.G.H., Sietsma J.H. (1981): Fungal cell walls: A survey. In: W.Tanner, F.A. Loewus (eds.): Encyclopedia of plant physiology, Vol. 13 B, Plant Carbohydrates II, Springer, Berlin, pp. 352-294.
- Wilson M. A., Heng S., Goh K.M., Pugmire R.J., Grant D.M. D.M. (1983): Studies of litter and acid insoluble soil organic matter fractions using  $^{13}\text{C}$ -cross polarization nuclear magnetic resonance spectroscopy with magic angle spinning. *J. Soil Sci.* 34, 83-97.
- Zeliber J.L., Romankiw L., Hatcher P.G., Colwell R.R. (1988): Comparative analysis of the chemical composition of mixed and pure cultures of green algae and their decomposition residues by  $^{13}\text{C}$  Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy. *Appl. Environ. Microbiol.* 54, 1051-1060.

## Streuzersetzung in Waldböden

ZIEGLER F. (1), KÖGEL-KNABNER I. (2) & ZECH W. (3)

Im Nordosten und Süden Bayerns (Raum Bayreuth/Fichtelgebirge bzw. Bayerischer Alpenraum) wurden insgesamt 7 Waldböden umfassend im Hinblick auf Streuzersetzung und Humifizierung analysiert. Die ökologische Variationsbreite der Standorte reichte von 360 - 1010 m Meereshöhe, von 700 - 1800 mm Jahresniederschlags-summe, von 8 - 4°C Jahresmitteltemperatur, von Kalkstein bis Granit, von Eschenstreu bis Kiefernstreu, von Mull bis Tangelhumus. Die Humusprofilstudien beinhalteten Untersuchungen mit Festkörper-<sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie und naßchemischen Methoden zur Bestimmung organischer Stoffgruppen.

Die Resultate verdeutlichen, daß Polysaccharide und Lignin, die die quantitativ bedeutendsten Streukomponenten darstellen, im Laufe der Zersetzung von Pflanzenrückständen sehr stark dem mikrobiellen Abbau unterliegen. Aromatische Nichtlignin-Strukturen und langkettige aliphatische Strukturen werden dagegen relativ angereichert. **In ihren Grundzügen scheinen diese Prozesse generell Gültigkeit zu besitzen - kaum abhängig von der Humusform und somit der Umsatzrate der organischen Substanz.** Zur Absicherung dieser Aussage ist jedoch eine Ausweitung des Datensatzes um einige weitere Humusprofile erforderlich.

Für detailliertere Ausführungen sei verwiesen auf

ZIEGLER F., KÖGEL-KNABNER I. & ZECH W.:

"Litter decomposition in forest soils."

Proceedings of the First European Symposium on Terrestrial Ecosystems:  
Forests and Woodlands, Florenz, im Druck.

- 
- (1) *Werner Zapf KG, Betonfertigteilewerke, Abteilung Umweltschutz, Postfach 10 12 54, D-8580 Bayreuth*
  - (2) *Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr-Universität Bochum, Postfach 10 21 48, D-4630 Bochum*
  - (3) *Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 10 12 51, D-8580 Bayreuth*



Huminstoffsysteme in Rekultivierungsböden des  
Rheinischen Braunkohlereviere bei Erstnutzung  
als Acker, Grünland oder Wald

von

SCHUMACHER, B., H. KUTSCH und D. SCHRÖDER\*)

### Einleitung

Die Abteilung Bodenkunde der Universität Trier arbeitet seit Jahren intensiv an der Charakterisierung von Neulandböden (SCHRÖDER, STEPHAN und SCHULTE-KARRING 1985, MÜLLER, SCHNEIDER und SCHRÖDER 1988, HAUBOLD und SCHRÖDER 1989, SCHNEIDER 1992). Die Ergebnisse dieser Arbeiten zeigen, daß speziell unter Ackernutzung die Löß-Rekultivierungsböden als problematisch zu bewirtschaften eingestuft werden können, da sie aufgrund ihres Mineralbestandes verdichtungsanfällig sind. Eine Verbesserung der Tragfähigkeit dieser Böden kann nur über den Humus erfolgen, da die mineralische Matrix aufgrund der Schluffdominanz selbst bei Carbonatgehalten bis ca. 10 % nicht ausreichend stabilisierend wirkt. Ergebnisse von Schneider (1992) zeigen, daß auch eine nur langsam voranschreitende Gefügegenwicklung in den Ackerböden verantwortlich ist für ihre schlechte Bearbeitbarkeit.

MÜLLER, SCHNEIDER und SCHRÖDER (1988) untersuchten Rekultivierungsböden verschiedener Erstnutzung und kamen zu dem Schluß, daß die Böden bei einer Erstnutzung unter Wald die günstigsten Eigenschaften aufweisen. Über die Huminstoffsysteme in Neulandböden des Rheinischen Braunkohlereviere gibt es nur wenige Arbeiten. AZIZI (1977) untersuchte verschiedene organische Düngungsvarianten und ihren Einfluß auf die Entwicklung der Huminstoffe in Neuland-Ackerböden. Die Wald- und Wiesenböden sind bisher noch nicht untersucht worden. Es stellt sich daher die Frage, wie sich die Huminstoffsysteme dieser Böden bei unterschiedlicher Erstnutzung entwickeln.

### Material und Methoden

Die Böden wurden im zeitigen Frühjahr (Anfang März 1992) beprobt.

Folgende Varianten (n=6) wurden ausgewählt:

- Neuland Acker jung (NAj), < 12 Jahre
- Neuland Acker alt ohne Stallmist (NAao), > 25 Jahre
- Neuland Acker alt mit Stallmist (NAam), > 25 Jahre
- Neuland Wald jung (NWj), < 12 Jahre
- Neuland Wald alt (NWA), > 25 Jahre
- Neuland Grünland alt (NGa), > 25 Jahre
- Allland Acker (AA), Parabraunerden auf Löß als Referenzstandort

Insgesamt wurden 7 Varianten mit jeweils 2 Tiefenstufen beprobt, die Ackerböden von 0-15 und 15-30 cm, die Wald- und Wiesenböden in Ah (meist zwischen 5 und 10 cm mächtig) und Y1-Horizonten (bis 30 cm). Die Böden wurden auf 2 mm gesiebt und luftgetrocknet (Humusuntersuchungen, Bodenchemie) oder auf ca. 50 % WK zwei Wochen angeglichen und danach bei 4°C im Kühlschrank gelagert (Bodenmikrobiologie).

Aufgrund der sehr niedrigen Kohlenstoffgehalte wurden die Böden einmalig im Verhältnis 1:2 (Boden : 0,1 m NaOH/Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) 18 Stunden in N<sub>2</sub>-Atmosphäre extrahiert (KONONOVA und BEL'CHIKOVA 1961). Die Abtrennung des Bodens erfolgte über eine Zentrifugation mit 3.000 g, kolloidale Bestandteile wurden danach mit 15.000 g abgetrennt.

Die Untersuchungen wurden durchgeführt am Gesamtextrakt (GE), der Huminsäure- (HS) und Fulvosäurefraktion (FS). In der Fulvosäurefraktion wurde nach LOWE (1980) noch der Anteil der Nicht-Huminstoffe durch Zugabe von PVP (1 g/30 ml FS-Lösung) bestimmt.

Zur Auftrennung des Gesamtextraktes wurde mit Schwefelsäure auf pH 1 angesäuert und die Huminsäuren in 0,1 m NaOH aufgenommen. Nicht lösliche Anteile wurden abzentrifugiert. Die Kohlenstoffgehalte der Extrakte wurden nach LICHTERFELDE (SCHLICHTING und BLUME 1966) bestimmt. Die Spektroskopie erfolgte an einem Pye Unicam 8620. Die Extrakte wurden in der Ausgangs-

\*) Univ. Trier, FB VI Abtl. Bodenkunde, Postf. 3825, 5500 Trier

konzentration, mit einer einheitlichen Verdünnung 1:10 (da ein Teil der Ausgangsextrakte bis ca. 600 nm Absorptionen von > 3.000 aufwies) und einer Einstellung des Kohlenstoffgehaltes auf 200 mg C/l (GE und HS) spektroskopiert.

Zusätzlich zu den Huminstoffdaten der Extrakte wurden in den Böden noch der Carbonatgehalt und der C<sub>org</sub>-Gehalt mit einem LECO-C-Analysator, der pH-Wert in 0,01 m CaCl<sub>2</sub> mit der Glaselektrode und der Kohlenstoffgehalt nach LICHTERFELDE gemessen. Die mikrobielle Aktivität wurde mittels Substratinduzierter Respiration (SIR) nach ANDERSON und DOMSCH (1978), Dehydrogenasenaktivität (DHG) nach THALMANN (1967) und der Saccharaseaktivität (SAC) nach HOFFMANN und PALLAUF (1965) im Laborversuch ermittelt.

Die Elektrophorese mit isoelektrischer Focussierung erfolgte auf Servalyt Precotes 3-10, 125 \* 125 mm. Endspannung 1800 KV, 3,5 mA. Zur Elektrophorese wurden die undialysierten Gesamtextrakte genommen. Die Anfärbung erfolgte zwei Stunden im Färbepad mit "Stains All" (KUTSCH und SCHUMACHER 1993).

Da die größten Unterschiede in den obersten Horizonten auftreten, werden an dieser Stelle nur Ergebnisse der ersten Tiefenstufe vorgestellt.

### Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 gibt Auskunft über chemische und mikrobiologische Eigenschaften der Böden. Alle Neuland-Ackerböden weisen nur geringe C<sub>org</sub>-Gehalte auf, während in den Wald- und Grünlandstandorten eine deutliche C<sub>org</sub>-Akkumulation erkennbar ist. Die pH-Werte aller Böden liegen im schwach sauren bis schwach alkalischen Milieu. Die mikrobiologischen Aktivitätsparameter weisen für alle Ackerböden niedrige Aktivitäten auf, während die Wald- und Grünlandstandorte sehr hohe Aktivitäten besitzen.

Tab. 1: *Bodenchemische und bodenmikrobiologische Eigenschaften der A<sub>1</sub>-Horizonte der untersuchten Flächen (Mittelwert (MW), Standardabweichung (SDA), Minimalwert (MIN), Maximalwert (MAX)) n=6:*

	pH Wert	Carbonat-gehalt in %	C <sub>org</sub> Lichterfelde in %	C <sub>org</sub> Leco in %	SIR µgC/gTS	DHG µg/gTS	SAC µg/gTS
NAj MW	7,4	9,9	0,41	0,44	145,4	88,5	1742,3
SDA	0,1	1,3	0,05	0,06	60,7	33,3	1064,1
NAao MW	7,2	5,5	0,49	0,53	168,3	91,6	2490,9
SDA	0,2	3,2	0,08	0,09	60,4	33,5	1191,4
NAam MW	7,3	7,1	0,61	0,65	146,9	88,5	1872,0
SDA	0,1	3,1	0,08	0,09	17,4	23,0	246,5
NWj MW	7,2	5,7	1,14	1,24	473,4	363,8	8627,6
SDA	0,2	2,6	0,25	0,26	130,0	63,4	2544,5
NWa MW	7,2	4,6	2,63	2,85	713,2	554,9	8177,0
SDA	0,1	1,6	0,88	0,90	183,2	137,2	4880,7
NGa MW	7,1	5,6	2,5	2,61	1017,3	590,9	18533,1
SDA	0,2	3,2	0,46	0,47	119,0	89,0	3949,6
AA MW	6,7	0	0,81	1,02	168,8	95,7	2889,4
SDA	0,8		0,01	0,07	45,7	34,1	658,3

TS = Trockensubstanz entsprechende Bodeneinwaage

Der C<sub>org</sub>-Gehalt der Extrakte weist deutliche Unterschiede auf. NAj, NAao und NAam besitzen geringe C-Konzentrationen, NWj und AA nehmen eine Mittelstellung ein, NWa und NGa haben eine hohe Konzentration. Interessant ist der niedrige Kohlenstoffgehalt der phenolischen FS (errechenbar durch FS - PVP-FS) in den Neuland-Ackerböden. Die geringen Gehalte dieser Fraktion weisen darauf hin, daß die Mikroorganismen einen großen Teil der Fulvosäuren mit abbauen, so daß diese Huminsäurevorstufen nicht mehr für die Bildung von Huminstoffen zur Verfügung stehen. Dies könnte mit einer Erklärung für die geringe Kohlenstoffakkumulation in den Neuland-Ackerböden sein.

Tab. 2: C-Gehalte der Huminstoffextrakte (in mg C/l)

	NAj	NAao	NAam	NWj	NWa	NGa	AA
GE	MW 482,3	550,0	796,6	1362,3	2336,5	2331,7	1277,8
	SDA 124,3	114,9	257,1	298,2	592,7	355,7	96,1
HS	MW 273,2	328,0	579,7	735,0	1598,8	1582,3	751,0
	SDA 54,5	56,3	226,2	114,2	410,5	255,1	93,8
FS	MW 132,3	159,0	139,7	353,0	630,3	614,0	342,3
	SDA 23,7	38,6	24,4	31,4	119,1	59,8	22,6
PVP-FS	MW 113,5	125,2	106,7	257,5	302,7	378,0	255,0
	SDA 14,7	24,5	18,3	25,8	55,8	25,8	22,4

Für die Darstellung der Ergebnisse der Spektroskopie wurde aus jeder Variante ein typischer Boden ausgewählt.

Spektroskopiert man die Ausgangskonzentrationen von GE und HS oder die auf 1:10 verdünnten Ausgangskonzentrationen, scheinen sich die Huminstoffe der Neuland-Äcker in hohem Maße von den Neuland Wald-, Grünland- und Altlandstandorten zu unterscheiden. Ein anderes Bild ergibt sich, wenn man alle Extrakte auf einen gleichen  $C_{org}$ -Gehalt von 200 mgC/l einstellt. Dann weisen die Neuland Wald- und Grünlandstandorte höhere AQ-Werte (Tab. 3) und weniger farbintensive Spektren auf als die Neuland-Äcker (Abb. 1).

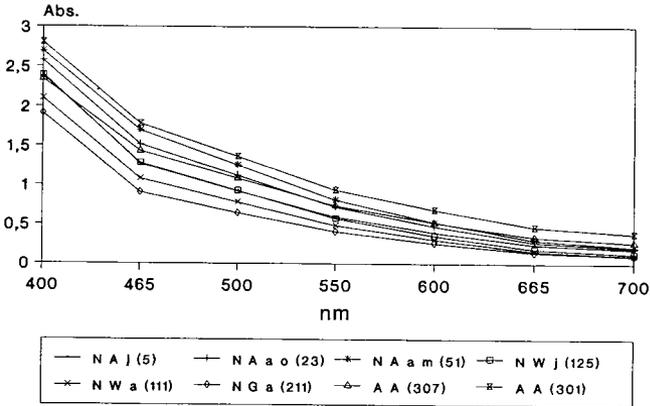


Abbildung 1: Gesamtextrakte der auf 200 mgC/l eingestellten Extrakte typischer Vertreter der einzelnen Varianten

SAMEC und PIRKMAIER (1930, in ZIECHMANN 1980) stellten fest, daß aufgrund des kolloidalen Charakters der Huminstoffe die Teilchenmassen der Huminstoffe nicht konstant bleiben, sondern mit steigender Verdünnung abnehmen. Die niedrigen Absorptionen der ursprünglich hoch konzentrierten Huminstofflösungen der Wald- und Grünlandstandorte reagieren auf die Verdünnung mit einer starken Abnahme ihrer Teilchenmassen. Die Neuland Äcker dagegen wurden nur wenig verdünnt, um auf eine Konzentration von 200 mg C/l einzustellen. Das die Altlandstandorte auf die Verdünnung weniger reagieren, hängt damit zusammen, daß sie als "gehemmte Systeme" (ZIECHMANN 1980) angesehen werden können.

Einige ausgewählte Böden wurden zusätzlich einer elektrophoretischen Trennung mit isoelektrischer Focussierung auf Polyacrylamidgelen (IEF-PAGE) unterworfen (KUTSCH, KÖST and SCHUMACHER 1989). Die Extrakte wurden mit "STAINS ALL" (KUTSCH und SCHUMÄCHER 1993) angefärbt. Das Bandenmuster der einzelnen Varianten ist ähnlich, hauptsächlich werden die Böden differenziert durch die unterschiedlich stark ausgeprägten Banden bei höheren pH-Werten.

Tab. 3: Absorptionsquotienten 465/665 (WELTE 1952; CHEN, SENESI and SCHNITZER 1977) und 400/500, 500/600, 600/700 (SALFELD 1971) der in Abb. 2 gezeigten Böden.

	NAj (5)	NAao (23)	NAam (51)	NWj (125)	NWa (111)	NGa (211)	AA (307)	AA (301)
400/500	2.60	2.30	2.14	2.57	2.69	2.97	2.32	2.05
500/600	2.32	2.38	2.38	2.61	2.57	2.49	2.10	2.00
600/700	2.14	2.34	2.43	2.75	2.84	2.64	1.92	1.80
465/665	5.27	5.56	5.69	6.89	6.89	6.43	4.28	3.82
Sum.d.Abs.	6.016	5.201	7.497	5.842	5.020	4.368	6.500	8.417

Sum. d. Abs. = Summe der Absorption (als Extinktion) der Wellenlängen 400, 465, 500, 550, 600, 665, 700 nm

Fazit: Die Huminstoffsysteme der Neulandböden unterschiedlicher Erstnutzung unterscheiden sich vor allem durch die unterschiedlichen Huminstoff-Konzentrationen in den Extrakten und davon abhängiger Parameter. Die Huminstoffsysteme aller drei Erstnutzungen können jedoch, wie der Vergleich mit den Altlandstandorten zeigt, noch als juvenil angesprochen werden. Mit diesem Ergebnis verbindet sich für weitere Untersuchungen die Frage, inwieweit diese juvenilen Systeme in der Lage sind, Anforderungen zu erfüllen, die z. B. für Fragen des Bodenschutzes (Schadstofffestlegung) von Bedeutung sind.

### Literaturverzeichnis

- ANDERSON, J.P.E. and DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass soils. - Soil Biol. Biochem. 10, 215-221
- AZIZI, P. (1977): Die Beschreibung von Huminstoff-Systemen in Lößböden nach Rekultivierungsmaßnahmen durch Einbringung organischer Materialien. - Dissertation Göttingen
- CHEN, Y., N. SENESI and M. SCHNITZER (1977): Information provided on soil humic substances by EQ 4/6 ratios. - Soil Sci. Soc. Am. J. 41, 352-358
- HAUBOLD, M. and D. SCHRÖDER (1989): The melioration of reclaimed soils from loess after open cast mining in West-Germany. - Intern. Scientific Conf. on soil melioration (12.-16.6.89), Sofia, 26-33
- HOFFMANN, G. und J. PALLAUF (1965): Eine photometrische Methode zur Bestimmung der Saccharaseaktivität von Böden. - Z. Pflanzenern. Bodenk. 118, 161-172
- KONONOVA, M.M. and N.P. BEL'CHIKOVA (1961): Quick methods for determining the humus composition of mineral soils. - Sov. Soil Sci. (Heft 10), 1112-1121
- KUTSCH, H., P. KÖST and B. SCHUMACHER (1989): Novel separation of humic substances on ultrathin polyacrylamide isoelectric focussing (separation of polymeric oxidation products) .- Elektrophorese Forum München, 554-558
- KUTSCH, H. and B. SCHUMACHER (1993): IEF-Page von Huminstoffen auf ultradünnen Gelen. - Vortrag auf dem 3. Huminstoff-Symposium der DBG in Kiel
- LOWE (1980): Humus fraction ratios as a means of discriminating between horizon types. - Can. J. Soil Sci. 60, 219-229
- MÜLLER, R., R. SCHNEIDER und D. SCHRÖDER (1988): Physikalische, chemische und biologische Eigenschaften trocken rekultivierter Lößböden unter Wald-, Grünland- und Ackernutzung. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 56, 387-392
- SALFELD, J.-Chr. (1971): Optical measurements on humic systems. - Trans. Int. Symp. "Humus et planta V", Prag, 257-266
- SCHLICHTING, E. und H.-P. BLUME (1966): Bodenkundliches Praktikum. - Berlin, Hamburg
- SCHNEIDER, R. (1992): Gefügegenwicklung in gespültem und geschütteten Neuland aus Löß und Hafenschlick. - Dissertation Trier
- SCHRÖDER, D., STEPHAN, S. und H. SCHULTE-KARRING (1985): Eigenschaften, Entwicklung und Wert rekultivierter Böden aus Löß im Gebiet des Rheinischen Braunkohlen-Tagebaus. - Z. Pflanzenernähr., Bodenkunde 148, 131-146
- THALMANN, A. (1967): Über die mikrobielle Aktivität und ihre Beziehung zu Fruchtbarkeitsmerkmalen unter besonderer Berücksichtigung der Dehydrogenaseaktivität. - Dissertation Gießen
- WELTE, E. (1952): Zur Konzentrationmessung von Huminsäuren und Wege ihrer Reindarstellung. - Z. Pflanzenern. Düng. Bodenk. 56, 105-139
- ZIECHMANN, W. (1980): Huminstoffe. - Weinheim, Deerfield Beach, Florida, Basel

### Danksagung:

Das Projekt wurde unterstützt vom Forschungsfond des Ministers für Wissenschaft und Weiterbildung des Landes Rheinland-Pfalz

Für die sorgfältige Analytik der in Tabelle 1 gezeigten Werten sei Marion Winkens gedankt.

**EINFLUSS DER MINERALISCHEN BODENSUBSTANZ AUF DEN ABBAU VON  
BUCHENSTREU UND DEN AUFBAU ORGANO-MINERALISCHER KOMPLEXE**

von

SCHÄFER, D., F. ZIEGLER und W. ZECH\*)

### Einleitung und Problemstellung

Die mineralische Bodensubstanz ist, v.a. über die Stabilisierung organischen Materials in Form organo-mineralischer Komplexe (OMKs), ein wichtiger Steuerungsfaktor des Streuabbaus [u.a. OADES, 1988]. Zur begrifflichen Klärung seien OMKs hier als direkte Verbindungen organischer (Makro)Moleküle mit Mineralpartikeln definiert, also ausschließlich der organo-mineralischen Gemenge in Aggregaten.

In einem orientierenden Laborversuch sollte der kurz- und mittelfristige Einfluß von Textur und Kalkgehalt auf den Abbau von Buchenstreu und den Aufbau von OMKs untersucht werden.

### Material und Methoden

Die Feinschluff- und Tonfraktion (fUT) eines IISd-Horizontes wurde mit inertem IICv-Material (mittelschluffiger Gneiszersatz; 0.1%  $C_{org}$ ) und  $CaCO_3$  in wechselnden Anteilen gemischt, so daß sich sieben Ansätze unterschiedlicher Textur bzw. unterschiedlichen Kalkgehaltes ergaben (Abb. 1). Diese Versuchsansätze wurden nach Zugabe von grob zerkleinerter Buchenstreu (Lv-Material) in je vier Parallelen ein Jahr lang inkubiert (20°C, 25 Befeuchtungs/Austrocknungs-Zyklen).

Eine Dichtefraktionierung mit Bromoform/Ethanol-Gemischen der Dichten 1,6, 2,0 und 2,4  $g/cm^3$  wurde durchgeführt, um die OMKs als Dichtefraktion 2,0-2,4  $g/cm^3$  aus den Proben zu isolieren [BEUDERT, 1988]. In den Gesamtproben und allen Fraktionen wurden die Trockenmassen, die C- und die N-Gehalte bestimmt.

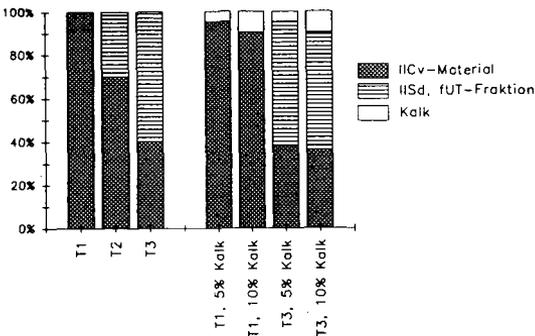


Abb. 1: Zusammensetzung der Versuchsansätze

\*) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, W-8580 Bayreuth

## Ergebnisse und Diskussion

### Einfluss der Textur auf den Streuabbau

In den feiner texturierten Varianten war der Abbau der Buchenstreu signifikant höher (Abb. 2). Ursache sind vermutlich die besseren Lebensbedingungen für Mikroorganismen in den stärker aggregierten Varianten T2 und T3, speziell ein besserer Schutz vor Austrocknung [VAN VEEN ET AL., 1984]. Tatsächlich weisen feiner texturierte Böden im allgemeinen eine höhere Biomasse auf [z.B. AMATO & LADD, 1992]. Wegen der Verwendung weitgehend intakten Pflanzenmaterials anstelle einfacher organischer Substrate wie Cellulose konnte die stabilisierende Wirkung der Tonminerale (Bildung von OMKs) im Versuchszeitraum noch nicht wirksam werden.

In der zweiten Jahreshälfte kam es in den fUT-reichen Ansätzen zwar zu einer Verzögerung des Abbaus, was aber auf den Einschluß von Abbauprodukten und organischer Feinsubstanz im (für Mikroorganismen weitgehend unzugänglichen) Inneren von Aggregaten zurückgeführt werden muß [OADES, 1988]. Die Bildung von OMKs spielte mengenmäßig noch keine Rolle (vgl. Abb. 5).

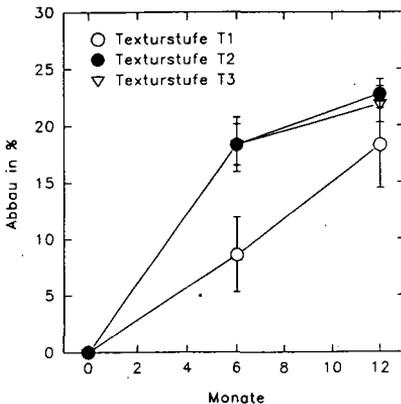


Abb. 2: Einfluß der Textur auf den Streuabbau

### Einfluss des Kalkgehaltes auf den Streuabbau

Es deutete sich ein für den Streuabbau optimaler Kalkgehalt von etwa 15% in den fUT-reichen bzw. 5% in den fUT-armen Varianten an. Ein aus den Meßwerten abgeleiteter, hypothetischer Zusammenhang zwischen Kalkgehalt und Streuabbau ist in Abb. 3 angedeutet: mit steigendem Kalkgehalt überwiegt gegenüber der abbaufördernden Wirkung des Kalkes immer deutlicher die Bildung von *inherited humin* (durch Kalküberzüge vor weiterem Abbau geschütztes, nur wenig verändertes Pflanzenmaterial) [DUCHAUFOR, 1976] und der Ca-vermittelte Einbau organischer Substanz in OMKs. Die Textur modifizierte diesen Kalkeinfluß, der in der fUT-reichen Variante wesentlich stärker ausgeprägt war.

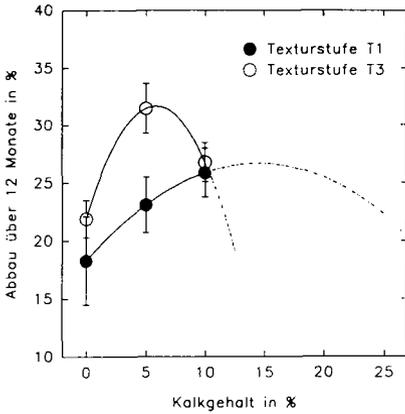


Abb. 3: Einfluß des Kalkgehaltes auf den Streuabbau

Ergebnisse der Dichtefraktionierung

Das Verfahren der Dichtefraktionierung erwies sich als gut geeignet, OMKs aus den Proben zu isolieren und den Verlauf des Abbaus näher zu charakterisieren. Die gewonnene OMK-Fraktion unterschied nach C-Gehalt und C/N-Verhältnis sowie auch rein optisch sehr deutlich von den organischen Fraktionen und der Mineralsubstanz (Tab. 1)

Tab. 1: Bereiche der Kohlenstoffgehalte und C/N-Verhältnisse in den vier Dichtefraktionen nach einjähriger Inkubation

Dichtefraktion	<1.6	1.6-2.0	2.0-2.4	>2.4
Kohlenstoffgehalte	31.0 - 36.2	25.9 - 32.8	3.8 - 12.7	0.2 - 1.7
C/N-Verhältnisse	31 - 46	33 - 43	18 - 24	9 - 18

Es kam zu einer in ihrem Ausmaß texturabhängigen Umverteilung des organischen Kohlenstoffs aus der leichtesten Fraktion <1.6 g/cm<sup>3</sup> (= weitgehend unzersetztes Streumaterial) in die Fraktionen 1.6 - 2.0 g/cm<sup>3</sup> (= organische Feinsubstanz und Mikroaggregate) und 2.0 - 2.4 g/cm<sup>3</sup> (= OMKs). Die Zunahme des Anteils der Fraktion 1.6 - 2.0 g/cm<sup>3</sup> wurde erkennbar von den gleichen Faktoren gesteuert wie der Streuabbau selbst (Abb. 4); hierbei handelt es sich demnach um eine direkte Folge des Streuabbaus. Die Bildung von OMKs war dagegen sehr stark texturabhängig (Abb. 5). Die Stagnation in der zweiten Jahreshälfte könnte auf eine begrenzte Bindungskapazität der Mineralsubstanz für organischen Kohlenstoff hindeuten [RICHTER ET AL., 1975].

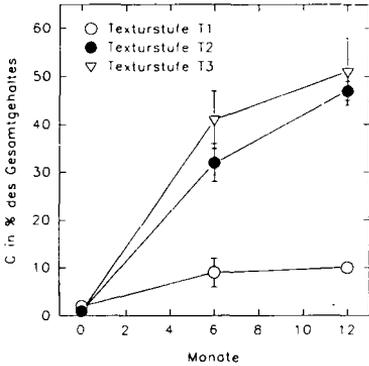


Abb. 4: Einfluß der Textur auf den Kohlenstoffanteil der Fraktion 1.6-2.0 g/cm<sup>3</sup>

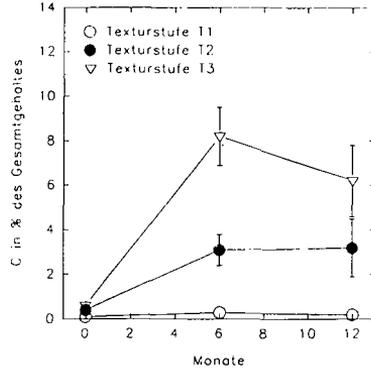


Abb. 5: Einfluß der Textur auf den Kohlenstoffanteil der OMK-Fraktion 2.0-2.4 g/cm<sup>3</sup>

### Zusammenfassung

Sowohl eine feinere Textur als auch ein höherer Kalkgehalt wirkten während der ersten 12 Monate eines Inkubationsversuches stimulierend auf den Abbau von Buchenstreu, vermutlich aufgrund der besseren Lebensbedingungen für Mikroorganismen.

Die Stabilisierung organischer Substanz durch Einbau in OMKs spielt in dieser Anfangsphase noch keine Rolle. Dagegen ist die (in tonreichen Böden schlechtere) Zugänglichkeit des Substrates für Mikroorganismen ein wichtiger Steuerungsfaktor des Abbaus. Aus den Daten konnte ein hypothetischer Zusammenhang zwischen Kalkgehalt und Streuabbau abgeleitet werden, der ein Abbaupotimum bei Kalkgehalten von (je nach Textur) 5% bis 15% beinhaltet.

Die Verwendung intakter Pflanzenstreu lieferte vermutlich ökologisch relevantere Ergebnisse als die üblichen Versuche mit einfachen organischen Substraten.

### Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des SFB 137 C1 von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziell unterstützt.

### Literatur

- AMATO, M. & LADD, J.N. (1992): Soil Biol. Biochem. 24, 455-464
- BEUDERT, G. (1988): Bayreuther Bodenk. Ber. 8
- DUCHAUFOR, P. (1976): Geoderma 15, 31-40
- OADES, J.M. (1988): Biogeochem. 5, 35-70
- RICHTER, M. ET AL. (1975): J. Soil Sci. 26, 112-123
- VAN VEEN, J.A. ET AL. (1984): Plant & Soil 76, 257-274

## **Mikrokosmosversuche zum Einfluß von Temperatur und Sauerstoffverfügbarkeit auf den mikrobiellen Streuabbau**

Regina Pöhhacker und Wolfgang Zech\*

### **I Einführung:**

Im Rahmen einer zwei-jährigen Laborstudie wurde der steuernde Einfluß von Temperatur (5, 12, 22 und 32°C) und Sauerstoffverfügbarkeit unter konstanten Feuchtebedingungen auf Umsetzungsprozesse im Lv-Horizont eines Buchenstandortes untersucht. Die Messung der mikrobiellen Aktivität zum Zeitpunkt der Probenahme erfolgte über die basale und substratinduzierte CO<sub>2</sub>-Produktion (SIR) und den extrahierbaren Biomasse-C nach Chloroformbegasung (Fumigation/Extraktion). Um die Veratmung der leicht verfügbaren C-Fractionen in der Initialphase des Streuabbaus zu verfolgen, wurde periodisch der organische Kohlenstoff sowie der Anteil an Polysacchariden quantifiziert.

### **II Material und Methoden:**

1. Die Buchenstreu (Lv-Horizont; *Fagus sylvatica*) entstammt einem Standort (Humusform Moder) in der Nähe Bayreuths (Profilbeschreibung bei Kögel, 1987). Je 25g wurden aerob und wassergesättigt (anaerob) in Plastikgefäßen inkubiert. Das Redoxpotential und der Sauerstoffgehalt der anaeroben Proben wurde mit Hilfe einer Pt-Elektrode (Ingold) und einer Clark-Elektrode (WTW) überprüft. Chemische Kenndaten des Lv-Materials: pH (H<sub>2</sub>O) 5,65; C, 44,8%; N, 1,18%; C/N 38,5
2. Die Messung des Gesamtgehaltes an Kohlenstoff und Stickstoff erfolgte über eine trockene Veraschung bei 1200°C (C/N Analyzer, Carlo Erba).
3. Nach zweistufiger Hydrolyse mit 1N HCl und 72% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> wurden die aufgeschlossenen Polysaccharidfraktionen Nichtzellulose (z.T. Hemizellulosen) und Zellulose mit 3-Methyl-Benzothiazolinon-Hydrazon-Hydrochlorid (MBTH) in einen blaugrünen Farbkomplex überführt (Johnson und Sieburth, 1977).
4. Die basale und substratinduzierte Atmung (SIR) modifiziert nach Anderson und Domsch (1978) wurde Handelsinspritzung an einem Gaschromatographen (Shimadzu mit TCD) gemessen.
5. Unmittelbar nach Messung der basalen Respiration wurde ein Teil der Proben mit 80 ml 0,5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> extrahiert, der andere Teil 24h lang mit ethanolfreiem Chloroform fumigiert und ebenfalls extrahiert (Vanice et al., 1987). Die Messung des Gehaltes an gelöstem organischen Kohlenstoff erfolgte am Dormann DC 90 nach Filtration über 0,45 µm Polysulfon-Membranfilter. Der Biomasse-C wurde nach Scholle et al. (1992) berechnet.

### **III Ergebnisse:**

Dargestellt wurde der relative Vorrat an Kohlenstoff und Polysacchariden. Mit zunehmender Temperatur bis 32°C erhöhte sich der aerobe mikrobielle Streuabbau, gekennzeichnet durch einen hohen C<sub>org</sub>- und Polysaccharidverlust. Innerhalb der ersten 30 Tage nach Versuchsbeginn steigerte sich der C<sub>org</sub>-Abbau von 14% bei 5 und 12°C auf 19 und 20% bei 22 und 32°C (Abb. 1a). Bei längerer Inkubation bis zu 730 Tagen zeigten die 22°C Varianten einen maximalen Umsatz. Die Abbauraten lagen nach diesem Zeitraum bei 24% für die 5°C Varianten, 37% bei 12°C, 54% bei 22°C und bei 32°C wurden 35% des Kohlenstoffs abgebaut.

Abbildung 1b zeigt, daß unter anaeroben Bedingungen steigende Temperaturen bis 32°C den Abbau des organischen Kohlenstoffs innerhalb der ersten 30 Tage nur um höchstens 6% förderten. Damit war der aerobe Abbau um den Faktor 3,3 schneller als unter anaeroben Bedingungen. In den wasserüberstauten Proben lag das Maximum des Abbaus generell bei 32°C. Nach 730 Tagen waren noch 75% des organischen Kohlenstoffs vorhanden. Bis zum Versuchende wurde der C<sub>org</sub> unter aeroben Bedingungen doppelt so schnell abgebaut wie unter anaeroben.

\*Lehrstuhl f. Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth, Postfach 101251, D 8580 Bayreuth

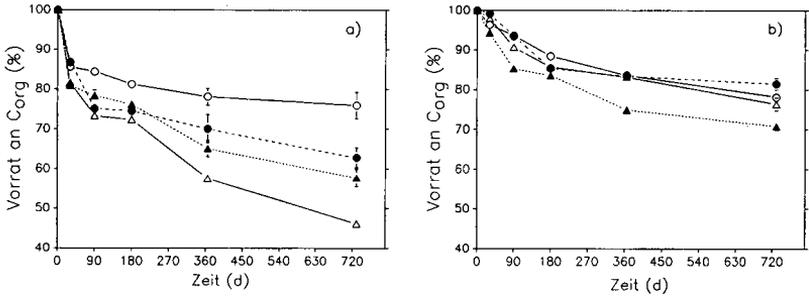


Abb. 1: Einfluss von Temperatur auf den Vorrat an C<sub>Org</sub> unter aeroben a) und anaeroben Bedingungen b)  
 ○—○ 5°C ●—● 12°C △—△ 22°C ▲—▲ 32°C

Der Anteil an Gesamtzuckern betrug zu Beginn der Inkubation 50% der organischen Substanz. Während die Zellulose eine ähnliche aerobe Abbaudynamik wie der Gesamtkohlenstoff zeigte (Abb. 2c), wies die Nichtzellulosefraktion kein ausgeprägtes Temperaturmaximum auf (Abb. 2a). Nach Beendigung des Versuchs waren noch 57% bei 5°C und 27% bei 22°C der Hemizellulose- und 36% der Zellulosevorräte vorhanden.

Abbildung 2b und 2d zeigen den anaeroben Polysaccharidabbau. Anaerobe Bedingungen und hohe Temperaturen (22 und 32°C) führten zu hohen Hemizelluloseverlusten von 42%. Bei weiterer Inkubation fand ein stetiger Abbau der Hemizellulosen nur bei 22°C statt. In allen anderen Temperaturvarianten akkumulierte diese Kohlenstofffraktion.

Der aerobe Abbau der Cellulose war insgesamt um das 1,1 bis 1,6-fache schneller als der anaerobe Umsatz. Erst nach 730 Tagen anaerober Inkubation wurde bei 32°C ebenso viel Cellulose umgesetzt wie unter aeroben Bedingungen.

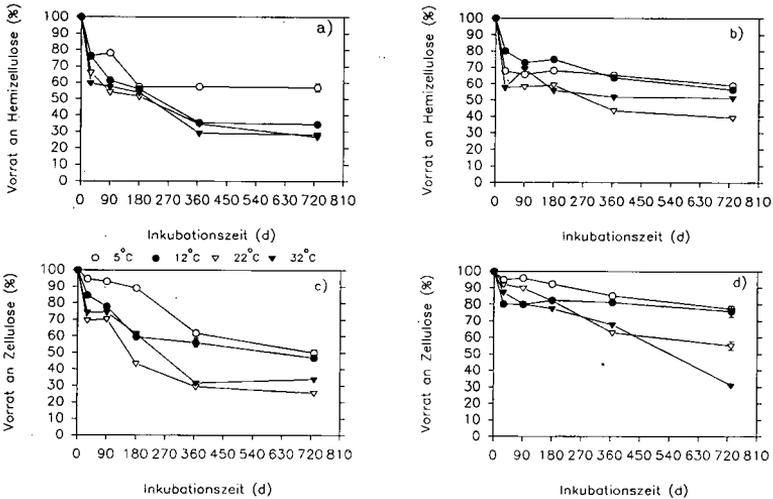


Abb. 2: Einfluß von Temperatur und Sauerstoff auf verschiedene Polysaccharidfraktionen: Hemizellulosen aerob a) und anaerob b), Zellulose aerob c) und anaerob d)

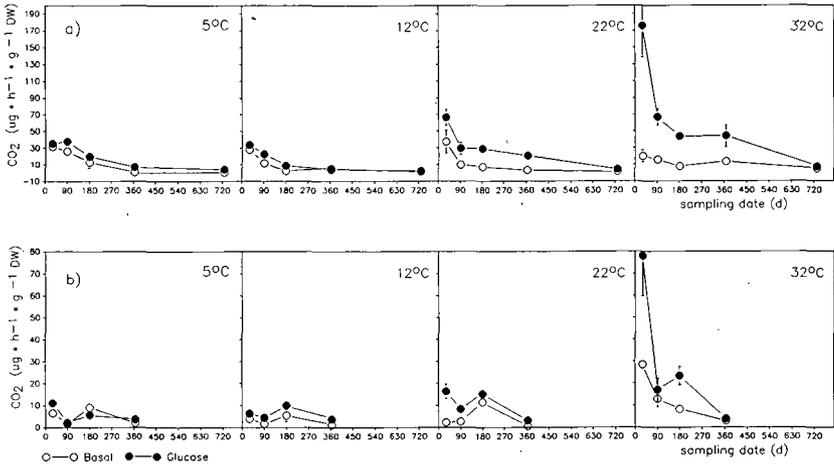


Abb.3: Aerobe a) und anaerobe CO<sub>2</sub>-Produktion in Abhängigkeit von der Temperatur b)

Temperatureffekte auf den Umsatz der organischen Substanz lassen sich ebenfalls deutlich durch die mikrobielle Aktivität beschreiben (SIR). Eine Temperaturerhöhung um 10°C (Q10) von 12 auf 22°C verdoppelte die basale und substratinduzierte CO<sub>2</sub>-Produktion wie aus Abbildung 3a ersichtlich ist. Unter anaeroben Bedingungen (Abb.3b) wird die CO<sub>2</sub>-Freisetzung mit Erhöhung der Temperatur von 22 auf 32°C um das 4-fache gesteigert, mit zunehmender Inkubationszeit nur noch um das Doppelte. Nach einer Inkubationszeit von 730 Tagen bestanden keine temperaturbedingten Unterschiede mehr zwischen basaler und substratinduzierter CO<sub>2</sub>-Produktion.

#### IV Schlußfolgerungen:

Anhand der Mikrokosmosversuche konnte gezeigt werden, daß unter dem Einfluß steigender Temperaturen (5, 12, 22 und 32°C) C<sub>Org</sub>, Hemizellulosen und Zellulose aus Buchenstreu innerhalb von 30-90 Tagen die höchsten Abbauraten aufwiesen. In den Untersuchungen von Sauerbeck & Gonzalez (1976) und Gale & Gilmour (1988) war die Zersetzung von organischer Substanz begleitet von einem initialen raschen Gewichtsverlust. Leaching und mikrobielle Umsetzung leicht verfügbarer Fraktionen zu CO<sub>2</sub> bilden die Hauptprozesse, wie für den anaeroben Abbau gezeigt werden konnte. Der aeroben Streuabbau war geprägt von einem Maximum bei 22°C, während unter anaeroben Bedingungen die höchsten Umsatzraten von C<sub>Org</sub> und Zellulose bei 32°C zu beobachten waren. Mikroorganismen sind ebenfalls in der Lage, Hemizellulosen zu produzieren. Darauf könnte die Akkumulation der Nichtzellulosefraktion unter anaeroben Bedingungen hindeuten. Dagegen zeigte der Celluloseabbau sowohl aerob als auch anaerob eine deutliche Temperaturabhängigkeit. Nach Paul und Clark (1989) unterstützen hohe Ammoniumgehalte und pH-Werte zwischen 6-7 den Celluloseabbau, wie sie auch in den hier untersuchten anaeroben Proben vorlagen.

Die Messung der mikrobiellen Aktivität über die CO<sub>2</sub>-Produktion mit Hilfe der SIR erwies sich als geeigneter Parameter um Temperatureffekte aufzuzeigen. Durch die Zugabe von Glucose nach der Probenahme und der parallelen Messung der basalen Respiration konnten Substratdefizite mit zunehmender Temperatur deutlich gemacht werden. Nach der Wiederbefeuchtung der Streu

zu Versuchsbeginn wurde eine rasche Erschließung der Nahrungsressourcen bei einer Temperatur von 32°C durch die Mikroorganismen gefördert. Da aber im Verlauf der Inkubation keine weitere organische Substanz hinzugefügt wurde, läßt der höhere Streugewichtsanteil bei 32°C bis zum Versuchsende auf eine Erschöpfung der leicht verfügbaren mikrobiellen Nahrungsquellen schließen. Die Messung des Biomasse-C ergab keine temperaturabhängigen Unterschiede.

#### **IV Literatur:**

- Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* Vol 10, pp. 215-221.
- Anderson, Th. und Domsch, K.H. (1993): The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 25, No. 3, pp. 393-395.
- Gale, P.M., Gilmour, J.T. (1988): Net mineralization of carbon and nitrogen under aerobic conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 1006-1010
- Heilmann, B., Beese, F. (1991): Variabilität der mikrobiellen Aktivität und Biomasse eines großen Bodenkollektivs in Abhängigkeit von verschiedenen Standortparametern. *Mitteilg. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.*, 66, 1, 495-498.
- Johnson, K.M., Sieburth, J. McN. (1977): Dissolved carbohydrates in seawater. I. A precise spectrophotometric analysis for monosaccharides. *Marine Chem.* 5, 1-13.
- Kögel, I. (1987): Organische Stoffgruppen in Waldhumusformen und ihr Verhalten während der Streuzersetzung und Humifizierung. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* Bd. 1.
- Paul, E.A., Clark, F.E (1989): *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press Inc. San Diego
- Sauerbeck, D.R. and Gonzales, M.A. (1976): Field decomposition of carbon -14-labelled plant residues in various soils of the Federal Republik of Germany and Costa Rica. In: *Soil organic matter studies Vol. I*, International Atomic Energy Agency and The Food And Agriculture Organisation of the united Nations, Symposium in Braunschweig 1976.
- Scholle, G., Wolters, V. und Joergensen, R.G. (1992): Effects of mesofauna on the microbial biomass in two moder profiles. *Biol Fertil Soils* 12: 253-260.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. (1987): An extraction method for measuring microbial C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 159-164.

#### **Danksagung:**

Für die finanzielle Unterstützung des Projektes danken wir der DFG, Sonderforschungsbereich 137/C1.

## **STREUZERSETZUNG UND HUMIFIZIERUNG IN DER GEMÄßIGTEN UND DER MEDITERRANEN KLIMAZONE**

von  
**Anja Miltner\***

### **1. Einleitung**

Im Zusammenhang mit möglichen Folgen der globalen Klimaveränderung wird auch die Frage nach dem Verhalten des Humuskörpers unter verschiedenen Klimabedingungen diskutiert. Unterschiede sowohl im Humusvorrat als auch in der Humusqualität sind deshalb zu erwarten, weil die Streuzersetzung und Humifizierung als pedologischer und biologischer Prozeß von Temperatur und Niederschlag abhängen sollte (z.B. JENNY, 1941 und ZECH et al, 1989). In dieser Studie werden Humusprofile aus der gemäßigten Zone (Oberfranken) solchen aus dem mediterranen Bereich (Südwesttürkei) gegenübergestellt.

### **2. Material und Methoden**

Es wurden aus beiden Klimazonen je drei Profile ausgewählt, die die Humusformen Mull, Moder und Rohhumus repräsentieren. Alle Daten für die oberfränkischen Böden wurden aus KÖGEL (1987), KÖGEL-KNABNER et al. (1988) und BEUDERT (1988) entnommen. Eine kurze Beschreibung der Böden gibt Tab. 1.

Die C- und N-Gehalte der Proben wurden an einem Carlo-Erba-C/N-Analyser (ANA 1500) bestimmt. Die Quantifizierung der Gesamtzucker erfolgte colorimetrisch mit der MBTH-Methode (JOHNSON und SIEBURTH, 1977) nach Hydrolyse mit 72 %iger und 1 M  $H_2SO_4$  (BOCHTER, 1984). Die Ligninkennzahlen V+S+C und  $(ac/al)_V$  als Maß für intakte Ligninstrukturen bzw. die oxidative Veränderung des Restlignins erfolgte mittels CuO-Oxidation und RP-HPLC (HEDGES und ERTEL, 1982; KÖGEL und BOCHTER, 1985). Des Weiteren wurden CP/MAS- $^{13}C$ -NMR-Spektren aufgenommen. Zur Quantifizierung wurden die Spektren in vier Bereiche (Alkyl-C, O-Alkyl-C, Aryl-C und COOH-C) unterteilt und integriert FRÜND und LÜDEMANN (1989). Die Proben wurden außerdem mit Bromoform-Ethanol-Gemischen der Dichten 1,6, 2,0 und 2,4 g/cm<sup>3</sup> dichtefraktioniert (BEUDERT, 1988). Die Fraktionierung in Huminsäure-(HA), Fulvosäure-(FA) und Huminfractionen (Hu) ist in KÖGEL-KNABNER et al. (1988) beschrieben.

### **3. Ergebnisse und Diskussion**

Die Böden unterscheiden sich nicht in den C-Gehalten und -Tiefenprofilen (Tab. 1). Für die oberfränkischen Standorte liegen die N-Gehalte der Streu höher als für die entsprechenden Böden in der Türkei. In beiden Gebieten ist der N-Gehalt der Streu in den Mullprofilen am höchsten (Tab. 1). Demnach ist N-reiche Streu eine Voraussetzung für die Mullbildung. Die C/N-Verhältnisse der Ah-Horizonte zeigen unabhängig von der Klimazone typische Werte für Mull (10), Moder (17) und Rohhumus (22).

Ein ähnliches Bild ergibt sich für die Gesamtzuckergehalte der Ah-Horizonte (Abb. 1): Die Werte für die beiden Mullprofile liegen mit etwa 290 mg/g O.S. am höchsten, die Moderprofile nehmen mit ca. 260 mg/g O.S. eine Mittelstellung ein, während die Ah-Horizonte der Rohhumusprofile nur etwa 135 mg/g O.S. enthalten. Die Abnahme der Zuckergehalte mit zunehmender Tiefe ist in den Rohhumusprofilen stärker als in den Mullprofilen. Dies deutet darauf hin, daß die Abnahme des Gesamtzuckergehaltes in den Profilen groß ist, in denen die Mineralisationsrate im Vergleich zum Streuinput gering ist.

Für die Ligninkennzahlen sind deutliche Unterschiede zwischen den Profilen der beiden Klimazonen zu erkennen. In der Türkei zeigt das Mullprofil die stärkste Abnahme von V+S+C, im Rohhumus sinken die Werte dagegen nur geringfügig. Dieser Trend kehrt sich für Oberfranken um: Hier ist die V+S+C-Abnahme im Roh-

\* Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, 95440 Bayreuth  
Die Arbeit wurde von der DFG (SFB 137 C1) finanziell unterstützt

humus am ausgeprägtesten, während die Veränderung im Mullprofil nur schwach ist (Abb. 2).  $(ac/al)_V$  zeigt bereits in der Streu deutliche Unterschiede zwischen den beiden Klimazonen (Abb. 3). Die Werte liegen in Oberfranken unter 0,2, während in der Türkei um 0,4 gemessen werden. Die prozentuale Zunahme (auf den Wert im L-Horizont bezogen) ist jedoch in der Türkei außer im Falle des Mullprofils geringer als in Oberfranken. Das Muster der Tiefenprofile entspricht in etwa dem für V+S+C. Die Ligninkennzahlen deuten auf unterschiedliche Entstehungsmechanismen der Humusprofile hin: In der Türkei ist das Mullprofil das mit der geringsten Mineralisationsrate. Zur Entwicklung eines Mulls kommt es, weil die Streuzulieferungsrate im Vergleich zur Mineralisationsrate sehr gering ist. Genau das Gegenteil trifft für das Rohhumusprofil zu. In Oberfranken ist dagegen die Mineralisationsrate im Mullprofil hoch und im Rohhumus gering. Die Veränderung des Lignins ist groß, wenn die Mineralisationsrate absolut gering ist.

Wie die Ligninkennzahlen verändern sich die relativen Intensitäten der COOH-C- und Alkyl-C-Bereiche in den NMR-Spektren mit der Tiefe am stärksten für den Mull in der Türkei und für den Rohhumus in Oberfranken. Aryl-C verhält sich genau umgekehrt, während O-Alkyl-C in allen Profilen gleich stark abnimmt (Abb. 4).

Die C-Verteilung auf die Dichtefraktionen ist von der Humusform abhängig: In der Reihe Mull < Moder < Rohhumus gewinnt die Fraktion  $d = 1.6 - 2.0 \text{ g/cm}^3$  an Bedeutung (Abb. 5). In den Mullprofilen ist die Mineralisation bzw. die Einbindung der organischen Substanz in die organo-mineralischen Komplexe ( $d = 2.0 - 2.4 \text{ g/cm}^3$ ) im Vergleich zur Anlieferung so schnell, daß das Übergangsstadium  $d = 1.6 - 2.0 \text{ g/cm}^3$  nicht akkumuliert wird.

Der in der Huminsäurefraktion (HA) gebundene Anteil von  $C_{org}$  nimmt in allen Profilen mit der Tiefe zu (Abb. 6). Dabei sind zwei Trends erkennbar: (1) Die HA-Anteile sind in der Türkei geringer, und (2) sie steigen für beide Klimazonen in der Reihenfolge Mull < Moder < Rohhumus.

#### 4. Schlußfolgerungen

Insgesamt ergibt sich folgendes Bild: Einige Humuskenngrößen bzw. ihre Veränderungen stehen im Zusammenhang mit der Humusform, d.h. dem Gleichgewicht zwischen Streuinput und Mineralisation. Dazu gehören das C/N-Verhältnis, die Gesamtzuckergehalte, der Anteil der Dichtefraktion  $d = 1.6 - 2.0 \text{ g/cm}^3$  und der HA-Anteil. Andere Humuseigenschaften (V+S+C, COOH-C und Alkyl-C) verändern sich mit der Mineralisationsrate. Dabei gilt allgemein, daß die strukturchemische Veränderung der organischen Substanz bei geringer (relativer bzw. absoluter) Mineralisationsrate groß ist. Ein Klimateffekt, der durch die besprochenen Abhängigkeiten überlagert wird, ist darin zu erkennen, daß in der Türkei die Mineralisationsrate tendentiell höher und damit verbunden die strukturchemischen Veränderungen der organischen Substanz geringer sind.

#### 5. Literatur

- BEUDERT, G. (1988): Mikromorphologische, naßchemische und  $^{13}\text{C}$ -NMR-spektroskopische Kennzeichnung der organischen Substanz von Waldhumusprofilen nach Dichtefraktionierung. Bayreuth, Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 8.
- BOCHTER, R. (1984): Bestimmung cellulösich und nichtcellulösich gebundener Neutralzucker in Bodenhydrolysaten mit Hilfe von Hochleistungsdünnschichtchromatographie. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147: 203 - 209.
- FRÜND, R., LÜDEMANN, H.-D. (1989): The quantitative analysis of solution- and CPMAS-C-13 NMR spectra of humic material. Sci. Total Environ. 81/82: 157 - 168.
- HEDGES, J.I., ERTEL, J.R. (1982): Characterization of lignin by gas capillary chromatography of cupric oxide oxidation products. Anal. Chem. 54: 174 - 178.
- JENNY (1941): Factors of soil formation. McGraw-Hill, New York, 281 S.
- JOHNSON, K.M., SIEBURTH, J.MCN (1977): Dissolved carbohydrates in seawater. I, A precise spectrophotometric analysis for monosaccharides. Mar. Chem. 5: 1 - 13.
- KÖGEL, I. (1987): Organische Stoffgruppen in Waldhumusprofilen und ihr Verhalten während der Streuzersetzung und Humifizierung. Bayreuth, Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 1.
- KÖGEL, I., BOCHTER, R. (1985): Characterization of lignin in forest humus layers by high-performance liquid chromatography of cupric oxide oxidation products. Soil Biol. Biochem. 17: 637 - 640.
- KÖGEL-KNABNER, I., ZECH, W., HATCHER, P. (1988): Chemical composition of the organic matter in forest soils: The humus layer. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151: 331 - 340.
- ZECH, W., HAUMAIER, L., KÖGEL-KNABNER, I. (1989): Changes in aromaticity and carbon distribution due to pedogenesis. Sci. Total Environ. 81/82: 179 - 186.

Tab. 1: Allgemeine Charakterisierung der untersuchten Profile

Humusform	Oberfranken				Türkei			
	Horizont	% C <sub>org</sub>	% N <sub>tot</sub>	C/N	Horizont	% C <sub>org</sub>	% N <sub>tot</sub>	C/N
Mull	Lv	47,2	2,82	17	L	38,3	1,53	25
	LAh	16,8	1,25	13	Of	37,2	1,16	32
	Ah	7,7	0,76	10	Ah1	8,4	0,78	11
Moder	Lv	47,3	1,73	27	Ln	47,8	0,53	90
	Ld	47,1	2,16	22	Lv	46,8	0,62	76
	Of1	44,8	2,35	19	Of	43,2	0,77	56
	Of2	43,2	2,54	17	OfOh	36,5	0,88	41
	Ohf	37,5	2,11	18	Oh	20,6	0,79	26
	AhOh	17,5	1,05	17	Ah1	7,5	0,43	17
	Ah	8,8	0,48	18				
Rohhumus	Lv	52,5	1,33	40	L	49,1	0,75	65
	Ld	49,6	1,62	31	Ld	44,2	0,89	50
	Odff	51,0	1,83	28	Of	38,0	1,10	35
	Odff1	51,1	2,20	23	Oh1	30,7	1,14	27
	Odff2	47,5	1,94	25	Oh2	21,3	0,41	52
	Odffh1	47,3	1,70	28	Ah	7,4	0,32	23
	Odffh2	45,2	1,63	28				
	AehOh	20,9	0,82	25				
Aeh	10,2	0,49	21					

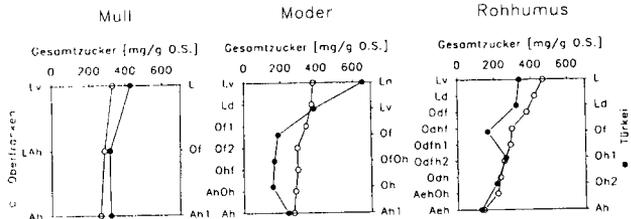


Abb. 1: Tiefenprofile der Gesamtzuckergehalte (Horizontbezeichnungen: links Oberfranken, rechts Türkei)

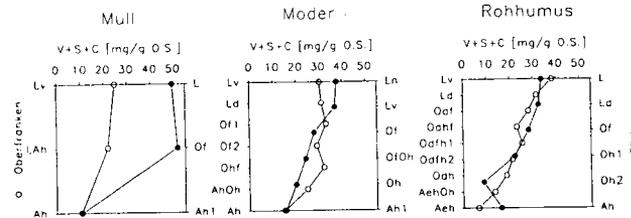


Abb. 2: V+S+C-Tiefenprofile (Horizontbezeichnungen: links Oberfranken, rechts Türkei)

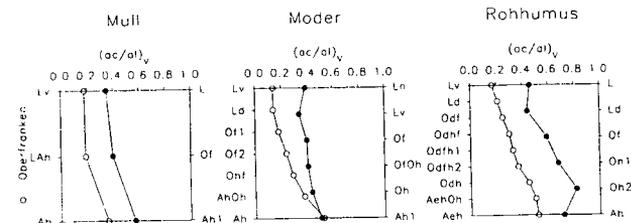


Abb. 3: (ac/al)<sub>Y</sub>-Tiefenprofile (Horizontbezeichnungen: links Oberfranken, rechts Türkei)

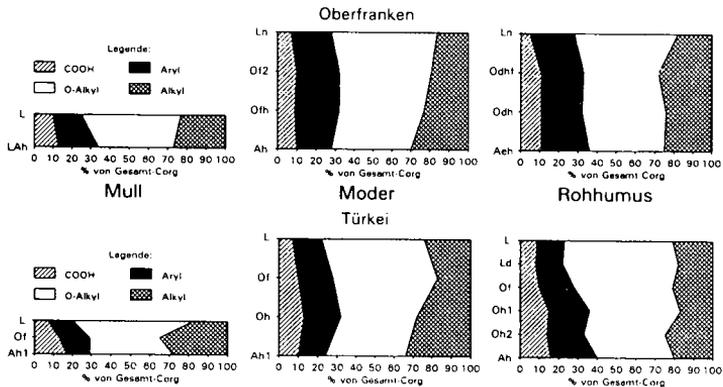


Abb. 4: C-Verteilung auf die Bereiche der CP/MAS-<sup>13</sup>C-NMR-Spektren

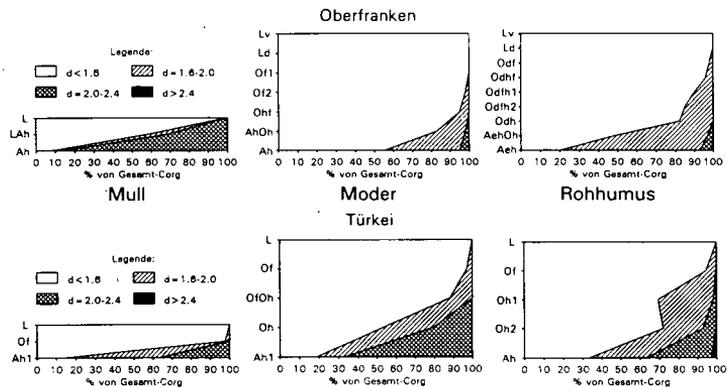


Abb. 5: C-Verteilung auf die Dichtefractionen

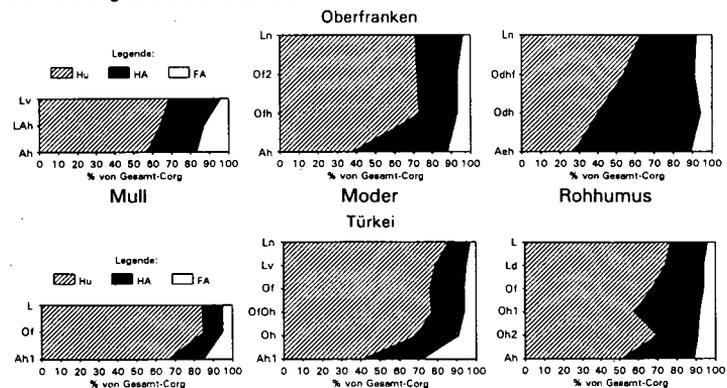


Abb. 6: C-Verteilung auf die Huminstofffraktionen

## Elementarer Kohlenstoff - Quelle hocharomatischer Huminstoffe?

von

Haumaier, L. <sup>+</sup>)

Die gängigen Vorstellungen über die Entstehung von Huminstoffen gehen davon aus, daß relativ schwer abbaubare Makromoleküle, wie z. B. Lignin, selektiv angereichert und oxidativ zu Huminstoffen verändert werden (Abbaumodelle), oder daß niedermolekulare Abbauprodukte wie Zucker, Aminosäuren, phenolische Säuren usw. in zufälligen Kondensationsreaktionen Huminstoffpolymere bilden (Kondensationsmodelle). Allen diesen Modellen liegt die Annahme zugrunde, daß biologische Makromoleküle entweder direkt oder indirekt das Ausgangsmaterial für die Humifizierung darstellen. Aus diesen Vorstellungen heraus wurden Strukturmodelle für Huminstoffe abgeleitet, die viele aromatische Ringe mit vielen phenolischen Gruppen enthalten.

Der Einsatz der <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie in der Huminstoff-Forschung führte zu der Erkenntnis, daß Huminstoffe nicht immer so aromatisch sind wie lange Zeit angenommen. Das betrifft insbesondere die Huminstoffe aus dem aquatischen Bereich, aber auch die aus verrottendem Pflanzenmaterial wie z.B. Komposten oder Torfen. Zum anderen zeigte sich aber, daß es auch ganz besonders aromatische Huminsäuren gibt, die überwiegend oder nahezu ausschließlich aus aromatischem und Carboxyl-Kohlenstoff bestehen. Solche Huminsäuren findet man in Böden unterschiedlichster Genese. In Abb. 1 sind Beispiele von <sup>13</sup>C-NMR-Spektren solcher Huminsäuren zusammengestellt. Allen ist gemeinsam, daß der Aromatenpeak bei 130 ppm und der Carboxylpeak bei 175 ppm das Spektrum dominieren. Weiterhin wird am Beispiel des Atlantischen Rankers deutlich, daß die Intensitäten im Kohlenhydrat- und Alkylbereich (0 - 110 ppm) mit zunehmender Tiefe im Profil, d.h. mit zunehmendem Alter, deutlich zurückgehen. Daraus läßt sich schließen, daß die carboxyl-substituierten Aromaten die abbauresistentesten Anteile der organischen Substanz sind. Besonders bemerkenswert ist, daß kaum Signale für phenolischen Kohlenstoff im Bereich um 150 ppm erkennbar sind. Diese Aromaten zeigen also keinerlei Ähnlichkeit mit Lignin, das ja ein bis drei phenolische Kohlenstoffatome pro Ring enthält, je nach Art der Lignin-Monomeren. Würde man annehmen, daß die hocharomatischen Huminsäuren aus Lignin oder seinen Abbauprodukten entstehen, so müßte man Reaktionswege postulieren, die dazu führen, daß die sauerstoffhaltigen Gruppen alle entfernt werden, ohne daß dabei der aromatische Ring gespalten wird, also praktisch eine reduktive Eliminierung der Methoxyl- und Hydroxylgruppen. Da Lignin nach heutigem Wissen nur unter aeroben Bedingungen abgebaut wird, erscheinen solche Reaktionen recht unwahrscheinlich. Das gleiche gilt sinngemäß auch für andere bekannte aromatische Makromoleküle wie Tannine, und ebenso für polyphenolische Kondensationsprodukte, wie sie nach der Polyphenoltheorie entstehen sollen. Weder die Abbaumodelle noch die Kondensationsmodelle können also die Entstehung der hocharomatischen Huminsäuren schlüssig erklären.

Als eine alternative Quelle für diese Art von Huminstoffen kommt insbesondere elementarer Kohlenstoff in Betracht. Kumada (1983) wies zum erstenmal auf die mögliche Bedeutung von verkohitem Material als Quelle für Humus hin. Er extrahierte Huminsäuren aus Holzkohle, die er in

<sup>+</sup>) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

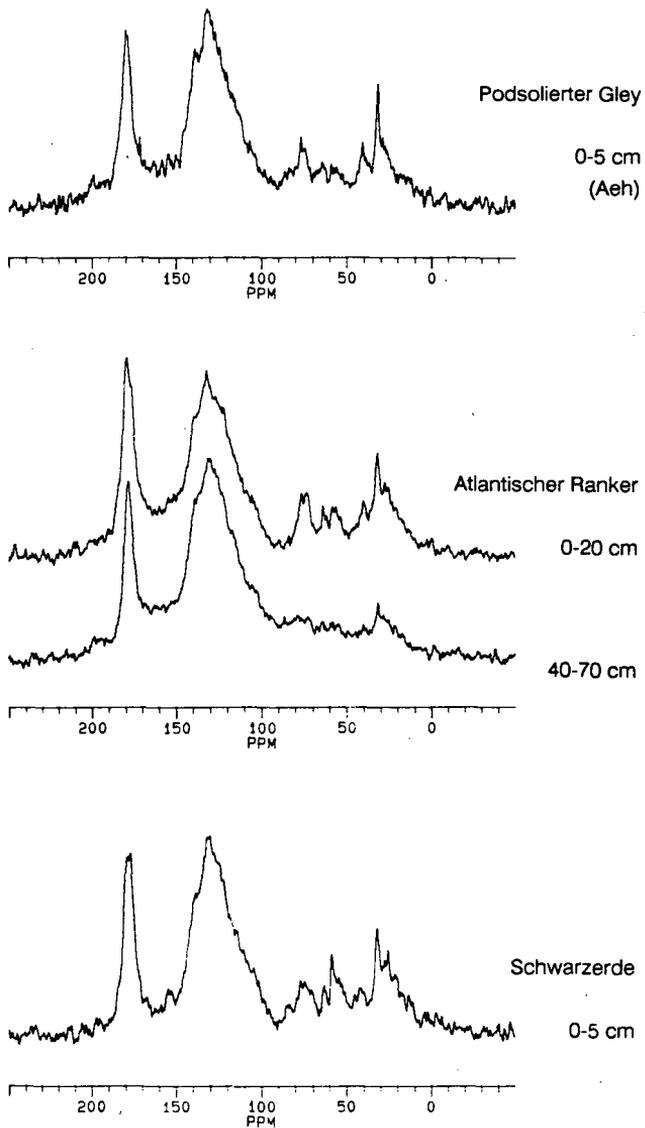


Abb. 1:  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektren hocharomatischer Huminsäuren aus unterschiedlichen Böden

unterschiedlichen Böden gefunden hatte. Diese Huminsäuren zeigten dieselben UV-spektroskopischen Eigenschaften wie Andosol-Huminsäuren, die als besonders stark humifiziert gelten. Auch aus frisch hergestellter und aus kommerzieller Holzkohle konnte er solche Huminsäuren isolieren, allerdings erst nach chemischer Oxidation mit Kaliumchlorat und Salpetersäure. Shindo et al. (1986a,b,c) untersuchten verkohlte Rückstände von Gräsern und fanden ebenfalls, daß aus diesen Rückständen Huminsäuren extrahiert werden können, die in vielerlei Hinsicht Andosol-Huminsäuren sehr ähnlich sind. Sie kamen zu dem Schluß, daß verkohlte Pflanzenreste zumindest in den Böden aus Vulkanaschen in Japan zur Humusbildung beitragen.

Weltweit wird elementarer Kohlenstoff in seinen unterschiedlichen Erscheinungsformen als Bestandteil von Asche, als verkohlte Pflanzenreste oder als Ruß in gewaltigen Mengen produziert. Die unvollständige Verbrennung von Biomasse liefert nach einer Schätzung von Seiler und Crutzen (1980) jährlich  $0,5 \cdot 1,7 \cdot 10^{15}$  g elementaren Kohlenstoff, wovon 0,09 bis  $0,18 \cdot 10^{15}$  g als Partikel in die Atmosphäre emittiert werden. Einen ähnlichen Fluß von elementarem Kohlenstoff, nämlich  $0,1 \cdot 10^{15}$  g pro Jahr, über die Atmosphäre in Böden errechnete Goldberg (1985) aus Depositionsraten von partikulärem elementarem Kohlenstoff.

Untersuchungen über das Schicksal von elementarem Kohlenstoff in Böden gibt es erstaunlich wenige. Er gilt als mikrobiell nicht nutzbar (Seiler und Crutzen, 1980), und seine Mineralisierung in Böden ist extrem langsam (Shneour, 1966; Shindo, 1991). Daß grobe Holzkohlestücke in Böden Jahrhunderte oder Jahrtausende überdauern, ist eine allgemein bekannte Tatsache. Man kann also zumindest davon ausgehen, daß elementarer Kohlenstoff erheblich langsamer als alle pflanzlichen oder mikrobiellen Produkte mineralisiert wird.

Unter der Annahme, daß keine nennenswerte Mineralisierung stattfindet und daß die Produktion über Jahrtausende auf dem Niveau von  $0,1 \cdot 10^{15}$  g pro Jahr erfolgte, würden schon 15000 Jahre ausreichen, um elementaren Kohlenstoff in einer Menge zu akkumulieren, die dem gesamten Bodenkohlenstoff-Pool von etwa  $1500 \cdot 10^{15}$  g (Schlesinger, 1990) entspricht. Da die organische Substanz von Böden auch große Anteile pflanzlicher und mikrobieller Rückstände sowie daraus gebildeter Huminstoffe enthält, reichen sehr viel kürzere Zeiträume oder viel niedrigere Produktionsraten aus, den jetzt vorhandenen abbauresistenten Kohlenstoff in Böden anzusammeln. Selbstverständlich ist auch zu berücksichtigen, daß menschliche Aktivitäten wesentlich das Feuergeschehen auf der Welt bestimmen und daß in früheren Jahrtausenden wohl entsprechend geringere Mengen an elementarem Kohlenstoff gebildet wurden. Natürliche Feuer bestimmen aber seit jeher ganze Ökosysteme. Insbesondere permanentes Grasland kann nach Ansicht einiger Autoren nur durch regelmäßige Feuer auf Dauer bestehen bleiben (Vogl, 1974).

Elementarer Kohlenstoff, wie er beim Verkohlen von Cellulose erhalten wird, liefert  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektren, die denen der hocharomatischen Huminsäuren bemerkenswert ähnlich sind. Der wesentliche Unterschied besteht - wie zu erwarten - im Fehlen des Carboxyl-Peaks. Aromatischer Kohlenstoff ist der Hauptbestandteil, und Alkyl-Kohlenstoff nimmt mit zunehmender Verkohlungstemperatur immer mehr ab (Sekiguchi et al., 1983). Das Spektrum von reinem Ruß zeigt fast nur noch das Signal von Aromatenkohlenstoff bei 130 ppm (Akhter et al., 1985).

Wie kann man sich nun die Umwandlung von elementarem Kohlenstoff in Huminstoffe vorstellen? Man muß sich der Tatsache bewußt sein, daß jede Form des elementaren Kohlenstoffs, wie sie bei Verbrennungsprozessen gebildet wird, nicht zu 100% aus Kohlenstoff besteht, sondern wechselnde Mengen anderer Elemente enthält, insbesondere Sauerstoff. Nach spektroskopischen Untersuchungen an Ruß (Akhter et al., 1985) sitzt dieser Sauerstoff überwiegend in Form von Keto- und Säureanhydrid-Gruppen in randlichen Bereichen des aromatischen Grundgerüsts. Es ist unschwer vorstellbar, daß in Gegenwart von Wasser und Luft diese funktionellen Gruppen zu Carboxylgruppen hydrolysiert bzw. weiteroxidiert werden. Die

Oxidation der reaktiven Randbereiche von elementarem Kohlenstoff erfolgt sogar sehr leicht. Bereits beim Verreiben mit Kaliumbromid an Luft - wie es für die Vorbereitung von Proben für die IR-Spektroskopie üblich ist - werden sauerstoffhaltige funktionelle Gruppen gebildet (Smith et al., 1975). Deshalb ist ohne weiteres davon auszugehen, daß im Laufe von Jahren, Jahrzehnten oder noch längeren Zeiträumen im Boden die Oberflächen von Kohlenstoffpartikeln so mit Carboxylgruppen überzogen werden, daß letztlich alkalilösliche Huminstoffe entstehen.

Elementarer Kohlenstoff erfüllt also die wesentlichen Anforderungen, die an eine Quelle für hocharomatischen Humus gestellt werden müssen:

Er wird in ausreichenden Mengen produziert.

Er besitzt bereits die "erforderliche" Struktur und Reaktivität - einerseits leichte Oxidierbarkeit in Randbereichen, andererseits Resistenz gegen vollständige Mineralisierung - und muß sie nicht erst im Verlauf der Humifizierung erwerben wie das im Fall anderer Ausgangsmaterialien erforderlich wäre.

Mit elementarem Kohlenstoff als Quelle für den chemisch stabilen Bodenkohlenstoff läßt sich sehr leicht verstehen, warum in Langzeitversuchen selbst mit hohen Gaben an organischer Substanz der Humuspiegel meist nur temporär erhöht werden kann und bei Einstellung der organischen Düngung allmählich wieder auf den Ursprungswert zurückgeht. Der besondere Humusreichtum anthropogener Böden, die oft jahrhundertlang als Gartenböden genutzt wurden, kann darauf zurückgeführt werden, daß Verbrennungsrückstände schon immer als Gartendünger verwendet wurden und daß sogar Ruß dabei zum Einsatz kam. Es wird weiterhin verständlich, warum aquatische Huminstoffe oder Huminstoffe aus Torfen oder Komposten nie die Aromatizität mancher Bodenhuminstoffe erreichen, und letztlich warum überhaupt so aromatische Huminstoffe existieren, obwohl die Humifizierung von pflanzlichem Ausgangsmaterial immer mit einer Anreicherung von Alkyl-Kohlenstoff und nicht mit einer Erhöhung des Aromatenanteils verbunden ist. Die Unterteilung von Humus in Nährhumus und Dauerhumus läßt sich ganz einfach nachvollziehen aufgrund des unterschiedlichen Ursprungs - Pflanzenrückstände und elementarer Kohlenstoff.

#### Literatur:

- Akhter M.S., Chughtal A.R., Smith D.M. (1985): The structure of hexane soot I: spectroscopic studies. *Appl. Spectrosc.* **39**, 143-153.
- Goldberg E.D. (1985): *Black carbon in the environment*. Wiley, New York.
- Kumada K. (1983): Carbonaceous materials as a possible source of soil humus. *Soil Sci. Plant Nutr.* **29**, 383-386.
- Schlesinger W.H. (1990): Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature* **348**, 232-234.
- Seller W., Crutzen P.J. (1980): Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. *Climatic Change* **2**, 207-247.
- Sekiguchi Y., Frye J.S., Shafizadeh F. (1983): Structure and formation of cellulosic chars. *J. Appl. Polym. Sci.* **28**, 3513-3525.
- Shindo H. (1991): Elementary composition, humus composition, and decomposition in soil of charred grassland plants. *Soil Sci. Plant Nutr.* **37**, 651-657.
- Shindo H., Matsui Y., Higashi T. (1986a): Humus composition of charred plant residues. *Soil Sci. Plant Nutr.* **32**, 475-478.
- Shindo H., Higashi T., Matsui Y. (1986b): Comparison of humic acids from charred residues of *Susuki* (*Eulalia*, *Miscanthus sinensis* A.) and from the A horizons of volcanic ash soils. *Soil Sci. Plant Nutr.* **32**, 579-586.
- Shindo H., Matsui Y., Higashi T. (1986c): A possible source of humic acids in volcanic ash soils in Japan - charred residue of *Miscanthus sinensis*. *Soil Sci.* **141**, 84-87.
- Shneur E.A. (1966): Oxidation of graphitic carbon in certain soils. *Science* **151**, 991-992.
- Smith D.M., Griffin J.J., Goldberg E.D. (1975): Spectrometric method for the quantitative determination of elemental carbon. *Anal. Chem.* **47**, 233-238.
- Vogl R.J. (1974): Effects of fire on grasslands. In: Kozlowski T.T. und Ahlgren C.E. (Hrsg.) *Fire and ecosystems*. Academic Press, New York, 139-194.

BILDUNG VON HUMINSTOFFEN DURCH EINIGE EPIPHYTISCHE PILZEZ. Filip<sup>1</sup> und J.J. Alberts<sup>2</sup>

Kurzfassung eines Vortrages

Wir haben in einer Reihe von Feld- und Laboruntersuchungen Huminstoffe und huminstoffähnliche Substanzen isoliert und charakterisiert, die in küstennahem Salzmarschökosystemen amerikanischer Atlantikküste vorkommen. Diese Ökosysteme werden durch eine Monokultur der Pflanzenspezies Spartina alterniflora geprägt. In weiteren Laborversuchen, die im Vortrag vorgestellt werden, wurde untersucht, ob einige als Epiphyten von S. alterniflora bekannte Pilze zur Bildung von huminstoffähnlichen Substanzen beitragen können. In Reinkulturen von Phaosphaeria spartinicola und Phaosphaeria halima, die bis zu 1 Jahr lang inkubiert wurden, konnte unter Verwendung einer künstlich zusammengesetzten Nährlösung keine Bildung von dunkelgefärbten Stoffwechselprodukten festgestellt werden. Zugaben von p-Cumarsäure oder Ferulasäure haben sich nicht positiv ausgewirkt. Wurde jedoch die Nährlösung durch einen wäßrigen Extrakt von S. alterniflora-Biomasse angereichert, so konnten aus dem Kulturmedium beachtliche Mengen an tiefbraungefärbten Polymeren isoliert werden. Elementare Zusammensetzung (CHNO) und spektrale Eigenschaften dieser Polymere im UV-, Vis- und IR-Bereich deuten auf ihre stoffliche und strukturelle Ähnlichkeit mit Huminstoffen aus dem Salzmarschökosystem hin.

---

<sup>1</sup>Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes  
Außenstelle Langen, Paul-Ehrlich-Str. 29, W-6070 Langen

<sup>2</sup>Marine Institute of the University of Georgia  
Sapelo Island, Georgia 31327, U.S.A.



Die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS) in lehmigen Böden  
nach kurzfristig unterschiedlicher Bewirtschaftung im SFB 192

von

Beyer, L., C.Köbbemann u. H.-P. Blume\*

**Abstract** In the loamy moraine landscape in North-Germany erodic and colluvic soils are associated under agricultural land use. These soils under different kinds of cultivation were investigated with wet chemical analytics, CPMAS <sup>13</sup>C-NMR and pyrolysis fieldionization-MS in order to describe the effect of management on soil organic matter (SOM). The SOM composition is similar in both soils. Two years of different management systems (ploughing - zero tillage; no N - mineral N - slurry N) affects the SOM very little.

### 1. Einleitung

In Ostholstein sind teilerodierte Parabraunerden und kolluvierte Böden in kuppigem Gelände vergesellschaftet. Im SFB 192 der CAU Kiel wurden diese Böden unter differenzierter ackerbaulicher Nutzung (Tab.1) mittels Napchemie, CPMAS <sup>13</sup>C-NMR und Py-FIMS humuschemisch untersucht, um den Effekt des Bodentypes sowie der Bodennutzung auf die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS) zu erfassen.

### 2. Material und Methoden

Böden und Versuchsvarianten: vgl.Tab.1

Probennahme: September 1990, nach der Ernte und Stoppelbearbeitung

Humus-Napchemie: Schlichting & Blume (1966), verändert n.Beyer et al., 1993a

CPMAS <sup>13</sup>C-NMR: Fründ & Lüdemann (1989)

Pyrolyse (Py-FIMS): Schulzen (1987)

**Tab.1:** Untersuchte Versuchsvarianten im SFB 192 (B1, Blume) auf dem Versuchsgut Hohenschulen bei Kiel 2 Jahre nach Versuchsanlage

2 Bodentypen:	Parabraunerde, Kolluvisol
2-3 Tiefen:	Ap1 0-10 cm, Ap2 10-30 cm, M 30-50 cm
2 Bearbeitungsvarianten:	Pflug (30 cm), Grubber (10 cm)
5 Stickstoffvarianten:	0 kg N, 80 kg Mineral-N, 160 kg Mineral-N, 80 kg Gülle-N, 80 kg Mineral-N + 80 kg Gülle-N

### 3. Ergebnisse

Parabraunerden und Kolluvisole unterschieden sich vor allem im Humusgehalt (Tab.2: TOC, N) und der Humusmenge (Köbbemann et al., 1992), aufgrund der mächtigen M-Horizonte (Beyer et al.1993b). Die OBS bestand bei den Parabraunerden zu etwa 45% aus Huminstoffen und zu 55% aus Streustoffen, bei den Kolluvisolen lag der Huminstoffanteil (vermutlich infolge höheren mittleren Alters der OBS) etwas höher (Tab.3). Ca.10% der Streustoffe in diesen Böden sind nach Elsner & Blume (1993) Bestandteil lebender Biomasse. Es gab noch keinen Unterschied in den beiden Ackerkrumentiefen. In den Parabraunerden wurde der Eiweißgehalt offenbar durch Stickstoffdüngung herabgesetzt, obwohl die Biomasse erhöht war (Elsner & Blume, 1993). Güllendung bewirkte in den Kolluvisolen eine Erhöhung des Stickstoffgehaltes (alles Tab.2). Die etwas höheren

\* alle Institut für Pflanzenernährung & Bodenkunde, Universität Kiel, Olshausenstraße 40, D-2300 Kiel 1

Eiweiß- und Ligningehalte der Kolluvisole (Tab.3) ließen sich durch die NMR (Tab.4: Aromaten) und Py-FIMS im Trend belegen (ohne Abb.). Zwei Jahre nach der Versuchsanlage war nur auf den Parabraunerden ein schwacher Effekt der Düngung (N-Menge, Mineralisch - Gülle) auf den Eiweiß-, Lipid- und Ligningehalt nachweisbar, nicht dagegen in den Kolluvisolen bei den Stoffgruppen (Tab.3). Dies wurde durch die Ähnlichkeit der NMR- und Pyrolyse-Spektren bestätigt (Abb.1+2). Der höhere N-Gehalt in den Kolluvisolen nach Güllendung könnte allerdings das zusätzliche Auftreten von N-Signalen beim Einsatz der Py-FIMS-Technik bedingen (m/z 97, 111, 131, 151, 171), die in den anderen Spektren fehlten. Dieser Befund wird z.Zt. intensiver untersucht.

Tab.2: Eigenschaften der Parabraunerde und des Kolluvisols

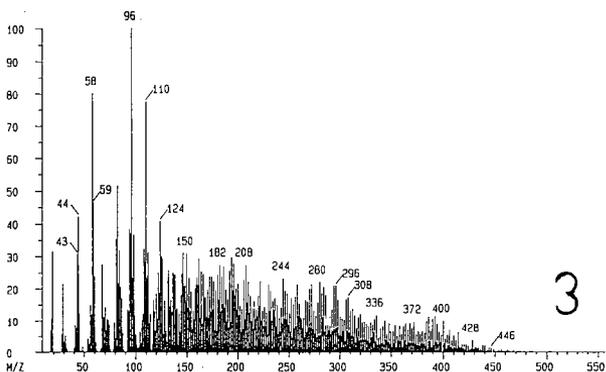
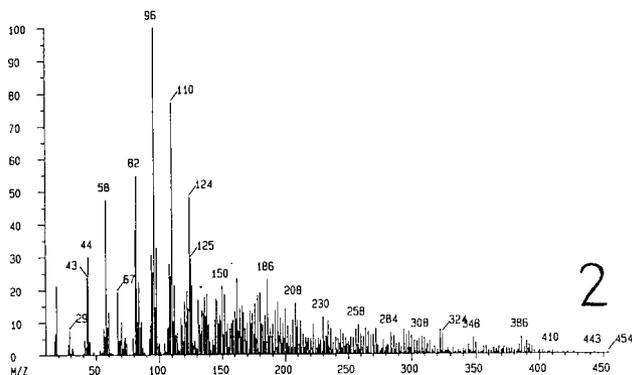
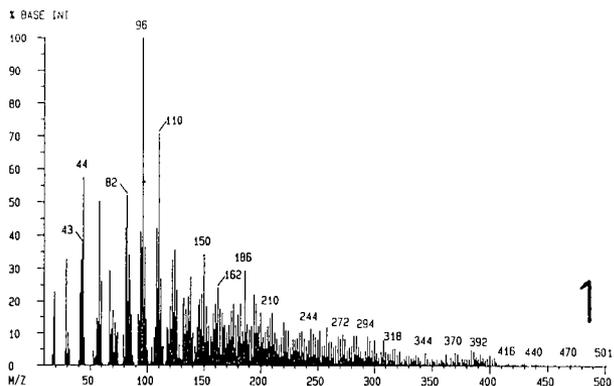
	TOC	N <sub>t</sub>	Eiweiß	Eiweiß-N	TOC	N <sub>t</sub>	Eiweiß	Eiweiß-N	n
	mg g <sup>-1</sup>	mg g <sup>-1</sup>		in % v.N <sub>t</sub>	mg g <sup>-1</sup>	mg g <sup>-1</sup>		in % v.N <sub>t</sub>	
	<u>Parabraunerde</u>				<u>Kolluvisol</u>				
Apφ	11.67	1.11	2.45	35.6	13.98 <sup>s</sup>	1.34 <sup>s</sup>	2.32	28.1	18
Ap1	11.59	1.11	2.70 <sup>t</sup>	38.6	14.14	1.39	2.34	28.8	9
Ap2	11.63	1.10	2.25 <sup>t</sup>	32.5	13.82 <sup>s</sup>	1.34 <sup>s</sup>	2.30	27.4	9
M	nb	nb	nb	nb	9.89 <sup>s</sup>	.92 <sup>s</sup>	1.99	32.5	4
ON	11.25 <sup>s</sup>	1.13	3.38 <sup>s</sup>	47.9 <sup>s</sup>	13.82	1.33	2.38	30.6	4
80N	11.43	1.10	2.15 <sup>s</sup>	31.0 <sup>s</sup>	14.47	1.35	2.35	27.5	6
160N	11.93 <sup>s</sup>	1.10	2.28 <sup>s</sup>	32.9 <sup>s</sup>	13.70	1.33	2.27	27.4	8
ON	11.25 <sup>s</sup>	1.13	3.38 <sup>s</sup>	47.9 <sup>s</sup>	13.82	1.33 <sup>s</sup>	2.38	30.6 <sup>t</sup>	4
Min.-N	11.33	1.08	2.18 <sup>s</sup>	32.3 <sup>s</sup>	13.81	1.27	2.38	29.6	8
Gülle-N	12.22 <sup>s</sup>	1.13	2.27 <sup>s</sup>	31.7 <sup>s</sup>	14.33	1.43 <sup>s</sup>	2.20	24.4 <sup>t</sup>	6

Legende s.Tab.3

Tab.3: OBS-Zusammensetzung via Naßchemie in % von TOC in Parabraunerden und Kolluvisolen

	EIW	F/W	LIG	Σ <sub>Streu</sub>	EIW	F/W	LIG	Σ <sub>Streu</sub>	n
	<u>Parabraunerde</u>				<u>Kolluvisol</u>				
Apφ	10.7	5.3	19.7	55.6	8.5 <sup>s</sup>	5.5	17.0 <sup>s</sup>	51.5 <sup>s</sup>	18
Ap1	11.4	5.2	21.5 <sup>t</sup>	58.3 <sup>t</sup>	8.7	5.3	18.2 <sup>t</sup>	53.8 <sup>st</sup>	9
Ap2	9.7	5.3	17.9 <sup>t</sup>	52.9 <sup>t</sup>	8.3	5.7	15.8 <sup>ts</sup>	49.1 <sup>s</sup>	9
M	nb	nb	nb	nb	9.6	5.6	10.7 <sup>s</sup>	47.4 <sup>t</sup>	4
ON	15.0 <sup>s</sup>	3.3 <sup>s</sup>	14.7 <sup>s</sup>	53.1	8.6	5.4	15.8	50.3	4
80N	9.5 <sup>s</sup>	6.0 <sup>s</sup>	22.5 <sup>s</sup>	58.4	8.7	5.6	16.7	50.1	6
160N	9.5 <sup>s</sup>	5.7 <sup>s</sup>	20.1 <sup>s</sup>	55.1	8.3	5.6	17.8	53.0	8
ON	15.0 <sup>s</sup>	3.3 <sup>s</sup>	14.7 <sup>s</sup>	53.1	8.6	5.4	15.8 <sup>s</sup>	50.3 <sup>t</sup>	4
Mineral-N	9.7 <sup>s</sup>	4.6 <sup>s</sup>	21.6 <sup>s</sup>	55.5	8.7	5.1	15.2	49.2	8
Gülle-N	9.3 <sup>s</sup>	7.4 <sup>s</sup>	20.4 <sup>s</sup>	57.8	8.2	6.2	20.2 <sup>s</sup>	55.2 <sup>t</sup>	6

Apφ Mittel 0-10 u.10-30 cm Ap1 0-10 cm Ap2 10-30 cm TOC Org.Kohlenstoff  
 EIW Eiweiße N<sub>t</sub> Gesamtstickstoff F/W Fette & Wachse LIG Lignine Σ<sub>Streu</sub> Summe  
 aller Stoffgruppen ON ohne N-Düngung 80N 80 kgN als Mineraldünger (MD) oder  
 Gülle 160N 160 kgN MD / 80 kgN MD + 80 kgN Gülle Min.-N nur MD 80 und 160 kgN  
 Gülle-N nur 80 kgN Gülle / 80 kgN Gülle + 80 kgN MD s signifikanter Unter-  
 schied d < GD<sub>s</sub>, t trendmäßiger Unterschied



**Abb.1:** Pyrolyse-Feldionisations-Massenspektren des Ap-Horizontes (0-10cm) von Kolluvisolon nach zweijähriger Variation der N-Düngung (1 ohne Stickstoff 2 80 kg Mineral-N 3 80 kg Gülle-N)

Tab.4: OBS-Zusammensetzung via CPMAS <sup>13</sup>C-NMR in mg gTOC<sup>-1</sup> in einer Parabraunerde und einem Kolluvisol (SFB 192 Bl, Blume)

	ALIP	O-ALKYL	AROM	CARB	Aroma- tizität		ALIP	O-ALKYL	AROM	CARB	Aroma- tizität	n
Stroh	15	838	107	34	11.1		15	838	107	34	11.1	Lit.
	Parabraunerde						Kolluvisol					
Ap0	197	473	207 <sup>8</sup>	124	23.6		206	480	197 <sup>8</sup>	117	22.3	14
Ap1	190 <sup>1</sup>	469	209	133 <sup>8</sup>	24.0		203	480	198	118	22.5	7
Ap2	204 <sup>1</sup>	477	204	115 <sup>8</sup>	23.1		209	480	196	115	22.2	7
M	nb	nb	nb	nb	nb		207	470	197	127	22.5	4

ALIP Aliphaten-C (0-46 ppm) O-ALKYL O-Alkyl-C (46-110 ppm)  
 AROM Aromaten-C (110-160 ppm) COOH Carboxyl-C (160-210 ppm)  
 Aromatizität in %

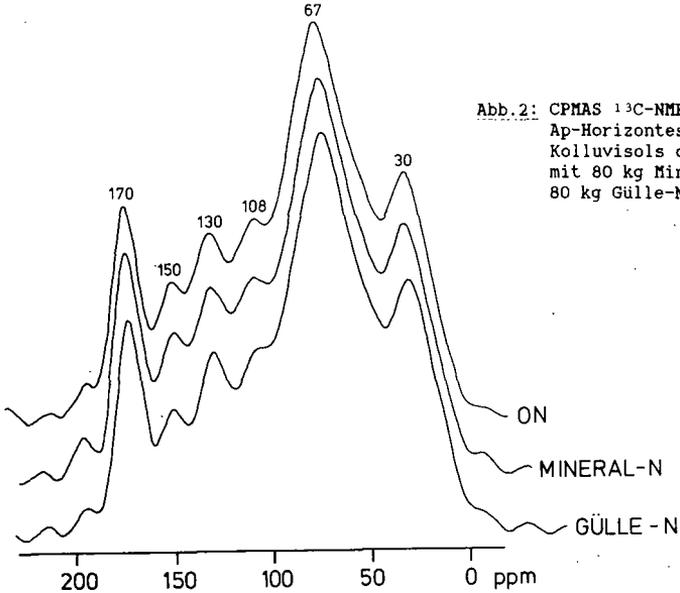


Abb.2: CPMAS <sup>13</sup>C-NMR-Spektren des Ap-Horizontes (0-10cm) eines Kolluvisols ohne Stickstoff, mit 80 kg Mineral-N und mit 80 kg Gülle-N

**Fazit** Die Ergebnisse belegen eine relativ gleichförmige, prozentuale Humuszusammensetzung zu Beginn der Versuchsdauer des SFB 192. Dies gilt nicht für die Humusmengen im Boden.

**Literatur** Beyer L., C.Wachendorf & C.Koebbemann (1993a). Commun.Soil Sci.Plant Anal.24 (13&14) im Druck. Beyer L., C.Koebbemann, J.Finnern, D.Elsner & U. Schleuß (1993b). Z.Pflanzenernähr.Bodenk.156, 195-200. Elsner D.C. & H.-P.Blume (1993). Mitt.Dtsch.Bodenk.Ges.71 (im Druck). Fründ R.& H.-D.Lüdemann (1989). Sci.Total Environm.81/82, 157-168. Köbbemann C., H.-P.Blume, D.Elsner, M.Jacobsen & L.Beyer (1992). VDLUFA-Schriftenreihe 35, 119-122, Kongreßband 1992. Schlichting E. & H.-P.Blume (1966). Bodenkundliches Praktikum, Parey Hamburg. Schulten H.-R.(1987). J.Anal.Appl.Pyrolysis 12, 149-187.

$^{15}\text{N}$ -An- und -Abreicherung organischer Bodensubstanz

von

Peschke, H., S. Kretschmann u. D. Völker \*)

Die Kenntnis des Umsetzungsverhaltens, der C- und N-Dynamik der organischen Substanz des Bodens gibt einen Einblick in die Humusreproduktion. Durch den massiven Einbau des  $^{15}\text{N}$ -Isotops in die organische Substanz und die anschließende  $^{15}\text{N}$ -Abreicherung können entsprechende Rückschlüsse auf die Auf-, Um- und Abbaudynamik der Humusbestandteile gezogen werden. Als Ausgangsmaterial sind Bodensubstrate mit manifestierten Bodenkennwerten aus Extremvarianten langjährig differenziert gedüngter Dauerversuchsanlagen geeignet.

### 1. Material und Methoden

In einem sechsjährigen Gewächshausexperiment (hier 5-Jahres-Auswertung) wurde Oberbodensubstrat aus extremgedüngten Prüfgliedern von den drei Dauerdüngungsversuchen Thyrower Bodenfruchtbarkeitsversuch, Fruchtfolgedüngungsversuch Seehausen und Statischer Versuch Lauchstädt verwendet (Peschke et al. 1991, Kretschmann et al. 1991). Sie unterscheiden sich in einem abgestuften C<sub>t</sub>-Gehalt, der sich zum einen aus der bodengenetischen Herkunft und zum anderen

---

\*)

Institut für Bodenfruchtbarkeit und Landeskultur der Humboldt-Universität zu Berlin, Invalidenstraße 42, D - 1040 Berlin

aus der langfristig unterschiedlichen Bewirtschaftung (48, 28 bzw. 84 Jahre) ergibt. Im  $^{15}\text{N}$ -Anreicherungsabschnitt 1987 - 1989 wurde Weidelgras mit insgesamt 125 mg N/100 g Boden als Ammoniumsulfat (95 at-%  $^{15}\text{N}$ ) gedüngt, wobei auch die oberirdische Pflanzenmasse jeweils im Herbst eingearbeitet worden ist. In der folgenden  $^{15}\text{N}$ -Abreicherungsphase wurde Mais angebaut und einschließlich Wurzeln abgeerntet. Der Gehalt an  $\text{C}_{\text{org}}$  wurde nach Tjurin (1951), an  $\text{N}_\text{t}$  nach Kjeldahl bestimmt. Der Humus wurde nach Kononova und Belcikova (1961) fraktioniert, die labilen Humusstoffe ( $\text{FS}_\text{I}$ ,  $\text{HS}_\text{I}$ ) wurden über eine Vorfraktionierung nach Djakonova (1984) gewonnen. Die  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit wurde emissionspektrometrisch bestimmt.

## 2. Ergebnisse

Der intensiv N-gedüngte Weidelgrasanbau mit Recycling der Erntemasse führt in dem Modellversuch zu höheren  $\text{C}_\text{t}$ - und  $\text{N}_\text{t}$ -Werten. Durch eine sich anschließende wiederholte Mais-Ganzpflanzenernte wurde diese Entwicklung gestoppt, sie reduzierte diese Kennwerte.

Bei der Aufteilung der  $^{15}\text{N}$ -Assimilation auf die einzelnen Humusfraktionen zeigt sich, daß in erster Linie die  $\text{FS}_\text{I}$ -Fraktion von dem Düngerstickstoff partizipiert hat (Tab. 1), wobei im Sandboden Thyrow bereits nach dem 1. Versuchsjahr beachtliche Isotopmarkierungen auftraten. Die prozentuale  $^{15}\text{N}$ -Belegung dieser Vorfraktion beträgt bei Thyrow 2, Seehausen a1 und Lauchstädt 18 immerhin zwischen 45,3 und 47,8 %. Offensichtlich sind hierbei auch Humusbegleitstoffe beteiligt. In der  $\text{FS}_\text{II}$ -N-Gruppierung treten die höheren Werte in den Böden Seehausen und Lauchstädt auf. In allen sechs Böden liegt der Anteil des Tracers zwischen 9,3 (T 5) und 23,0 (L 18) %. Ebenso nehmen die  $^{15}\text{N}$ -Gehalte in den Huminsäuregruppen und in der  $\text{NeS}$ -Fraktion auf den schwereren,  $\text{C}_\text{t}$ -reicheren Böden, besonders in den Lauchstädter Prüfgliedern zu. Die verhältnismäßig hohen absoluten und relativen ( $\text{HS}_\text{II}$ : Sa 1 = 20,4, Sa 5 = 22,5, L 18 = 20,0; L 1 = 18,2;  $\text{NeS}$ : T 5 = 18,4, Sa 1 = 22,2, Sa 5 = 15,7, L 18 = 20,4, L 1 = 11,6 %  $^{15}\text{N}$ ) Gehalte haben sich allerdings erst im 3. Jahr eingestellt.

Tabelle 1

 $^{15}\text{N}$ -Akkumulation in den Humusfraktionen (mg/100 g)

Variante	Jahr	FS <sub>i</sub> -N	FS <sub>i+1</sub> -N	HS <sub>i</sub> -N	HS <sub>i+1</sub> -N	NeS-N
Thyrow 2	1989	8,04	0,78	0,44	0,52	-
	1991	3,01	0,45	0,28	0,57	-
Thyrow 5	1989	7,29	1,02	0,71	0,99	2,27
	1991	3,19	1,24	0,51	1,34	-
Seehausen a1	1989	10,70	2,62	0,87	1,97	6,56
	1991	1,70	2,49	0,77	2,93	0,58
Seehausen a5	1989	12,10	2,37	1,00	2,68	6,20
	1991	1,40	1,01	0,84	1,69	4,90
Lauchstädt 18	1989	9,25	4,80	2,42	5,13	11,20
	1991	1,19	1,51	1,27	2,37	6,01
Lauchstädt 1	1989	3,55	3,44	2,66	5,23	12,90
	1991	1,22	2,00	1,61	5,13	9,62

Mit der Maiserntemethode geht ein massiver  $^{15}\text{N}$ -Entzug einher (Werte 1991). Er ist in umgekehrter Richtung in der Fraktion FS<sub>i</sub>-N, ausschließlich L 1, in den Böden Seehausen sowie Lauchstädt 18 am größten, macht sich aber ebenfalls in den anderen Fraktionen bemerkbar. Bei der detaillierten Betrachtung wird deutlich, daß daran sowohl hohe Werte aus dem anorganischen Boden-N-Pool als auch mineralisierte zuvor organisch gebundene N-Verbindungen beteiligt sind (Tab. 2). Im einzelnen vermindern sich die Boden-N-Werte in den zwei Jahren N-zehrenden Maisanbaus bezogen auf den  $^{15}\text{N}$ -Input um 10 % in den Thyrower Böden, um etwa ein Drittel in den Seehausener Prüfgliedern und um 41 bzw. 12 % in den Lauchstädter Varianten. Der pflanzliche isotopmarkierte Stickstoffentzug korrespondiert mit diesen Boden-N-Abnahmen. Es wird jedoch deutlich, daß der weitaus größte pflanzlich verursachte N-Abgang im ersten Abreicherungs-jahr (1990) erfolgt. Dies findet hauptsächlich seine Erklärung in den hohen  $^{15}\text{N}_{\text{a,n}}$ -Werten im Wechsel zwischen der  $^{15}\text{N}$ -An- und der  $^{15}\text{N}$ -Abreicherungsphase.

Tabelle 2

Differenzen der Boden-N-Gehalte von 1989 zu 1991 und die pflanzlichen N-Entzüge in der Abreicherungsphase 1990 und 1991 (in % des  $^{15}\text{N}$ -Düngereinsatzes)

Variante	$^{15}\text{N}_{\text{an}}$	$^{15}\text{N}_{\text{org}}$	Bo.- $^{15}\text{N}$	$^{15}\text{N}$ -Entzug	davon 1990
Thyrow 2	5,83	4,38	10,21	8,40	7,44
Thyrow 5	5,99	4,81	10,80	12,24	10,88
Seehausen a1	21,15	13,52	34,67	28,24	26,00
Seehausen a5	24,14	11,54	35,68	33,36	30,08
Lauchstädt 18	25,81	15,52	41,33	32,24	28,00
Lauchstädt 1	5,88	6,55	12,43	23,60	20,88

Mit der Verwendung von  $^{15}\text{N}$ -Tracern kann die Dynamik des N-Kreislaufes verfolgt werden. Da im ersten Abschnitt des Experimentes ein weitgehend geschlossenes System vorlag, muß eine  $^{15}\text{N}$ -Akkumulation und gleichzeitig eine  $^{15}\text{N}$ -Substitution angenommen werden. Labile N-Einbindungen sind relativ schnell pflanzenverfügbar.

#### Literatur

Peschke, H.; S. Kretschmann; S. Opfermann: Stickstoff- und kohlenstoffcharakteristische Bodenkennwerte divergierender Prüfgliedpaare von drei statischen Dauerversuchen. 1. Mitt.: Stickstoffauswertung. - Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 35 (1991) 31 - 39

Kretschmann, S.; H. Peschke; C. Müller: 2. Mitt.: Kohlenstoff-Auswertung. - Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 35 (1991) 41 - 48

## N-15-CPMAS-SPEKTROSKOPIE AN BODENFRAKTIONEN MIT NATÜRLICHER N-15 HÄUFIGKEIT

von

Knicker, H., R. Fründ u. H.-D. Lüdemann +,

### Einleitung

Trotz intensivster Bemühungen konnte bisher mit naßchemischen Verfahren nur 40-60 % des organischen Stickstoffs im Boden eindeutig identifiziert werden (1,2). Die N-15-CPMAS-Festkörper-NMR-Spektroskopie kann als nichtdegradative Methode den gesamten Bodenstickstoff ohne Beschränkungen durch die Löslichkeit erfassen. Wegen der geringen natürlichen Häufigkeit des N-15 Isotopes (0,4 %) waren bisher derartige Messungen nur an N-15 angereicherten Bodenproben möglich (3,4,5,6). Die Kenntnis der relevanten Relaxationszeiten ( $T_{1H}$ ,  $T_{15H}$ ,  $T_{NH}$ ), die an N-15 angereicherten Pflanzenkomposten bestimmt wurden, ermöglichte eine Optimierung der Aufnahmeparameter und damit die Aufnahme von N-15-CPMAS-NMR-Spektren einiger nicht N-15-angereicherter nativer Böden und ihrer Huminstofffraktionen (7).

### Material und Methoden

Für die Vorarbeiten wurde mit N-15-KNO<sub>3</sub>-haltiger Nährlösung aufgezoogenes Gras (*Lolium perenne*) bis zu 520 Tagen bei 25 °C und 60 % WHK inkubiert. Die Herkunft der Böden natürlicher N-15-Häufigkeit und ihre Bewirtschaftungsformen ist Tab. 1 zu entnehmen. Die Fraktionierung in NaOH-Extrakt, Humin- und Fulvinsäure erfolgte nach dem Standardverfahren. Die Bestimmung der Protonen-Spin-Gitter-Relaxationszeit  $T_{1H}$  erfolgte nach Dev. et al (8), die der Polarisationstransferzeit  $1/T_{NH}$  und der Spin-Gitter-Relaxationszeit im rotierenden Koordinatensystem  $T_{15H}$  mit Hilfe von Meßserien unter Variation der Kontaktzeit. Alle Messungen wurden an einem Bruker MSL 300 (30.4MHz) bei einer Rotationsfrequenz von 4.5 kHz durchgeführt. Die chemische Verschiebung bezieht sich auf externes CH<sub>3</sub>NO<sub>2</sub>.

Tab. 1: Böden natürlicher N-15-Häufigkeit verschiedener Bewirtschaftungsformen (7):

	Herkunft		Bodenart	%C	%N
<b>Wald:</b>	Solling;	Niedersachsen	Pelosol Braunerde	3.4	0.2
	Göttingen;	"	kalkh. Terra fusca	4.4	0.4
<b>Feld:</b>	Pfaffenhofen;	Bayern	Braunerde	1.2	0.1
<b>Grasland:</b>	Ismaning;	Bayern	"Schwarze" Pararendzina	11.5	0.9
	Harthausen;	"	Parabraunerde	3.4	0.3
	Oberwarngau;	"	Rendzina	4.6	0.4

### Ergebnis und Diskussion

Die Messung der Protonen-Spin-Gitter-Relaxationszeit  $T_{1H}$  an N-15-angereicherten Komposten unterschiedlicher Inkubationszeit ergab bei allen Versuchsreihen eine rasche Abnahme von 0,5 - 2 s des Ausgangsmaterials auf 30 - 60 ms bei langfristigen Komposten. Auch für die Huminstofffraktionen konnten Werte unter 50 ms festgestellt werden (Tab.2). Damit verkürzt sich die zur Vermeidung von Sättigungseffekten notwendige Wartezeit zwischen zwei Pulsen von  $5 \cdot T_{1H}$  auf 150 - 250 ms. Während in der Flüssigkeits-NMR die Spektren bei Vermeidung von Sättigungseffekten quantitativ auswertbar sind, können sich in einem CPMAS-Experiment durch nicht korrekte Einstellung der Kontaktzeit Intensitätsverzerrungen ergeben. Hierbei ist die Kontaktzeit die Zeit in der der Magnetisierungstransfer von den Protonen auf die N-15-Kerne durch Einstrahlung sowohl mit der Protonen als auch mit der N-15-Frequenz stattfindet. Die maximal erreichbare Signalintensität ist dabei von der Polarisationstransferzeit  $1/T_{NH}$  und von der Protonen-Spin-Gitter-Relaxationszeit im rotierenden Koordinatensystem  $T_{15H}$  abhängig. Während bei protonierten Kernen ein vollständiger Magnetisierungstransfer vor Beginn der Relaxation  $T_{15H}$  möglich ist, kann es bei schwach oder gar nicht protonierten Kernen wegen der unvollständigen Polarisierung zu Intensitätsverlusten und damit im Gesamtspektrum zu Intensitätsverzerrungen kommen (9).

+ Institut für Biophysik und physikalische Biochemie, Universität Regensburg, Universitätsstr. 31, 8400 Regensburg

Tab.2: Relaxationszeiten von N-15 angereichertem gefriergetrockneten *Lolium perenne*, des nach 248 Tagen aus dem Material erhaltenen Kompostes sowie den daraus hergestellten Fraktionen:

Peak (ppm)	T <sub>1ρH</sub>	T <sub>NH</sub>	τ <sub>optimal</sub>	% I <sub>Max</sub>	T <sub>1H</sub>
<b>Pflanzenmaterial</b>					
- 256	5.8 ms	230 μs	800 μs	89 %	220 ms
- 306	5.5 ms	90 μs	300 μs	89 %	240 ms
- 345	6.9 ms	303 μs	1000 μs	83 %	285 ms
<b>N15-Kompost (248 Tage)</b>					
- 256	6.2 ms	100 μs	400 μs	89 %	66 ms
- 306	6.3 ms	60 μs	300 μs	90 %	66 ms
<b>NaOH-Extrakt</b>					
- 256	4.9 ms	110 μs	500 μs	88 %	40 ms
- 306	3.5 ms	60 μs	200 μs	85 %	24 ms
<b>Fulvinsäure</b>					
- 257	3.2 ms	250 μs	800 μs	79 %	13 ms
- 340	5.6 ms	290 μs	1000 μs	83 %	16 ms

Um in der CPMAS-Technik die relativen Anteile einzelner Stoffgruppen durch Integration der jeweiligen chemischen Verschiebungsbereiche erhalten zu können, muß eine gemittelte Kontaktzeit  $\tau$  verwendet werden, bei der der Intensitätsverlust aller Signale in etwa gleich bleibt. Die jeweilige optimale Kontaktzeit  $\tau_{\text{optimal}}$  einer Stoffklasse läßt sich durch Aufnahme einer Meßserie als Funktion der Kontaktzeit bestimmen.

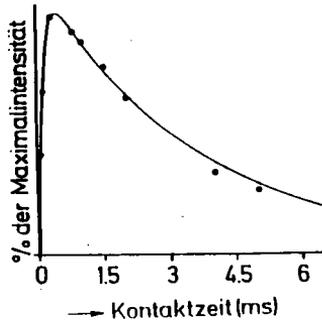


Abb. 1: Kontaktzeitmessung am Beispiel des Amidpeaks des NaOH-Extraktes eines N-15-angereicherten *Lolium perenne* Kompostes (248 Tage)

Aus der Auftragung (Abb. 1) der Signalintensitäten gegen die verwendete Kontaktzeit  $\tau$  ergibt sich  $\tau_{\text{optimal}}$  aus dem Maximum der Kurve, aus dem aufsteigenden Anteil T<sub>NH</sub> und aus dem absteigenden T<sub>1ρH</sub> (Tab. 2). Für die hier gemessenen Proben liegt  $\tau_{\text{optimal}}$  zwischen 200 und 1000 μs. Bei einem gemittelten  $\tau$  von 700 μs können circa 80 - 90 % der theoretischen Maximalintensität (I<sub>Max</sub>) erreicht werden. Der Intensitätsverlust ist somit bei allen Signalen eines Spektrums in etwa gleich, die Bestimmung der relativen Intensitäten damit möglich.

Unter der Voraussetzung ähnlicher Inhaltsstoffe in langfristigen Komposten und nativen Böden wurden die optimierten Parameter zur Messung der Bodenfraktionen natürlicher N-15-Häufigkeit verwendet. Es zeigte sich, daß bei einer Wartezeit von 150 - 250 ms zwischen den aufakkumulierten 500 000 - 1 000 000 Einzelmessungen nach 14 - 60 h Spektren mit einem akzeptablen Signal/Rausch-Verhältnis erhalten werden können.

Abb. 2 zeigt die einzelnen Fraktionen der Probe Ismaning im Vergleich zu denen des N-15 angereicherten Pflanzenkompostes von *Lolium perenne* (248 Tage). Alle Spektren zeigen das Hauptsignal im Amid/Peptidbereich (10) (- 190 / - 285 ppm). Daneben tauchen Signale zwischen - 285 / - 325 ppm und - 325 / - 375 ppm auf. Erstere können den NH-Gruppen von Guanidinen und Anilinderivaten, letztere freien Aminogruppen von Aminosäuren, Aminozuckern und substituierten Aminen zugeordnet werden. In Abb. 3 werden die Fulvin- und Huminsäure-Fraktionen der Böden natürlicher N-15 Häufigkeit vorgestellt. Neben der höheren Intensität (Tab. 3) im Bereich der freien Aminogruppen der Fulvinsäuren (7 - 13 %) gegenüber dem der Huminsäuren (2 - 4 %) fällt das Fehlen von Signalen im Bereich der Schiffchen Basen (- 25 / - 65 ppm) und der Phenazin- bzw. Pyridinderivate (- 50 / - 90 ppm) auf.

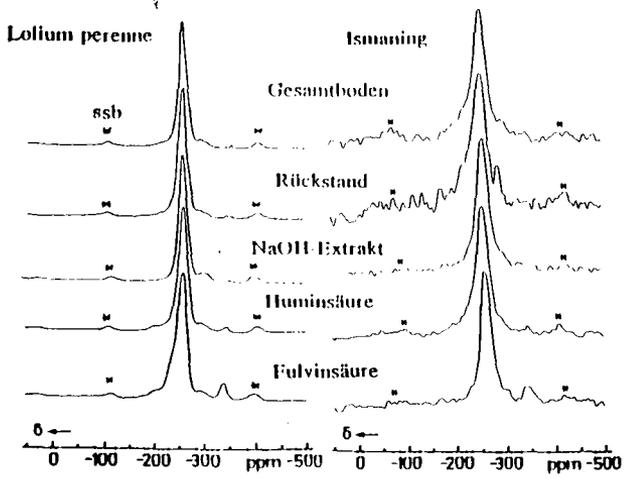


Abb. 2: N-15-Spektren einzelner Fraktionen eines N-15 angereicherten Kompostes von *Lolium perenne* im Vergleich zu denen der Probe Ismaning (\* = Rotationsseitenbanden (ssb))

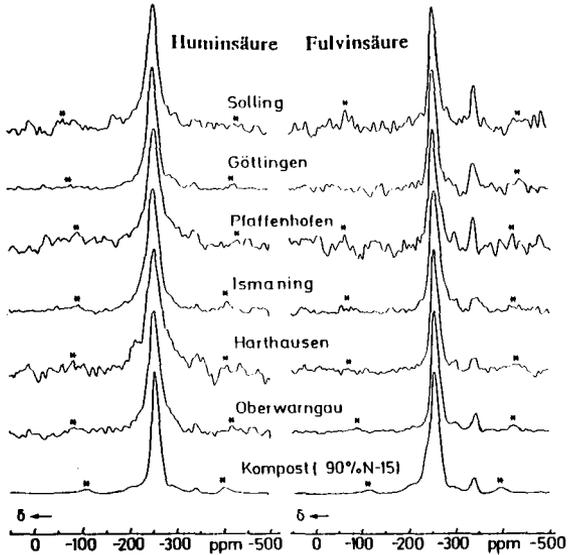


Abb. 3: Humin- und Fulvinsäure-Fractionen der Böden natürlicher N-15-Häufigkeit (\* = Rotationsseitenbanden)

Tab. 3: Relative Konzentrationen einzelner N-15-Signale in den Humin- und Fulvinsäuren nativer Böden:

	NaOH - Extrakt			Fulvinsäure			Huminsäure		
	1*	2*	3*	1	2	3	1	2	3
<b>Wald:</b>									
Solling	86	8	6	81	6	13	90	6	4
Göttingen	88	7	5	83	4	13	89	7	4
<b>Feld:</b>									
Pfaffhausen	84	8	7	86	5	9	85	11	4
<b>Grasland:</b>									
Ismaning	88	7	4	87	6	7	91	7	2
Harthausen	90	7	3	89	4	7	86	12	2
Oberwarngau	90	8	2	85	6	9	88	9	3
<u>N-15-Kompost:</u>	91	7	2	89	4	7	90	7	3

\* = chemischer Verschiebungsbereich; 1 = -190 - -285 ppm; 2 = -285 - -325 ppm; 3 = -325 - -375 ppm

Hieraus wird deutlich, daß auch unter Berücksichtigung des schlechten Signal/Rausch-Verhältnisses und der Tatsache, daß der Ringstickstoff von Indol- oder Pyrrolverbindungen von der Niederfeldschulter des Amidpeaks überlagert sein kann, der Anteil an heteroaromatischen Strukturen 10 % des Gesamtstickstoffes nicht überschreiten dürfte.

Weiter unterstützen die Ergebnisse dieser ersten N-15-CPMAS-Messungen an Bodenfraktionen natürlicher N-15-Häufigkeit die Ergebnisse der C-13-NMR-Spektroskopie mit denen gezeigt wurde, daß die Unterschiede in der Abbaufähigkeit von Huminstoffen weniger auf chemische Umwandlungen während der Humifizierung beruhen, sondern eher auf einer Abnahme der Reaktionsgeschwindigkeit, z.B. durch Bildung von wenig reaktiven Endgruppen an den Oberflächen der Makromoleküle, zurückzuführen sind (11).

## Danksagung

Diese Arbeit wurde finanziell vom BMFT (0339137) und mit wertvollen Ratschlägen von Herrn Prof. Dr. K. Haider (Braunschweig) und Herrn Dr. F.J. Gonzalez-Vila (Sevilla) unterstützt.

## Literatur:

- 1 Schnitzer, M. (1985) in: Humic Substances in Soil, Sediment and Water (Aiken, G.R., McKnight, D.M., Wershaw, R. & McCarthy, P. eds.), 303 - 325, Wiley, Interscience, New York.
- 2 Anderson, H.A., Bick, W., Hepburn, A. & Stewart, M. (1989) in Humic Substances II (Hayes, M.B., MacCarthy, P., Malcom, R.L. & Swift, R. S. eds), 223 - 253, Wiley, Interscience, New York.
- 3 Cheshire, M.V., Williams, B.L., Benzing-Purdie, L.M., Ratcliffe, C.I. & Ripmeester, J.A. Soil use and Management, 6, 90-92 (1990)
- 4 Benzing-Purdie, L., Cheshire, M. V., Williams, B. L., Ratcliffe, C. I., Ripmeester, J. A. & Goodman, B.T., J. Soil Sci., 43 (1), 113 - 125, (1992)
- 5 Almendros, G., Fründ, R., Gonzalez-Vila, F.J., Haider, K.M., Knicker, H. & Lüdemann, H.-D. FEBS-Letters 282, 119-121 (1991)
- 6 Knicker, H., Fründ, R., Almendros, G., Gonzalez-Vila, F.J., Martin, F. & Lüdemann, H.-D. Humus-utiset-Finnish Humus News 3, 313-315 (1991)
- 7 Fründ, R. & Lüdemann, H.-D., The Science of Total Environment, 81/82, 157-168 (1989)
- 8 Dev, S. B., Burum D. P. & Rha, C. K., Starch. Spectroscopy Letters 20/11, 853 -869, (1987)
- 9 Wilson, M. A., (1987): NMR-Techniques and applications in Geochemistry and soil chemistry, Pergamon Press, Oxford
- 10 Martin, G.J., Martin, M.L. & Gouesnard, J.P. (1981): N-15 NMR-Spectroscopy, Springer Verlag, Berlin
- 11 Fründ, R. & Lüdemann, H.-D. Z. Naturforsch. 46, 982-988 (1991)

Einige vorläufige Ergebnisse, die in dieser Arbeit berichtet werden, sind in der Zeitschrift "Naturwissenschaften" zur Zeit im Druck

Bedeutung der leichten Fraktion der organischen Bodensubstanz  
für die Stickstoffmineralisierung und die Ertragsfähigkeit  
eines Ferrali-Haplic Acrisol

von

GAISER, Th. und K. STAHR\*)

## EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

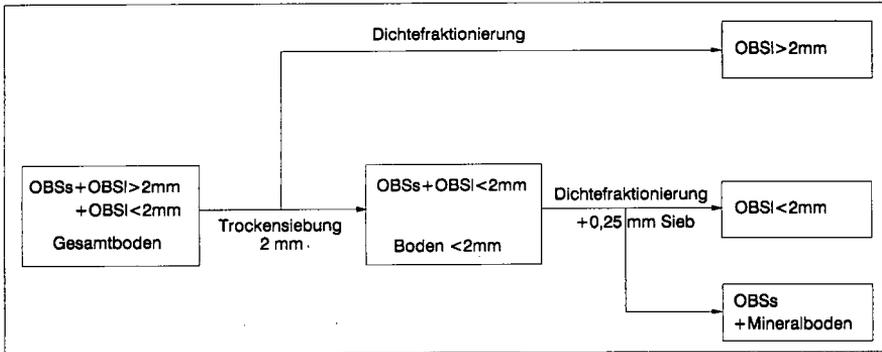
In den Tropen werden neue Anbausysteme entwickelt, um den Gehalt an organischer Bodensubstanz, die als Träger der Bodenfruchtbarkeit angesehen wird, zu erhalten bzw. zu erhöhen. Es wird dabei meist die Wirkung der Anbausysteme auf die Quantität (Corg) bewertet, während die Qualität der organischen Bodensubstanz wenig Beachtung findet. Dies liegt u.a. an einem Defizit an fundierten Kenntnissen über die Bedeutung der Humusqualität für die Eigenschaften und die Ertragsfähigkeit tropischer Böden. BLONDEL (1971) und FELLER et al. (1981) verwendeten eine densitometrische Fraktionierungsmethode zur Charakterisierung der Qualität der organischen Bodensubstanz auf den "sols ferrugineux tropicaux". FELLER et al. (1981) vermuteten aufgrund ihrer Untersuchungen, daß die leichte Fraktion der organischen Bodensubstanz einen wichtigen Zwischenspeicher für alle Arten von zugeführtem Stickstoff darstellt. Allerdings konnten sie über die Ertragswirkungen der einzelnen Fraktionen keine Aussage machen. Auf einem stark verwitterten Boden (Ferrali-Haplic Acrisol FAO 1988, clayey kaolinitic, isohyperthermic Paleustult SOIL SURVEY STAFF 1992) sollte deshalb der Frage nachgegangen werden, welche Bedeutung die leichte Fraktion der organischen Bodensubstanz (OBSI) für die Stickstoffdynamik und die Ertragsfähigkeit hat.

## MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen wurden in Süd-Benin in einem tropisch subhumiden Klimagebiet mit 1200 mm Jahresniederschlag, die auf zwei Regenzeiten verteilt sind, durchgeführt. Bei den Acrisolen handelt es sich um Böden mit einem sandigen Oberboden (30-45 cm mächtig), gefolgt von einem tonreichen Unterboden mit einer Verwitterungstiefe von mehreren Metern. Die Bodenproben aus 0-10 und 10-20 cm Tiefe wurden zu Beginn der Vegetationsperiode den Behandlungen eines Versuchs entnommen, auf dem zwei Jahre lang drei organische Materialien (Blätter der Baumleguminosen *Leucaena leucocephala* (L) und *Cassia siamea* (C) sowie Maisstroh (M)) in Höhe von 15 Tonnen Trockenmasse pro ha und Jahr ausgebracht worden waren. Die Behandlungen (organische Materialien) lagen in vier Wiederholungen vor (vollständig randomisierte Blockanlage). Außerdem wurden Proben aus vier Parzellen entnommen, denen im gleichen Zeitraum kein organisches Material zugeführt worden war (-O.M.). Die organische Bodensubstanz in den insgesamt 20 Proben wurde nach FELLER et al. (1981) fraktioniert (Abb.1.). In allen Fraktionen wurde neben dem Kohlenstoffgehalt auch der Stickstoffgehalt bestimmt. Nach Trockensiebung

\*) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, D-7000 Stuttgart 70

auf 2 mm wurden von den 20 Bodenproben 10 zur Bestimmung der potentiellen Stickstoffmineralisierung im Labor bei 30°C und pF1,8 bebrütet (modifiziert nach ISERMEYER 1952) und in Abständen von 1, 2, 4, und 6 Wochen auf die Gehalte an  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  (DIONEX Ionenchromatograph) untersucht.



**Abb.1.: Dichtefraktionierung der organischen Bodensubstanz (OBS) in zwei leichte (OBSI) und die schwere Fraktion (OBSs) (nach FELLER et al. 1981)**

Nach Entnahme der Bodenproben wurde auf allen Parzellen Mais ohne Zugabe von mineralischen Düngern angebaut. Nach der Ernte wurden die Trockenmasseerträge sowie die Stickstoffgehalte in den Pflanzen bestimmt.

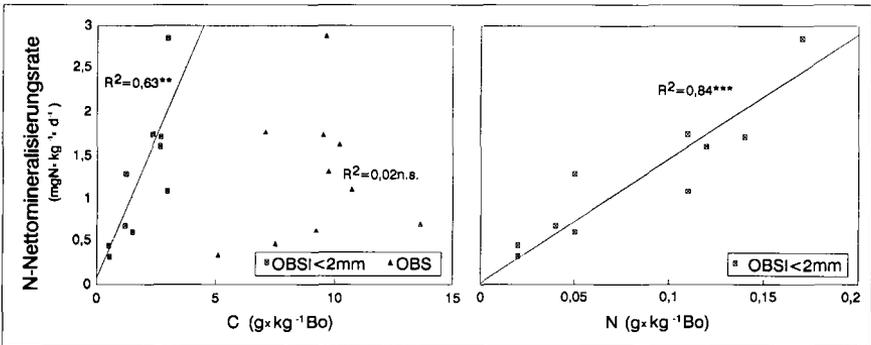
## ERGEBNISSE

Die Analyse der Gesamtkohlenstoffmengen im Oberboden (0-20 cm) nach zwei Jahren ergab deutlich höhere Mengen an organischer Bodensubstanz in den Behandlungen mit regelmäßiger Zufuhr von organischer Substanz als in den -O.M.-Parzellen (+14,5 (M) bis +18,8 (L) Tonnen C pro ha). Die Fraktionierung der organischen Bodensubstanz zeigte jedoch, daß in den Behandlungen 9,4 (M) bis 11,0 (L) Tonnen C in der leichten Fraktion der organischen Bodensubstanz (OBSI) vorlagen, während es in der -O.M.-Behandlung nur 2,2 Tonnen C waren. Durch die Behandlungen war also auf der Versuchsfläche eine hohe Variabilität der Gehalte an OBSs und OBSI geschaffen worden.

Die Inkubation von 10 ausgewählten Oberbodenproben (0-10 cm) ergab, daß steigende Gehalte an Corg keinen Einfluß auf die N-Nettomineralisierung hatten (Abb.2.). Dagegen bestand ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Gehalt an  $\text{OBSI} < 2\text{mm}$  und der N-Mineralisierung (Abb.2.). Die lineare Schätzfunktion für die Beziehung zwischen dem Gehalt an Stickstoff in der  $\text{OBSI} < 2\text{mm}$ -Fraktion und der N-Mineralisierungsrate hatte das höchste Bestimmtheitsmaß ( $R^2 = 0,84^{***}$ ). Der Teil der  $\text{OBSI}$  mit einem Durchmesser  $< 2\text{ mm}$  muß folglich für die N-Mineralisierung und damit für die N-Verfügbarkeit von entscheidender Bedeutung sein. Bei Untersuchungen in Kanada mit lehmig-tonigen Substraten fanden

JANZEN et al. (1992) nur auf einem der drei untersuchten Standorte eine signifikante Beziehung zwischen der Stickstoffmineralisierung und der Stickstoffmenge in der leichten Fraktion der organischen Bodensubstanz. Allerdings hatten sie die Fraktionierung der OBS in einer Natriumjodid-Lösung (Spezifisches Gewicht =  $1,8 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$ ) durchgeführt und die leichte Fraktion durch Filtration und nicht durch Absieben bestimmt. Andererseits zeigten Brutversuche unter Zugabe von  $^{15}\text{N}$ -markiertem Nitrat und Stroh, daß, nach einer anfänglichen Immobilisierungsphase, die Stickstoffverbindungen in der leichten Fraktion (Spez. Gew.  $< 1,59$ ) schnell abbaubar sind und große Mengen an mineralisiertem Stickstoff aus dieser Fraktion stammen (LADD et al. 1977).

Die Ergebnisse aus den Brutversuchen werden durch die Analyse der Beziehung zwischen den einzelnen Fraktionen der OBS und den Stickstoffgehalten in den Pflanzen unter Feldbedingungen bestätigt. Die Fraktion der OBS  $< 2\text{mm}$  hatte mit Abstand den größten Einfluß auf den Stickstoffgehalt in den Pflanzen. Eine Zunahme in dieser Fraktion um eine Tonne Kohlenstoff hatte eine Steigerung des N-Gehaltes in den Pflanzen um  $0,35 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$  TM zur Folge gehabt. Dieselbe Zunahme in der schweren Fraktion der organischen Bodensubstanz (OBSs) erbrachte dagegen nur eine Steigerung des N-Gehalts um  $0,018 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$  TM (Tab.1.).



**Abb.2.: Stickstoffnettomineralisierung während einer vierwöchigen Bebrütung (30°C, pF1,8) in einem sandigen Substrat in Abhängigkeit vom Gesamtkohlenstoffgehalt (OBS), vom Gehalt an leichter organischer Bodensubstanz mit einem Durchmesser  $< 2 \text{ mm}$  (OBSI $< 2\text{mm}$ ) bzw. vom Stickstoffgehalt in der OBSI $< 2\text{mm}$ -Fraktion**

Der Trockenmasseertrag wurde von der OBSI $< 2\text{mm}$  signifikant beeinflusst, während die OBSI $> 2\text{mm}$  offensichtlich keinen Einfluß auf die Trockenmasseproduktion hatte (Tab.1.). Auch der Einfluß der OBSs war signifikant, allerdings war der Regressionskoeffizient wesentlich kleiner ( $+ 530 \text{ kg} \times \text{ha}^{-1}$ ) als derjenige für die OBSI $< 2\text{mm}$  ( $+ 910 \text{ kg} \times \text{ha}^{-1}$ ).

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß im sandigen Oberboden der Acrisole die potentielle N-Mineralisierung eher vom Gehalt an leichter organischer Bodensubstanz mit einem Durchmesser  $< 2\text{mm}$  als vom Gesamtgehalt an OBS abhängt. Die Stickstoffmenge

in dieser Fraktion scheint eine gute Abschätzung der potentiellen Stickstoffmineralisierung zu erlauben. Über die Anteile der leichten und schweren Fraktionen der OBS ist auf nicht mineralisch gedüngten Acrisolen eine Abschätzung des Ertragspotentials möglich.

**Tab.1.: Regressionskoeffizienten in multipelen linearen Regressionen zwischen Stickstoffgehalten in der Gesamtpflanze ( $\text{mg} \times \text{kg}^{-1} \text{TM}$ ) bzw. Maistrockenmasseerträgen ( $\text{kg} \times \text{ha}^{-1}$ ) und verschiedenen Fraktionen der organischen Bodensubstanz (OBSI > 2mm = leichte Fraktion der OBS mit einem Durchmesser > 2mm; OBSI < 2mm = leichte Fraktion der OBS mit einem Durchmesser < 2 mm und > 0,25 mm; OBSs = schwere Fraktion der organischen Bodensubstanz) (N=20)**

a) Stickstoffgehalt in den Pflanzen ( $\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ )			
Fraktion	Mittel	S.D.	Regr.koeff.
OBSs ( $\text{t} \times \text{ha}^{-1}$ )	16,9	4,0	0,02 n.s.
OBSI > 2mm ( $\text{t} \times \text{ha}^{-1}$ )	3,6	2,6	0,03 n.s.
OBSI < 2mm ( $\text{t} \times \text{ha}^{-1}$ )	4,0	2,1	0,35 *
Intercept			7,7 ***
b) Trockenmasseertrag ( $\text{kg} \times \text{ha}^{-1}$ )			
Fraktion	Mittel	S.D.	Regr.koeff.
OBSs ( $\text{t} \times \text{ha}^{-1}$ )	16,9	4,0	+ 530 **
OBSI > 2mm ( $\text{t} \times \text{ha}^{-1}$ )	3,6	2,6	+ 170 n.s.
OBSI < 2mm ( $\text{t} \times \text{ha}^{-1}$ )	4,0	2,1	+ 910 **
Intercept			-4690 *

- n.s. = nicht signifikant  
 \* = signifikant mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,1  
 \*\* = signifikant mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,05  
 \*\*\* = signifikant mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,01

## LITERATURVERZEICHNIS

- BLONDEL, D. (1971): Rôle de la matière organique libre dans la minéralisation en sol sableux, relation avec l'alimentation azotée du mil. *Agron. Trop.* 26(12):1373-1387.
- FAO (1988): Soil map of the world. Revised Legend. World Soil Resources Report No.60, FAO/UNESCO, Paris.
- FELLER, C.; GANNY, F. & CHEVAL, M. (1981): Décomposition et humification des résidus végétaux dans un agrosystème tropical. *Agron. Trop.* 36(1):9-17.
- ISERMEYER, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Zeitschr. Pflanzenem., Düng., Bodenk.* 56:26-38.
- JANZEN, H.H.; CAMBELL, C.A.; BRANDT, S.A.; LAFOND, G.P. & TOWNLEY-SMITH, L. (1992): Light-Fraction Organic Matter in Soils from Long-Term Crop Rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:1799-1806.
- LADD, J.N.; PARSONS, J.W. & AMATO, M. (1977): Studies of nitrogen immobilization and mineralization in calcareous soils. II. Mineralization of immobilized nitrogen from soil fractions of different particle size and density. *Soil Biol. Biochem.* 9:319-325.
- SOIL SURVEY STAFF (1992): Keys to soil taxonomy, 5th edition. SMSS Technical Monograph No.6. Blacksburg, Virginia.

Der wasserlösliche Anteil des Humus

von

ZSOLNAY, A.\*)

Dieser Anteil der organischen Bodensubstanz ist schlecht definiert. Man versteht darunter sowohl die wasserextrahierbare, als auch die mobile Bodensubstanz. Aber letztere ist stark von den hydraulischen Eigenschaften des Bodens abhängig. Häufig werden auch die Fulvosäuren in diese Fraktion eingegliedert, was im Prinzip nicht stimmt, da sie erst nach einer Behandlung mit alkalischen oder stark ionenhaltigen Lösungen wasserlöslich werden. Trotz der geringen Konzentration der wasserlöslichen Fraktion im landwirtschaftlichen Böden (ca. 10 µg/g TG Boden), spielt sie eine wichtige ökologische Rolle, da sie von einem Bodenkompartment zum anderen fließen kann. Diese Punkte werden im Vortrag diskutiert.

Eine Reihe von Versuchen am Institut für Bodenökologie haben die Quantität und Qualität der wasserlöslichen Fraktion in Bezug auf Bodentiefe, Bodentemperatur und gesamt organischen Kohlenstoffgehalt untersucht. Die Ergebnisse hierüber werden in diesem Vortrag präsentiert. Auch die mikrobiologische Abbaubarkeit dieser Fraktion wurde quantifiziert. Nach 3 Monaten waren im Ap-Horizont und in den tieferen Horizonten 54% bzw. 41% des wasserextrahierbaren organischen Kohlenstoffs mineralisierbar. Aber die Ergebnisse aus einem zusätzlichen Versuch mit einer 18-wöchigen Inkubation zeigten, daß sich in der Anwesenheit von Boden die Konzentration dieser Fraktion nur geringfügig veränderte. Diese anscheinend widersprüchlichen Ergebnisse zeigen, daß diese Fraktion dynamisch mit der Bodenmatrix verknüpft ist. Labile Materie wird dauernd aus der Bodenfestsubstanz freigesetzt, und nicht abbaubare wasserlösliche Verbindungen werden in die Bodenmatrix wieder eingegliedert. Diese Vorgänge sind in stark unterschiedlichen landwirtschaftlichen Böden qualitativ, jedoch nicht quantitativ ähnlich.

\*) Inst. f. Bodenökologie, GSF-Forschungszentrum, 8042 Neuherberg



Spurenanalytische Untersuchungen zur Schadstoffmobilisierung  
durch Huminstoffe

von

KUPSCH, H., A. KRÜGER, D. SCHULZE u. T. DITTMAR<sup>\*)</sup>

## 1. Einführung

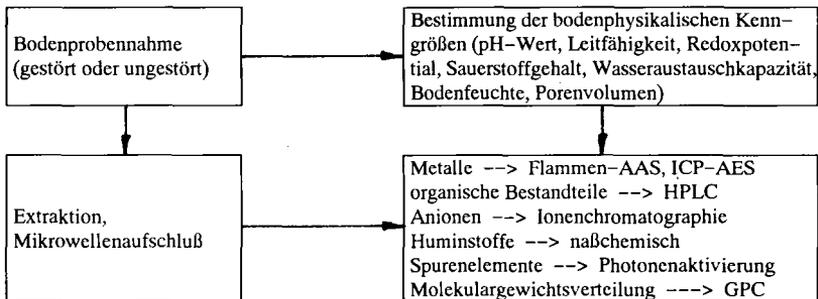
Huminstoffe stellen als komplex aufgebaute organische Makromoleküle und Abbauprodukte biologischer Materialien den wesentlichen Bestandteil organischer Substanz in natürlichen Systemen der Geosphäre dar. Aufgrund ihrer Polyfunktionalität (hoher Anteil an phenolischen OH<sup>-</sup> und Carboxylgruppen) und des kolloidalen Löseverhaltens beeinflussen sie den Transport, die Reaktivität und das Migrationsverhalten von in das natürliche System eingebrachten Schadstoffen. Die Fähigkeit der Huminstoffe zur Bildung von wasserlöslichen sowie unlöslichen Komplexen, Assoziaten und hydratisierten Oxiden sowie ihre Wechselwirkung mit Tonmineralien und organischen Substanzen wie Pestiziden, Fettsäuren etc. stellt eine der Schlüsseleigenschaften der Huminstoffe dar. Sie treten somit als mobilisierende Träger umweltrelevanter Schadstoffe in Erscheinung. Die geochemischen Wechselwirkungen von Huminstoffen in natürlichen Systemen werden mittels Durchlaufsäulenexperimenten untersucht. Dazu werden sowohl spurenanalytische Untersuchungsverfahren zur Systemcharakterisierung als auch radioaktive Tracerverfahren, die hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit den bekannten klassischen Analysenverfahren überlegen sind, eingesetzt.

## 2. Ergebnisse

### 2.1. Spurenanalytische Untersuchungen zur Mobilität von Schwermetallionen in schadstoffbelasteten Böden des Bitterfelder Industriegebietes

Im Raum Bitterfeld wurde der Schadstoffeintrag infolge immissionsbedingter Flugaschedeponierung /1/ untersucht und dessen Mobilisierung am Beispiel von Cadmium und Blei dargestellt. Der Einfluß von unterschiedlichen bodengeologischen Gegebenheiten wurde durch die Wahl verschiedener Probenahmestandorte (Sandhalde, Wald, Ackerboden, Wiese) erfaßt und Proben in unterschiedlichen Horizonten entnommen.

Vor Beginn der Migrationsexperimente an der Durchlaufsäulenanlage wird zur Bewertung der Stoffmigration von Schwermetallen in Gegenwart von Huminstoffen eine umfassende Systemcharakterisierung vorgenommen.



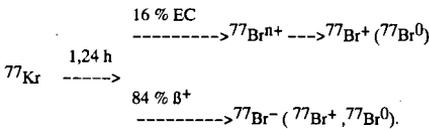
<sup>\*)</sup>Radiochemisches Zentrum Leipzig/ Universität Leipzig, Permoserstr.15, 7050 Leipzig

Mittels Photonenaktivierungsanalyse /2/ am LINAC der Bundesanstalt für Materialforschung Berlin konnten insgesamt 19 Elemente in den einzelnen Bodenhorizonten bestimmt werden. Eine Analyse zeigt, daß eine ganze Reihe von Metallen in den Bodenschichten mobilisierbar sind /3/. Dazu gehören insbesondere Cadmium, Zink, Mangan und Nickel, wobei die Mobilisierbarkeit vom Standort, den bodenbestimmenden Eigenschaften und den natürlichen Bedingungen (pH-Wert) abhängig ist. Andere Metalle hingegen zeigen keine oder nur sehr geringe mobilisierende Eigenschaften. Dies betrifft vor allem Blei und Quecksilber. Durch Vergleich der Werte der einzelnen Probestandorte kann ein Einfluß von der Entfernung des Emittenten festgestellt werden. Definiert korrelierte Anreicherungen von Metallen finden sich vorzugsweise in den kohlenstoffreichen A- und O- Horizonten.

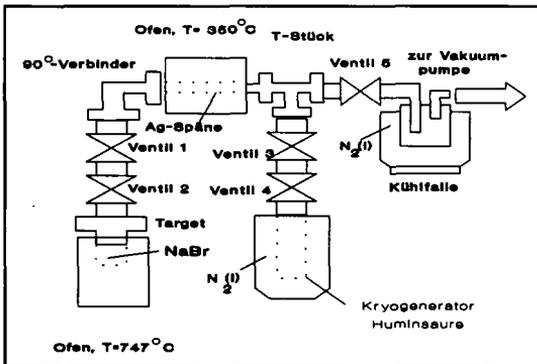
## 2.2. Migrationsuntersuchungen an Durchlaufsäulenanlagen

### 2.2.1. Zerfallsinduzierte Markierung von Huminsäuren als Radioindikator für Mobilitätsuntersuchungen

Durch die zerfallsinduzierte Markierung von Huminstoffen mit dem neutronendefizitären Radioisotop  $^{77}\text{Br}$  können diese als Radioindikator für dynamische Tracerexperimente eingesetzt werden und so die Mobilisierung von Schadstoffen und deren Migrationsverhalten unter verschiedenen bodengeologischen Gegebenheiten mittels Durchlaufsäulenexperimenten verfolgt werden. Die Direktmarkierung organischer Makromoleküle erfolgt unter Ausnutzung des radioaktiven Zerfalls des  $^{77}\text{Kr}$ -Mutternuklids (excitation labelling).  $\beta^+$ -Emission und Elektroneneinfang führen nach  $^{77}\text{Kr}$ -Zerfall ( $T_{1/2} = 1.24\text{h}$ ) zu reaktiven  $^{77}\text{Br}$ -Spezies, die in der Lage sind, Substitutionsreaktionen einzugehen:



Die äußerst reaktiven Zerfallsspezies reagieren mit geringeren Ausbeuten aber unter extrem einfachen Bedingungen unspezifisch und unter Erhalt der chemischen Struktur der Huminstoffe, welche



als festes Substrat dem radioaktiven Edelgas bis zur optimalen Zerfallszeit (7h) ausgesetzt werden. Zur Produktion des  $^{77}\text{Kr}$  wurde die Protonenreaktion  $^{79}\text{Br}(p,3n)^{77}\text{Kr}$  an natürlichem NaBr gewählt ( $Q = -22.8\text{MeV}$ ). Die Radionuklidproduktion erfolgt in Zusammenarbeit mit dem Hahn-Meitner-Institut Berlin durch Bestrahlung von NaBr im Protonenstrahlstrom von 100nA und 48MeV an dem Schwerionenbeschleuniger VICKSI. Bei den Experimenten wurden 5g getrocknetes NaBr in ein edelstahlverkleidetes Quarzglasgefäß gepreßt und 10 Minuten mit

Abb.1: Reaktionsapparatur zur Isolierung des  $^{77}\text{Kr}$

Protonen bestrahlt:  $^{79}\text{Br}(p,3n)^{77}\text{Kr}$ . Das Target wurde anschließend an eine unter Vakuum ( $10^{-2}$  Torr) stehende Edelmetall-Reaktionsapparatur (Abb.1) zur Destillation des  $^{77}\text{Kr}$  angeschlossen. Nach Schmelzen des NaBr (M.P.= $747^{\circ}\text{C}$ ) wird das freiwerdende  $^{77}\text{Kr}$  zur Abtrennung von radiobrominen Verunreinigungen über beheizte Silberspäne ( $350^{\circ}\text{C}$ ) geleitet und durch Kühlung mit flüssigem Stickstoff in einer Kühlfalle, in welcher die zu markierende Huminsäure (Al-drich) bereits vorlag, ausgefroren.

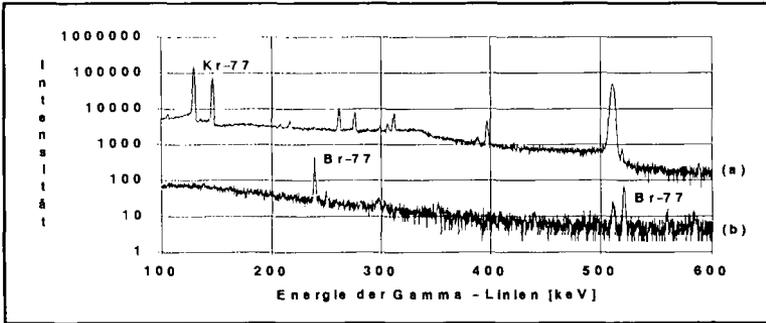


Abb.2:  $\gamma$ -Spektrn des Kryogenerators nach Destillation (a) und der  $^{77}\text{Br}$ -markierten Huminsäure (b)

Die  $\gamma$ -spektrometrische Messungen (Abb.2) zeigten eine  $^{77}\text{Kr}$ -Aktivität von 150 kBq im Targettopf. Es wurden 1/3 des durch die Bestrahlung gebildeten  $^{77}\text{Kr}$  durch Ausheizen des Targettopfes in den Generatorbehälter mittels Kryopumpe überführt. Von der nach der optimalen Bildungszeit des Tochternuklids entstandenen  $^{77}\text{Br}$ -Aktivität wurden 30 % zerfallsinduziert an die Huminsäure gebunden.

### 2.2.2. Untersuchungen zur Schadstoffmobilisierung an Durchlaufsäulenanlagen

Untersuchungen zu den geochemischen Wechselwirkungen der Huminstoffe mit 3d bis 5d-Übergangsmetallen in der ungesättigten Bodenzone und zu dem gebietsabhängigen Einfluß der Reaktivität der Huminstoffkomplexe werden an ausgewählten Bodentypen in der in Abb. 5 skizzierten Säulenanlage durchgeführt.

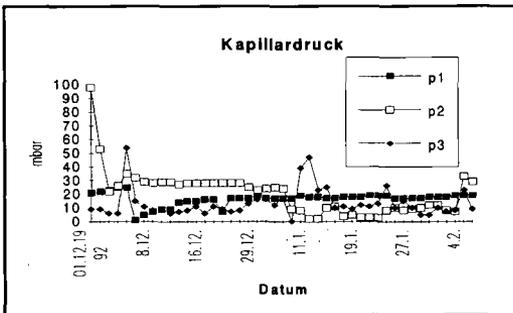


Abb. 3: Kapillardruck am Auslauf der 3 Probeneinbauten in der Durchlaufsäulenanlage

Der Einbau der porösen Medien in die Säulen erfolgte gestört nach Klotz /4/, d.h. gleichmäßig in dünnen Schichten unter Wasser und anschließender Verdichtung, so daß Entmischung- und Absetzungerscheinungen weitgehend ausgeschlossen werden können. Durch mehrwöchige Vorlaufzeit wurde die Einstellung eines konstanten Korngerüsts und chemischen Gleichgewichtes erreicht und durch Messung der physikalischen Parameter, wie z.B. Kapillardruck (Abb.3), geprüft.

Die Abbildung 4 zeigt die Wechselwirkungen zwischen Huminstoffen und Konzentration vorhandener Metallionen. Die Huminstoffkonzentration wurde am Säulenauslauf über einen Zeitraum von 10 Wochen bestimmt und durch Gelpermeationschromatographie an TSK-Gelen abgetrennt. In den isolierten Fraktionen wurden die Konzentrationen an Fe und Zn bestimmt. Sowohl die Komplexierung für Eisen als auch für Zink zeigt eine deutliche Abhängigkeit von der vorgelegten Huminstoffkonzentration. In nachfolgenden Tracerexperimenten wurden die Fließparameter sowie die Sedimentkenngrößen bestimmt.

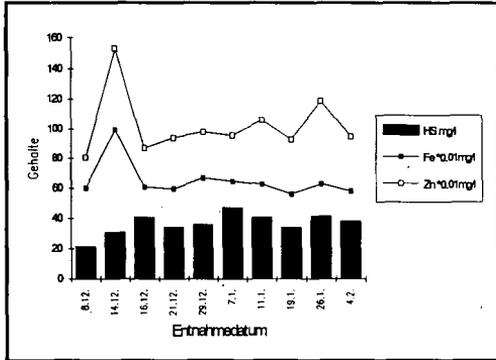


Abb.4: Komplexierung von Fe und Zn an Huminstoffe

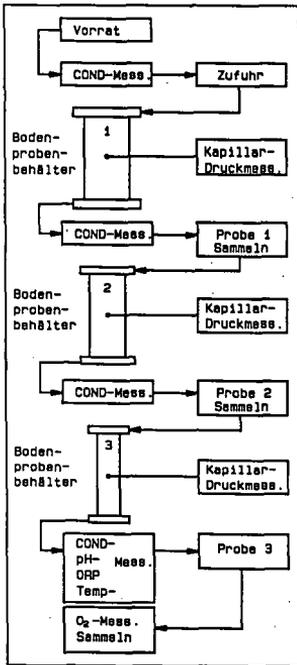


Abb.5: Schematische Darstellung der Durchlauf-Säulenanlage zur Untersuchung von Migrationsprozessen in natürlichen Systemen

### 3. Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird über eine Methodenerweiterung durch Kopplung von klassischen Untersuchungsverfahren mit radiochemischen Analysemethoden für Schadstoff-Migrationsuntersuchungen berichtet und die Produktion des Radiohalogens <sup>77</sup>Br für die Nutzung zur zerfallsinduzierten Markierung von Huminsäuren vorgestellt. Nach Substitution von Wasserstoffatomen der Huminsäure mit <sup>77</sup>Br wird diese als Radioindikator für Migrationsexperimente an Durchlaufssäulenanlagen eingesetzt. Erste Aussagen zur Schadstoffverteilung in schwermetallbelasteten Böden des Bitterfelder Industriegebietes und zu Wechselwirkungen mit organischen Komplexbildnern, insbesondere mit Huminstoffen, konnten nach spurenanalytischer Systemcharakterisierung am Beispiel von Blei und Cadmium aufgezeigt werden /3/.

/1/ H. Neumeister et al.: Geoökodynamik, Band XII, 1- 40, Bensheim 1991  
 /2/ C.Segebadé, H.P. Weise, G.J. Lutz: Photon Activation Analysis, Berlin, New-York 1987  
 /3/ A. Krüger, Ch. Segebadé, H. Kupsch, H. Neumeister et. al: Forschungsbericht 3/1993, Radiochem. Zentr., Universität Leipzig  
 /4/ D. Klotz: GSF- Bericht 7/1991, Institut für Hydrogeologie, GSF Neuherrberg

## Co-Transport und Co-Sorption von PAK im Boden

von

Kögel-Knabner Ingrid<sup>1</sup>, Christiane Maxin<sup>2</sup>, Kai Totsche<sup>3</sup> und Jörg Danzer<sup>2</sup>

### **Einleitung**

In Böden und Sedimenten reichern sich PAK in zunehmendem Maße an (Jones et al., 1989). In "unbelasteten" Ackerböden der BRD liegen die Gehalte im Oberboden unter 1 mg kg<sup>-1</sup> TS. In unmittelbarer Nähe von Emittenten und in den Auflagen von Waldböden wird dieser Wert jedoch deutlich überschritten (Matzner et al., 1981; Tebaay et al., 1991). Die Bindung der PAK in Böden erfolgt aufgrund ihrer niedrigen Wasserlöslichkeit in erster Linie durch hydrophobe Wechselwirkungen mit der organischen Substanz (Karickhoff et al., 1979), wobei das Verteilungsgleichgewicht stark auf der Seite der organischen Substanz liegt. Die hohe Affinität der PAK zu organischen Bodenbestandteilen führt dazu, daß sie vorwiegend im oberen, humosen Bereich der Böden bzw. im Auflagehumus sorbiert werden. Dennoch treten im Grundwasser PAK-Konzentrationen von bis zu 50 ng L<sup>-1</sup> auf (Hellmann, 1982).

Eine Erklärungsmöglichkeit für dieses Phänomen der Verlagerung trotz starker Bindung im Oberboden ist, daß die sorbiert vorliegenden PAK von im Porenwasser gelösten organischen Stoffen (DOC = dissolved organic carbon) mobilisiert werden und zusammen mit diesen verlagert werden können (McCarthy und Zachara, 1989). In Laborversuchen wurde nachgewiesen, daß aus Böden und Sedimenten isolierte Humin- und Fulvosäuren die Wasserlöslichkeit von unpolaren Stoffen erhöhen können. Die Sorption organischer Umweltchemikalien in Böden kann daher als Verteilungs- oder Sorptionsprozeß im Gleichgewicht zwischen drei Phasen betrachtet werden: gelöst, sorbiert an die Bodenmatrix und sorbiert an gelöste organische Bodensubstanz.

### **Material und Methoden**

Im folgenden wird nur eine kurze Beschreibung der verwendeten Methoden gegeben. Eine ausführliche und kritische Darstellung der Methoden ist in Maxin (1992) zu finden. Die Untersuchung der Sorption an DOC erfolgte mit wäßrigen Bodenextrakten (Boden:Wasser 1:2), die aus feldfrischen, bei -20 °C gelagerten Bodenproben gewonnen wurden. Um Vergleiche mit anderen Untersuchungen zu ermöglichen, wurde Aldrich-Huminsäure in gleichen Konzentrationsbereichen wie die Bodenextrakte (10 - 20 mg DOC L<sup>-1</sup>) als Sorbent benutzt. Die Sorptionsversuche wurden mit 24 h Schüttelzeit durchgeführt. Die Konzentration der PAK für die Sorptionsversuche betrug dabei maximal 50 % der Löslichkeit in Wasser des jeweiligen Stoffs. Die Trennung der mit DOC assoziierten gebundenen und der frei im Wasser gelösten Fraktion wurde nach dem von Landrum et al. (1984) beschriebenen Prinzip über C<sub>18</sub>-Säulen durchgeführt. Die Fraktion der frei im Wasser vorliegenden PAK wurde durch Elution von der C<sub>18</sub>-Säule bestimmt und durch Differenzbildung der Anteil an gebundenen PAK ermittelt. Trennung und Nachweis der PAK erfolgten mittels HPLC und Fluoreszenzdetektion. Für die Säulenversuche wurde ein speziell auf hydrophobe organische Umweltchemikalien ausgerichtetes Säulensystem mit einer Säulenlänge von 7 cm entwickelt (Totsche, 1992). Die Säulenversuche wurden unter ungesättigten Bedingungen (Flußrate 1.24 mL min<sup>-1</sup>) mit einem mittelsandigen Bsv-Horizont (Corg 1.0 %) und einer DOC-Konzentration von 30 mg L<sup>-1</sup> durchgeführt. Die Versuche wurden nach etwa 2 Monaten abgebrochen.

<sup>1</sup>Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr-Universität Bochum, NA 6/134, 44780 Bochum.

<sup>2</sup>Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth.

<sup>3</sup>Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, Wageningen, Netherlands.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Sorptionsversuche an DOC wurden mit PAK unterschiedlicher Hydrophobizität durchgeführt. Für PAK mit 3 oder 4 kondensierten Ringen (Phenanthren, Fluoranthren, Pyren, Anthracen) konnten mit der Methode nach Landrum et al. (1984) keine gesicherten Unterschiede zwischen freier und gebundener Phase nachgewiesen werden. Diese Stoffe gehen also keine hydrophoben Wechselwirkungen mit DOC ein, oder werden zumindest nur so schwach gebunden, daß die Bindung während der Trennung zerstört wird. Die PAK mit 5 oder 6 kondensierten Ringen (Benzo(e)pyren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(ghi)perylen) zeigten gegenüber DOC ein deutlich anderes Sorptionsverhalten. Abb. 1 zeigt die Sorptionsisotherme - bei linearer Anpassung - für die Sorption von Benzo(k)fluoranthren an Aldrich-Huminsäure sowie den DOC-Extrakt aus dem Boden Neumarkt und dem Boden Allersdorf. Benzo(k)fluoranthren besitzt jeweils die gleiche Affinität zu den beiden untersuchten Bodenextrakten, die durch eine ähnliche Zusammensetzung von hydrophilen und hydrophoben DOC-Fractionen gekennzeichnet sind (Maxin, 1992). Ähnliche Ergebnisse wurden auch für weitere PAK gefunden. Die  $\log K_{DOC}$ -Werte liegen zwischen 4.5 bei Benzo(e)pyren und 5.0 bei Benzo(ghi)perylen. Sehr viel höher ist die Affinität für Aldrich-Huminsäure ( $\log K_{DOC}$  5.1 bis 5.8), bedingt durch den hydrophoben Charakter der Aldrich-Huminsäure.

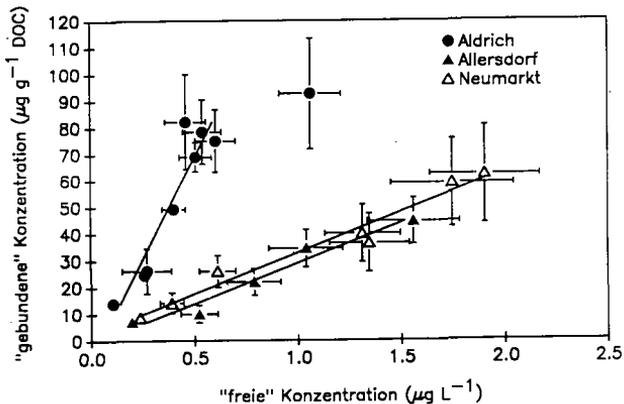


Abb. 1: Sorption von Benzo(k)fluoranthren an Aldrich-Huminsäure und DOC-Extrakt zweier Böden unter landwirtschaftlicher (Neumarkt) und forstlicher Nutzung (Allersdorf).

Bei bekanntem Verteilungskoeffizienten  $K_{OC}$  und  $K_{DOC}$  eines Stoffes läßt sich für eine beliebige DOC-Konzentration ein effektiver Verteilungskoeffizient ( $K_{OC(eff)}$ ) berechnen, der das Verteilungsverhalten zwischen der wäßrigen, DOC enthaltenden Phase und der festen Bodenmatrix im Batch-Versuch nach eingestelltem Gleichgewicht beschreibt (Enfield et al., 1989; Kögel-Knabner et al., 1990; Knabner et al., 1993). Je nach DOC-Konzentration kann der Einfluß der gelösten organischen Substanz eine Verringerung der Sorption auf weniger als die Hälfte bewirken (bei 100 mg DOC L⁻¹). In Abb. 2 wird die berechnete Sorption für

Benzo(k)fluoranthen an je einen Boden mit niedrigem und hohem Gehalt an organischem Kohlenstoff dargestellt. Dabei wird von den in Böden üblicherweise vorhandenen DOC-Konzentrationen von 0-50 mg DOC L<sup>-1</sup> ausgegangen. Die Ergebnisse zeigen, daß die gelöste organische Bodensubstanz einen starken Einfluß auf die Sorption und Phasenverteilung der hydrophoben PAK hat. Dies gilt allerdings nur unter der Annahme einer Gleichgewichtseinstellung. Unter Freilandbedingungen ist diese aus verschiedenen Gründen, wie z.B. schneller Wasserfluß, insbesondere in Makroporen, unvollständiger Kontakt des Perkolats mit der festen Matrix, häufig nicht gegeben.

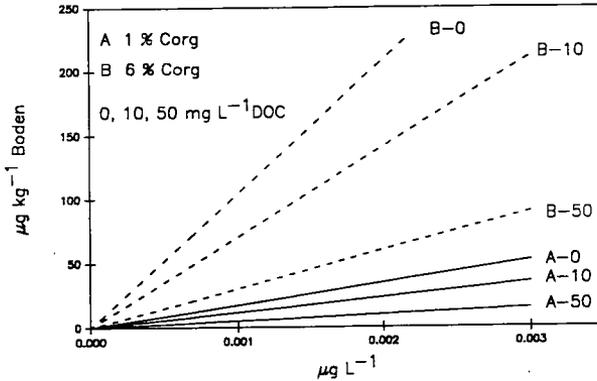


Abb. 2: Effektive Sorptionsisotherme (berechnet) für die Sorption von Benzo(k)fluoranthen an die Bodenmatrix bei unterschiedlichem OC-Gehalt (1%, 6%) und bei verschiedenen Konzentrationen von DOC (0, 10, 50 mg L<sup>-1</sup>).

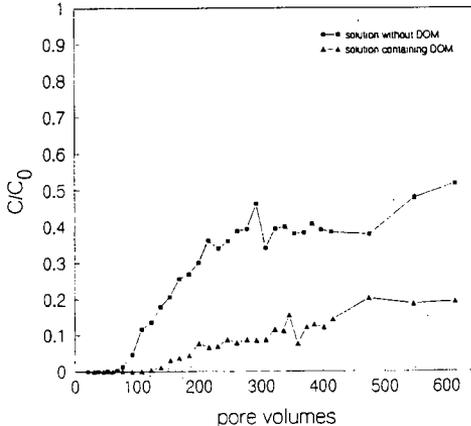


Abb. 3: Durchbruchkurve von Anthracen in einer Säule mit und ohne Zugabe von DOC.

Deshalb wurden Säulenversuche mit DOC durchgeführt, um das Ausmaß des Einflusses von DOC auf die Mobilität von organischen Umweltchemikalien zu erfassen. Dabei gewinnt das Sorptionsverhalten des DOC im Boden an Bedeutung. DOC wird in Ae-Horizonten von Waldböden nicht sorbiert, kann aber in hohem Maße im Unterboden durch Eisenoxide immobilisiert werden (Jardine et al., 1990; Guggenberger, 1991). Auf diese Weise können hydrophobe organische Chemikalien verstärkt in diesen Bereichen zurückgehalten werden, was zu einer Umkehr des vorher beschriebenen Effektes führen kann. Dieser Effekt der Co-Sorption wurde in Säulenversuchen mit Anthracen oder Pyren nachgewiesen (Abb. 3). In der Säule mit DOC-Zugabe wird deutlich weniger Anthracen verlagert, als in der Säule ohne DOC. Dieses Ergebnis kann entweder auf eine Co-Sorption zurückzuführen sein, oder aber auch auf die erhöhte Sorptionskapazität des Bsv-Horizonts für PAK durch die DOC-Sorption. Um den Einfluß von DOC auf die Mobilität abzuschätzen sind daher zusätzlich zu den Säulenexperimenten Sorptions- und Desorptionsuntersuchungen nötig.

#### Dank

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten (Ko 1035/1-2). Gisela Badewitz (Universität Bayreuth) danken wir für die Unterstützung im Labor und Helmut Deschauer und Georg Guggenberger für die konstruktive Kritik.

#### Literatur

- Enfield C.G., Bengtsson G., Lindquist R. (1989): Influence of macromolecules on chemical transport. *Environ. Sci. Technol.* 23, 1278-1286.
- Hellmann H. (1982): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe in Acker- und Waldböden und ihr Beitrag zur Gewässerbelastung. DGM 26 H, 63-69.
- Guggenberger G. (1991): Dynamik und Chemismus des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) immissionsbelasteter Waldstandorte im Fichtelgebirge. *Mitteln. Dtsch. Bodenk. Gesellsch.* 66, 315-318.
- Jardine P.M., Wilson G.V., McCarthy J.F., Luxmoore R.J., Taylor D.L., Zelazny L.W. (1990): Hydrogeochemical processes controlling the transport of dissolved organic carbon through a forested hillslope. *J. Contam. Hydrol.* 6, 3-19.
- Jones K.C., Stratford J.A., Waterhouse K.S., Furlong E.T., Giger W., Hites R.A., Schaffner C., Johnston A.E. (1989): Increases in the polynuclear aromatic hydrocarbon content of an agricultural soil over the last century. *Environ. Sci. Technol.* 23, 95-101.
- Karickhoff S.W., Brown D.S., Scott T.A. (1979): Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Res.* 13, 241-248.
- Kögel-Knabner I., Knabner P., Deschauer H. (1990): Enhanced leaching of organic chemicals in soils due to binding to dissolved organic carbon. In: F. Arendt, M. Hinsenveld and W.J. van den Brink (Hrsg.) *Contaminated Soil '90*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 323-329.
- Knabner P., Kögel-Knabner I., Totsche K. (1993): The modeling of reactive solute transport with sorption to mobile and immobile sorbents. *Water Resources Res.*, eingereicht.
- Landrum P.F., Nihart S.R., Eadie B.J., Gardner W.S. (1984): Reverse-phase separation method for determining pollutant binding to Aldrich humic acid and DOC of natural waters. *Environ. Sci. Technol.* 18, 187-192.
- Matzner E., Hübner D., Thomas W. (1981): Content and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons in two forested ecosystems in northern Germany. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 144, 283-288.
- McCarthy J.F., Zachara J.M. (1989): Subsurface transport of contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 23, 469-502.
- Maxin C. (1992): Sorption Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) an die wasserlösliche organische Substanz in Böden (WOBS). *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, Band 25.
- Tebaay R.H., Welp G., Brümmer G.W. (1991): Gehalte an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Böden unterschiedlicher Belastung. *Mitteln. Dtsch. Bodenk. Gesellsch.* 63, 157-160.
- Totsche K. U. (1992): Co-Transport in Böden: Konzeption und Bau einer Laborbodensäulenanlage und Modellentwicklung. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, Band 27.

## Untersuchungen zur Freisetzung von gelöster organischer Substanz (DOM) unterschiedlich genutzter Standorte in einem Wassereinzugsgebiet Nordwest-Sachsens

von

Kalbitz, K.<sup>1</sup> u. H. Mutscher<sup>2</sup>

### 1. Einleitung

Gelöste organische Verbindungen des Bodens (Dissolved Organic Matter - DOM) beeinflussen die stofflichen Komponenten und Prozesse der Ökosysteme in vielfältiger Art und Weise. Sie verändern die Mobilisierung, den Transport, die Immobilisierung und die Biotoxizität von Schadstoffen (König et al., 1986; Kukkonen et al., 1990; Barriuso et al., 1992; Lee et al., 1993).

Viefach untersucht ist die Freisetzung und das weitere Verhalten der DOM in sauren Waldböden, während zu diesem Problem nur wenige Forschungsergebnisse über andersartig genutzte Böden vorliegen.

### 2. Material und Methoden

Die DOM-Freisetzung wurde an 5 Standorten (Acker, Stilllegung, Grünland, Wald, ehemaliger Stallungslagerplatz) im Einzugsgebiet des Krausnitzbaches (Kreis Torgau) in Abhängigkeit von der Nutzung und dem Bodenfeuchte regime untersucht. Dem dienen Perkolationsexperimente mit Kleinmonolithen und Batchversuche. Bodentypen und Eigenschaften der verwendeten A-Horizonte sind Tab. 1 zu entnehmen. Dem ist hinzuzufügen, daß der Ackerstandort und die stillgelegte Fläche (1 Jahr aus der Nutzung; Selbstbegrünung) über viele Jahre sehr reichlich mit organischen Düngern versorgt wurden.

Tabelle 1: Wichtige pedologische Eigenschaften der Ap-Horizonte (Wald: Ah-Horizont) der untersuchten Standorte

	Textur (%)			pH (KCl)	C <sub>t</sub> (%)	N <sub>t</sub> (%)	CEC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> Boden)	Austauschbare Basen (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> Boden)			Eisen (mg kg <sup>-1</sup> Boden)		
	Sand	Schluff	Ton					Ca	Mg	K	C <sub>2</sub> O <sub>4</sub> -löslich	S <sub>2</sub> O <sub>4</sub> -löslich	
Podsolbraunerde													
Wald	76,0	18,0	6,0	3,2	7,1	0,27	16,90	1,83	0,19	0,17	2495	4950	
Braunley													
Grünland	66,5	22,1	11,4	4,6	1,0	0,09	6,47	3,15	0,40	0,61	7063	9125	
Mistplatz	65,1	23,2	11,7	4,9	1,1	0,10	7,46	3,18	0,40	0,87	9750	12625	
Gley													
Acker	71,2	21,5	7,3	4,9	1,1	0,10	5,85	2,71	0,35	0,47	5750	8750	
Stilllegung	72,3	20,4	7,3	5,4	1,0	0,10	5,60	3,40	0,45	0,51	5250	8000	

Die Entnahme der Kleinmonolithe erfolgte in Anlehnung an Shipitalo et al. (1990) in ungestörter Lagerung im Februar 1992, während für die Batchversuche gestörte Bodenproben verwendet wurden. Die Perkolationsexperimente mit Kleinmonolithen wurden mit 4 Wiederholungen bei Raumtemperatur im Labor durchgeführt und die Batchversuche mit 3 wiederholten Probenahmen bei 2 verschiedenen Temperaturen (4°C im Kühlschrank, Raumtemperatur)

<sup>1</sup> Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Hallesche Str. 44, O-4204 Bad Lauchstädt

<sup>2</sup> Zwickauer Str. 140/507, O-7030 Leipzig

vorgenommen. Das Feuchteregime der Kleinmonolithversuche (Bewässerung mit Aqua dest.) diente der Simulation von je einer Regenperiode und eines Starkniederschlages auf feuchten und trockenen Boden. Näheres zur Methodik kann Kalbitz (1992) entnommen werden.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1. Höhe der DOC-Freisetzung

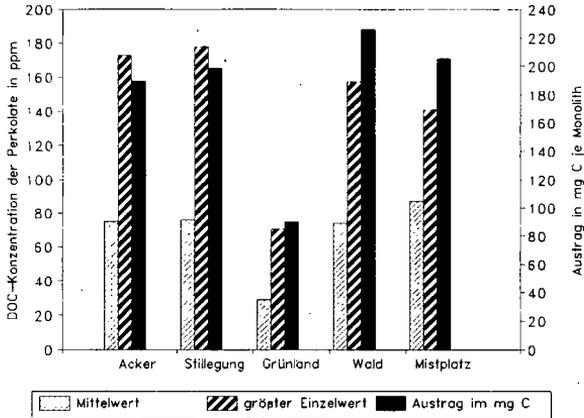


Abbildung 1: DOC-Konzentrationen in den Perkolaten der Kleinmonolithen und ausgetragene DOC-Mengen je Monolith im Untersuchungszeitraum (14 Wochen)

Acker, Stilllegung und Wald weisen vergleichbare DOC-Konzentrationen (Dissolved Organic Carbon) und -Mengen in den Perkolaten auf (s. Abb. 1), hingegen zeichnet sich der Grünlandboden durch eine wesentlich geringere DOC-Freisetzung aus (signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,05). Die höchste DOC-Konzentration überhaupt wurde bei einer Wiederholung des Mistplatzes festgestellt. Allerdings konnte das nicht statistisch abgesichert werden, da die Variabilität zwischen den Wiederholungen zu groß war. Folgende Ursachen können für die zum Teil vergleichbare und zum Teil unterschiedliche DOC-Freisetzung verantwortlich gemacht werden:

##### 1. Die Menge an leicht abbaubarer organischer Substanz und die mikrobielle Aktivität

Aus vergleichenden Batchversuchen mit feldfrischen, angetrockneten und luftgetrockneten Proben der Ah-Horizonte sowie einer Versuchsdurchführung bei 4°C und bei 20°C konnte abgeleitet werden, daß Acker, Stilllegung und Mistplatz über ein hohes Angebot an leicht abbaubarer organischer Substanz und eine vergleichsweise niedrige mikrobielle Aktivität verfügen. Dagegen ist der Grünlandboden durch ein geringes Angebot an leicht abbaubarer organischer Substanz und eine höhere mikrobielle Aktivität gekennzeichnet. Im Ah-Horizont des Waldbodens herrscht eine hohe mikrobielle Aktivität bei einem großen Angebot an leicht abbaubarer organischer Substanz (Streu). Der sprunghafte Anstieg der mikrobiellen Aktivität durch den Temperaturunterschied zwischen Freiland und Labor kann nur dort eine verstärkte DOC-Freisetzung hervorrufen, wo ein genügend großer Vorrat an leicht abbaubarer organischer Substanz besteht (Acker, Stilllegung, Wald, Mistplatz).

## 2. Fließverhalten der Bodenlösung

Von der Dauer und Intensität des Kontaktes zwischen flüssiger und fester Bodenphase hängt das Ausmaß von Lösungsprozessen ab. Je intensiver und länger diese Kontakte sind, um so größer ist die DOC-Freisetzung (McDowell und Wood, 1984; Cronan, 1990). Acker und Stilllegung besitzen ähnliche, substrat- und nutzungsbestimmte Fließbedingungen, die durch eine langsame Bodenwasserbewegung und fehlenden Makroporenfluß charakterisiert sind. Dies führt zu günstigen Bedingungen für Lösungsprozesse und zu hohen durchschnittlichen DOC-Konzentrationen. Die hervorgerufene Bodenverdichtung durch den Druck des abgelagerten Stalldunges und der Transportfahrzeuge hatte die langsamste Bodenwasserbewegung aller Varianten zur Folge. Das äußerte sich in sehr hohen DOC-Konzentrationen, aber nicht in Spitzenwerten an freigesetztem DOC, da nur verhältnismäßig geringe Perkolatmengen gewonnen werden konnten. In den Kleinmonolithen der Grünlandvariante wurde ein Teil der Bodenlösung durch weite Makroporen transportiert ("preferential flow"). Neben dem geringen Angebot an leicht abbaubarer organischer Substanz sind diese ungünstigen Bedingungen für Lösungsprozesse eine weitere Ursache für die niedrigen durchschnittlichen DOC-Konzentrationen in dieser Variante. Im Waldboden konnte ein Fluß der Bodenlösung durch Poren der unterschiedlichsten Größen beobachtet werden, so daß neben Makroporenfluß auch intensive Kontakte zwischen flüssiger und fester Bodenphase auftreten. Hohe durchschnittliche DOC-Konzentrationen sind die Folgeerscheinung.

Zusammenfassend kann geschlußfolgert werden, daß die Freigabe einer Bodenlösung mit hohen DOC-Konzentrationen bei der Kombination eines großen Vorrates an leicht abbaubarer organischer Substanz und intensiven Austauschprozessen zwischen flüssiger und fester Bodenphase erfolgt.

## 3.2. Dynamik der DOC-Freisetzung und DOC-Freisetzungsmechanismen

Bei allen Varianten treten die maximalen DOC-Konzentrationen in den 1. Perkolaten nach Trockenperioden auf. Diese Peaks sind eine Funktion von Dauer und Intensität der Bodenaustrocknung und damit der Anhäufung mikrobiell produzierter löslicher organischer Substanzen, die nicht abtransportiert werden können. Ihre Stärke ist weiterhin abhängig von der Höhe der mikrobiellen Aktivität bzw. ihres Anstieges nach Wiederbefeuchtung und den Fließbedingungen der Bodenlösung. Das Grünland weist die höchste mikrobielle Aktivität auf und der auftretende Makroporenfluß führt zu einem schnellen Abtransport der akkumulierten löslichen organischen Verbindungen und zum Abspülen von Aggregatoberflächen. Deshalb treten hier die größten prozentualen Anstiege in der DOC-Konzentration im Vergleich zum Mittelwert auf. Langsame Bodenwasserbewegungen unter Acker und Stilllegung und eine geringere mikrobielle Aktivität ziehen einen um 20 % kleineren Anstieg der DOC-Konzentration nach langen Trockenperioden als unter Grünland nach sich. Der geringe prozentuale Anstieg in der DOC-Konzentration unter Waldnutzung ist eine Folge von Adsorptionsprozessen im BvCv-Horizont, denn die Höhe der verwendeten Kleinmonolithe betrug stets 25 cm und schloß hier diesen Horizont mit ein. Die sehr langsame Bodenwasserbewegung und mögliche Ausfällungsprozesse von DOC durch hohe  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentrationen (Berry et al, 1990) könnten den geringsten prozentualen Anstieg der DOC-Konzentration im "Mistplatzboden" verursacht haben.

Zusätzliche Hinweise auf den mikrobienbürtigen Charakter des Anstieg der DOC-Konzentration nach langen Trockenperioden sind eine wesentlich größere Variabilität der Meßwerte am Anfang von Niederschlagsereignissen sowie dabei sinkende pH-Werte (Guggenberger, 1991). Mit zunehmender Perkolations sinkt neben der DOC-Konzentration auch die Standardabweichung. Dies weist auf den zunehmenden Anteil von Lösungsprozessen an der

DOC-Freisetzung mit fortschreitender Perkolation hin, denn diese sind weit weniger variabel als biotische Vorgänge. Insgesamt betrachtet ist der mikrobiell Anteil an der DOC-Freisetzung unter Grünland und Wald höher und der Anteil von Lösungsprozessen geringer als bei den anderen Varianten. Dafür sprechen neben der höheren mikrobiellen Aktivität auch die unter Grünland und Wald ermittelten engen Korrelationen zwischen der DOC-Konzentration und dem Gehalt der Bodenlösung an  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$  und  $\text{Mg}^{2+}$ .

#### 4. **Schlußfolgerungen**

Die erzielten Ergebnisse zeigen, daß die Art der Landnutzung maßgeblich zur Herausbildung der Bodenbedingungen beiträgt, die für die Höhe und Dynamik der DOC-Freisetzung entscheidend sind. Deshalb ist eine Beschränkung der Erforschung dieser Problematik auf Waldstandorte nicht tragbar. Angestrebt wird eine Untersuchung der Zusammenhänge zwischen natürlichen Standortbedingungen und der Landnutzung sowie den Bodenbedingungen, die zu hohen DOC-Konzentrationen führen können. Anhand der Dynamik der DOC-Freisetzung und der positiven Wirkung von starken Wasserflüssen auf die DOC-Freisetzung wird deutlich, daß bei Starkniederschlägen, die langen Trockenperioden folgen, die Gefahr einer besonders großen DOC-Freisetzung gegeben ist. Die anthropogene Zerstörung von Gleichgewichtszuständen, die mit einer Anreicherung an leicht abbaubarer organischer Substanz einhergeht (übermäßig hohe organische Düngung, Flächenstilllegung nach intensiver landwirtschaftlicher Nutzung, Lagerung organischer Dünger), fördert die Freisetzung gelöster organischer Verbindungen und erhöht damit die Gefahr der Mobilisierung und des Transportes von Schadstoffen.

#### **Literatur**

Barriuso, E.; Baer, U. und Lalvet, R. (1992): Dissolved organic matter and adsorption-desorption of dimefuron, atrazine, and carbetamid by soils. *J. Environ. Qual.* 21, 359-367.

Berry, D.F.; Zelazny, L.W. und Walker, H.L. Jr. (1990): Aluminium and organic matter mobilization from forest soils infiltrated with acidified calcium sulfate solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1757-1762.

Cronan, C.S. (1990): Pattern of organic acid transport from forested watersheds to aquatic ecosystems. In: Perdue, E.M. und Gjessing, E.T. (Hrsg.): *Organic acids in aquatic ecosystems. Life Sciences Research Report 48*, John Wiley and Sons, Chichester, 245-260.

Guggenberger, G. (1991): Dynamik und Chemismus des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) immissionsbelasteter Waldstandorte im Fichtelgebirge. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 66/1, 315-318.

Kalbitz, K. (1992): Untersuchungen zur Freisetzung von gelöster organischer Substanz (DOM) unterschiedlich genutzter Standorte eines Wassereinzugsgebietes in Nordwest-Sachsen. *Univ. Leipzig, Diplomarbeit.*

König, N.; Baccini, P. und Ulrich, B. (1986): Einfluß natürlicher organischer Substanzen auf die Schwermetallverteilung in Böden. *Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B*, 3, 84-182

Kukkonen, J.; McCarthy, J.F. und Oikari, A. (1990): Effects of XAD-8 fractions of dissolved organic carbon on the sorption and bioavailability of organic micropollutants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19, 551-557.

Lee, S.K.; Freitag, D.; Ketrup, A. und Kim, Y.H. (1993): Effects of dissolved humic materials on acute toxicity of some organic chemicals to aquatic organisms. *Wat. Res.* 27, 199-204.

McDowell, W.H. und Wood, T. (1984): Soil processes control dissolved organic carbon concentration in stream water. *Soil Sci.* 137, 23-32.

Shipitalo, M.J.; Edwards, W.M.; Dick, W.A. und Owens, L.B. (1990): Initial storm effects on macropore transport of surface-applied chemicals in no-till soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1530-1536.

## **Modifizierte Reaktivität von Huminstoffen infolge photochemischer Prozesse - Konsequenzen für die Komplexierung von Fe(III)- und Cu(II)-Ionen**

von  
Hermann, R. \*)

### **Einleitung**

Die intensive Erforschung der aquatischen Photochemie hat den bedeutenden Einfluß der Huminstoffe bei photolytischen Umsetzungen bewiesen, - hier besonders die Energie- und  $\epsilon$ -Transferreaktionen, und nach neueren Untersuchungen gleichfalls die Bedeutsamkeit für terrestrische Systeme aufgezeigt (ZIKA und COOPER, 1987).

Somit wird das *Reaktionsspektrum* für Huminstoffe durch zusätzliche photolytische Umsetzungen deutlich vergrößert. Gleichzeitig liefern die Huminstoffe hiermit weitere Beweise ihrer *Reaktivität* und ihrer komplexen Funktionen im Boden.

Eine dieser Funktionen ist die Ausbildung metallorganischer Komplexe, die für die Mobilität bestimmter Metallionen in der Bodenlösung und bezüglich der Verfügbarkeit und der Verlagerung von entscheidender Bedeutung sind.

Im folgenden soll am Beispiel von Fe(III)- und Cu(II)-Ionen erörtert werden, ob die Bindungsverhältnisse dieser Metall-Hmst-Komplexe infolge photolytischer Effekte beeinflußt werden.

### **Material und Methoden**

Ein nativer Hmst wurde aus dem Boden (Ap-Horizont) eines Humuspodsoles mittels eines Amberlite-Harztes (SERVA, Typ: IRC 718) extrahiert, wobei nach Dialyse eine Arbeitslösung mit 500 mg Hmst/l hergestellt wurde.

Die Präparation eines synthetischen Hmst erfolgte durch Autoxidation von Hydrochinon in alkalischer Lösung (pH=13) über 15 Tage. Das weitestgehend wasserlösliche Produkt wurde nach Extraktion mit Diethylether, Ausfällung mit HCl, Dialyse und Trocknung gewonnen.

Konzentration der Fe(III) bzw. Cu(II)-Stammlösung: 100 mmol Me/l.

Das Bindungsverhalten wurde in einem Parallelversuch unter nicht-photolytischen und unter Photolysebedingungen verglichen.

### **Adsorptionsversuche:**

Die Metall-Ausgangskonzentrationen wurden im Bereich von 15-100  $\mu\text{mol Me}/50 \text{ ml}$  variiert, mit 25 mg gelöstem Hmst. Der pH-Wert wurde auf 3,5 eingestellt und ständig kontrolliert. Nach 24 h Gleichgewichtseinstellung wurde freies, nicht gebundenes Metall  $\text{Me}_{\text{aq}}$  mittels Ultrafiltration (20.000 D-Membran) abgetrennt.

\*) Arbeitsgruppe Bodenchemie d. Universität Göttingen,  
Von-Siebold-Str. 2, W-3400 Göttingen

Nach HERMANN und GERKE (1992) erfolgt eine Reextraktion des Filtrerrückstands mit 0,1 M Pyrophosphat-Lösung und Filtration mit einer 0,45 µm-Membran, wonach zwischen  $Me_{org}$  (im Filtrat) und  $Me_j$  (anorganische Fällungsprodukte) differenziert werden kann (Analytik: Flammen-AAS).

**Photolyseversuche:**

Jeweils 30 ml kolloidale Gleichgewichtslösung der Adsorptionsversuche wird 1 h bei 20 °C in einer speziell entwickelten Photo-Apparatur mit Durchflußsystem und einem Hg-Hochdruckstrahler (TQ 150, HERAEUS) bestrahlt. Die Proben werden nach der Photolyse der Apparatur entnommen und wiederum 24 h equilibriert. Die Trennung und Quantifizierung der Metall-Spezies erfolgt analog dem oben vorgestellten Trennschema.

**Ergebnisse**

In Abb. 1 sind die Ergebnisse zum Bindungsverhalten mit Fe(III)-Ionen durch Adsorptionsisothermen wiedergegeben. Die Gleichgewichtskonzentration  $c_{Fe}$  entspricht der Konzentration  $Fe_{aq}$ ; der Ausdruck  $x/m$  berechnet sich aus der Konzentration  $Fe_{org}$ .

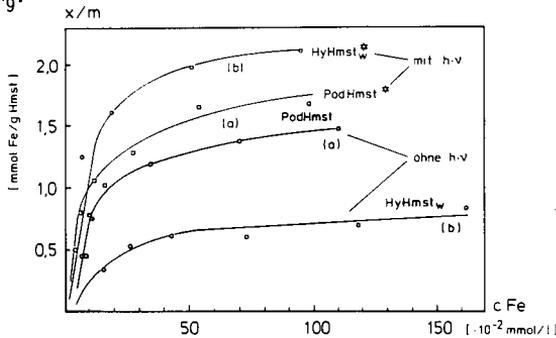


Abb. 1: Adsorptionsisothermen der photolytischen\* und der nicht-photolytischen Varianten mit Fe(III)-Ionen

Vorversuche haben ergeben, daß der Anteil an anorganischen Fällungsprodukten  $Fe_j$  ob mit oder ohne Photolyse zwischen 8-11% lag, d.h. nahezu konstant ist, sodaß die dargestellten Isothermen Ausdruck für eine unterschiedliche Verteilung von nicht gebundenen zu organisch komplexierten Ionen sind.

Vom PodHmst wird unter nicht-photolytischen Bedingungen etwa die doppelte Menge Eisen im Vergleich zum HyHmst gebunden. Die Bindungsverhältnisse werden durch eine Photolyse drastisch verändert, wonach beide Huminstoffe eine deutliche Zunahme der Menge organisch gebundenen Eisens zeigen. Beim HyHmst wird dieser Effekt besonders evident.

Eine Auswertung der Daten nach Langmuir in einer linearisierten Form erlaubt zusätzlich die Berechnung einer maximalen Adsorptionskapazität, wodurch sich das erhöhte Bindungsvermögen auch zahlenmäßig ausdrücken läßt (s. Tab 1).

Tab. 1: Maximale Adsorptionskapazitäten nach Langmuir für Fe(III)

Adsorbens/ Reakt.-bedingung	$(x/m)_{\max}$ [mmol Fe/g]	Korrelations- koeffizient r
PodHmst/ohne Photolyse	1,60	0,9964
PodHmst/mit Photolyse	1,89	0,9965
HyHmst <sub>w</sub> /ohne Photolyse	0,86	0,9865
HyHmst <sub>w</sub> /mit Photolyse	2,61	0,9629

Tab. 1 verdeutlicht eindrucksvoll, daß der PodHmst unter Photobedingungen 20% mehr Eisen bindet, beim HyHmst wird  $(x/m)_{\max}$  sogar um > 200% erhöht. Dieses Phänomen der Fe-Mehrfixierung war nicht zwangsläufig zu erwarten:

- Photodegradation der organischen Substanz
- Decarboxylierung von COOH-gruppen als potentielle Bindungsstellen für Metalle hätten den umgekehrten Effekt einer Fe-Freisetzung bewirken können. Nach der gleichen Methodik wie beim Eisen wurden die Bindungsbeziehungen ebenfalls für Cu(II)-Ionen untersucht (s. Abb. 2).

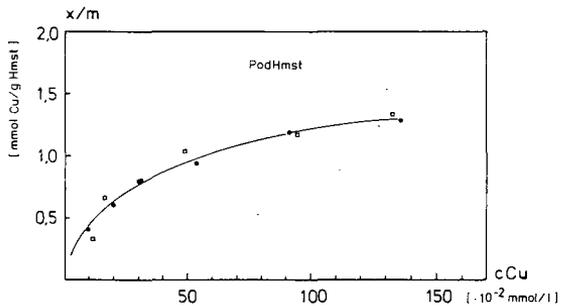


Abb. 2: Cu(II)-Isothermen;  
● ohne, □ mit Photolyse

Die Cu-Adsorptionsversuche zeigen keine photolytisch induzierte Änderung des Bindungsverhaltens an. Versuche mit synthetischen Hmst, wie auch die Variation der pH-Werte der Lösungen lieferten ebenfalls keine Cu-Mehrfixierung.

### Diskussion

Literaturhinweise bestätigen, daß Cu-Hmst-Komplexe als weitestgehend photo-stabile Produkte auftreten.

Die Photolabilität Fe-organischer Komplexe als auch anorganischer Metalloxide des Eisens begründet sich in der leichten Reduzierbarkeit der ansonsten stabilen Fe(III)-Spezies. Die Standardpotentiale  $E^\circ$  für das System  $Fe^{2+}/Fe^{3+}$  (+0,77 V) verglichen mit  $Cu^+/Cu^{2+}$  (+0,17 V) verdeutlichen, daß unter reduzierenden photolytischen Bedingungen leichter Fe(II)-Ionen entstehen und die Oxidationsstufe (+2) beim Kupfer dominiert.

Die Huminstoff-Komponente des Fe(III)-Chelatkomplexes fungiert im angeregten Zustand als  $\epsilon$ -Donator und reduziert aufgrund der bindenden Nah-Wirkungen Fe(III)-Ionen (Abb 3a). Die entstehenden Fe(II)-Komplexe haben niedrigere log K-Werte (MARTELL und SMITH, 1977), wodurch die Bindung gelockert und die Beweglichkeit der Metallionen erhöht wird.

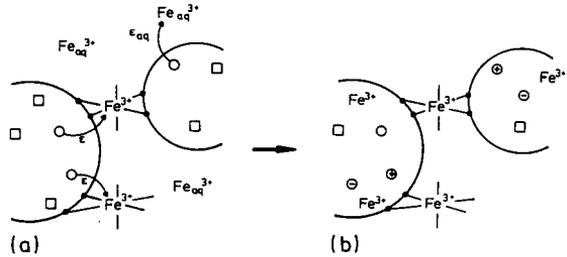


Abb. 3:  
Modell der Bindung  
von Fe(III) an Hmst  
unter photol. Bedingungen

Hieraus resultiert eine verbesserte Accessibilität für Fe(II)-Ionen zu freien inneren Bindungsplätzen (○), wobei nun frei werdende periphere Bindungsstellen neu besetzt werden können. Nach Photolyseende erfolgt eine Reoxidation der inkorporierten Fe(II)-Spezies, indem der Hmst jetzt als  $\epsilon$ -Acceptor fungiert bzw. gelöster Sauerstoff zum Anionmonoradikal reduziert wird. Die Nettobilanz dieser Reaktionskette ist somit eine Erhöhung des Anteils organisch gebundenen Eisens unter Photolysebedingungen (Abb. 3b, Tab. 1).

Neben der besonderen Fähigkeit der Hmst zur Energie-Absorption und Initiierung photochemischer  $\epsilon$ -Transferreaktionen wird gleichzeitig deutlich, daß die Reaktivität von Hmst keine statische Größe ist und erheblich von äußeren Parametern abhängt (hier: photolytische Effekte).

Die Relevanz von Photo-Redox-Reaktionen in Gegenwart von Hmst ist für aquatische Systeme in einer Reihe von Untersuchungen aufgezeigt worden. Grundsätzlich müssen Photoreaktionen an Bodenoberflächen und hier an der Grenzschicht: Wasser/Bodenmatrix zusätzlich diskutiert werden (GOHRE et al., 1986).

### Literatur

- GOHRE, K.; SCHOLL, R.; MILLER, G.C. (1986): Singlet oxygen reactions on irradiated soil surfaces; *Environ. Sci. Technol.*, **20**, 934-938
- HERMANN, R.; GERKE, J. (1992): Complexation of iron(III) to humic substances of a humic podzol at pH 2.5-6.4 - quantification of the organically complexed iron by pyrophosphate extraction; *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **155**, 229-232
- MARTELL, A.E.; SMITH, R.M. (1977): *Critical stability constants. Vol 3. Other organic ligands*; Plenum Press, New York
- ZIKA, R.G.; COOPER, W.J. (1987): *Photochemistry of environmental aquatic systems*; ACS Symposium Series 327, Washington

## Komplexierung von Schwermetallen an hydrophobe und hydrophile DOM-Fractionen

von  
Guggenberger, G. +)

### **Zusammenfassung**

In einem Mikrokosmos-Experiment wurde die Mobilität gelöster organischer Substanzen (engl. dissolved organic matter = DOM), einzelner DOM-Fractionen und von Schwermetallen (SM) bei unterschiedlicher Horizontierung und Säurebelastung untersucht. Die SM Cr und Cu wurden mittels XAD-8 Adsorberharz und AG-MP 50 Kationenaustauscherharz in freie Spezies, an hydrophobe Säuren komplexierte Spezies und an hydrophile Säuren komplexierte Spezies aufgetrennt. Der Anteil der metall-organischen Komplexe sank in der Reihenfolge Cr > Cu, von A- zu B-Horizontlösungen und mit steigender Säurezugabe. Verglichen mit den hydrophoben Säuren erwiesen sich die hydrophilen Säuren als die 2 - 8 fach besseren Komplexbildner für Cr und Cu. Da außerdem die hydrophilen Säuren insbesondere bei saurer Beregnung die mobilste DOM-Fraktion in den Bodensäulen darstellten, bestimmen hauptsächlich diese Verbindungen den Export an organisch komplexiertem Cr und Cu aus dem Boden.

### **Problemstellung**

Die Mobilisierung, der Transport und die Spezifikation von SM in Böden wird durch Interaktionen mit Protonen, anorganischen Anionen, Redoxpotential, Oberflächen, Organismen und organischen Liganden in der Bodenlösung kontrolliert. Anhand von Einzelsubstanzen konnten Pohlman und McColl (1988) zeigen, daß die Struktur der Liganden einen großen Einfluß auf die Affinität gegenüber SM ausübt. Um DOM nun in strukturchemisch und funktional unterschiedliche Fraktionen aufzutrennen, entwickelte Leenheer (1981) ein analytisches Fraktionierungsschema.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde anhand eines Säulenversuchs der Zusammenhang zwischen der Dynamik einzelner DOM-Fractionen und der Mobilität der SM Cr und Cu untersucht. Folgende Einzelfragen wurden bearbeitet:

- Effekt saurer Beregnung auf DOM-Mobilisierung und -Transport in ungestörten Bodensäulen aus Podsol A- und B-Horizonten
- Verteilung der DOM-Fractionen in Abhängigkeit der Säurebelastung
- Bindung von SM an hydrophobe und hydrophile DOM-Fractionen in Abhängigkeit der Säurebelastung

---

+ ) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

## Material und Methoden

Je 9 Bodenmonolithe ( $\varnothing$  20 cm) mit der Horizontierung O-Aeh bzw. O-Aeh-Bhs-Bv wurden ungestört auf der Versuchsparzelle Oberwarmensteinach im Fichtelgebirge entnommen. Diese wurden in einem Keller ein Jahr lang wöchentlich mit 35 mm (a)  $H_2O_{\text{bidest}}$ , (b)  $1.58 \text{ mmol } H_2SO_4 \text{ L}^{-1}$  und (c)  $0.79 \text{ mmol } H_2SO_4 \text{ L}^{-1} + 0.64 \text{ mmol } HNO_3 \text{ L}^{-1}$  beregnet. Eine hängende Wassersäule diente zum Anlegen einer Saugspannung von 60 cm WS. In wöchentlichen Abständen wurden im Perkolat der pH-Wert und die DOC-Konzentration bestimmt; jede zweite Woche wurde die DOM-Fraktionierung (Leenheer, 1981; Guggenberger und Zech, 1993) und die Schwermetall-Spezierung von Cr und Cu mittels XAD-8 Adsorberharz und AG-MP 50 Kationenaustauscherharz durchgeführt (Abb. 1).

Die Spezierung erfolgte bei pH 2 und bei Original-pH. Die Sorption der hydrophoben Säuren (HoS) an XAD-8 ist bei pH 2 quantitativ, jedoch dissoziieren labile SM-DOM-Komplexe. Bei Original-pH ist die Dissoziation minimiert, allerdings ist auch die Sorption der HoS an XAD-8 reduziert. Nach Abb. 1 lassen sich vier operativ definierte SM-Spezies unterscheiden: (1) ionar, anorg.; (2) labil an HoS und HiS (=hydrophile Säuren) gebunden; (3) stabil an HoS gebunden; (4) stabil an HiS gebunden.

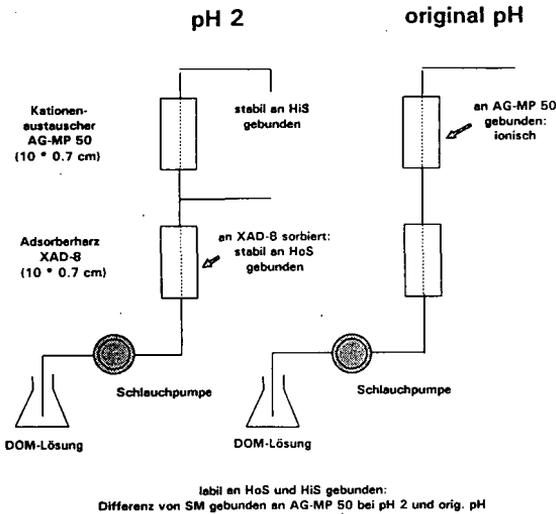


Abb. 1: Schema der Schwermetall-Spezierung

## Ergebnisse und Diskussion

### DOM-Dynamik

Tab. 1 zeigt die Konzentrationen an Gesamt-DOM sowie der einzelnen DOM-Fractionen im Perkolat der Bodensäulen. In allen Varianten dominieren die Säure-Fractionen (HoS + HiS) mit ca. 80-90 % des Gesamt-DOC. Steigende Säurebelastung

führt zur Reduktion der DOM-Mobilisierung im Oberboden. Dies ist teils auf Kontraktion und Ausfällung von DOM und teils auf die verringerte mikrobielle Aktivität zurückzuführen (Guggenberger et al., 1993). Hiervon sind besonders HoS betroffen, welche im Vergleich zu HiS eine geringere Gesamtacidität aufweisen (Vance und David, 1991). Der Unterboden besitzt eine hohe Affinität gegenüber DOM, die jedoch bei tiefem pH reduziert ist. Es errechnet sich eine DOM-Akkumulation im B-Horizont zwischen 120 kg C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Beregnung) und 1010 kg C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (H<sub>2</sub>O<sub>bidest</sub>-Beregnung). HoS werden gegenüber den HiS im B-Horizont selektiv besser reteniert, und v.a. bei saurer Beregnung dominieren nunmehr HiS den Output.

Tab. 1: Durchschnittliche Konzentrationen von DOM und DOM-Fractionen im Perkolat der Bodensäulen mit Angabe von Standardfehlern (HoS=hydrophobe Säuren; HiS=hydrophile Säuren; HoN=hydrophobe Neutrale; HiN=hydrophile Neutrale; HiB=hydrophobe Neutrale)

Horizontierung Behandlung	pH	DOM	DOM-Fractionen				
			HoS	HiS	HoN	HiN	HiB
			----- mg C l <sup>-1</sup> -----				
<b>O + A-Horizont</b>							
H <sub>2</sub> O <sub>bidest</sub>	4.7 (±0.5)	58.6 (±22.8)	37.5 (±4.7)	15.8 (±4.7)	0.6 (±1.1)	4.1 (±2.3)	4.1 (±2.3)
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3.4 (±0.3)	13.5 (±5.5)	5.7 (±0.7)	5.9 (±0.7)	0.4 (±0.5)	1.1 (±0.4)	1.1 (±0.4)
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + HNO <sub>3</sub>	3.9 (±0.5)	14.5 (±7.3)	6.4 (±1.1)	6.1 (±1.0)	0.2 (±0.4)	1.2 (±0.5)	1.2 (±0.5)
<b>O + A + B-Horizont</b>							
H <sub>2</sub> O <sub>bidest</sub>	4.9 (±0.5)	4.7 (±1.0)	1.6 (±0.4)	1.9 (±0.5)	0.1 (±0.2)	0.6 (±0.1)	0.6 (±0.3)
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4.1 (±0.5)	6.9 (±2.0)	2.1 (±0.5)	3.6 (±0.6)	0.1 (±0.2)	0.8 (±0.4)	0.5 (±0.2)
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + HNO <sub>3</sub>	3.9 (±0.3)	7.0 (±2.5)	2.3 (±0.4)	3.4 (±0.4)	0.1 (±0.3)	0.7 (±0.4)	0.6 (±0.2)

Zusammenfassend gilt für die DOM-Dynamik, daß sowohl die Azidität der Bodenlösung als auch Interaktionen mit dem B-Horizont die Konzentration und Zusammensetzung von DOM im B-Horizont-Output bestimmen. In den sauren Varianten verlassen ca. 60 % der im O- und A-Horizont mobilisierten HiS den Unterboden.

#### Schwermetall-Speziierung

Aus Abb. 2 geht hervor, daß Cr v.a. organisch komplexiert vorliegt, wobei HiS die dominierenden Liganden sind. Die Cr-Konzentration im Perkolat der Bodensäulen korreliert gut mit der Konzentration an HiS (r=0.990; p<0.001). Die Mobilität der HiS auf den sauer beregneten Varianten bedingt daher einen relativ hohen Cr-Output. Cu verteilt sich in der Variante O + A-Horizont, H<sub>2</sub>O<sub>bidest</sub> gleichmäßig auf die verschiedenen Spezies. Mit sinkender DOC-Konzentration und steigender Azidität der Bodenlösung nimmt der Anteil an organisch komplexierten Cu ab. Dies gilt besonders für die Cu-HoS-Komplexe.

HiS weisen im Vergleich mit HoS eine ca. 2-8 mal höhere Belegung mit Cr und Cu auf. Als wahrscheinliche Gründe können die höhere Gesamtacidität und eine günstigere Struktur der HiS angegeben werden. Mit Ausnahme der Variante O+A-Horizont,  $H_2O_{\text{bidest}}$  nimmt die Cr- und Cu-Komplexierung an HoS und HiS mit sinkendem pH-Wert ab. Dies ist vermutlich auf vermehrte Konkurrenz der SM mit Al und Protonen um Bindungsplätze zurückzuführen.

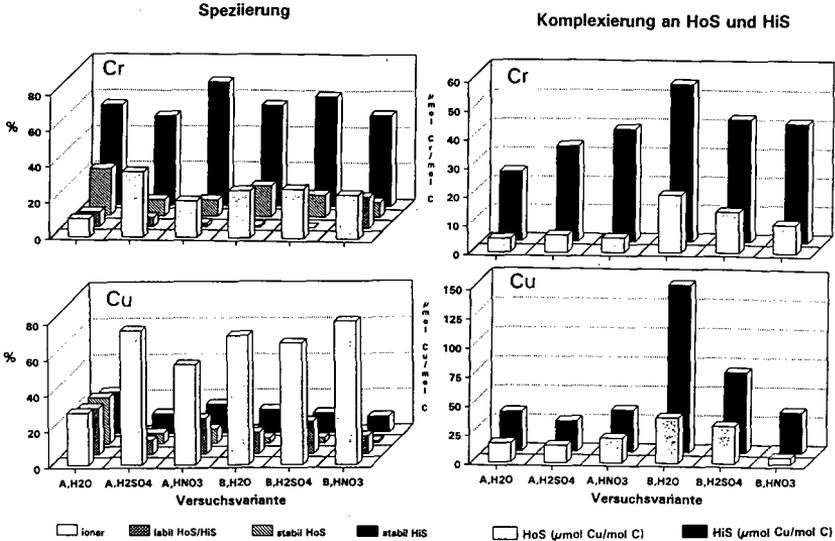


Abb. 2: Spezierung von Cr und Cu sowie Belegung der HoS und HiS mit Cr und Cu in den Varianten

### Schlußfolgerungen

Da (1) HiS die mobilste DOM-Fraktion im Boden ist, und (2) Cr und Cu v.a. an HiS komplexiert sind, liegt ein großer Teil dieser SM auch im B-Horizont-Output organisch komplexiert vor, trotz ausgeprägter Retention der HoS im Unterboden. Dies gilt besonders bei sauren pH-Werten. Mit der Veränderung der Zusammensetzung von DOM im Profil und bei steigender Azidität der Bodenlösung ändern sich auch die Komplexierungseigenschaften von DOM gegenüber SM. Dies muß bei der Modellierung von SM-Transport und -Spezierung berücksichtigt werden.

### Literatur

Guggenberger, G. und W. Zech (1993): Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., im Druck  
 Guggenberger, G., B. Glaser und W. Zech (1993): Water, Air, Soil Pollut., im Druck  
 Leenheer, J.A. (1981): Environ. Sci. Technol. 15, 578-587.  
 Pohlman, A.A. und J.G. McColl (1988): Soil. Sci. Soc. Am. J. 52, 265-271.  
 Vance, G.F. und M.B. David (1991): Geochim. Cosmochim. Acta 55, 3611-3625.

Huminstoff-Aluminium-Komplexe und Al-Spezies in der Bodenlösung

von

GERKE, J.\*)

**Einleitung**

Die Komplexierung von Aluminium durch Huminstoffe ist aus mindestens drei Gründen für Bodenchemie und Pflanzenernährung von Interesse:

1. Die Komplexierung reduziert die Pflanzentoxizität des gelösten Al, da diese vor allem auf der der freien monomeren Spezies beruht.

2. Die Al Komplexierung ist für Prozesse der Bodengenese (z.B. Podsolierung) von Bedeutung.

3. Gelöste Huminstoff-Al Komplexe können Orthophosphat binden und so die Phosphatspezierung in der Bodenlösung verändern. Dies hat Konsequenzen für die Phosphatmobilisierbarkeit durch organische Säuren, wie sie von einigen Pflanzenarten ausgeschieden werden (Gerke, 1992).

Die Spezierung von Al in Anwesenheit von Huminstoffen setzt eine präzise Beschreibung der Komplexierungsreaktionen voraus. Dabei treten analytische Probleme auf, da gleichzeitig mit der Komplexierung durch Huminstoffe Al auch durch  $\text{Al}(\text{OH})_3$  monomeres Al aus der Lösung entfernt wird. Die Probleme sind mit einem Spezierungsschema lösbar (Abb. 1).

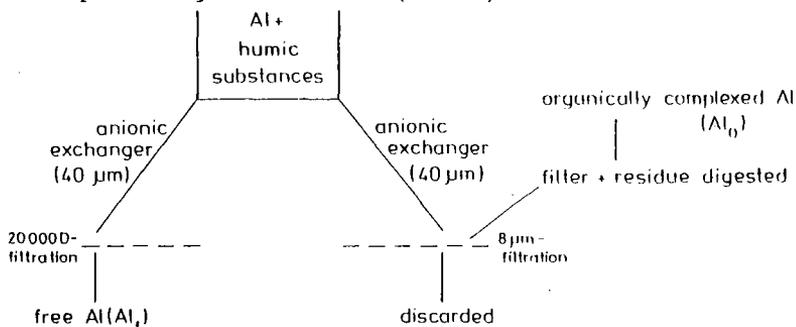


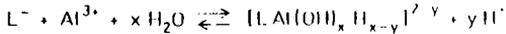
Abb. 1: Spezierungsschema zur Bestimmung der Komplexierung von Al durch Huminstoffe

Dabei wird das gelöste monomere Al ( $\text{Al}_f$ ) durch eine 20000 D Membran abgetrennt und das organisch komplexierte Al nach quantitativer Bindung der Huminstoffe an einen Anionenaustauscher der Korngröße  $45 \mu\text{m}$  auf einer  $8 \mu\text{m}$  Membran aufkonzentriert und  $\text{Al}_{\text{org}}$  nach Aufschluß der gesamten Membran bestimmt.

Mit dieser Methode werden Al Fällungsprodukte, die sich an den Gefäßwandungen absetzen oder im  $8 \mu\text{m}$  Filtrat auftreten, aus den Berechnungen der Stabilitätskonstanten herausgehalten.

Berechnungen und Ergebnisse

Die quantitative Beschreibung der Reaktion zwischen Huminstoff und Al kann wie folgt durchgeführt werden.



L = organischer Ligand

Die Nettoprotonenfreisetzung bei der Komplexbildung von Al ergibt sich aus der erhöhten Hydrolyse von Al an der organischen Phase im Vergleich zur Lösungsphase und der Bindung der freiwerdenden Protonen durch schwach saure dissoziierte Gruppen. Diese Prozesse haben Hargrove und Thomas (1982) gemessen und diskutiert; sie sind im Folgenden illustriert.

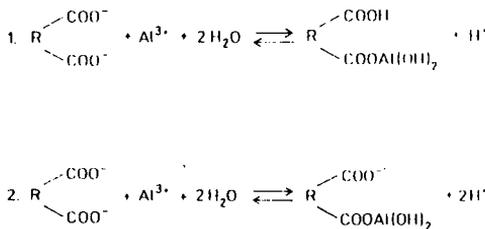


Abb. 2: Aluminium-Komplexierung und unterschiedliche Nettoprotonenfreisetzung

Nach Abb. 2 variiert die Protonenfreisetzung (mol H/mol Al) bei der Al Komplexbildung, in den gewählten Beispielen zwischen 1 und 2. Dies hat drastische Konsequenzen für Spezierungsberechnungen, wie unten gezeigt.

Die Bestimmung der Stabilitätskonstanten kann mit Hilfe der "Scatchard Gleichung" erfolgen:

$$\frac{v}{[Al_f]} = n K_0 - v K_0$$

v = Al<sub>org</sub>/L = Belegungsgrad  
 K<sub>0</sub> = mikroskopische Stabilitätskonstante

Die mikroskopische Stabilitätskonstante ergibt sich aus der negativen Steigung der Beziehung v/Al<sub>f</sub> gegen v. Bei einer mit zunehmender Belegung abnehmender Stabilität der Komplexe ergibt sich eine kurvenlineare Beziehung, bei der sich durch Anpassung mit einem Polynom 2. oder höheren Grades K<sub>0</sub> als Funktion von v ermitteln lässt.

In einem Experiment mit einem Podsol Huminstoff (COOH- Gehalt 1.96 meq/L, s.a. Hermann und Gerke, 1992) wurden Belegung und pH Wert variiert und Stabilitätskonstanten aus der Scatchard Gleichung ermittelt (Tab. 1).

Die Ergebnisse zeigen die starke pH- Abhängigkeit der Stabilität der gebildeten Komplexe mit einem Sprung zwischen pH 4.5 und 5. Es muß hervorgehoben werden, daß bei dieser Art der Modellierung keine maximale Bindungskapazität bekannt sein muß, was neben der weitgehenden Allgemeingültigkeit ein weiterer Vorteil dieser Form der Scatchard Gleichung ist.

Tab. 1: Stabilitätskonstanten (log K) von Huminstoff-Al Komplexen bei unterschiedlicher Belegung und pH

v	pH			
	6	5	4.5	4
0	5.91	6.30	4.10	4.00
0.01	5.90	6.28	4.03	4.00
0.05	5.84	6.23	3.83	3.95
0.1	5.76	6.15	3.25	3.88
0.2	5.53	5.73	3.05	3.71

Die Stabilitätskonstanten können zur Berechnung des Anteils von  $Al_{org}$  am gesamten Al ( $Al_t$ ) der Bodenlösung verwendet werden unter der Annahmen der folgenden 4 Spezies:

$$[Al_t] = [Al^{3+}] + [AlOH^{2+}] + [Al(OH)_2^+] + [LAl(OH)_x^{2-x}]$$

Unter Verwendung der Stabilitätskonstanten  $K_I$ ,  $K_{II}$ ,  $K_{III}$  ergibt sich:

$$a. K_I = \frac{[AlOH^{2+}][H^+]}{[Al^{3+}]} \quad b. K_{II} = \frac{[Al(OH)_2^+][H^+]^2}{[Al^{3+}]}$$

$$c. K_{III} = \frac{[LAl(OH)_x^{2-x}][H^+]^y}{[Al^{3+}][L^-]}$$

$$Al_t = Al^{3+} \left( 1 + \frac{K_I}{[H^+]} + \frac{K_{II}}{[H^+]^2} + \frac{K_{III}[L^-]}{[H^+]^y} \right)$$

$\alpha$  als Anteil des organisch komplexierten Al ergibt sich dann als:

$$\alpha = \frac{K_{III} \frac{[L^-]}{[H^+]^y}}{1 + \frac{K_I}{[H^+]} + \frac{K_{II}}{[H^+]^2} + K_{III} \frac{[L^-]}{[H^+]^y}}$$

In Abb.4 ist  $\alpha$  in Abhängigkeit vom pH für den erwähnten Podsol-Huminstoff bei konstanter Huminstoffkonzentration (100  $\mu\text{eq/l}$ ) dargestellt.

Bemerkenswert ist, daß im pH Bereich zwischen 4 und 5 geringe Unterschiede der Stabilitätskonstanten als Resultat z.B. eines

variiierenden Belegungsgrades ( $v$ ) den Anteil organisch komplexierten Al sehr sensitiv beeinflussen. Bei  $\text{pH} > 5$  ist unter den gewählten Annahmen praktisch alles Al in der Bodenlösung organisch komplexiert.

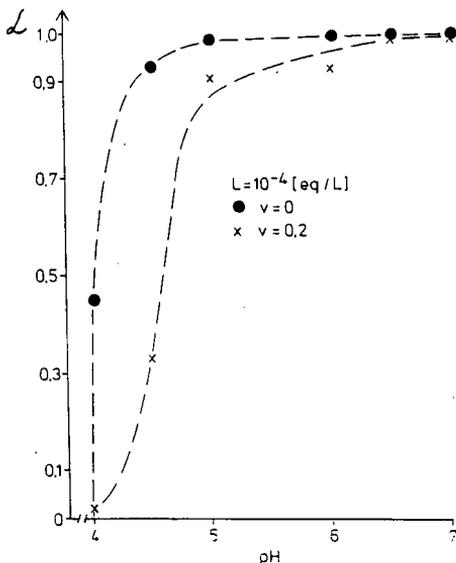


Abb. 4:  $\text{Al}_{\text{org}}/\text{Al}_{\text{total}}$  in Abhängigkeit von pH und Al-Belegung der Huminstoffe

### Schlußfolgerungen

1. Die Stabilitätskonstanten von Huminstoff-Al Komplexen sinken bei zunehmender Belegung.
2. Mit Hilfe der Stabilitätskonstanten lässt sich unter Berücksichtigung der Nettoprotonenfreisetzung ( $\text{mol H}^+/\text{mol Al}_{\text{org}}$ ) als Resultat aus erhöhter Hydrolyse von Al an der organischen Phase und Bindung der freiwerdenden Protonen durch säurefunktionelle Gruppen der Huminstoffe- der Anteil von  $\text{Al}_{\text{org}}$  am gesamten Al der Bodenlösung ermitteln.
3. Im pH- Bereich 4-5 führen kleine Unterschiede der Stabilität von Huminstoff-Al Komplexen zu großen Unterschieden in der Speziesverteilung. Dies hat Bedeutung für die Al- Toxizität von Pflanzen und die Phosphatspeziesverteilung in der Bodenlösung.

### Literatur

- Gerke, Römer und Jungk, (1993), Z. Pflanzenernähr. Bodenk., eingear.  
 Hargrove und Thomas, (1982), Soil Sci. 134, 216-225.  
 Hermann und Gerke, (1992), Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 229-232.

VORKOMMEN UND EIGENSCHAFTEN VON HUMINSTOFFEN  
IN EINEM ORGANISCH BELASTETEN MODELL-GRUNDWASSERLEITER

Z. Filip und R. Smed-Hildmann

Kurzfassung eines Posters

Ein Modell-Porengrundwasserleiter von 100 m Länge wurde etwa drei Jahre lang periodisch mit Sickerwasser aus einer aerob (Rotte) bzw. anaerob (Verdichtung) betriebenen Hausmülldeponie belastet. In unterschiedlicher Entfernung vom Einlaß des Sickerwassers wurden Feststoffproben aus dem Grundwasserleiter mit Hilfe einer Kernbohrers entnommen und auf ihr Gehalt an Huminstoffen untersucht. Die Huminstoffe wurden aus den lufttrockenen Proben mit konventionellen Methoden extrahiert, gereinigt und analysiert. Die Ergebnisse haben keine eindeutige Tendenz in der Verbreitung von Huminstoffen in Abhängigkeit von der Entfernung von Probenahmestellen vom Sickerwassereinlaß gezeigt. Quantitative Schwankungen deuten auf einen Abbau bzw. Transformierung von eingebrachten Huminstoffen und gegebenenfalls auch auf ihre Neubildung im Grundwasserleiter hin. Laboruntersuchungen haben gezeigt, daß dort, wo im Grundwasserleiter fossiles Pflanzenmaterial vorkommt, dieses auch zur Quelle von Huminstoffen im Grundwasser werden kann. In ihrer elementaren Zusammensetzung und spektroskopischen Eigenschaften im UV-, Vis- und IR-Bereich wiesen die Huminstoffe aus Grundwasserleiter eine Ähnlichkeit mit Huminsäuren auf.

---

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes  
Außenstelle Langen, Paul-Ehrlich-Str. 29, W-6070 Langen



SCHNELLBESTIMMUNG VON HUMINSTOFFEN IN WASSER UND WÄSSERIGEN  
BODENEXTRAKTEN - EIN NAHTLOSER ÜBERGANG ?

G. Hanschmann

Die Huminstoffdynamik in der Matrix Wasser und die Inhomogenität der Böden lassen Schnellmethoden für die Huminstoffbestimmung notwendig erscheinen. In der Wasseranalytik konnten wir bisher eine kürzlich entwickelte Methode /1/ vorteilhaft anwenden. Die Übertragung auf wäßrige Bodenextrakte ist jedoch nicht ohne weiteres möglich.

Alternativ könnten hier spektralphotometrische In-situ-Messungen durchgeführt werden, wenn sich diese zu substanz- und wirkungsbezogenen Analyseergebnissen in Beziehung setzen lassen. Erste Resultate im Zusammenhang mit einem Bewässerungsprojekt werden mitgeteilt und die mögliche Anwendung des Untersuchungskonzepts auf die Charakterisierung von Bodenhuminstoffen diskutiert.

/1/ G. Hanschmann, A Simple Extraction-spectrophotometric Method for the Estimation of Dissolved Humic Substances in Water, Acta hydrochim. hydrobiol. 19 (1991) 3, 265-266.

---

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH  
Sektion Analytik, Permoserstraße 15, O-7050 Leipzig



IEF-PAGE von Huminstoffen  
auf ultradünnen Gelen

von

Kutsch, H. u. B. Schumacher<sup>++</sup>)

Überraschenderweise lassen sich Huminstoffe auf ultradünnen Polyacrylamidgelen mit Hilfe von Trägerampholyten "fokussieren". Obwohl der Mechanismus der Bandenbildung im Gegensatz zu den Proteinen, die naturgemäß einen isoelektrischen Punkt aufweisen, letztlich noch nicht aufgeklärt ist, lassen jüngste Ergebnisse vermuten, daß eine Beziehung zwischen physiko-chemischen Eigenschaften und der stofflichen Zusammensetzung der polydispersen Huminstoffe einerseits und ihrer elektrophoretischen Mobilität sowie ihren apparenten isoelektrischen Punkten andererseits besteht.

In dieser Hinsicht können die Trennungsmuster als relativ spezifisch und reproduzierbar angesehen werden ("fingerprinting"). Auch wenn Wechselwirkungen zwischen Huminstoffen und Trägerampholyten nicht ausgeschlossen werden können, so gestatten die heute verfügbaren Fertigele mit ihrer industriemäßigen, gleichbleibenden Qualität der Gelschicht und insbesondere der Ampholytmischung eine ausreichend gute Vergleichbarkeit der Trennergebnisse.

Ultradünne Schichten von 150 µm Dicke haben sich als weniger geeignet erwiesen als solche mit 300 µm. Der Grund hierfür könnte in einem zusätzlichen besseren Siebeffekt der dickeren Schicht vermutet werden. Ein noch ungelöst scheinendes Problem ist die spezifische Anfärbung der Huminstoffbanden.

IEF-elektrophoretische Experimente gestatten eine Viel-

<sup>++</sup>) Universität Trier, FB VI Geographie/Geowissenschaften, Postfach 3825, W-5500 Trier

zahl von speziellen Untersuchungen über z.B. die Wirksamkeit von Extraktionsmitteln in Bezug auf einzelne Fraktionen oder die Wechselwirkung mit wasserlöslichen Formulierungen von Pestiziden. Es werden zwei Fallbeispiele, Iprodion und Deltamethrin, diskutiert.

(Langfassung des Vortrags wird an anderer Stelle publiziert.)

#### Literatur

- Cacco, G.; Maggioni, A.; Ferrari, G. (1974): Electro-focusing : a new method for characterization of soil humic matter. *Soil Biol. Biochem.* 6: 145-148
- De Nobili, M.; Bragato, G.; Alcaniz, J.M.; Puigbo, A.; Comellas, L. (1990): Characterization of electrophoretic fractions of humic substances with different electrofocusing behavior. *Soil Sci.* 150: 763-770
- Kutsch, H.; Köst, H.P.; Schumacher, B. (1989): Novel separation of humic substances on ultrathin polyacrylamide isoelectric focusing. In: Radola, B.J. (ed.) *Proceedings of the int. meeting on electrophoresis, München: 554-558*

## Methodische Grundlagen einer ökosystemaren und funktionsorientierten Bewertung der Humusqualität

von

Siewert, Ch.\*)

Immer wieder stand und steht die Qualitätsbestimmung von Humusstoffen im Vordergrund bodenkundlicher Untersuchungen. Dennoch ist die gegenwärtige Situation unbefriedigend. Statt einer definierbaren Humusqualität kennzeichnet eine kaum überschaubare Vielfalt von Herangehensweisen, Methoden und Ergebnissen den gegenwärtigen Erkenntnisstand. Ausgangspunkt neuerlicher Bemühungen auf diesem Gebiet war deshalb die Erarbeitung eines allgemeingültigen Funktionskonzeptes des Bodens zur Systematisierung humusbezogener Studien in der Literatur. Es basiert auf einer Integration bodenkundlicher Aspekte in ökosystemare und evolutionsbiologische Zusammenhänge und führte unter anderem zu folgenden Schlußfolgerungen:

1. Böden sind im Unterschied zu mineralischen Substraten Produkte der Koevolution von Organismenarten und Ökosystemstrukturen unter terrestrischen Bedingungen.
2. Ökosystemare Funktionen des Bodens beinhalten eine klimaabhängige, abiotische Koordination der Organismenaktivität zur Aufrechterhaltung von Nährstoffkreisläufen und einer effektiven Energietransformation.
3. Bodentypen sind Ausdruck einer klimatischen Adaption der Ökosysteme und Merkmal klimatischer Differenzierungen der Bodenfunktionen, die sich relativ unabhängig von der Zusammensetzung der Organismengesellschaften etablieren.
4. Die Hauptfunktionsmechanismen des Bodens beruhen a) auf einer feuchte- und temperaturabhängigen Modifikation der biologischen Verfügbarkeit von Nährstoffen und organischen Rückständen sowie b) auf einer periodischen Hemmung aktiver Substanzen (Wurzelexudate, Botenstoffe, Exoenzyme etc.).

Darauf aufbauend ist die Erarbeitung von Grundlagen einer allgemeingültigen, funktionsorientierten Qualitätsbestimmung der Humusstoffe möglich. Die humifizierte Bestandteile der organischen Bodensubstanz werden als Produkte biogener, evolutionär geprägter und klimaabhängiger Bodenbildungsprozesse sowie als Träger obiger Bodenfunktionen interpretiert. Die Zuordnung zu klassischen Fraktionen der humifizierten organischen Bodensubstanz wie Huminsäuren, Fulvosäuren, aber auch zu aliphatischen, aromatischen, hydrophilen, hydrophoben etc. Verbindungen und Bestandteilen bleibt dabei zunächst offen. Auch die Fragen einer technischen Abtrennung von nicht-humifizierten Komponenten, einer morphologischen, chemischen oder anderweitigen Unterscheidung werden bewußt nicht einbezogen, weil eine logische Verknüpfung mit Bodenfunktionen Grundlage der nichtempirischen Suche nach allgemeingültigen Eigenschaften ist.

Wesentlich sind im ökosystemaren Zusammenhang lediglich die für terrestrische Ökosysteme spezifischen Wirkungen des Bodens, die auf den unter 4. beschriebenen Mechanismen aufbauen. Die mit diesen Mechanismen verbundenen Prozesse werden als variable Humushemmwirkung umschrieben und als eine spezifische Erscheinungsform negativer Rückkopplungseffekte verstanden. Sie entstehen im Laufe biologischer Prozesse und unterliegen daher einer evolutionären Entwicklung, funktionieren jedoch außerhalb von Organismen, d.h. als abiotischer, artenübergreifender Einflußfaktor. Sie können prinzipiell auf folgenden Wirkungsebenen ablaufen:

- A. innermolekulare Sorptionsprozesse,
- B. kolloidale Zustandsänderungen und
- C. Aggregierungsprozesse des Bodens.

Alle diese Ebenen berücksichtigen den dualistischen Existenzcharakter der Humusstoffe, der bodenfunktionsbedingt einerseits stabile Regelmechanismen und andererseits flexible Antwortreaktionen auf äußere biotische und abiotische Einflüsse beinhalten muß.

Weiterführende theoretische Überlegungen verwiesen allerdings auf eine Priorität kolloidaler Zustandsänderungen. So sind beispielsweise die ökosystemaren Bodenfunktionen an eine variable

\*) TU Berlin, Institut für Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde, Salzufer 11-12, W-1000 Berlin 10

Sensitivität der Humushemmwirkungen gegenüber Temperatur, Feuchte und aktiven Einflüssen der Organismen gebunden. Diese veränderliche Sensitivität ist mit chemischen Reaktionen kaum erklärbar und läßt sich nur auf kolloidalen Wirkungsebene widerspruchsfrei integrieren. Die Aggregation von Bodenbestandteilen ist andererseits ein von kolloidalen Zustandsgrößen der Humusstoffe abhängiger Prozeß. Er kann lediglich in einigen Bodentypen funktionsunterstützend wirken und trägt daher keine allgemeingültigen Züge.

Das Wesen der Humuswirkungen äußert sich dementsprechend nicht in den Eigenschaften und Wirkungen einzelner Komponenten der organischen Bodensubstanz, auch nicht in der Zusammensetzung und chemischen Reaktivität ihrer Fraktionen, sondern in der bodengenetisch fixierten Art der Wechselwirkungen zwischen den bisher getrennt untersuchten Bestandteilen, d.h. zwischen umsetzbaren und umsatzstabilen oder auch humifizierten und nichthumifizierten, löslichen und unlöslichen, hydrophilen und hydrophoben, aliphatischen und aromatischen usw. Verbindungen.

Aus diesen Überlegungen ließen sich folgende Fragestellungen zu den Möglichkeiten und methodischen Strategien einer allgemeingültigen Qualitätsbestimmung von Humusstoffen ableiten.

- I. Können Humusstoffe Umsatzprozesse beeinflussen?
- II. Welche Eigenschaften der Humusstoffe kennzeichnen den Bodentyp (d.h. die Klimaadaptation der Ökosysteme) und weisen gleichzeitig Beziehungen zur Umsatzhemmung auf?
- III. Ist die variable Umsatzhemmung durch Humusstoffe ein allgemeingültiger Funktionsmechanismus, der über mehrere Bodentypen hinweg die Organismenaktivität beeinflusst und dadurch in der Lage ist, dominante Wechselwirkungen der Organismen im Ökosystem zu koordinieren?

Zur Beantwortung der ersten Frage wurden Modellversuche mit Humin- und Fulvosäurepräparaten durchgeführt, deren Ergebnisse in Übereinstimmung mit zahlreichen Literaturquellen (AMADOR und MARTIN, 1988; GRIESER und ZIEHMANN, 1988; MÜLLER-WEGENER, 1986 u.v.a.) die Existenz von Hemmwirkungen eindeutig bestätigen. Es wurden sowohl inhibierende als auch stimulierende Auswirkungen von Huminstoffen auf biologische Umsatzprozesse festgestellt. Zunehmende Umsatzraten waren in jedem Fall als Folgeerscheinungen abnehmender Humushemmwirkungen auf umsetzbare Substanzen nach Phasen der Anreicherung interpretierbar.

Bezüglich der zweiten und dritten Frage wurden Erfahrungen aus der Anwendung von Thermogravimetrie, Massenspektroskopie und ähnlichen Methoden zur Darstellung bodentypischer Unterschiede bei den Humuseigenschaften genutzt und mit Vorstellungen zur kolloidalen Wirkungsebene kombiniert.

Abbildung 1 enthält dazu Mittelwerte eigener thermogravimetrischer Analysen lufttrockener Proben von unterschiedlichen Böden (26 Proben aus Extremvarianten fünf landwirtschaftlicher Dauerversuche auf Schwarzerde, Parabraunerden, Fahlerde aus tonreichen und sandigen Substraten sowie Löß), Humuspräparaten (56 Präparate aus 3 Dauerversuchsvarianten eines Rasenpodsoles und 4 Dauerversuchsvarianten einer Löß-Schwarzerde), Pflanzensubstanzen (18 landwirtschaftliche Kulturen mit unterschiedlichem Vegetationsstadium) und subhydrischen Sedimenten (N = 36). Dargestellt ist jeweils der Gewichtsverlust je 20°C Temperaturerhöhung in Abhängigkeit von der thermogravimetrischen Analysentemperatur.

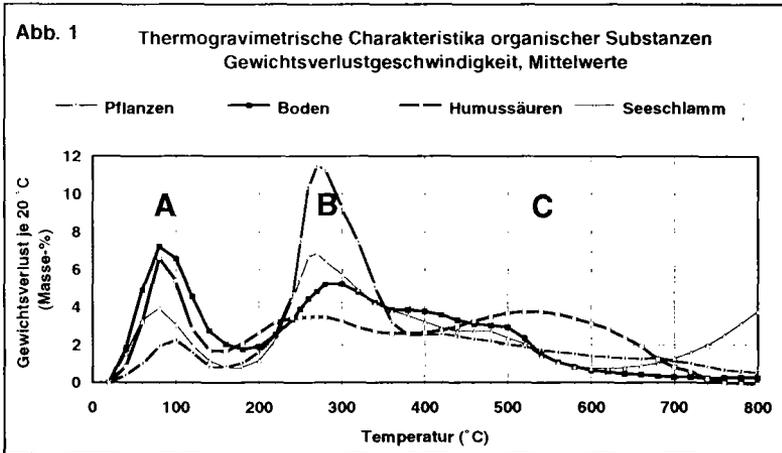
Gleiche Proben wurden darüber hinaus unter optimalen Bedingungen (25°C und 60% der maximalen Wasserkapazität) inkubiert und die biologische Umsetzbarkeit der organischen Komponenten über die CO<sub>2</sub>-Freisetzung ermittelt.

Korrelationsanalysen ermöglichten eine Gegenüberstellung der Ergebnisse beider Methoden, wobei jeweils die Abhängigkeit der biologischen Umsetzbarkeit vom thermogravimetrischen Gewichtsverlust bis zu einer bestimmten Temperatur (z.B. bis 100°C) oder in einem Temperaturintervall (Bereich A, B und C in Abbildung 1) berechnet wurde.

Bei den Pflanzensubstanzen fanden sich auf diese Weise enge Beziehungen zwischen der biologischen Umsetzbarkeit und dem thermogravimetrischen Gewichtsverlust bis 220°C ( $r > 0,8$ ), wobei der thermogravimetrische Gewichtsverlust jeweils eine größere Menge an biologisch umsetzbaren Verbindungen repräsentiert.

Gleiche Untersuchungen beim Boden bestätigen ebenfalls die Existenz enger Wechselbeziehungen zwischen dem thermischem Gewichtsverlust bis ca. 220°C und biologischer Umsetzbarkeit ( $r > 0,9$ ). Allerdings waren im Gegensatz zu den Pflanzensubstanzen nur ca. 1/50 der thermisch labilen Verbindungen tatsächlich mikrobiologisch abbaubar, was unter anderem als eine Folge verringert-

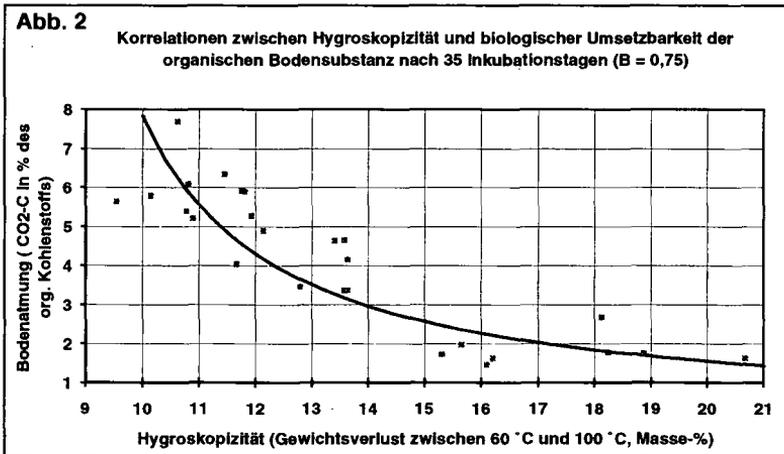
ter biologischer Verfügbarkeit der umsetzbaren und thermisch labilen Bestandteile durch die oben genannten Prozesse (Hemmwirkungen) interpretiert werden kann.



Die hier nicht dargestellten Piks der Einzelanalysen, ein Hauptgegenstand analoger Untersuchungen in der Literatur, zeigen keinerlei signifikante Beziehungen zur biologischen Umsetzung insbesondere dann, wenn die Berechnungen über mehrere Bodentypen hinweg durchgeführt wurden. Das Fehlen derartiger Beziehungen bestätigt die vermutete geringe Einflußnahme der chemisch definierbaren Struktur und Zusammensetzung der organischen Substanzen im Boden auf Humusfunktionen, solange die äußerlich wirksamen kolloidalen Eigenschaften gewährleistet sind.

Die hypothetische Bedeutung kolloidaler Zustandsänderungen für Boden- und Humusfunktionen war weiterhin Anlaß zur Berechnung von Korrelationen zwischen dem Gewichtsverlust in einzelnen Temperaturbereichen und dem biologischen Umsatzverhalten. Die bei der Humifizierung zunehmende Hygrokopizität der organischen Substanz (Unterschiede im Gewichtsverlust bei Pflanzensubstanzen, Bodenproben und Humusstoffen bis ca. 100 °C, Bereich A in Abb. 1) wurde hierbei als Ausdruck sich prägender Hydrathüllen interpretiert, die sich relativ unabhängig von der chemischen Zusammensetzung ausbilden und die biologische Umsetzung durch eine veränderliche Verfügbarkeit mineralisierbarer Komponenten beeinflussen. Bereich C charakterisiert stabile Kernstrukturen der Kolloide (ebenfalls unabhängig von der Zusammensetzung und Art ihrer Stabilisierung über aromatische, rein organische Bestandteile oder organisch-mineralische Verbindungen, Komplexe, Salzbildungen etc.) und der Bereich B die in Abhängigkeit von A und C blockierten biologisch umsetzbaren und thermisch labilen organischen Verbindungen.

Die Ergebnisse dieser Korrelationsanalysen bestätigen eindeutig die theoretischen Ableitungen. Die folgende Abb. 2 zeigt hierzu stellvertretend die stochastischen Beziehungen zwischen der thermogravimetrisch ermittelten Hygrokopizität der organischen Bodensubstanz und der Bodenart. Letztere sinkt mit steigender Hygrokopizität bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von <0,1%. Selbstverständlich handelt es sich hier nicht um kausale Zusammenhänge, denn Wasser kann nicht veratmet werden. Wird jedoch von einer Inhibierung der biologischen Verfügbarkeit umsetzbarer Verbindungen im Boden durch Hydrathüllen kolloidaler Humusstrukturen ausgegangen, bestimmt die Stärke der Hydrathüllen die Diffusionsgeschwindigkeit der umsetzbaren Verbindungen und damit ihre Umsetzung.



Die Ergebnisse ergänzen also logisch widerspruchsfrei die theoretisch abgeleiteten Boden- und Humusfunktionen und bestätigen damit indirekt die Richtigkeit der Überlegungen.

Auch der Bereich C in Abb. 1 steht mit der Umsetzbarkeit über eine Beeinflussung der Größe und vermutlich auch der Flexibilität der Hydrathüllen in enger Wechselwirkung mit Umsatzprozessen. Diese Auswertungen erweitern wesentlich die getroffenen Aussagen, bedürfen jedoch noch einer detaillierten Überprüfung und werden zu einem späteren Zeitpunkt diskutiert.

Da es sich bei den hier vorgestellten Ergebnissen um Beziehungen handelt, die über mehrere Bodentypen hinweg existieren, ergeben sich folgende Schlußfolgerungen:

1. Eine allgemeingültige Qualitätsbewertung von Humusstoffen ist möglich, aber an eine funktionelle Integration des Bodens in ökosystemare und evolutionsbiologische Kontexte gebunden.
2. Allgemeingültige Funktionsbezüge chemischer, physikalischer oder biologischer Eigenschaften von Fraktionen und Komponenten der organischen Bodensubstanz sind nicht zu erwarten.
3. Grundlage ökosystemarer Humusfunktionen und damit für eine Humusqualitätsbestimmung ist ein Dualismus von Stabilität und variabler Reaktivität makromolekularer Assoziante der organischen Bodensubstanz. Das Verhalten, Wirkungen und funktionsorientierte Eigenschaften der Humusstoffe können über kolloidale Zustandsänderungen der humifizierten Komponenten näherungsweise beschrieben werden.

### Literatur

- AMADOR, J.; MARTIN, A. (1988): Effekt of humic acids on the mineralization of low concentration of organic compounds. *Soil Biol. and Biochem.* 20, 185-191
- GRIESER, K.; ZIECHMANN, W. (1988): Wechselwirkungen zwischen Huminstoffen und Peroxydase. *Mitt. Dt. Bodenkund. Ges. - Göttingen* 56, 153-159
- MUELLER-WEGENER, U. (1986): Über die Bindung von Aminosäuren, Peptiden und Proteinen an Huminstoffe. *Mitt. Dt. Bodenkund. Ges. - Göttingen* 45

Rundbildchromatographie zur Kennzeichnung und  
Beurteilung des Humuszustands in Böden

von  
Reents, Hans-Jürgen\*)

### Einleitung und Problemstellung

Im ökologischen Landbau wird in der Praxis wie in theoretischen Überlegungen besonderen Wert auf die Humuswirtschaft gelegt. Es fehlt aber an geeigneten Methoden, die Effekte und Folgen der Bewirtschaftung auf den Bodenzustand sachgerecht zu beurteilen. Die Bestimmung von Gesamt-Kohlenstoff und -Stickstoff wird als nicht ausreichend erachtet. Man möchte darüber hinausgehende Informationen über vermutete, wichtige Humuseigenschaften erhalten, die die Qualität beschreiben und Rückschlüsse auf die Bewirtschaftungsmaßnahmen zulassen.

Die einfache Huminstofffraktionierung in Humin- und Fulvosäuren eignet sich nur sehr bedingt für diese Fragestellung, weil Unterschiede in diesem Verhältnis eher bodengenetisch bedingt als daß sie auf Bewirtschaftung zurückzuführen sind. Eine erweiterte Fraktionierung, die eine differenzierte Beurteilung der Humusstoffe des Bodens erlauben würde, ist aufwendig und bedürfte einer entsprechenden Interpretation für Standorte und Bearbeitungsmaßnahmen.

Neuere Humusuntersuchungsmethoden wie NMR- und <sup>15</sup>N-CPMAS-Spektroskopie, Pyrolyse oder Dichtfraktionierung sind apparativ aufwendig und teuer und müssen in Ihrer Anwendung und Interpretation weiterentwickelt werden. Vielversprechende Ansätze sind vorhanden, wie HEMPFLING und SCHULTEN (1991) für Böden aus einem Bewirtschaftungsversuch mit Hilfe der Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie (Py-FIMS) aufzeigen. In den meisten Fällen ist allerdings die Frage der Beurteilung der Untersuchungsergebnisse für die praktische Bewirtschaftung offen.

Von ökologisch wirtschaftenden Landwirten wird immer wieder die von PFEIFFER 1959 entwickelte Methode der Rundbildchromatographie ins Gespräch gebracht und für ihre Problemstellung favorisiert. Ähnlich wie bei der Huminstofffraktionierung ist der Ausgangspunkt ein Laugenextrakt des Bodens. Der Extrakt wird auf das Zentrum eines zuvor mit Silbernitrat behandelten Filterpapiers aufgebracht. An dieser stationären Phase findet eine Auftrennung des Stoffgemisches statt, die zu charakteristischen Bildformen, die durch das Silbernitrat sichtbar werden, führen.

Die Methode hat zwar den Vorteil, daß sie einfach und anschaulich ist, offen ist allerdings die Interpretation und ihre Beziehung zu den anderen Humusuntersuchungsmethoden.

---

\*) Koordinator für ökologischen Land- und Gartenbau, TUM-Weihenstephan, 8050 Freising

### Herstellung von Rundbildchromatogrammen

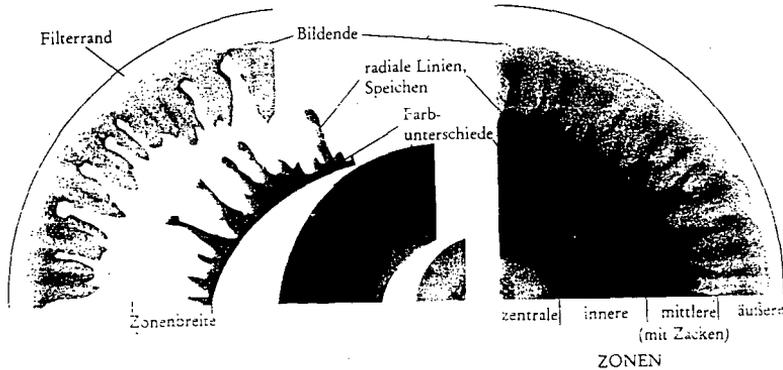
1. Ein Filterpapier (Whatman Nr.1 oder Nr.4, Schleicher und Schüll Nr. 2043 A) wird von der Mitte über einen Docht bis zu einer bestimmten Markierung (2.5 - 3.5 oder 4cm) mit Silbernitrat (0.5 oder 1% aus einer Vorlage in einer kleinen Petrischale) getränkt und anschließend im Dunkeln getrocknet.

2. Der Boden wird mit NaOH extrahiert. Boden:NaOH 1:10, NaOH-Konz. 0.5 - 1%ig. Extraktionsdauer bis zu 5 h bei gelegentlichem oder kontinuierlichem Schütteln. Testextrakt wird durch dekantieren, zentrifugieren oder filtrieren gewonnen.

3. Der Testextrakt wird über einen neuen Docht auf gleichartige Weise bei 80% rel. Luftfeuchte bis zur 2. Markierung (5.5 - 6 cm) im Filterpapier steigen lassen. Beim Trocknen im Dunkeln oder diffusen Licht entwickelt sich das sichtbare Bild.

### Prinzipien der Auswertung

Für die Auswertung wird das Chromatogramm in 4 Bereiche gegliedert (nach, VOITL/GUGGENBERGER 1986, BLANK 1991, KANZLER 1991)



**zentrale Zone:**  
meist unstrukturiert, diffus, unterschiedliche Farben

**innere Zone:**  
radiäre Linien unterschiedlicher Breite und Dichte, Linien können mit Widerhäkchen ausgebildet sein, Farbe variiert, äußere Grenze ist etwa der Silbernitratbereich

**mittlere Zone:**  
zackenförmige Strukturen bis in die äußere Zone, gerade oder wellenförmig

**äußere Zone:**  
vom Rand bis in die Zackentäler, Wölkchenformen mit Aufhellungen in den Zackentälern, dunkle Farben können bis in den Randbereich getragen werden, ohne Zacken -> randparallele Ringe

Methodische Erfahrungen - Interpretationen (nach SAALFELD 1989, BLANK 1991, KANZLER 1991):

innere Zone:

mit Zunahme der extrahierten Humusmenge wird die Zone größer, z.T. unschärfer, mit der Zunahme der Extraktionsdauer werden sie ebenfalls größer, die radiären Linien und Widerhäkchen werden deutlicher bei längerer Extraktionszeit und steigender Humusmenge, sie sind schmaler bei alleiniger Huminsäurefraktion.

äußere Zone:

Wölkchen nehmen bei höherer Gesamthumusmenge zu, können überdeckt werden bei sehr viel löslichem Humus. Zacken und Wölkchen stehen in Wechselbeziehung. Randparallele Ringe treten auf, wenn das Bild sonst wenig Struktur hat, sie treten außerdem bei niedermolekularen Fulvosäuren auf.

### Chromas von verschiedenen Standorten

In dem Poster wurden neben den Chromatogrammen aus einem Feldversuch die Bilder von 6 Ackerböden aus biologisch-dynamischen Betrieben mit jeweils 3 Horizonten (0-30, 30-60, 60-90 cm) vorgestellt. Die Probenahme erfolgte im April 1990. Der Bestand war Getreide meist mit Klee gras als Vorfrucht.

Braunerde aus Keupersand, 1'S,	1.01 %C, 0.08%N, C/N 12.6
Braunerde mit Bändern aus Neckar-sediment, S,	0.8% C, 0.066% N, C/N 12.1
Pararendzina aus Löß, U,	1.24 %C, 0.124 %N, C/N 10
Parabraunerde aus Löß, uL,	1.12 %C, 0.113 %N, C/N 10
pseudovergleyte Parabraunerde aus Molasse, sL,	1.52 %C, 0.144 %N, C/N 10.5
Pseudogley aus Keuper, utL,	1.51 %C, 0.131 %N, C/N 11.5

### Zur Auswertung und Interpretation

Diffuse, unstrukturierte Bilder sind für den Unterboden typisch. Mit Zunahme der Humussubstanz zum Oberboden hin entstehen strahlige Strukturen, die sich bei weiterer Humuszunahme vom Rand her auflösen und in wellige Strukturen übergehen.

Die Ausprägung der Bilder aus der Ackerkrume ist abhängig von der Menge der organischen Substanz und deren Qualität (Löslichkeit?, Verbindung mit der mineralischen Substanz?).

Engere C/N-Verhältnisse (10) stehen mit günstigerem Ausgangsmaterial der Bodenbildung (Löß) in Verbindung. Sie führen zu strahligen Strukturen in den Krumbildern.

In den Chromas der Unterböden treten keine radiären Strukturen auf. Die Zentralzone ist aufgeheilt und erweitert.

Böden mit weiterem C/N-Verhältnis zeigen stärkere Einbuchtungen am Rand und die Strahlen bekommen die Tendenz zu welligen Formen im äußeren Bereich.

Im Unterboden treten engere strahlige Strukturen auf (eingewaschene organische Substanz?, niedermolekulare Humusstoffe, die sich bei günstigeren Bodenbedingungen nicht bilden würden?).

Eine erste Interpretation der Bilder und ihrer Strukturen könnte über die Wachstumssituation und die Bodenbedingungen am Ort erfolgen. Viele Einzelbewertungen können auf diese Weise auch zu verallgemeinerbaren Aussagen und zur Beurteilungsmöglichkeit von Chromas unbekannter Standorte führen.

Um die Bilder für eine eingehendere Interpretation zu nutzen, besteht die Notwendigkeit, das Verfahren methodisch weiter zu prüfen und zu anderen Humusuntersuchungsmethoden in Beziehung zu setzen sowie in Feldversuchen anzuwenden.

Die Wirkung unterschiedlicher Stoffkomponenten auf die Bildstrukturen und die Nutzung der Bilder zur Interpretation in dieser Richtung sollte in zukünftigen Forschungen mit berücksichtigt werden.

Im Sinne einer Standortbeurteilung müssen die Abhängigkeiten der Bildformen und -strukturen zu unterschiedlichsten Standortbedingungen herausgearbeitet werden, um ähnlich wie bei den Bodentypen zu einer vergleichbaren Bewertungsgrundlage zu kommen.

Die Rundbildchromatographie bietet als qualitative integrierende Methode die Möglichkeit, auf einfache, schnelle und anschauliche Weise zusätzliche Informationen über Humuseigenschaften (C-Gehalt, Qualität hinsichtlich Stoffgruppen und Extrahierbarkeit) zu erhalten und könnte bei entsprechender Weiterentwicklung die von den Praktikern erwarteten Anforderungen erfüllen. Für die Interpretation und Bewertung bedarf es noch eingehenderer Forschung, zu der diese Präsentation anregen und auffordern sollte.

#### Literatur:

- BLANK, S. (1991): Untersuchungen zur Bildentstehung der Pfeiffer'schen Rundfilterchromatographie und Beurteilung von Chromas verschiedener Bodentypen (anmooriger Gley, Moor, Marsch, Ranker, Rendzina) und unterschiedlicher Komposte in Zusammenhang mit ihren analytischen Daten. - Diplomarbeit Univ. Oldenburg.
- HEMPFLING, R. und H.-R. SCHULTEN (1991): Qualitative Veränderungen der organischen Bodensubstanz durch intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 66/II, 653-656.
- KANZLER, Ch. (1991): Untersuchungen zur Bildentstehung der Pfeiffer'schen Rundfilterchromatographie und Beurteilung von Chromas verschiedener Bodentypen (Braunerde, Parabraunerde, Plaggenesch, Podsol) und unterschiedlicher Komposte in Zusammenhang mit ihren analytischen Daten. - Diplomarbeit Univ. Oldenburg.
- SAALFELD, K. (1989): Methodische Untersuchungen zur Pfeiffer'schen Rundfilterchromatographie an Boden und Substraten. - Diplomarbeit FH-Osnabrück.
- VOITL, H. und E. GUGGENBERGER (1986): Der Chroma-Boden-Test. - Wien: ORAC.

Exkursion anlässlich des III.Huminstoffsymposiums in Kiel 29./30.3.1993, Punkt 1

Humuschemischer Vergleich einer Braunerde unter Wald und Acker  
im Gebiet der Bornhöveder Seenkette

von

Beyer, L.<sup>1,2</sup>, U.Irmler<sup>2,3</sup>, U.Schleuß<sup>3</sup> & C.Wachendorf<sup>3</sup>

1.1 Allgemeines und Morphologie

Das Gebiet wurde vor ca. 90 Jahren aufgeforstet. Die ehemalige ackerbauliche Nutzung kann heute noch an der Existenz von Knicks im Waldgebiet belegt werden. Auf dem Boden hat sich seit der Aufforstung eine Humusaufgabe gebildet. Die Mächtigkeit des L-Horizontes ist vom Betrachtungszeitpunkt abhängig, weil diese sehr stark vom Laubfall abhängt. Ende März ist ein großer Teil abgebaut, dennoch ist der L-Horizont ganzjährig vorhanden. Der fermentierte Of-Horizont ist morphologisch aufgrund des Zerkleinerungsgrades der Streu und dem Gehalt an Feinhumus unterteilbar, ein echter Oh-Horizont ist nur im Ansatz vorhanden. Die Auflage muß demgemäß als feinhumusreicher Moder deklariert werden (AK Standortskartierung, 1980; AK Bodenkunde, 1982). Der Ah-Horizont ist sehr mächtig, was sich nur mit der ehemaligen ackerbaulichen Nutzung erklären läßt (f.Ap). Im oberen Bereich zeigen sich bereits deutliche Podsolierungsmerkmale. Die Bodenart wird im oberen Bereich des Profils von schluffigen bis lehmigen Sanden dominiert (Tab.1). Auf dem Ackerboden war zum Zeitpunkt der Probenahme gerade die Haferstoppel bearbeitet, Stroh- und Wurzelreste waren noch deutlich zu erkennen.

**Bodentyp:** Typische basenarme Braunerde, **Vegetation:** *Fagus sylvatica*, *Oxalis acetosella*, **Humusform:** feinhumusarmer Moder

L (3.5-2.5 cm): Einzelne grüne/gelbe (2.5YR7/8) bis braune (10YR5/8-10YR4/6) unzersetzte Blätter, z.T.löchrig, gewellt. <<5% Holz. Schütterer Lagerung (2.095 mg cm<sup>-3</sup>). Gleitender Übergang.

Of1 (2.5-1.5 cm): Braune (10YR6/4) skelettierte Blattfragmente mit heller (10YR8/4) Unterseite und schwarzen Flecken. 10 % Holz. Unzersetzte Bucheckern und Blütenknospenhüllen. Völlig intaktes Gewebe mit opaken Kotpartikeln (Ø 30 µm) auf der Blattoberfläche. Größere Kotaggregate an dem Blattgewebe durch Pilzhyphen befestigt. Sehr lockere, schichtige Lagerung (0.031 g cm<sup>-3</sup>). Gleitender Übergang.

Of2 (1.5-0.5 cm): Braune (10YR4/4) stark skelettierte Blattfragmente mit Kotpartikeln. Ca.10% Feinhumus. Unzersetzte Bucheckern und Blattknospenhüllen nehmen zu. < 5% Holz. Zunehmende Zerkleinerung. Kaum Zunahme der Kotaggregate. Sonst ähnlich Of2. Sehr lockere, schichtige Lagerung (0.062 g cm<sup>-3</sup>). Gleitender Übergang.

Of3 (0.5-0.0 cm): Kleine, braune (10YR3.4) Blattfragmente oft nur Blattadern. 30-50 % Feinhumus. Einige Mineralpartikel. Mittel-starke Durchwurzelung (W 3-4). <5% Holz. Ähnlich Of2. Dipterenlösung. Völlig intaktes neben stark humifiziertem Wurzelgewebe. Aggregate aus Pflanzen- & Wurzelteilen, opakem Humus & Sandkörnern. Sehr lockere Lagerung (0.165 g cm<sup>-3</sup>). Scharfer Übergang.

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde, Uni Kiel, Olshausenstraße 40, 2300 Kiel 1

<sup>2</sup> Forschungsstelle für Ökosystemforschung und Ökotechnik, Uni Kiel

<sup>3</sup> Projektzentrum Ökosystemforschung, Uni Kiel, Schauenburger Str.112, 2300 Kiel

- Oh (1-2 mm):** Stellenweise dunkelbrauner (10YR2/1), schmieriger Feinhumus. Nicht durchgehend und direkt dem A(e)h aufliegend. Sehr scharfer Übergang.
- A(e)h (0- 3 cm):** Stark dunkler graubrauner (10YR3.2) gebleichter Sand. 10% Pflanzenreste. Sehr starke Durchwurzelung (W5). Feinkoagulatgefüge (kru2). Intakte, leicht humifizierte Blattstücke. Agglomeratisches-intertextisches Mikrogefüge. Mäßig dichte Lagerung (1.26 g cm<sup>-3</sup>). Welliger Übergang.
- Ah (3-34 cm):** Dunkler brauner (10YR3/3) kaum gebleichter Sand. Wenige Wurzel- und Holzreste. Schwache Durchwurzelung (W2). Feinkoagulatgefüge (kru2).  $\phi$   $\leq$  200-400  $\mu$ m-Aggregate. Schwarze, stark humifizierte Wurzelrinde versetzt mit Mineralpartikeln. Intertextisches-granulares Mikrogefüge. Dichte Lagerung (1.58 g cm<sup>-3</sup>).

**Bodentyp:** Typische basenreiche Braunerde

**Vegetation:** Auflaufendes Ausfallgetreide nach Stoppelbearbeitung

- Ap (0-32 cm):** Dunkelbrauner (10YR3.3) schwach schluffiger Sand. 30-50 % kaum zersetzte, feste, zereißbare Strohreste auf der Bodenoberfläche. Lose Aggregation. Leicht verschlämmt. Starke Durchwurzelung (W4). Feinkoagulatgefüge (Kru2). Wenige, angefressene, intakte Strohreste mit Pilzmycel & sehr kleinen Mineralpartikeln ( $\phi$  10  $\mu$ m). Strohfasern deutlich erkennbar. Intakte Wurzeln. Einige stark humifizierte Gewebestücke. Intertextisches- granulares Mikrogefüge. Dichte Lagerung (1.54 g cm<sup>-3</sup>). Scharfer Übergang.
- ApBv (32-44 cm):** Dunkel-gelbbrauner (10YR4.4) schluffiger Sand.

## 1.2 Allgemeine Chemie

Die morphologische Abgrenzung der verschiedenen Auflagehorizonte kann an den chemischen Daten belegt werden (vgl.Tab.1). Die Auflage besitzt eine hohe KAK, obwohl das pH relativ niedrig ist. Der gebleichte A(e)h weist das geringste

Tab.1: Eigenschaften der untersuchten Braunerden  
(Beyer et al., 1992b)

Hori- zont	Tiefe cm	C <sub>org</sub> — mg	N <sub>t</sub> g <sup>-1</sup> —	C/N	$\alpha$ -NH <sub>2</sub> -N —mg g <sup>-1</sup> —	OCH <sub>3</sub>	Boden- art	KAK eff mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	pH CaCl <sub>2</sub>	BS %
<b>Typische basenarme Braunerde unter Wald auf der Kuppe</b>										
L	3.5-2.5	497.1	14.9	33	4.05	31.9	-	648	4.0	10
Of1	2.5-1.5	482.3	16.8	29	3.83	34.3	-	nb	3.8	nb
Of2	1.5-0.5	428.4	17.0	25	3.10	26.2	-	728	3.6	8
Of3	0.5-0.0	356.4	14.7	24	4.13	20.5	-	nb	3.4	nb
A(e)h	0- 3	56.3	3.3	17	0.81	1.6	S12	68	3.1	5
Ah	-34	16.1	0.9	19	0.18	0.3	Su2	41	3.6	13
AhBv	-52	4.0	0.3	12	nb	nb	Su2	34	4.3	13
Bv	-83	1.5	0.1	11	nb	nb	Su2	34	4.4	25
IIBv	-90	1.2	0.1	9	nb	nb	Su4	57	4.2	26
<b>Typische Braunerde unter Acker auf der Kuppe</b>										
Ap	0-30	18.6	1.3	14	0.28	0.4	Su2	106	5.1	51
ApBv	-44	6.1	0.4	17	nb	nb	Su2	68	5.7	61
Bv	-80	2.5	0.3	10	nb	nb	Su2	30	5.4	54
IIBv	-90	1.4	0.2	8	nb	nb	S12	65	4.2	30

pH auf. Im Ackerboden ist der C-Gehalt geringer; allerdings deutet der ähnlich

hohe C-Gehalt von Ap und Ah wiederum auf die führe Ackernutzung des Waldes hin. Durch die pH-Erhöhung aufgrund regelmäßiger Kalkung ist die KAK unter landwirtschaftlicher Nutzung stark erhöht.

Tab.2: Anteil der Fraktionen in % durch Dichtentrennung

No.	Hor.	% der Gesamtprobe				% C <sub>org</sub>			
		(g cm <sup>-3</sup> )	<1.5	-2.0	-2.4	>2.4	<1.5	-2.0	-2.4
102	Of1	100.0	nn	nn	nn	100.0	nn	nn	nn
103	Of2	99.1	nn	nn	0.9	98.9	nn	nn	1.1
104	Of3	84.7	1.0	1.9	12.4	99.4	0.4	0.1	0.1
105	A(e)h	5.8	9.8	8.6	75.8	46.1	28.2	22.2	3.4
106	Ah	0.3	4.7	10.4	84.5	14.4	21.1	47.6	16.8
119	Ap	0.1	2.7	5.3	91.9	1.6	34.3	40.2	23.8

Der Ackerboden ist deutlich stärker aggregiert (Tab.2) als der A(e)h des Waldes; der Ap ähnelt allerdings wieder dem noch nicht podsoliierten Ah-Horizont. Während im A(e)h noch gut die Hälfte des Kohlenstoffes auf die leichte Streufraction zurückzuführen ist, ändert sich dies im Ah und Ap.

### 1.3 Humuschemie

Im grünen Blatt wird die Fettfraktion durch das extrahierbare Chlorophyll mitbestimmt. Hemizellulose und Zellulose nehmen zunächst deutlich ab, steigen dann aber vor allem im Mineralboden wieder an (Tab.3). Die Huminstoffe gewinnen mit zunehmender Tiefe an Bedeutung. Die Veränderung des HS/FS-Verhältnisses zeigt eine Verlagerung von Fulvosäuren aus dem Of und A(e)h in den Ah auf. Im Vergleich zum Ackerboden treten Unterschiede im Huminsäuregehalt auf. Die Abnahme der Polysaccharide (ZH+ZEL) kann auch mittels der NMR-Analytik (Tab.4) beobachtet werden. Mit zunehmender Humifizierung steigt die Aromatizität (Tab.4), was mit der Zunahme der Huminstoffe korreliert (Tab.3). Die starke Intensität aliphatischer Verbindungen dürfte auf die Akkumulation von Fulvosäuren im Ah durch deren Verlagerung verursacht sein. Wiederum fällt die Ähnlichkeit der Zusammensetzung des Ap- und Ah-Horizontes auf (Tab.4), naßchemisch dagegen können mittels der Stoffgruppenanalytik Unterschiede nachgewiesen werden.

Tab.3: Stoffgruppenverteilung in % des C<sub>org</sub>

No.	Hor.	FETT	EIW	Z/S	HZ	ZEL	LIG	FS	HS	Hu	HS/FS
601	Blatt	22.0	9.0	0.4	17.0	16.4	35.0	nn	nn	nn	nn
101	L	16.4	2.5	2.1	4.0	2.0	42.1	5.2	16.9	9.2	3.3
102	Of1	5.4	3.0	0.4	6.8	3.1	47.2	2.9	13.0	17.9	4.5
103	Of2	5.0	2.8	0.2	5.9	2.6	41.4	2.4	14.9	24.7	6.2
104	Of3	4.8	4.3	0.2	5.0	2.2	39.6	2.5	20.6	20.7	8.2
105	A(e)h	6.1	5.1	0.2	8.2	1.0	22.8	4.8	33.0	19.0	6.9
106	Ah	5.0	5.5	0.1	11.1	12.3	14.5	10.2	27.3	12.8	2.6
119	Ap	6.3	6.9	0.4	16.0	5.0	13.2	5.3	40.7	6.3	7.7

FETT: alkohol-benzollösl.Phase, EIW: Proteine, Z/S: Zucker & Stärke, HZ: Hemizellulose, ZEL: Zellulose, LIG: Lignin, FS: Fulvos., HS: Humins., Hu: Humine

Tab.4: Stoffgruppenverteilung durch <sup>13</sup>C-CPMAS-NMR-Spektroskopie in % von C<sub>org</sub> (Beyer et al., 1992b)

No.	Hor.	Carboxyl-C 160-210	Aromaten-C 110-160	O-Alkyl-C 46-110	Aliphaten-C 0-46 ppm	Aromati- zität %
601	Blatt	8.4	9.6	59.7	20.8	10.6
101	L	7.5	24.5	54.4	13.6	26.5
102	Of1	7.6	35.0	56.3	14.2	23.9
103	Of2	9.1	23.4	52.8	14.7	25.7
104	Of3	10.5	23.2	49.5	16.7	25.9
105	A(e)h	11.7	21.2	44.4	22.7	24.0
106	Ah	12.3	18.9	40.8	28.0	21.6
119	Ap	9.2	20.1	43.9	26.7	23.2

$$\text{Aromatizität (\%)} = \frac{110 - 160 \text{ ppm}}{0 - 160 \text{ ppm}} \times 100$$

#### 1.4 Mikrobielle Aktivität und Abbauraten

Die mikrobielle Aktivität wird u.a. vom Gehalt an organischem Kohlenstoff bestimmt, weswegen diese im Ap des Ackers ähnlich hoch ist wie im A(e)h des Waldes (Tab.5). Ein deutlicher Unterschied ergibt sich nach Bezug auf den Kohlenstoff. Höhere Polysaccharid- und geringere Ligningehalte (Tab.3) dürften dafür verantwortlich sein. Im Ackerboden ist wahrscheinlich ein erheblicher Anteil des Eiweißes mikrobieller Natur (Tab.5), während in der Streu (vgl. Of/Oh) das Protein zum größten Teil pflanzlicher Natur sein dürfte.

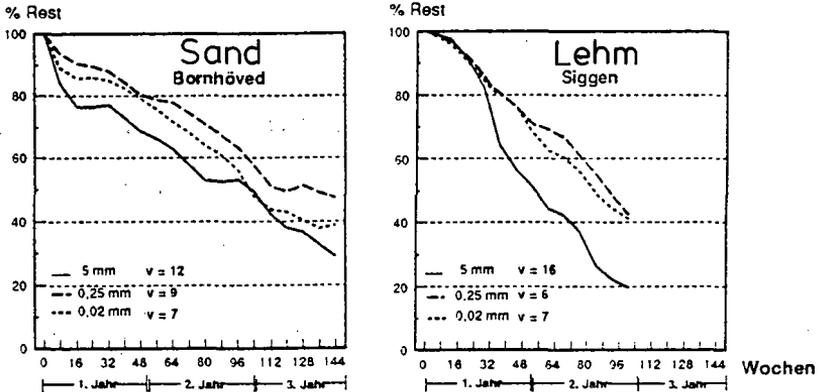


Abb.1: Restmenge an Laubstreu in Netzbeuteln unterschiedlicher Maschenweite im Vergleich zweier Braunerden (Bornhöved: Geschiebesand, Siggen: Geschiebemergel)

Tab.5: Mikrobielle Biomasse  
(Schleuß, 1992)

Bodentyp	Hor	gC kg <sup>-1</sup>	gC l <sup>-1</sup>	gC %C <sub>org</sub> <sup>-1</sup>	gC gEiw-C <sup>-1</sup>
Braunerde unter Wald	Of/Oh	0.96	0.19	0.004	0.07
Mittelbasische Braunerde <sup>1</sup>	Ah	0.61	0.59	0.18	nb
Basenarme Braunerde	A(e)h	0.45	0.47	0.18	0.16
Rostbraunerde <sup>1</sup>	Aeh	0.24	0.24	0.09	nb
Braunerde unter Acker	Ap	0.37	0.39	0.32	0.32

<sup>1</sup> Vergleichsböden

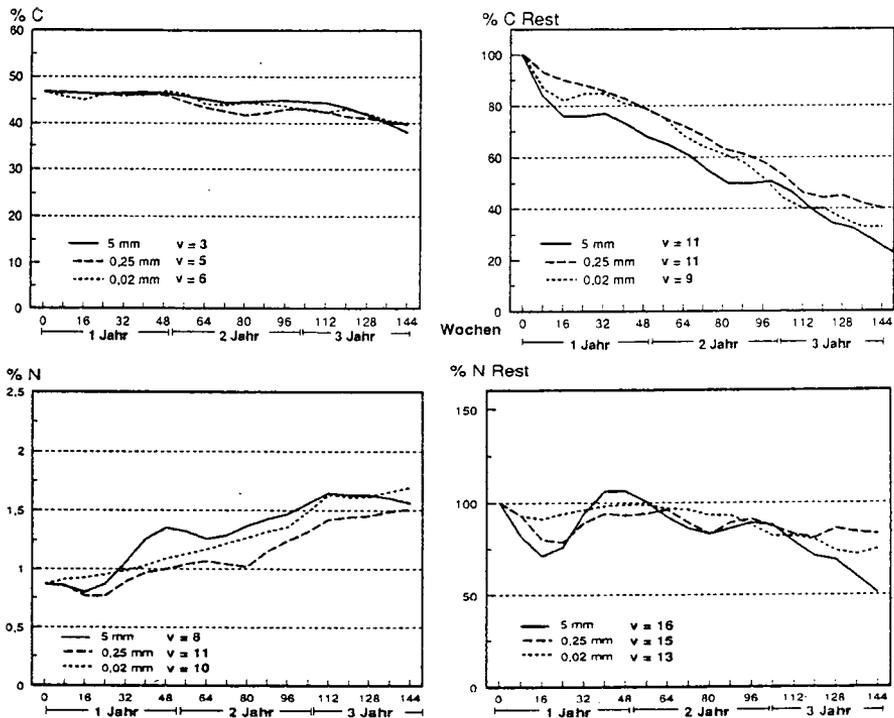


Abb.2: Verlauf der C- und N-Konzentrationen und verbleibenden C- und N-Mengen während des Abbauprozesses bei unterschiedlicher Maschenweite ( $v = \phi$ )

Der Abbau der angelieferten Streu geht langsamer vor sich, als in einer lehmigen Braunerde unter vergleichbarem Forstbestand (Abb.1). Die Makrofauna spielt eine geringere Rolle, so daß noch nach 3 Jahren 40% der Streu vorhanden sind (Abb.1), während der Abbau der Strohreste auf dem Acker weniger als ein Jahr benötigt (vgl. Beyer, 1989; Beyer et al., 1991a). Die geringe Abbaurrate steht im Einklang mit der niedrigen mikrobiellen Aktivität (Tab.5). Das C/N-Verhältnis verengt sich während des Abbaus, weil sich Stickstoff im Verlauf der Humifizierung relativ anreichert (Abb.2). Die Abnahme der C-Menge geht entsprechend schneller vor sich, als die der N-Menge (Abb.1)

### 1.5 Vergleichende Interpretation

Unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte und der Horizontmächtigkeit (vgl. Kap.1) ist ein direkter Bodenvergleich möglich. Die höheren Fett- und Polysaccharidmengen resultieren direkt auf der höheren C-Menge (vgl.Σ/Ap in

Tab.6: Stoffgruppenmengen in  $gC_{org} m^{-2} 500 kgBoden^{-1}$

Hor.	Mä. cm	Menge kg $m^{-2}$	$C_{org}$	$N_t$	F/W	EIW	PS g $m^{-2}$	LIG	FS	HS	Hu
L	1	.02	10	<1	2	<1	<1	4	<1	2	<1
Of1	1	.31	150	5	8	5	16	71	4	20	27
Of2	1	.62	266	11	13	7	10	110	7	40	66
Of3	½	.83	294	12	14	13	22	116	7	61	61
A(e)h	3	37.8	2128	125	130	109	200	485	102	702	404
Ah	29	460	7379	413	369	400	1737	1071	753	2018	946
Σ		500	10227	567	536	535	1986	1857	875	2843	1505
Ap	32	500	9210	646	582	637	1792	1219	514	3761	582
Ap/Σ		1.00	.90	1.14	1.09	1.19	.90	.66	.58	1.32	.39

Tab.6). Die höhere Eiweißmenge steht mit der höheren mikrobiellen Aktivität des Ackerbodens im Einklang (Tab.5). Die schlechter abbaubaren Lignine reichern sich im Wald selektiv an. Die Humine sind im Ackerboden von untergeordneter Bedeutung, obwohl die Aggregation höher ist, demgemäß sind Huminsäuren nicht unbedingt aggregierte Huminsäuren mit Mineralpartikeln. Die volumenbezogene Darstellung läßt Rückschlüsse auf die Verteilung im Boden zu (Beyer, 1989). Hohe Ligninmengen im Of könnten auf Wurzeln (vgl.Kap.1: Morphologie) und/oder selektive Anreicherung (der Blattadern) deuten. Huminstoffe dagegen sind in den Mineralboden gewandert. Das parallele Verhalten der Polysaccharide deutet auf die chemische Ähnlichkeit mit letzteren hin.

**Methodik:** Die Methodik ist der folgenden Literatur zu entnehmen:

Abbaurrate u.Bodentiere: Beyer & Irmiler 1991 und dort zitierte Literatur

Allgemeine Analytik: Schlichting & Blume (1966)

Dichtentrennung: Beudert (1988)

CPMAS-<sup>13</sup>C-NMR-Analytik: Fründ & Lüdemann (1989),

<sup>13</sup>C-NMR-Analytik: Post et al. (1988)

Mikrobiologie: Beyer (1989); Schleuß (1992)

Morphologie: AK Standortskartierung (1980), AG Bodenkunde (1982), Beyer (1989)

Naßchemie: Beyer (1989); Beyer et al.(1993)

Pyrolyse: Post et al.(1988)

Literatur: am Ende der Ausführungen zu Punkt 2.

Exkursion anlässlich des III. Huminstoffsymposiums in Kiel 29./30.3.1993, Punkt 2

Zusammensetzung und Dynamik der organischen Bodensubstanz eines  
Eisen-Humus-Podsols unter Fichte im Segeberger Forst

von

Beyer, L.<sup>1</sup>, B. Post<sup>2</sup> u. U. Irmeler<sup>3</sup>

**2.1 Allgemeines und Morphologie**

Der Segeberger Forst wurde um die Jahrhundertwende auf den weiträumigen Heideflächen der Holsteinischen Geest angelegt. Seit der Aufforstung und der damit verbundenen Oberbodendurchmischung durch Pflanzdammaushebung unterliegt der Segeberger Forst keinem direktem anthropogenem Einfluß. In dieser Zeit hat sich ein mächtiger Podsol entwickelt. Die ausgeprägte Humusaufgabe läßt sich deutlich in L-Of-Oh differenzieren. Der schroffe Wechsel zum mineralischen Boden kennzeichnet die mangelnde Vermischung des letzteren mit dem Streumaterial, denn grabende Bodentiere fehlen weitgehend. Der Rohhumus ist durch einen hohen Anteil von Feinhumus (vermutlich vorwiegend Huminstoffe) gekennzeichnet, der im Oh fast die 100% erreicht. Der Bh-Horizont verläuft als schwarze markante Abgrenzung im Unterboden. In Wurzeltöpfen kann die Verlagerung der organischen Substanz auch weit über diese Grenze hinausgehen. Der Bh-Horizont ist nur selten zu Ortstein verhärtet. Trotzdem reicht die Durchwurzelung kaum über den Bh-Horizont hinaus.

**Bodentyp:** Eisen-Humus-Podsol, **Vegetation:** *Picea abies*, *Pinus silvestris*  
**Humusform:** feinhumusreicher Rohhumus

L1 (15-14 cm): Streu aus abgebrochenen Fichtenzweigen, Fichten- und Kiefernfruchtkörpern sowie rindenstücken, völlig intakt, 10 % vergast. Sehr lockere Lagerung (0.02 g cm<sup>-3</sup>). Gleitender Übergang.

L2 (14-13 cm): Streu aus 80 % Fichtennadeln & 20 % Kiefernadeln, völlig gebräunt (10YR5/6), intakt und fest, z.T. gefleckt, mit wenigen intakten Zweigen durchsetzt. Lockere Lagerung (0.04 g cm<sup>-3</sup>). Gleitender Übergang.

Of1 (13-12 cm): Streuhumus aus überwiegend Fichtennadeln (ca. 1/3 intakt und 2/3 zerkleinert), dunkelbraun bis braun (7.5YR3/4-4/4), rissig und gepunktet, wenige Zweigreste und Fruchtkörperschalen; Holz intakt; 10-15 % Feinhumus; lockere, durch Wurzeln verfilzte Lagerung (0.14 g cm<sup>-3</sup>). Pflanzengewebestücke mit Zellstruktur noch erkennbar; stark doppelbrechend. Dipteren-, Oribatiden- und Collembolenkot. Gleitender Übergang.

Of2 (12-7 cm): Streuhumus aus 70 % zerbrochenen Fichtennadeln, dunkelrotbraun (5YR3/2), löchrig, schwarz gefleckt. 30% Feinhumus, dunkelbraun (8YR4/4). Stapelige, verfilzte Lagerung (0.17 g cm<sup>-3</sup>). Stark durchwurzelt. Pflanzengewebe mit Zellstruktur z.T. erkennbar; doppelbrechend. Oribatiden- und Collembolenkot. Gleitender Übergang.

Oh (7-0 cm): Moderhumus, dunkelrotbraun (5YR3/3), mit 10 % Nadelresten, schwarz (5YR2.5/1), unstrukturiert und angefressen; 90% Feinhumus (5YR5/8). Geschichtete verfilzte, kompakte Lagerung (0.21 g cm<sup>-3</sup>). Stark durchwurzelt. Pflanzengewebe mit Zellstruktur kaum erkennbar; kaum doppelbrechend. Diplopoden-, Enchytraeen- und Dipterenkot. Scharfer Übergang.

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde, Uni Kiel, Olshausentraße 40, 2300 Kiel 1

<sup>2</sup> Universität Marburg, Fachbereich Chemie, Hans-Meerwein-Straße, 3550 Marburg, z.Zt. Stadtwerke Frankfurt/Main, Börneplatz 3, 6000 Frankfurt/Main

<sup>3</sup> Forschungsstelle für Ökosystemforschung und Ökotechnik, Uni Kiel

- Aeh (0-10 cm):** Gliederfüßerhumus; schwarzer (5YR2.5/1) gebleichter Mittelsand. Kaum Vegetationsreste (schwarz, 7.5YR2/0). Lockere Lagerung ( $0.81 \text{ g cm}^{-3}$ ). Feinkoagulatgefüge. Mittel durchwurzelt. Agglomeratisches bis intertextisches Gefüge; völlig opake Humuspartikel ( $100\text{-}200 \mu\text{m}$ , 20-30% der Fläche); durchsetzt mit kleinen Mineralpartikeln ( $30 \mu\text{m}$ ); z.T. Wurzelstücke mit intakter Zellstruktur. Gleitender Übergang.
- Ahe (10-20 cm):** Stark dunkelgrauer bis dunkelgrauer (10YR3-4/1-2) gebleichter Mittelsand. Mäßig dichte Lagerung ( $1.54 \text{ g cm}^{-3}$ ). Einzelkorn-, z.T. Feinkoagulatgefüge. Kaum durchwurzelt. Granulares Gefüge. Schwarze bis dunkelbraune, opake Humusmasse (5% der Fläche). Sehr scharfer Übergang.
- Bh (20-25 cm):** Schwarzer (5YR2.5/1) Mittelsand. Mäßig lockere Lagerung ( $1.37 \text{ g cm}^{-3}$ ). Einzelkorn-bis Kittgefüge; Kaum durchwurzelt. Z.T. intertextisches z.T. granulares Gefüge. Opaker die Mineralpartikel umschließender Humus, dazwischen lokale Konzentrierung von braunen Humuskügelchen ( $25\text{-}100 \mu\text{m}$ ), 30% der Fläche. Wurzelstücke mit Zellstruktur. Gleitender Übergang.
- Bhs (25-30 cm):** Dunkelrotbrauner (5YR2.5/4) Mittelsand. Mäßig lockere Lagerung ( $1.37 \text{ g cm}^{-3}$ ). Einzelkorn-, z.T. Kittgefüge. Kaum durchwurzelt. Intertextisches, teilweise porphyrisches Gefüge. Mineralpartikel mit gelbbrauner bis dunkelbrauner, isotischer Haut ( $5\text{-}30 \mu\text{m}$ ). Lappiger Übergang.
- CBvs (30-70 cm):** Gelbbrauner (10YR5/6) Mittelsand. Wurzelstöcke und Humusbänder bzw. -linsen. Mäßig dichte Lagerung ( $1.59 \text{ g cm}^{-3}$ ). Einzelkorngefüge. Granulares bis intertextisches Gefüge. Isotische gelbbraune Häutchen ( $5\text{-}10 \mu\text{m}$ ) um die Mineralpartikel; selten opake Humuspartikel (<1% der Fläche). Gleitender Übergang.

Die Streuzufuhr beträgt ca.  $180 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , bei relativ geringer Schwankung (Beyer et al., 1992). Im gesamten Jahr fallen Nadeln, Äste und im Frühjahr Fruchtkörperteile (geringer Anstieg) auf den Boden. Die typischen Horizonte eines Podsols sind deutlich erkennbar, wobei der scharfe Übergang die mangelnde Bioturbation morphologisch unterstreicht. Im Gegensatz zum Profil des Punktes 1 ist die Podsolierung stark ausgeprägt.

Tab.1: Jahresgang der Horizontmächtigkeit in der Auflage (Beyer, 1989)

	L	$\sigma$	Of	$\sigma$	Oh	$\sigma$
Juni - Juli	1.9	(0.9)	4.4	(1.5)	2.6	(1.4)
- September	2.0	(0.0)	3.7	(1.2)	3.7	(1.5)
- November	2.3	(1.1)	3.6	(1.1)	3.7	(1.5)
- Dezember	2.8	(0.6)	3.6	(0.8)	4.3	(0.9)
- März	2.1	(0.6)	3.9	(0.8)	4.6	(1.7)
- April	2.4	(0.7)	4.5	(1.3)	3.5	(0.8)
- Mai	1.4	(0.5)	4.6	(1.6)	4.1	(1.3)

## 2.2 Allgemeine Chemie

Die Humusverlagerung spiegelt sich an der Kohlenstoff- und Stickstofftieffunktion wieder (Tab.2). Die morphologische Unterteilung des L und Of-Horizontes kann an den Daten der Tab.2 allerdings nur bedingt untermauert werden. Metalle, insbesondere Eisen, wird mit der organischen Substanz in den Unterboden verlagert. Das pH ist noch niedriger als im Profil 1, mit sehr geringer Basensättigung in den mineralischen Horizonten.

## 2.3 Humuschemie

Die frische Streu ist der Zusammensetzung der Nadeln noch sehr ähnlich (Abb.1). Fette und Wachse reichern sich in der Auflage und den A-Horizonten an.

Tab.2: Eigenschaften des untersuchten Podsoles unter Fichte (Beyer, 1989; Beyer & Blume, 1990)

Hori- zont	Tiefe cm	C <sub>org</sub> - mg	N <sub>t</sub> g <sup>-1</sup>	C/N	α-NH <sub>2</sub> -N - mg g <sup>-1</sup>	OCH <sub>3</sub> - mg g <sup>-1</sup>	Boden- art	KAK eff mmolc kg <sup>-1</sup>	pH CaCl <sub>2</sub>	BS %	Fe <sub>d</sub> -mg	Fe <sub>o</sub> g <sup>-1</sup>	HS FS g <sup>-1</sup>
Nadel	-	489	20.7	23	9.8	20.5	-	-	-	-	-	-	-
L1	15-14	513	9.1	57	3.3	34.7	-	290	3.5	24	nb	nb	0.9
L2	14-13	503	20.0	25	7.4	22.9	-	290	3.5	24	nb	nb	1.6
Of1	13-12	456	15.0	30	8.0	20.0	-	710	3.3	12	nb	nb	1.5
Of2	12- 7	454	17.0	28	8.6	21.9	-	710	2.7	12	nb	nb	2.7
Oh	7- 0	352	14.2	25	5.3	14.2	-	790	2.6	10	nb	nb	1.9
Aeh	0-10	76	4.6	16	2.2	2.1	fmS	190	2.7	11	0.6	0.5	1.6
Ahe	-20	13	0.5	25	0.2	0.1	fmS	18	3.1	25	0.1	0.1	1.3
Bh	-25	80	2.3	35	0.8	0.8	fmS	290	3.1	3	1.8	1.8	0.7
Bhs	-30	24	0.9	26	0.3	0.5	fmS	140	4.0	1	9.7	6.3	0.3
CBvs	-70	10	0.3	40	0.2	0.5	fmS	27	4.5	3	0.6	0.2	0.3
GCv	-160	1	0.1	16	nb	nb	fmS	14	4.7	6	nb	nb	nb

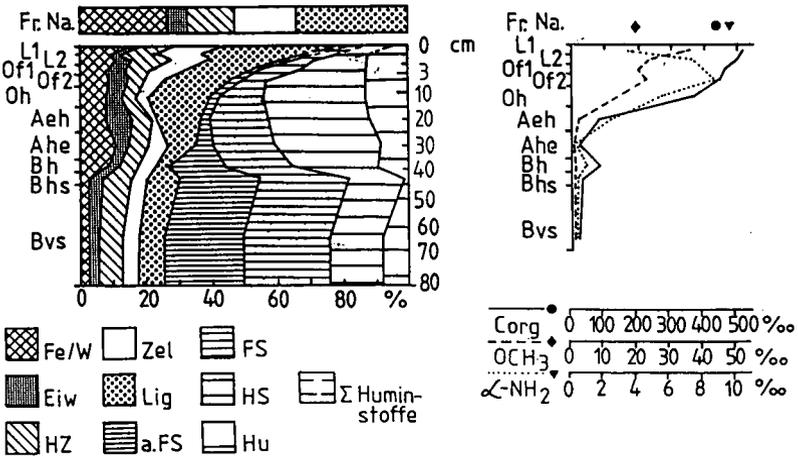


Abb.1: Stoffgruppen des untersuchten Podsoles unter Fichte in % von TOC

Tab.3: Stoffgruppenmengen in gC<sub>org</sub> m<sup>-2</sup> 800 kgBoden<sup>-1</sup> (Beyer, 1989)

	F/W	EIW	HZ	ZEL	LIG	FS	HS	Hu	C <sub>org</sub>
	g m <sup>-2</sup>								
L+Of+Oh	841	539	480	546	1970	1366	2938	1284	9945
Aeh	492	492	369	123	800	1170	1847	862	6156
Ahe	220	80	120	120	180	480	521	180	2002
Bh	493	164	329	274	274	2128	1485	493	5480
Bhs	49	66	148	82	164	839	279	16	1644
CBvs	121	121	282	210	322	2114	685	282	4028

Zellulose und Lignin nehmen mit der Tiefe ab, während Hemizellulose etwa gleich bleibt. Lignin weist im Bh ein deutliches Minimum auf. Die lösliche Zucker und Stärkefraktion spielt insgesamt eine untergeordnete Bedeutung, lediglich in den Bh-Horizonten steigen sie über 1%, Kohlenhydrate werden offenbar mit den Huminstoffen (vor allem Fulvosäuren) in den Unterboden verlagert. In der mächtigen Auflage ist mehr als 30% des Kohlenstoffs festgelegt (Tab.3).

In der Tab.4 sind die Eigenschaften der extrahierten Huminstoffe am Beispiel des Aeh-Horizontes aufgeführt. Der hohe N-Gehalt der Huminsäuren bedingt eine enges C/N-Verhältnis, während bei den langkettigen Lipiden nur wenig Stickstoff zu finden ist. Die Huminsäuren sind durch Aromaten, die Fulvosäuren durch O-Alkyle geprägt (Abb.2).

Tab.4: Eigenschaften extrahierter OBS-Fractionen aus dem Aeh des Podsoles (Post et al., 1988)

	Asche- gehalt	C — % aschefrei	H — % aschefrei	N — % aschefrei	C/N
Huminsäuren <sup>1</sup>	2.1	57.9	4.2	2.7	21
Fulvosäuren <sup>1</sup>	0.7	48.5	4.8	1.2	40
Humine <sup>1</sup>	20.0	60.6	6.9	1.2	50
Lipidextrakt <sup>2</sup>	nn	63.6	7.8	0.3	212

<sup>1</sup> NaOH/HCl <sup>2</sup> Ethanol/Toluol

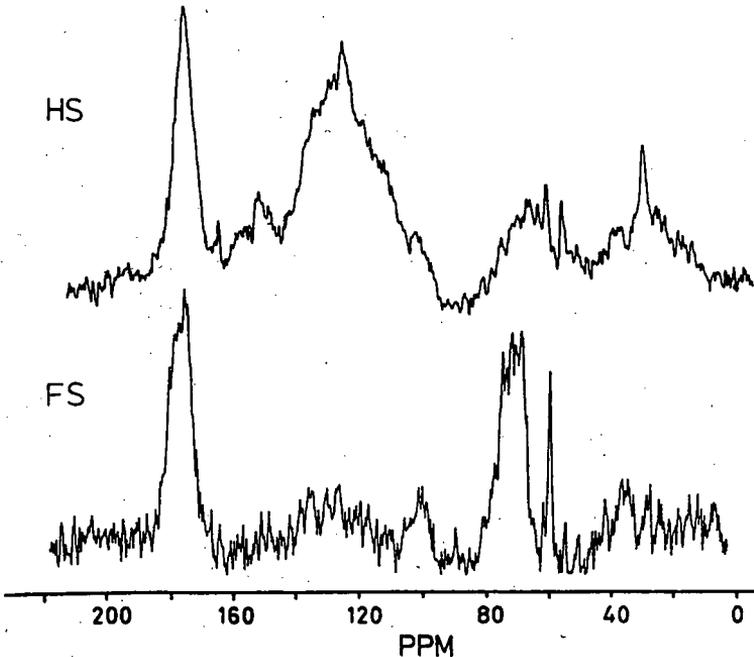


Abb.2: Lösungs-<sup>13</sup>C-NMR Spektren von der Huminsäure-(HS) und der Fulvosäure-(FS)-Fraktion aus dem Aeh-Horizont des untersuchten Podsoles unter Fichte (Post et al., 1988)

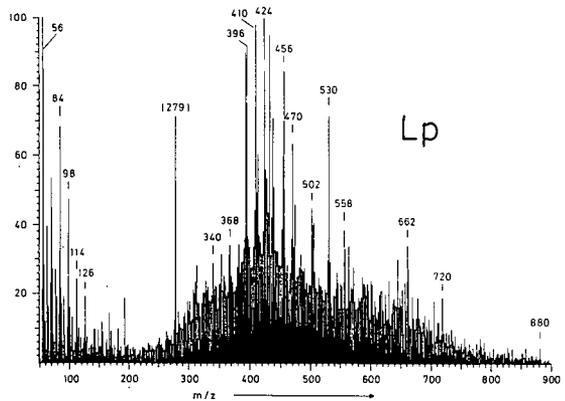
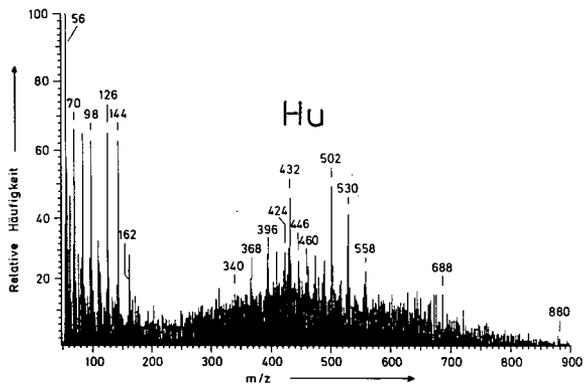
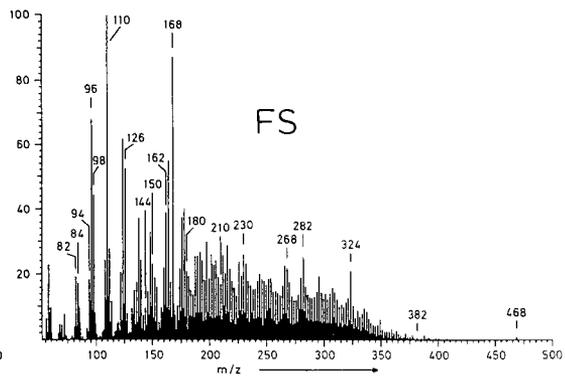
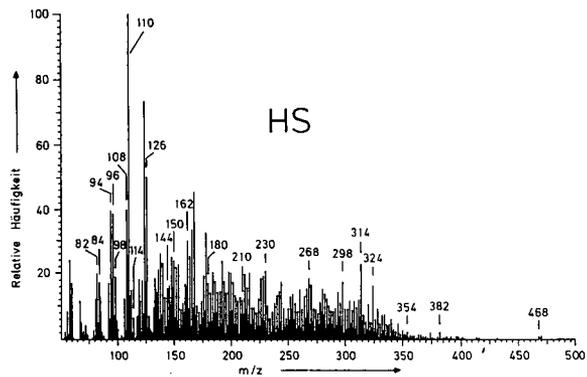


Abb.3: Pyrolyse-FI-Massenspektren der Huminsäure-(HS)- und Fulvosäure-(FS)-Fraktion, der Humine (Hu) und der extrahierten Lipide (Lp) aus dem Aeh-Horizontes des Podsoles unter Fichte (Post et al., 1988)

Die integrierten Ergebnisse der NMR-Analytik sind in der Tab.5 aufgelistet. Die Humine weisen demnach einen sehr hohen Anteil an Aliphaten auf.

Tab.5: Stoffgruppen extrahierter OBS-Fractionen aus dem Aeh des Podsol (Post et al., 1988)

ppm	Alkyl-C	O-Alkyl-C	Arom.-C	COOH-C
	0-50	50-110	110-160	160-200
Huminsäure	13	11	55	21
Fulvosäure	16	43	16	24
Humine <sup>1</sup>	59	12	15	14

<sup>1</sup> als Feststoff

Die Ergebnisse der Py-FIMS-Analytik bestätigen nur einen Teil dieser Resultate. Der Unterschied zwischen den Huminsäuren und Fulvosäuren tritt nicht so deutlich hervor (Abb.3). Das HS-Spektrum weist zwar typische Aromatenpeaks auf: m/z 94, 108, 298, 314, die in der FS-Fraktion fehlen, genauso wie nur das FS-Spektrum mit m/z 96, 98, 162 typische Carbohydratpeaks aufweist; aber die Carbohydratsignale m/z 82, 84, das Phenolsignal m/z 124 und mehrere monomere Ligninsignale m/z 126, 150, 178, 180, 210 treten in beiden auf. Das intensive Signal m/z 168 im FS-Spektrum ist ebenfalls dem Lignin zuzuordnen (alle Identifikationen nach Schnitzer & Schulten, 1992). In beiden Fraktionen ist die Bedeutung der typischen Ligninverterter: m/z 150 (Cumaryl-), m/z 180 (Coniferyl-) und m/z 210 (Sinapylalkohol) sehr gering, demnach ist das Lignin stark verändert. Im Vergleich zu den Spektren von HS und FS fällt beim Humin die Anreicherung von Signalen im höheren Massenbereich auf. Verteilungsmuster und relative Intensität stimmen gut mit denen der Lipidfraktion überein (Abb.3). Während bei den HS und FS nur m/z 230 stärker auf eine nC<sub>10</sub>-nC<sub>20</sub>-Alkyl-Diester-Verbindung hinweist, dokumentieren die Signale m/z 340, 368, 396, 424, 452 die Präsenz von Fettsäuren und die Signale m/z 432, 446, 460, 474, 488, 502, 530, 558 die der aromatischen Alkylester (Post et al., 1988). An dieser Stelle decken sich demgemäß die Ergebnisse der verschiedenen Analysen. Die thermische Zersetzung der aliphatischen Verbindungen beginnt im Lipidextrakt früher als in der Huminfraktion. Gleiche Verbindungen liegen demnach in unterschiedlicher Bindung vor. Unterschiedliche Einbindung im heteropolymere Gesamtverband der Bodenprobe könnte der Grund höherer Thermostabilität und fehlender Löslichkeit des Humins sein. Das zusätzliche Auftreten von typischen Polysaccharidsignalen im Huminspektrum (m/z 98, 126, 144, 163) belegt, daß auch Polysaccharide in hochkristalliner Form (Post et al., 1988) an diesem stabilen Molekülverband beteiligt sind.

Tab.6: Anteil des Kohlenstoffs auf verschiedene Stoffgruppen in % vom TOC

Horizont	Σ C	Alkyl-C	O-Alkyl-C	Arom.-C	COOH-C	
Podsol-Aeh		0-50	50-110	110-160	160-200	ppm
Huminsäuren	30.0	3.9	3.3	16.5	6.3	
Fulvosäuren	18.5	3.1	8.2	3.1	4.1	
Humine	46.2	27.3	5.5	6.9	6.5	
Boden <sup>1</sup>	94.7 <sup>2</sup>	34.3	17.1	26.5	16.8	

<sup>1</sup> berechnet aus den Ergebnissen der Naßchemie und NMR-Analytik

<sup>2</sup> bei der Extraktion wurden 5.3% des TOC nicht wiedergefunden

Für die Tab.6 wurden über die prozentualen Anteile der drei Humusfraktionen (Naßchemie) und deren Zusammensetzung (<sup>13</sup>C-NMR) die Gehalte im Boden errechnet. Im Gegensatz zu vielen anderen veröffentlichten Daten ist der O-Alkyl-Anteile im Boden sehr gering. Diese Bestandteile wurden offensichtlich im Verlaufe der

Podsolierung als Fulvosäuren (hoher O-Alkyl-Anteil) in den Unterboden verlagert. Die Untersuchung von Bh-Horizonten vergleichbarer Böden ist noch nicht abgeschlossen.

2.4 Biologische Aktivität

Tab.7: Die mikrobielle Aktivität eines Podsols unter Fichte im Vergleich zu benachbarten Podsolen unter landwirtschaftlicher Nutzung (Beyer, 1989; Beyer et al., 1991a)

	Fichte	Getreide	Gemüse	
Bodenatmung	1043	1987	1817	$\text{gCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$
Zelluloseabbau	6.9	26.8	33.1	$\text{mg d}^{-1}$
mikrobielle Biomasse	67.5	139.5	160.5	$\text{mgC kg}^{-1}$
mikrobielle Biomasse	0.88	5.36	5.35	$\text{mgC gC}_{\text{org}}^{-1}$
Dehydrogenaseaktivität	1.80	3.25	6.15	$\text{mgTPF kg}^{-1}$
Phosphataseaktivität	2.19	8.12	5.28	$\text{mgPhenol kg}^{-1}$

Die mikrobielle Aktivität des stark versauerten Waldbodens ist stark reduziert im Vergleich zu benachbarten Ackerböden (Tab.7). Die angelieferte Streu wird deshalb nur langsam abgebaut (Abb.4).

2.5 Stoffdynamik

Eine straffe Beziehung zwischen dem Streufall und der Mächtigkeit des L-Horizontes kann während der Vegetationsperiode beobachtet werden (Beyer et al., 1992). Das hohe Futterangebot stimuliert die Bodenorganismen-tätigkeit im Boden. Nach der mechanischen Zerkleinerung durch Bodentiere wird durch die anschlie-

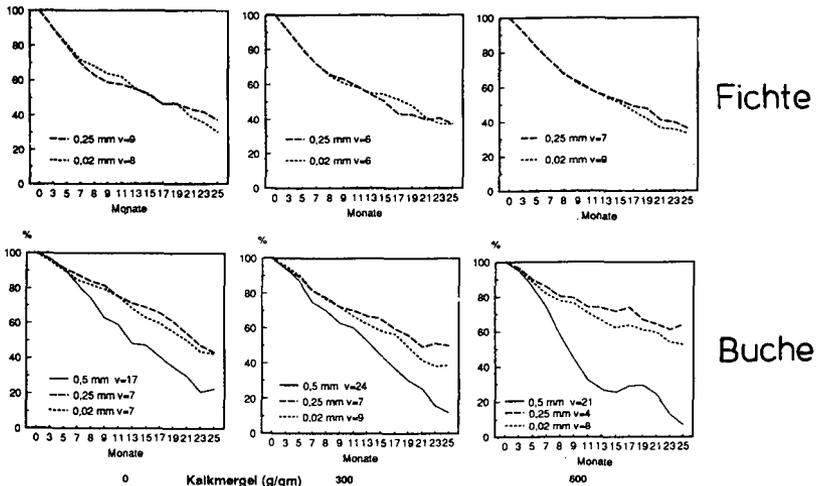


Abb.4: Restmengen an Laubstreu auf dem Podsol aus Schmelzwassersanden in den Netzbeuteln unterschiedlicher Maschenweite im Vergleich zu einer Parabraunerde aus Geschiebemergel ( $v = \phi \sigma$ )

bende Mikroorganismenaktivität CO<sub>2</sub> freigesetzt, vor allem durch den Abbau der Zellulose. Der C-Gehalt der Bodenlösung ist in hohem Maße mit der mikrobiellen Aktivität korreliert. Im nächsten Schritt der Umsetzung der organischen Substanz wird der Stickstoff freigesetzt. Die gesamte biologische Aktivität hängt stark von dem Wärmeangebot ab (vgl. Beyer et al., 1992).

Zwei Jahre nach dem Streufall sind noch 50% des frischen Pflanzenmaterials vorhanden, wodurch sich bei ständig neuer Zufuhr die mächtige Humusauflage ent-

Tab.8: Mittlere jährliche Kohlenstoffbilanz des Podsols unter Fichte (Beyer et al., 1992a)

C <sub>org</sub>		C-Input				C-Output		δ
15-0 cm	0-30 cm	Nieder- schlag	Streu- fall <sup>1</sup>	Wurzel- reste	Σ	Boden- atmung	Aus- waschung	
g m <sup>-2</sup>		g m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup>				g m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup>		
9945	15937	18	271	45	334	279	28	-27

<sup>1</sup> incl. abgestorbene Krautvegetation

δ = Output - Input

wickeln konnte. Die mittlere jährliche Kohlenstoffbilanz ist in der Tab.8 dargestellt. Bei Annahme von 20% Wurzelatmung an der Gesamtbodenatmung erhöht sich der C-Überschuß von 27 gC m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> (Tab.8) auf ca. 90 gC m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. Die Humusauf-  
lage enthält ca. 10 kg Kohlenstoff, welche rechnerisch in 100 Jahren entstanden

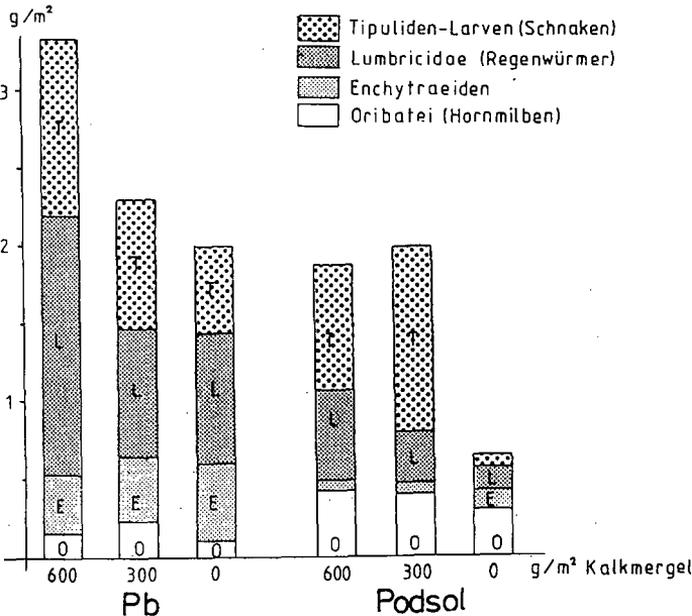


Abb.5: Biomassen von vier wichtigen saprophagen Bodentiergruppen in Abhängigkeit vom Waldtyp und der Kalkmergelzugabe

Tab.9: Eigenschaften der Bodenlösung des Podsols unter Fichte  
(Beyer et al., 1992a)

hor.	pH	DOC	Fe <sub>t</sub>	Fe <sub>o</sub>	Fe <sub>o</sub>	Al <sub>t</sub>	Al <sub>o</sub>	Al <sub>o</sub>	Al <sub>an</sub>	Al <sup>3+</sup>	Al <sup>3+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>
			mg l <sup>-1</sup>		% of Fe <sub>t</sub>	mg l <sup>-1</sup>		% of Al <sub>t</sub>	mg l <sup>-1</sup>		% of Al <sub>an</sub>	mg l <sup>-1</sup>	
L/O	3.33	nb	nb	nb	nb	0.9	0.6	64	nb	nb	nb	nb	nb
Aeh	3.17	94	1.0	0.6	58	8.9	2.2	25	6.8	6.6	98	6.0	0.9
CBvs	3.75	19	1.9	1.8	95	8.4	1.6	19	6.8	4.5	66	3.8	0.9
GCv	3.75	30	0.6	0.4	67	15.1	0.8	5	14.3	8.1	57	4.4	0.5

Fe<sub>t</sub>: Gesamt-Eisen, Fe<sub>o</sub>: organisch gebundenes Eisen, Al<sub>t</sub>: Gesamt-Aluminium,  
Al<sub>o</sub>: organisch gebundenes Aluminium, Al<sub>an</sub>: anorganisches Aluminium,

ist. Dies entspricht dem Alter des Bestandes nach der Aufforstung. Die Abbaurrate durch kleine Bodentiere konnte über ein Kalkung nicht nachhaltig beeinflusst werden (Abb.4). Die Beobachtung der Abbauleistung größerer Bodentiere war auf diesem Standort, im Gegensatz zu einer Parabraunerde unter Laubwald, nicht möglich, da die Nadeln aus dem grobmaschigen Netz herausfielen. Die starke Vermehrung der Tipuliden-Larven und Lumbriciden durch eine Kalkung (Abb.5) läßt allerdings einem ähnlichen Effekt auf dem Podsol vermuten wie auf der Parabraunerde.

Von den 28 gC m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, die aus der 30-cm-Zone ausgewaschen werden, bleiben mehr als die Hälfte im Bh- und Bhs-Horizont hängen, denn nur 12 gC m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> verlassen die 60-cm-Zone. Mit dem Kohlenstoff werden große Mengen an Aluminium und Eisen verfrachtet. Trotz des hohen Angebotes an löslicher organischer Substanz tritt Al<sup>3+</sup> in toxischen Konzentrationen auf (Tab.9).

**Methodik:** am Ende der Ausföhrungen zu Punkt1

**Literatur:** AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart, Stuttgart. AK Standortskartierung (1980): Forstliche Standortsaufnahme. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup. 4.Auflage.

Beudert, G. 1988. Bayreuther Bodenkundliche Berichte Nr.8. p.133.

Beyer, L. (1989): Nutzungseinfluß auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden-Humusdynamik und mikrobielle Aktivität. Schriftenr.Inst.f.Pflanzenern. und Bodenkunde der Uni Kiel Nr.6

— & H.-P.Blume (1990). Z.Pflanzenernähr.Bodenk.153, 61-68.

— ; H.-P.Blume & M.Peters (1991a). Geoderma 49, 273-284.

— ; H.-P.Blume; M.Peters; U.Irmler & B.Henß (1992a).

Verhandl.Ges.f.Ökologie 21, Tagungsband Berlin 1991, 121-127.

— ; H.-R.Schulten & R.Fründ (1992b). Z.Pflanzenernähr., Bodenk.155, 345-354.

— ; C.Wachendorf & C.Köbbemann (1993). Comm.Soil Sci.and Plant Analysis 24 (9+10) im Druck.

Fründ, R. & H.-D.Lüdemann (1989). Sci.Total Environ.81/82, 157-168.

Post, B.; R.Hempfling; H.Klamberg & H.-R.Schulten (1988). Fresenius Z.Anal. Chem.331, 273-281.

Schleuss, U. (1992). Böden und Bodenschaften einer Norddeutschen Moränenlandschaft. EcoSys Suppl.Ed.2. p.184

Schlichting, E. & H.-P.Blume (1966). Bodenkundliches Praktikum, Parey, Hamburg.

Schnitzer, M. & H.-R.Schulten (1992). Soil Sci.Soc.Am.J.56, 1811-1817.

#### Weitere Arbeiten zum Thema

Beyer, L. & U.Irmler (1991). Pedobiologia 35, 368-380.

— ; H.-P.Blume & U.Irmler (1991b). Ann.Sci.For.48, 267-278.

— ; H.-P.Blume; U.Schleuss; R.Fründ & H.-R.Schulten (1992c). Forstw.Cbl.111, 307-319.

— ; H.-P.Blume; B.Henß & M.Peters (1993). Sci Total Environ.(in press).

— ; H.-R.Schulten; R.Fründ; R.Hempfling & U.Irmler (1993).

Soil Biol Biochem 25 (in press).



**Referate und Posterbeiträge**

**Sitzung der Kommission III**

**Mikrobielle Biomasse als dynamisches Kompartiment  
des Boden-Ökosystems**

**am 1. und 2. April 1993**

**in**

**GÖTTINGEN**



**Kalorimetrische und respiratorische Messungen mit einem Durchflußmikrokalorimeter und GC zur Bestimmung von anaeroben Umsetzungsprozessen in Böden**

Albers, B., A. Hartmann und F. Beese†

Die Mikrokalorimetrie wird seit SPARLING (1981) zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden eingesetzt. Unter standardisierten Bedingungen (landwirtschaftlich genutzte Böden, gesiebt <2mm, Wassergehalt 40-60% der max. Wasserhaltekapazität WHK) werden in der Regel zwischen der Wärmeproduktion und anderen Biomassebestimmungsmethoden enge Korrelationen gefunden. So konnte für ein Probenkollektiv der Düngesteigerungsversuche aus Bad Lauchstädt (Schwarzerden) eine Korrelation mit  $r=98$  bei  $n=51$  Proben gegen die Biomassebestimmung nach HEINEMEYER et al. (1989) bestimmt werden (o. Abb.).

Die von SPARLING (1981) veröffentlichte mikrokalorimetrische Bestimmungsmethode wird üblicherweise in geschlossenen Ampullen durchgeführt, sodaß aufgrund von Sauerstoffverbrauch und gasförmigen Anreicherungsprodukten über einen längeren Zeitraum keine definierten Bedingungen gegeben sind. Für spezielle bodenmikrobiologische Fragestellungen wurde ein Durchflußmikrokalorimeter entwickelt (Abb.1), das auch über einen längeren Zeitraum eine Kontrolle der atmosphärischen Bedingungen erlaubt.

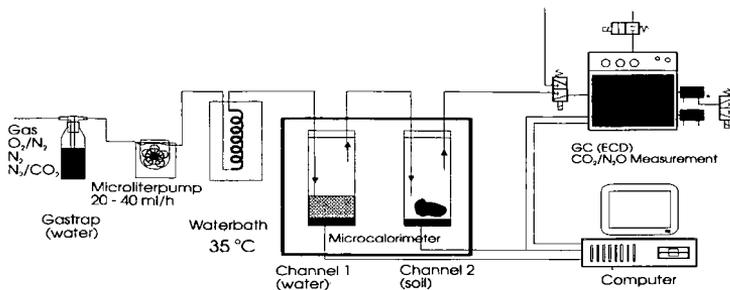


Abb. 1: Diagramm des Durchflußmikrokalorimeters mit nachgeschaltetem GC

† GSF-Institut für Bodenökologie, 8042 Neuherberg

Die angefeuchtete Luft bzw. das Gas wird mit einer Flußrate von 40-60 ml/h zunächst in einem Wasserbad angewärmt, um Kondensationsprozesse zu vermeiden und eine Luftfeuchtigkeit von 100% bei der Versuchstemperatur von 22°C zu erreichen. Die Stabilität des Systems wird durch eine vorgeschaltete, mit Wasser gefüllte Meßampulle kontrolliert; ein nachgeschalteter GC erlaubt die Messung gasförmiger Verbindungen wie CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub>.

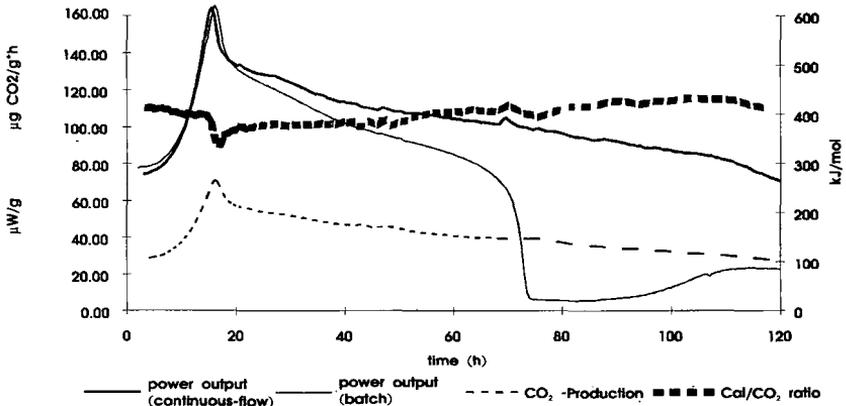


Abb. 2: Braunerde aus Lößlehm, gesiebt <2mm, 1% /TB Glucose, WG 60% der max. WHK.

In Abb. 2 ist ein typischer Kurvenverlauf für einen Boden unter standardisierten Bedingungen nach Glucosezugabe dargestellt. Im kontinuierlichen Durchflußsystem wurde die Wärmeproduktion und die CO<sub>2</sub>-Emission über einen Zeitraum von 120 Std. gemessen, während im geschlossenen Ansatz bereits nach 16 Std. eine Hemmung der mikrobiellen Aktivität und nach ca. 75 Std. ein Zusammenbruch des aeroben mikrobiellen Stoffwechsels zu beobachten war. Aus der gleichzeitigen Messung der CO<sub>2</sub>-Produktion mit einem GC kann in diesem Durchflußsystem ein Verhältnis der Wärmeproduktion zur CO<sub>2</sub>-Bildung (Cal/CO<sub>2</sub>) berechnet werden, der eine Beziehung zwischen dem Energiegehalt eines metabolisierbaren Substrates und der CO<sub>2</sub>-Produktion des Stoffwechsels herstellt. Für landwirtschaftlich genutzte, gesiebte (<2mm) und auf einen Wassergehalt von ca. 40% - 60% der max. WHK eingestellte Böden konnte bei Zugabe von Glucose ein Quotient von 435 kJ/mol CO<sub>2</sub> (+/- 11,5 kJ/mol, n=6) ermittelt werden. Dieser Wert ist während der Versuchsdauer (bis zu 120 Std.) in etwa konstant. Die Differenz

zum theoretischen Wert von 478 kJ/mol CO<sub>2</sub> für die vollständige Oxidation von Glucose (WIESER 1986) kann mit anabolen Reaktionen sowie gleichzeitigen verstärkten Abbau anderer bodenbürtiger Kohlenstoffverbindungen (priming effect) mit einem niedrigeren Energiewert erklärt werden.

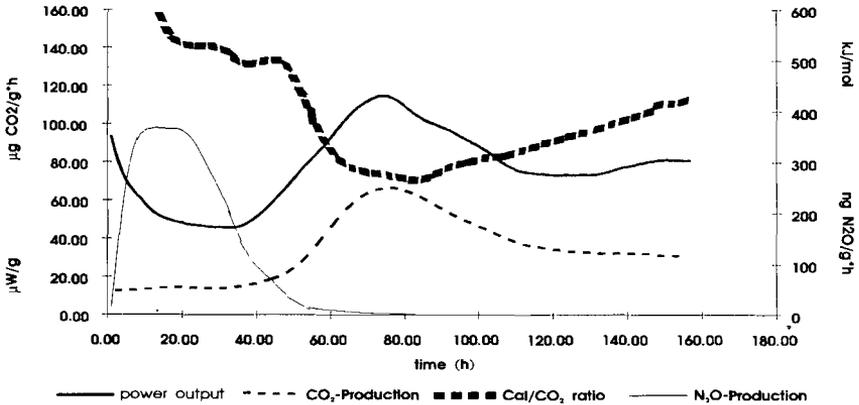


Abb. 3: 10 - 12 mm Bodenaggregate eines Pelosol-Gleys, 1%/TB Glucose, WP -20 hPa, Durchflußrate 40 ml/h, 22°C.

Der Cal/CO<sub>2</sub> Quotient wird wesentlich verändert, wenn anaerobe Verhältnisse vorliegen und Nitrat als Elektronenakzeptor nicht zur Verfügung steht. Die Abb.3 zeigt den Versuchsverlauf für die Inkubation von 10-12 mm Bodenaggregaten eines Pelosol-Gleys (siehe dazu ALBERS und HARTMANN 1991) bei Zugabe von 1% Glucose auf die Aggregat-Oberfläche und einem Wasserpotential von -20 hPa. Während einer meßbaren N<sub>2</sub>O-Produktion blieb das Cal/CO<sub>2</sub>-Verhältnis in etwa konstant, erst im weiteren Verlauf fiel der Quotient deutlich ab. Zunächst stand den Mikroorganismen Nitrat für denitrifizierende Prozesse zur Verfügung, erst nach Nitrat-Verbrauch etablierten sich fermentative Prozesse, die deutlich das Cal/CO<sub>2</sub>-Verhältnis erniedrigten. Bei der Zugabe von 1% Luzernemehl (o. Abb.) unter sonst gleichen Bedingungen konnten sich kein fermentativer Stoffwechsel etablieren. Das Cal/CO<sub>2</sub> Verhältnis blieb auf einem konstanten Niveau (419 kJ/mol CO<sub>2</sub>), da Denitrifikationsprozesse (= N<sub>2</sub>O-Produktion) während der gesamten Versuchsdauer stattfanden.

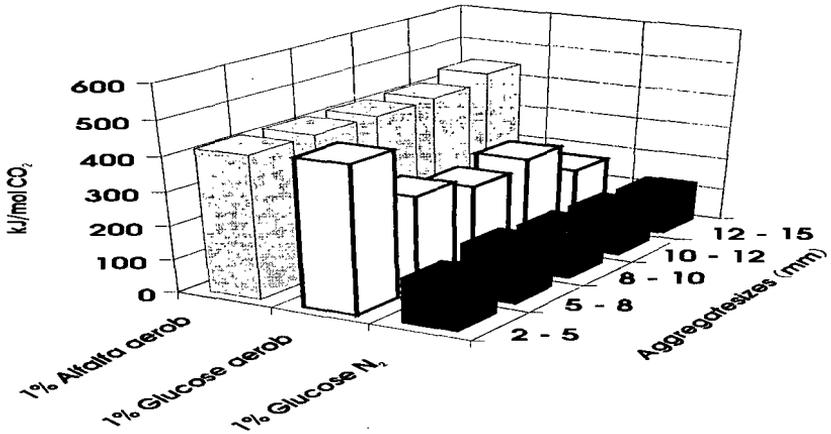


Abb. 4: Cal/CO<sub>2</sub> Verhältnisse verschiedener Aggregatgrößenklassen bei Inkubation mit 1% Glucose bzw. Luzernemehl unter aeroben bzw. anaeroben Bedingungen. (Pelosol- Gley, Flußrate 40 - 60 ml/h, 22°C)

In **Abb. 4** sind die Resultate der durchgeführten Experimente mit den verschiedenen Aggregatgrößenklassen eines Pelosol-Gleys zusammenfassend dargestellt. Unabhängig von der Größe der Aggregate konnte bei **aerob** Inkubation mit 1% Luzernemehl ein Verhältnis von 419 kJ/mol CO<sub>2</sub> bestimmt werden. Der Cal/CO<sub>2</sub> Quotient bei vollständiger **anaerober** Inkubation mit 1% Glucose unter einer Stickstoffatmosphäre betrug unabhängig von den unterschiedlichen Aggregatgrößen 141 kJ/mol CO<sub>2</sub>. Bei einer **aeroben** Inkubation mit 1% Glucose waren die erzielten Resultate abhängig von der Aggregatgröße. Während für die 2-5 mm Fraktion unter diesen Bedingungen keine wesentlichen anaeroben Umsetzungsprozesse stattfanden, wurde mit zunehmender Aggregatgröße ein größerer Anteil der mikrobiellen Stoffwechselleistung unter anaeroben Bedingungen im Kern der Aggregate erzielt.

#### Literatur:

- Albers, B.P., A. Hartmann (1991): Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 66 I, 449 - 452  
 Heinemeyer, O., H. Insam, E.A. Kaiser, G. Walenzik (1989): Plant and Soil 116, 191 - 195  
 Sparling, G.P. (1981): Soil Biology and Biochemistry. 13, 93 - 98  
 Wieser, W. (1986): Bioenergetik, Thieme-Verlag, Stuttgart

**Danksagung:** Die Personalkosten dieser Arbeit wurden vom TP B4 des SFB 137 der Universität Bayreuth finanziert, alle Sachmittel von dem GSF-Institut für Bodenökologie. Ruth Rackwitz stellte die Daten der Bad Lauchstädter Düngerversuche zur Verfügung.

# **Optimierung und Anwendung der Selektiven Hemmung in drei kohlenstoffreichen Buchenwaldböden**

von

**Alpei, J., M. Bonkowski u. S. Scheu \***

## **Einleitung**

Der Gehalt an mikrobieller Biomasse ist eine wichtige Größe für die ökologische Charakterisierung von Böden. Die Messung der respiratorischen Antwort eines Bodens nach Glucosegabe (SIR; ANDERSON & DOMSCH, 1978) ist eine bewährte Methode zur Ermittlung dieser Größe. Die zwei funktionell verschiedenen Gruppen der Mikroflora im Boden, Bakterien und Pilze, beeinflussen den Nährstoffumsatz auf unterschiedliche Weise (NAKAS & KLEIN, 1980; BEARE et al., 1989; HENDRIX et al., 1986). Um zu einem besseren Verständnis der Rolle der Mikroorganismen bei der Steuerung der Stoffflüsse im Boden zu kommen, besteht ein starkes Interesse an der Quantifizierung der bakteriellen und pilzlichen Anteile der mikrobiellen Biomasse. Eine hierzu in kohlenstoffarmen Böden oft eingesetzte Methode ist die selektive Hemmung der bakteriellen und pilzlichen Biomasse durch spezifische Inhibitoren (ANDERSON & DOMSCH, 1973, 1975). Wenig bekannt ist bisher über die Anwendbarkeit dieser Methode in Waldböden mit hohem Kohlenstoffgehalt. Die vorliegende Untersuchung diente als Test für die generelle Einsatzfähigkeit der selektiven Hemmung und zur Optimierung der anzuwendenden Hemmstoffkonzentrationen in drei humusreichen Buchenwaldböden.

## **Material und Methoden**

### *Böden*

Proben des A<sub>h</sub>-Horizonts dreier Buchenwaldböden auf einer Gesteinsabfolge von Basalt zu Kalk wurden untersucht. Die Bodenproben wurden im Mai 1991 vom basaltgeprägten Oberhang, dem Mittelhang und dem kalkbürtigen Unterhang des Kleinen Gudenberg bei Zierenberg (Nordhessen) entnommen und unterschieden sich im Wassergehalt, Boden-pH und Humus (Tab. 1). Die Proben wurden 4 mm gesiebt und bei 4°C gelagert. Jeweils 24 Std. vor dem Einbringen in die Meßanlage lagerten die Proben bei 21°C.

---

\* II. Zoologisches Institut der Universität, Abteilung Ökologie,  
Berliner Straße 28, 3400 Göttingen

**Tab. 1.** Charakterisierung der untersuchten Böden.

	% H <sub>2</sub> O v. TG	pH	C	C/N	Biomasse µgC/gTM
Oberhang	51	5,5	7,1	13,9	390
Mittelhang	52	5,3	5,9	15,2	380
Unterhang	64	7,6	12,7	15,3	860

### *Selektive Hemmung*

In 2 g TG jedes Bodens wurde die substratinduzierte Respiration (SIR) der Stunden 6-10 mit einer automatischen O<sub>2</sub>-Mikrokompenstationsmeßanlage (SCHEU, 1992) bestimmt. Frühere Untersuchungen zeigten, daß zum Erreichen einer maximalen Respiationsantwort eine Menge von 8000 ppm Glucose ausreicht. Um die geeigneten Hemmstoffkonzentrationen für die drei Bodentypen zu finden, wurde die Respiration nach Zugabe von Glucose (und den Nährstoffen N und P im Verhältnis C:N:P von 10:2:1) mit dem bakterienspezifischen Gift Streptomycin und dem pilzspezifischen Wirkstoff Actidion gehemmt. Die Zugabe von Nährstoffen und Hemmstoffen erfolgte als wässrige Lösung, wobei der Wassergehalt der Probe auf 100 % v.TG eingestellt wurde. Es wurden sowohl Einzel- als auch Kombinationsgaben der Konzentrationen 0, 2000, 8000 und 16000 ppm durchgeführt. Aussagen über die Hemmstoff-Selektivität erbrachte der Vergleich von erhaltenen SIR-Reduktionen durch kombinierte Inhibitorgabe mit den jeweiligen Summen der Einzelleffekte (Inhibitor-Quotient). SIR-Werte der unbegifteten Kontrollen sind Mittelwerte aus drei Parallelproben, die Ermittlung der Respirationshemmung durch Inhibitorgaben wurde jeweils an zwei Proben durchgeführt.

### **Ergebnisse und Diskussion**

Die Respiationsantwort aller drei Böden war nach Hemmstoffgabe deutlich verringert. Das Ausmaß der durch die Begiftung hervorgerufenen Respiationshemmung war in allen Böden konzentrationsabhängig und zeigte gleichsinnig mit Konzentrationssteigerungen stärkere Hemmungen der Respiationsantwort (Abb. 1a-c). Der Unterhangboden unterscheidet sich von Ober- und Mittelhangboden nicht nur durch eine höhere mikrobielle Biomasse (860 µgC/gTG gegenüber 390 und 380 µgC/gTG), sondern auch durch eine deutlich geringere maximale Respiationshemmung nach Begiftung. Im Ober- und Mittelhangboden wurden maximale Werte der respiratorischen Hemmung von 45% erreicht (Abb. 1a, b), während die Atmungsleistung der Mikroflora im Unterhangboden nur um 25% zurückging (Abb. 1c). Die maximalen SIR-Reduktionsraten lagen für Streptomycin bei 22%, 20% und 11% in Ober-, Mittel- und Unterhangboden, während Actidion ein maximales Absinken der SIR um 25%, 27% und 15% bewirkte. Der Quotient aus Summe der erreichten Einzelhemmungen zu erreichter Kombinationshemmung (Inhibitor-Quotient), schwankt in allen Böden bei allen Konzentrationen wenig um eins (0,9-1,2). Dies ist ein Hinweis, daß die eingesetzten Hemmstoffe Streptomycin und Actidion in allen drei Böden und in allen getesteten Konzentrationen selektiv auf ihre Zielorganismen wirken. Für weitere

Arbeiten wurden Hemmstoffkonzentrationen von 16000 ppm Streptomycin und 16000 ppm Actidion gewählt, da der Inhibitor-Quotient eins erreichte und die erzielte Hemmung gleichzeitig größtmöglich war. Die so ermittelten Bakterien : Pilz Verhältnisse zeigen eine geringe Abnahme des Bakterienanteils gegenüber der pilzlichen Mikroflora vom basaltgeprägten Oberhangboden (0,88), zum Mittelhang (0,74) und zum kalkbürtigen Unterhangboden (0,73).

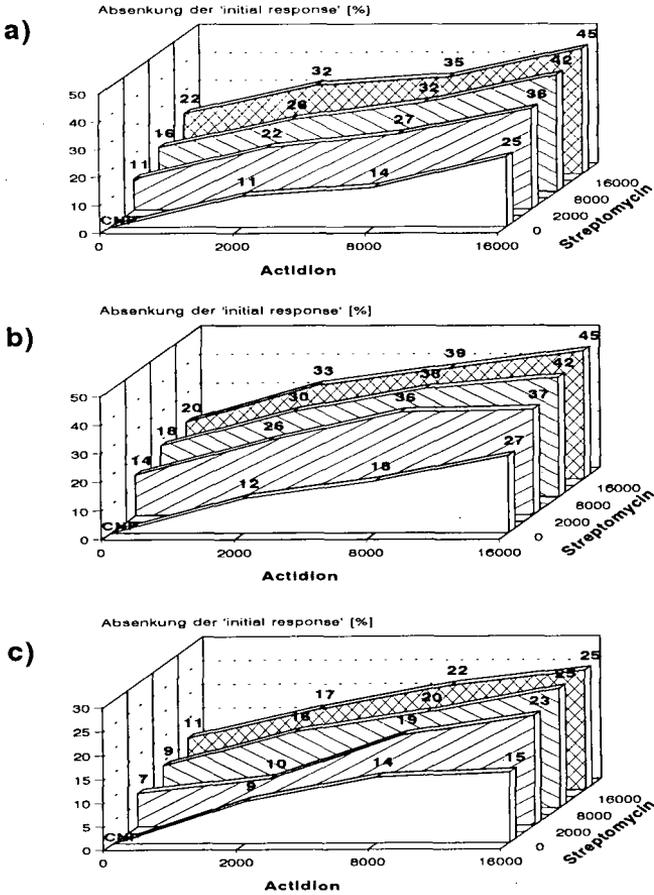


Abb 1. Prozentuale SIR-Hemmung unter verschiedenen Konzentrationen von Actidion und Streptomycin bei separaten und kombinierten Hemmstoffgaben. a) Oberhang, b) Mittelhang, c) Unterhang.

### Schlußfolgerungen

- (1) Eine prinzipielle Eignung der Selektiven Hemmung für die Anwendung auf die verwendeten humusreichen Waldböden konnte gezeigt werden.
- (2) Die durch kombinierte Inhibitorgaben erreichten SIR-Hemmungsraten stimmen mit der Summe der entsprechenden Einzelbegiftungsvarianten in einem weiten Bereich von Konzentrationen der Hemmstoffe überein.
- (3) Die Absenkung der Respirationsraten, die durch Kombination von Streptomycin und Actidion erreicht werden konnte, war im Unterhangboden sehr gering.
- (4) Das Bakterien : Pilz Verhältnis liegt im Oberhangboden (0,88) geringfügig über denen von Mittelhang (0,74) und Unterhang (0,73).

### Summary

Using the selective inhibition method for three beechwood soils rich in carbon, the substrate induced respiration (SIR) after glucose amendment (8000 ppm) of soil samples was inhibited to optimize inhibitor concentrations of streptomycine and actidione. Inhibitors were added as solutions (2000, 8000 and 16000 ppm) and the reduction in SIR after separate and combined inhibitor addition was measured in an automated electrolytic microrespirometer from hour 6 to hour 10 after inhibitor application. Microbial biomass in the two tested basalt soils (Oberhang and Mittelhang) was lower than in the studied limestone soil (Unterhang). Microbial respiration was inhibited by combined inhibitor addition by a maximum of 45%, 45% and 25% in the two basalt soils and the limestone soil, respectively. Effects of streptomycine and actidione depended on concentrations. Inhibitor additivity ratios approached 1.0 even at high inhibitor concentrations, indicating high inhibitor selectivity. Calculated prokaryote : eukaryote ratios indicated decreasing bacterial contributions to microbial biomass from Oberhang (0,88) to Mittelhang (0,74) and Unterhang (0,73).

### Literatur

- ANDERSON, J.P.E. and DOMSCH, K.H. (1973) Quantification of bacterial and fungal contributions to soil respiration. *Arch. Mikrobiol.* 93, 113-127.
- ANDERSON, J.P.E. and DOMSCH, K.H. (1975) Measurement of bacterial and fungal contributions to respiration of selected agricultural soils. *Can. J. Microbiol.* 21, 314-322.
- ANDERSON, J.P.E. and DOMSCH, K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- BEARE M.H., NEELY, C.L., COLEMAN, D.C. and HARGROVE, W.L. (1989) A substrate induced respiration (SIR) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues. *Soil Biol. Biochem.* 22, 585-594
- HENDRIX, P.F., PARMELEE, R.W., CROSSLEY, D.A.JR, COLEMAN, D.C., ODUM, E.P. and GROFFMAN, P.M. (1986) Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *Bioscience* 36, 374-380.
- NAKAS, J.P. and KLEIN, D.A. (1980) Mineralization capacity of bacteria and fungi from rhizosphere-rhizoplane of a semiarid grassland. *Appl. Environ. Microbiol.* 39, 113-117.
- SCHEU, S. (1992) Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1113-1118.

Die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS) und  
ihr Einfluß auf die mikrobielle Biomasse

von

Beyer, L.

**Abstract** Soil organic matter (SOM) affects the microbial biomass in soil. Therefore the SOM composition of 12 typical arable soils in Northwest Germany was investigated by wet chemical analysis and CPMAS <sup>13</sup>C-NMR spectroscopy. The data are correlated to the microbial biomass (SIR-method). A strong correlation between latter and the aliphatic C-compounds was observed ( $r = -0.960^{***}$ ). Recalcitrant substances are obviously enriched in this fraction, which are classified as humic acids along the wet chemical procedure. The microbial decomposition of these humic acids is probably retarded due to their chemical structure and/or their physical linkage.

### 1. Einleitung

Die mikrobielle Biomasse (BM) ist ein gängiger Parameter, die biologische Aktivität von Böden zu charakterisieren (Nannipieri et al., 1990). Die MB wird z.B. benutzt, um den Effekt von Nutzung (Anderson & Domsch, 1993; Beyer et al., 1991), Bewirtschaftung (Perrott et al., 1992) und Kontaminationen (Wilke, 1987; 1988) zu erfassen. Der im Freiland wichtige Temperatur- und Feuchteeffekt wird bei den üblichen Methoden durch Standardisierung im Labor ausgeschaltet (Anderson, 1982; Parkinson & Paul, 1982). TOC-Gehalt und pH beeinflussen ebenfalls das Niveau der MB (Gehlen & Schröder, 1989), wobei ersteres durch Bezug auf lg TOC berücksichtigt werden kann (Anderson, 1982). Andererseits beeinflusst das pH neben der MB auch die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS) (Marschner et al., 1991). Der leicht verfügbare Anteil der OBS ist Nahrungsgrundlage für die Mikroben (Burns & Martin, 1986), inwieweit das auch im Boden gilt und welchen einen Einfluß die OBS-Komposition auf die MB hat, ist weitgehend unbekannt. In der vorliegenden Arbeit soll deswegen untersucht werden, ob es einen Zusammenhang zwischen der MB und bestimmten OBS-Fractionen gibt und welchen Einfluß das pH bei dieser Interaktion hat.

### 2. Material und Methoden

Böden:	12 Ap-Horizonte typischer Böden Schleswig-Holsteins
Allgemeine Charakteristik:	Schlichting und Blume (1966)
Mikrobielle Biomasse:	SIR-Methode nach Anderson & Domsch (1978) Durchführung Heinemeyer et al. (1989)
Humus-Naßchemie:	Beyer et al. (1993a)
CPMAS <sup>13</sup> C-NMR:	Fründ & Lüdemann (1989).

### 3. Ergebnisse

In der Tab.1 sind die Eigenschaften der untersuchten Ap-Horizonte gegenübergestellt. Die lehmigen Böden des östlichen Hügellandes und die schluffigen Böden der Marsch wiesen ein höheres pH-Niveau auf als die sandigen Böden der Geest. Bei den Böden Nr.202 und 211 wurde die Kalkung in den letzten Jahren vernachlässigt, so daß das pH untypisch niedrig war. Die mikrobielle Biomasse (BM) war in den Geestböden am geringsten. In den anderen Böden war ein deutlicher pH-Effekt auf die MB zu erkennen.

---

Institute of Plant Nutrition & Soil Science, University of Kiel  
Olshausenstrasse 40, D-W-2300 Kiel 1, Germany

Tab.1: Ausgewählte Eigenschaften von Ap Horizonten typischer Böden Schleswig-Holsteins unter Getreide<sup>1</sup>

Nr.	Bodentyp	Boden- art	Ton %	pH CaCl <sub>2</sub>	TOC mg g <sup>-1</sup>	N <sub>t</sub>	C/N	MB g <sup>-1</sup>	mgC gTOC <sup>-1</sup>
201	Pseudogley-Parabraunerde	S14	15	6.1	13	2.0	6.5	0.51	39
202	Pseudogley-Parabraunerde	S13	10	4.6	11	1.4	7.9	0.26	24
203	Braunerde-Pseudogley	S14	16	5.8	15	1.8	8.3	0.54	36
204	Braunerde-Pseudogley	Ls3	20	5.9	14	2.0	7.0	0.49	35
205	Gley-Braunerde	Su2	6	5.2	26	1.6	16.3	0.30	11
206	Gley-Podsol	Su2	4	4.7	34	3.2	10.6	0.31	09
207	Braunerde-Kolluvisol <sup>2</sup>	Su2	5	4.7	14	1.6	8.8	0.21	15
208	Gley-Kolluvisol <sup>2</sup>	Su2	5	5.8	15	1.6	9.4	0.27	18
209	Kleimarsch	Lu	24	6.4	19	3.2	5.9	0.60	32
210	Kalkmarsch	Lu	18	6.6	14	1.8	7.7	0.46	33
211	Kleimarsch	Slu	10	5.3	13	2.2	5.9	0.31	24
212	Kleimarsch	Uls	13	6.1	10	1.4	7.1	0.39	39

<sup>1</sup> Probennahme September 1990 nach der Ernte, Mischprobe aus 10 Einzelproben

<sup>2</sup> Klassifikation nach Beyer et al., (1993b)

Tab.2: OBS-Zusammensetzung in mgC gTOC<sup>-1</sup>

	LIP	PS	PRO	LIG	FS	HS	Hu	ALIP	O-ALKYL	AROM	COOH
201	48	125	72	214	73	282	186	194	480	198	128
202	62	141	44	221	85	254	193	261	487	139	113
203	66	139	51	172	109	275	193	220	481	195	105
204	77	129	46	222	68	267	191	216	510	176	98
205	144	79	33	123	42	438	141	377	452	100	70
206	215	62	34	92	37	446	114	370	448	110	71
207	51	128	40	115	66	350	240	308	456	156	90
208	55	145	41	140	54	306	259	277	454	171	98
209	178	116	66	181	80	182	197	224	468	187	122
210	108	157	53	219	74	187	202	218	444	218	119
211	65	134	36	130	70	373	192	255	498	158	89
212	105	133	61	184	84	218	215	206	460	226	108

LIP: Lipide, PS: Polysaccharide, PRO: Proteine, LIG: Lignine, FS: Fulvosäuren, HS: Huminsäuren, Hu: Humine, ALIP: Aliphaten (0-45 ppm), O-ALKYL: O-Alkyle (45-110 ppm), AROM: Aromaten (110-160 ppm), COOH: Carboxyle (160-210 ppm)

Die OBS-Fractionen der Ackerböden sind der Tab.2 zu entnehmen. Die Proteingehalte korrelierten deutlich mit der MB (vgl.Tab.3). Die Lignine verhielten sich reziprok zu den Huminsäuren. Gemäß der NMR-Analytik gab es keine Unterschiede beim O-Alkyl-Gehalt. In den sandigen Böden waren die aliphatischen Verbindungen charakteristisch, während die aromatischen und carboxylischen Anteile am geringsten waren. In der Tab.3 sind die Korrelationskoeffizienten zwischen mikrobieller Biomasse und ausgewählten OBS-Parametern aufgelistet. Die straffe negative Korrelation (Abb.1) zu den aliphatischen TOC-Anteilen überragte dabei alle anderen Beziehungen.

#### 4. Diskussion

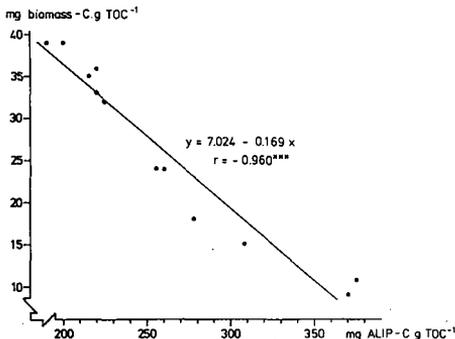
Der Zusammenhang zwischen mikrobieller Aktivität und den Proteinen dürfte in der Methodik begründet liegen.  $\alpha$ -NH<sub>4</sub>-N ist in der lebenden als auch in der frischen, toten organischen Substanz zu finden (Stevenson & Cheng, 1970). Der

**Tab.3:** Lineare Korrelationskoeffizienten zwischen mikrobieller Biomasse und ausgewählten OBS-Parametern

	mikrobielle Biomasse	pH-Wert	Fulvosäuren	Huminsäuren
Lipide	-0.34	-0.01	ND	ND
Polysaccharide	-0.60*	0.44	ND	ND
Proteine	0.83***	0.55	ND	ND
Lignine	0.81**	0.56	ND	ND
Fulvosäuren	0.77**	0.46	1.00	ND
Huminsäuren	-0.81**	-0.77**	ND	1.00
Humine	0.29	0.28	ND	ND
Aliphaten	-0.96***	-0.72**	-0.77**	0.85***
O-Alkyle	0.43	0.06	ND	ND
Aromaten	0.88***	0.84***	0.67*	-0.51
Carboxyle	0.81**	0.69*	0.68*	-0.89***
pH-Wert	0.76**	1.00	0.46	-0.77**

Anteil der MB am Gesamt-Proteingehalt macht aber nur 26-76% aus (vgl.Tab.1. MB und Tab.2: PRO). Insbesondere bei hohen Proteingehalten finden sich wahrscheinlich verhältnismäßig mehr Nicht-Biomasse-Proteine in der OBS, so daß im oberen Bereich, der zunächst lineare Anstieg abgeschwächt wird (ohne Abb.).

Der beobachtete Zusammenhang der MB zu den Huminstoffen ist zunächst wenig aussagekräftig, weil über die Zusammensetzung dieser Stoffe wenig gesagt werden kann. Schnitzer (1991) z.B. fand für Huminsäuren von sieben Böden eine über 100%ige Schwankung in den verschiedenen NMR-Bereichen. Aufschlußreicher dagegen ist die direkte Korrelation mit den NMR-Fractionen. Die Lignine gehen mit ca.60% in die Aromaten-Fraktion ein (Kögel, 1987), wodurch sich der Zusammenhang der MB zu den naßchemisch ermittelten Ligninen erklärt (Tab.3). Lignine weisen in den nährstoffreichen Böden, aufgrund der höheren Wurzel- und Stoppelmasse (analog den Erträgen, vgl.Beyer et al., 1991), nach der Ernte anteilig am TOC größere Mengen im Boden auf als in den nährstoffärmeren (Beyer & Blume, 1990). Diese werden offenbar primär zu aromatischen Huminstoffen umgewandelt und später wahrscheinlich komplett abgebaut (Stott & Martin, 1990). Die oxidierten Polysaccharide tragen COOH-Gruppen, die eine ähnliche Beziehung zur MB wie die Aromaten aufweisen (Tab.3). In den nährstoffreichen Böden aus Geschiebemergel und/oder marinen Sedimenten stehen mehr leichter verfügbare biogene Ausgangssubstrate als Nahrungsquelle der Mikroben zur Verfügung, deren kurzzeitig vorhandenen Abbauprodukte (Aromaten und Carboxyle) beeinflussen u.a. durch ihr hohes Nährstoffbindungs- und Pufferungsvermögen die mikrobielle Aktivität.



**Abb.1:** Beziehung zwischen der mikrobiellen Biomasse und der aliphatischen OBS-Fraktion

Der Zusammenhang zwischen MB und den Aliphaten (Abb.1) ist offensichtlich nicht auf lipidische Ausgangssubstrate zurückzuführen (Tab.3). Die Beziehung der Huminsäuren zur MB kann von deren aliphatischen Charakter abgeleitet werden (vgl.Tab.3). Hierbei handelt es sich offensichtlich um langkettige Abbauprodukte im Rahmen der Huminstoffsynthese. Diese haben weder einen positiven Einfluß auf Nährstoffbindung, denn sind negativ mit dem pH-Wert korreliert (Tab.3), noch

- (I) BM, pH \* Alip:  $r^2 = 0.125$   
 (II) BM, Alip \* pH:  $r^2 = 0.838$

sind sie für die Mikroben leicht abbaubar. Der Aliphatenanteil im Boden bestimmt nach Ausschluß des pH-Effektes zu 84% die mikrobielle Biomasse (Gleichung II), während die direkte Bedeutung des pH-Wertes in den untersuchten Ackerböden von untergeordneter Bedeutung ist (I). Capriel et al.(1990) fanden eine ähnlich hohe Korrelation zwischen der Biomasse und den Aliphaten, allerdings mit umgekehrtem Vorzeichen. Der Gegensatz zu unseren Ergebnissen erklärt sich möglicherweise durch den chemischen Aufbau der Aliphatenfraktion, denn Diné et al.(1992) kommen zum Schluß, daß nicht jede aliphatische Komponente die mikrobielle Aktivität stimuliert. Die festgebundene Aliphatenfraktion zeigte keinen Effekt auf die CO<sub>2</sub>-Freisetzung im Boden (Diné et al., 1992). Die Zusammensetzung der aliphatischen Fraktion unserer Böden kann aus den vorliegenden Daten nicht abgeleitet werden. Die feste Bindung der Aliphaten in der Huminsäurefraktion bedeutet aber möglicherweise, daß die von Diné et al. (1992) und Capriel et al.(1990) beobachtete positive Korrelation der Aliphaten mit der mikrobiellen Biomasse in unseren Böden nicht zutreffend ist.

**Literatur** Anderson JPE (1982). Soil respiration. In: Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds) Methods of soil analysis Part2. Chemical and microbiological properties. Agronomy 9. ASA, Madison, WI, pp.821-830. Anderson JPE, Domsch KH (1978). Soil Biol Biochem 10: 215-221. Anderson T-H, Domsch KH (1993). Soil Biol Biochem 25: 393-395. Beyer L, Blume H-P (1990). Z Pflanzenernähr Bodenk 153: 61-68. Beyer L, Blume H-P, Peters M (1991). Geoderma 49: 273-284. Beyer L, Wachendorf C, Koebbemann C (1993a). Commun Soil Sci Plant Anal 24 (13&14): in press. Beyer L, Koebbemann C, Finfern J, Elsner D, Schleuß U (1993b). Z Pflanzenernähr Bodenk 156, 195-200. Burns RG, Martin JP (1986). Biodegradation of organic residues in soil. In: Mitchell MJ, Nakas AJ (eds) Microfloral and faunal interactions in natural and agro-ecosystems. Nijhoff and Junk Publishers, Dordrecht, pp.137-202. Capriel P, Beck T, Borchert H, Härter P (1990). Soil Sci Soc Am J 54: 415-420. Diné H, Lévesque PEM, Jambu P, Righi D (1992). Soil Sci Soc Am J 56: 1455-1463. Fründ R, Lüdemann HD (1989). Sci Total Environm 81/82: 157-168. Gehlen P, Schröder D (1989). VDLUFA-Schriftenreihe 30, Kongreßband 1989, pp.467-472. Heinemeyer O, Insam H, Kaiser EA, Walenzik G (1989). Plant Soil 116: 191-195. Kögel I (1987). Bayr.Bodenkundl.Ber.1, pp.131. Marschner B, Wilczynski AW (1991). Plant Soil 137: 229-236. Nannipieri P, Grego S, Ceccanti B (1990). Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag J-M, Stotzky G (eds) Soil biochemistry. Vol 6, Dekker, New York, pp.293-355. Parkinson, Paul EA (1982). Microbial biomass. In: Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds) Methods of soil analysis Part2. Chemical and microbiological properties. Agronomy 9. ASA, Madison, WI, pp.831-872. Perrott KW, Sarathchandra SU, Dow BW (1992). Aust J Soil Res 30: 383-394. Schlichting E, Blume H-P (1966). Bodenkundliches Praktikum. Parey, Hamburg, pp.210. Schnitzer M (1991). Soil Science 151: 41-58. Stevenson FJ, Cheng CN (1970). Geochim Cosmochim Acta 34: 77-88. Stott DE, Martin JP (1990). Synthesis and degradation of natural and synthetic humic material in soil. In: MacCarthy P, Clapp CE, Malcolm RL, Bloom PR (eds) Humic substances in soil and crop sciences: selected readings. ASA, Madison, WI, pp.37-64. Wilke B-M (1987). Biol Fertil Soils 5: 49-55. Wilke B-M (1988). Z Pflanzenernähr Bodenk 151: 131-136.

## **DIE MESSUNG VON ERGOSTEROL IN BÖDEN**

von

G. DJAJAKIRANA<sup>+</sup>), R.G. JOERGENSEN<sup>+</sup>) und B. MEYER<sup>+</sup>)

### **PROBLEMSTELLUNG**

Sterole sind wichtige Bestandteile von Zellmembranen. Sie steuern deren Permeabilität und beeinflussen damit auch die Aktivität von membran-gebundenen Enzymen. Ergosterol ist das wichtigste pilzliche Sterol und kommt normalerweise nicht in höheren Pflanzen vor (ZELLES et al. 1987). Nach dem Absterben eines Pilzes wird Ergosterol schnell abgebaut und unerheblich im Humus akkumuliert. Es besteht somit die Möglichkeit, durch die Bestimmung des Ergosterolgehalts die pilzliche Biomasse zu quantifizieren (ZELLES et al. 1987). In der vorliegenden Arbeit gehen wir der Frage nach, ob Ergosterol in Böden problemlos bestimmt werden kann.

### **MATERIAL UND METHODEN**

Der Boden Ziegenbreite ist von KAISER et al. (2), die beiden Waldböden sind von WOLTERS und JOERGENSEN (1991) ausführlich beschrieben worden. Die Ergosterolbestimmung erfolgte folgendermaßen: 1 g Boden wurde mit 80 ml Ethanol (96 %, bidestilliert) 30 min horizontal geschüttelt ( $250 \text{ r min}^{-1}$ ), filtriert (Whatman GF/A) und bei 40°C im Vakuum bis zum Trocknen eingeeengt. Der Rückstand wurde in 10 ml Ethanol (96 %, bidestilliert) aufgenommen und unmittelbar vor der Aufgabe erneut filtriert ( $0,45 \mu\text{m}$ ). Die quantitative Bestimmung erfolgte mit der HPLC (Säule: 12,5 cm Spherisorb ODS II S5; mobile Phase: 97% Methanol/3% H<sub>2</sub>O (v/v); Flußrate 1,0 ml min<sup>-1</sup>; Detektion: 282 nm). Im ersten Versuch wurde die Schüttelzeit variiert, im zweiten wurden die Wiederfindungsrate bestimmt (5 µg Ergosterol 80 ml<sup>-1</sup> Ethanol). Die Sterilisation erfolgte durch Trocknen bei 105°C. Alle Angaben beziehen sich auf das Trockengewicht des Bodens (105°C, ca. 24 h).

### **ERGEBNISSE UND DISKUSSION**

Unsere Voruntersuchungen hatten folgendes Ergebnis: Durch Methanol und Isopropanol wurde Ergosterol ebenfalls gut extrahiert, in einigen Böden kam es aber zu Minderbestimmungen (Tabelle 1). Chloroform zeigte sich als Extraktionsmittel völlig ungeeignet. Eine Verseifung, wie sie von ZELLES et al. (1987) vorgeschlagen wurde, führte nicht zu höheren Ergosterolgehalten. D.h., die als Ester gebundenen Mengen sind im Boden gering. Die Bodenfeuchtigkeit (zwischen 25% und 75% der Wasserhaltekapazität) hatte keinen Einfluß auf die Extrahierbarkeit von Ergosterol. Ein Boden:Extraktionsmittel-Verhältnis von kleiner als 1:80 führte teilweise zu Minderbestimmungen. Die Extraktionszeit hatte einen geringen Einfluß auf die extrahierte Ergosterolmenge (Tabelle 1). Die Probe mußte unmittelbar nach der Extraktion filtriert werden, sonst kam es zu einer RückSORPTION an den Boden. Die Wiederfindungsrate lag zwischen 92 und 101%. In nicht sterilen Böden war sie etwas geringer (Tabelle 2).

Die Bestimmung von Ergosterol als Biomarker für pilzliche Biomasse hat gegenüber anderen Methoden eine ganze Reihe von Vorteilen: Ergosterol ist pilz-spezifisch (im

<sup>+</sup>) Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Straße 4, 3400 Göttingen

Gegensatz zu ATP). Ergosterol wird nicht in mikrobieller Nekromasse akkumuliert (im Gegensatz zu Chitin). Es wird eine genau definierte Substanz chromatographisch bestimmt (im Gegensatz zur Fumigations-Extraktions-Methode). Die Wiederfindungsrate ist sehr hoch. Die Extraktion und Bestimmung von Ergosterol ist relativ einfach (im Gegensatz zur selektiven Inhibierung). Die Extraktion und Bestimmung von Ergosterol ist gut reproduzierbar (im Gegensatz zur direkten Mikroskopie). Die große Variationsbreite des Ergosterol:C<sub>mik</sub>-Quotienten ist aber ein Problem (DJAJAKIRANA et al. 1994), das verschiedene Ursachen hat: Die Altersstruktur und Artenstruktur der Pilzpopulationen können verschieden sein. Die Menge- und Qualität des C-Inputs (Wurzeln, Laubstreu, Stroh, Gülle) können im Jahresverlauf variieren.

**Tabelle 1:** Einfluß der Schüttelzeit auf den Ergosterolgehalt verschiedener Böden

	Ergosterol [ $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden] ( $\pm$ Standardabweichung)				
	15 min	30 min	45 min	60 min	120 min
<i>Ziegenbreite</i>					
Methanol	1,17 (0,05)	1,23 (0,05)	1,17 (0,08)	1,30 (0,05)	1,20 (0,09)
Ethanol	2,24 (0,06)	2,24 (0,11)	2,34 (0,03)	2,39 (0,07)	2,42 (0,07)
<i>Klein Lengden</i>					
Methanol	1,98 (0,20)	2,10 (0,26)	2,04 (0,21)	1,84 (0,43)	1,92 (0,37)
Ethanol	2,74 (0,23)	2,62 (0,29)	2,66 (0,51)	2,54 (0,11)	2,53 (0,12)
<i>Treppenweg</i>					
Methanol	11,71 (0,37)	11,53 (0,68)	11,44 (0,72)	11,70 (0,63)	11,99 (0,69)
Ethanol	13,17 (0,69)	13,30 (0,14)	13,40 (0,60)	13,80 (1,10)	13,47 (0,28)

**Tabelle 2:** Wiederfindungsrate von Ergosterol

	Ergosterol [ $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden] ( $\pm$ SD)	
	steril	nicht steril
Ziegenbreite	101,20 (0,83)	97,15 (0,38)
Klein Lengden	98,02 (0,35)	94,59 (0,50)
Treppenweg	95,75 (0,23)	91,67 (0,54)

## LITERATUR

- DJAJAKIRANA G, JOERGENSEN RG, MEYER B (1994) Ergosterol content of the soil microbial biomass. *Biol Fertil Soils* (in press)
- KAISER EA, MUELLER T, JOERGENSEN RG, INSAM H, HEINEMEYER O (1992) Evaluation of methods for soil microbial biomass estimation and their relation to soil texture and soil organic matter. *Soil Biol Biochem* 24:675-683
- WOLTERS V, JOERGENSEN RG (1991) Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification. *Soil Biol Biochem* 23:897-902
- ZELLES L, HUND K, STEPPER K (1987) Methoden zur relativen Quantifizierung der pilzlichen Biomasse im Boden. *Z Pflanzenernähr Bodenk* 150:249-252

## Einfluß von Bearbeitung und Düngung auf die mikrobielle Biomasse typischer Ackerböden Schleswig-Holsteins

Dirk-Chr. Elsner & H.-P. Blume \*)

### 1. Einleitung

Im Sonderforschungsbereich 192 der agrarwissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel wird versucht, pflanzenbauliche Produktionssysteme im Hinblick auf Leistung und ökologische Effekte zu optimieren. Im Projektbereich B werden interne Regelungskreisläufe untersucht mit Blick auf einen verminderten Einsatz mineralischer Düngung. Der Arbeitsbereich Bodenmikrobiologie untersucht hier die Rolle der Mikroorganismen in diesem Zusammenhang.

### 2. Material und Methoden

Untersucht wurden Böden von Ackerflächen des Versuchsgutes Hohenschulen, darunter lehmige, teils erodierte **Parabraunerden** in Rückenlage und lehmig-sandige **Kolluvien** bis Kolluvium-Pseudogleye in Unterhanglage. Zur Charakterisierung des Einflusses der **Standortverhältnisse** (Wärme-, Nährstoff- und Wasserhaushalt), der **Bodenbearbeitung** (Grubbern auf 10 cm oder Pflugeinsatz auf 30 cm Tiefe) und der Höhe von **Düngergaben** mineralischer wie organischer Art (Gülle) auf mikrobielle Aktivitäten wurden 18 Versuchsvarianten aus dem SFB-Hauptversuch ausgewählt. Auf diesen Parzellen wurden an vier **Terminen mikrobiologische Parameter** erhoben. Neben der mikrobiellen Biomasse (SIR nach ANDERSON/DOMSCH, 1979 am Sapromaten) wurden auch die Argininammonifikation und die Betaglucosidaseaktivität und an drei Terminen die Basalatmung und Dehydrogenaseaktivität ermittelt, dazu Einflußgrößen wie Feuchte, Temperatur, pH-Wert, sowie  $N_{\min}$ - und  $N_{\text{org}}$ -Gehalte. Ziel dieses Kurzbeitrages ist es, die räumliche und zeitliche Dynamik der mikrobiellen Biomasse darzustellen.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Allgemein ist festzuhalten, daß nach einer Nutzungsumstellung vor erst zwei Jahren die Mikrobenpopulationen noch kein neues Gleichgewicht gefunden hatten. Außerdem wurde der Boden durch den Pflugeinsatz so unregelmäßig durchmischt, daß mit 10-15 Einstichen für eine Mischprobe die Streuung nicht immer befriedigend eingengt werden konnte. Bei der Minimalbodenbearbeitung stellte sich dieses Problem nicht in diesem Ausmaß. Trotz z.T. hoher Standardabweichungen ließen sich eine Reihe von Ergebnissen erzielen, die ihre Bestätigung bei vielen anderen Forschungsarbeiten finden.

\*) Institut für Pflanzenern. und Bodenk., Olshausenstr.40, 2300 Kiel 1

Die Unterschiede zwischen **Parabraunerden** und **Kolluvien** waren gering: Im Herbst wirkte sich die langsamere Abkühlung der Kolluvien nicht auf die Biomasse aus. Im Sommer wogen sich die Winterfeuchte der Kolluvien und die schnellere Erwärmung der Parabraunerden in ihrer Wirkung offensichtlich auf.

Die **Bodenbearbeitung** übte im Frühjahr einen anderen Einfluß als im Sommer aus. Dieser war eher indirekter Art. Im Frühjahr (1. April 92) schien die Biomasse auf Flächen unter Minimalbodenbearbeitung besser zu gedeihen als solchen unter Pflug (Abb1.). Die Anfang September gepflügten und besser durchlüfteten Flächen waren offenbar schneller abgekühlt.

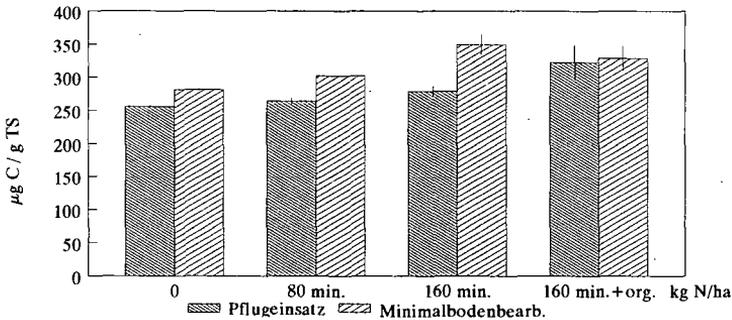
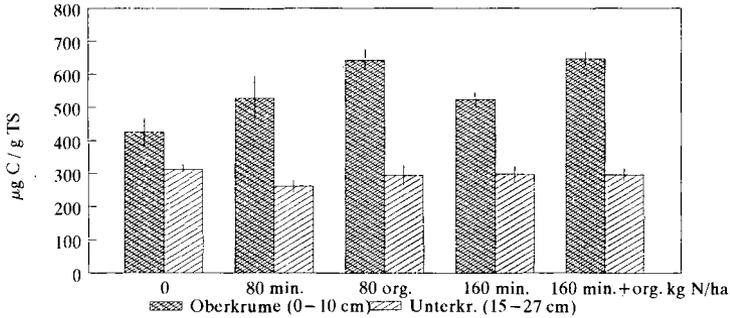


Abb.1: Mikrobielle Biomasse von Parabraunerden (0–30 cm Tiefe) unter Acker mit 0–160 kg mineralischer bzw. organischer (Gülle) Stickstoffdüngung zu Raps am 1. April 92

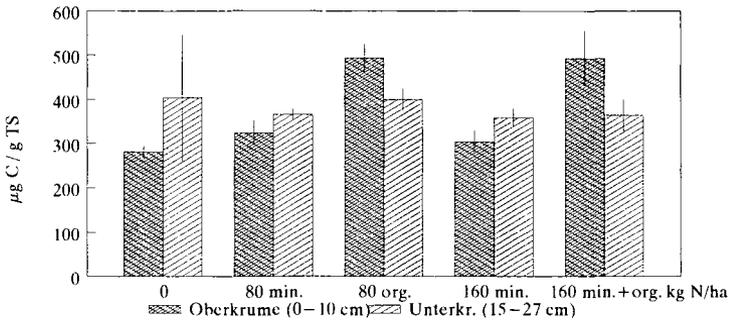
Den Winter über genossen die Mikroorganismen in den nicht gepflügten Böden etwa  $0,5-1^\circ\text{C}$  höhere Temperaturen, sowie geringfügig höhere pH-Werte. Bei etwa gleicher Bodenfeuchte hatte es unter Minimalbodenbearbeitung wohl noch genügend Luft gegeben. Die Pflugvariante dagegen war im Sommer leicht im Vorteil (nicht dargestellt). Die Ursachenforschung gestaltet sich angesichts ähnlicher Bedingungen schwierig. Nur die kühleren Bedingungen unter Pflug deuten auf einen geringeren Hitzestress hin.

Eine differenzierte Betrachtung zum Herbst (31. Okt. 91) nach **Ober-** (0–10 cm) und **Unterkrume** (15–27 cm) förderte eine deutliche höhere mikrobielle Biomasse in der Oberkrume von Minimalbodenbearbeitungsflächen zutage (Abb2.). Hier ließen sich auch die Wirkung von leicht abbaubare organische Substanz aus der Gülle und der Vorfrucht, sowie Reststickstoff identifizieren. In der Unterkrume bewegte sich die Biomasse bei allen Düngungsvarianten auf gleichem Niveau, was darauf zurückzuführen ist, daß die Nutzungsumstellung erst vor zwei Jahren stattfand.



**Abb.2: Mikrobielle Biomasse von Parabraunerden unter Minimalbodenb. bei unterschiedlicher N-Düngung zu Raps am 31.Okt. 91**

Die Biomasse von pflügten Böden bewegte sich in Ober- wie Unterkrume auf ähnlichem Niveau. In der Oberkrume wirkten sich die Düngervarianten in ähnlicher Tendenz aus, wie für die Minimalbodenbearbeitung geschildert (Abb3.).



**Abb.3: Mikrobielle Biomasse auf Kolluvien unter Pflug bei unterschiedlicher N-Düngung am 31.Okt.91**

Am Beispiel von Parabraunerden unter Minimalbodenbearbeitung wird in Abb.4 die Entwicklung der Biomasse in der Oberkrume im Jahresablauf stellvertretend für andere Varianten demonstriert. Allgemein steigt die Biomasse mit dem Stickstoffangebot und der leicht abbaubaren organischen Substanz aus der Gülle. Vom Herbst zum Frühjahr sinkt die Biomasse aufgrund eines Rückganges von Temperatur, pH-Wert und der Güllewirkung leicht

ab. Ein starker Rückgang der "begüllten" Mikroorganismen ist vielleicht mit dem Mangel an Sauerstoff nach hoher Aktivität durch leicht abbaubare Substanz zu erklären.

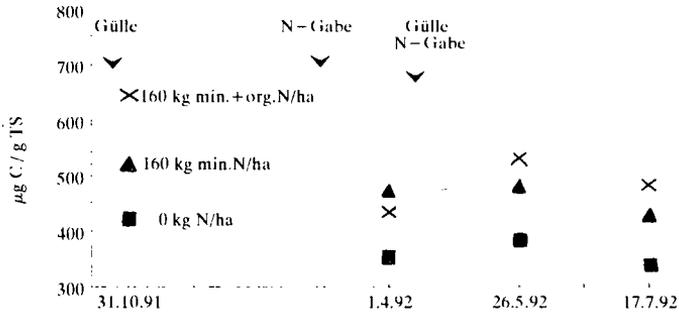


Abb.4: Mikrobielle Biomasse von Parabraunerden im Jahresablauf in der Oberkrume unter Minimalbodenb. bei variiertem Düngung zu Raps

Zum Fröhsommer hin nahm die Biomasse wohl unter dem Einfluß höherer Temperatur bei ausreichendem Wasserangebot leicht zu. Später wirkten dem extreme Trockenheit und Hitzestress entgegen. Von Mitte Mai bis August regnete es kaum.

#### 4. Zusammenfassung

Die Höhe der mikrobiellen Biomasse ist ein empfindlicher Parameter für die Summe der auf sie einwirkenden Standort- und Nutzungsfaktoren. Dies ergab die Beobachtung der Biomasse mit variiertem Bodenbearbeitung und Düngung im Jahresablauf.

#### 5. Literatur

- ANDERSON J.P.E., DOMSCH K.-H., 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils, *Soil Biol. Biochem.* 10: 215-221
- GEHLEN P., SCHRÖDER D., 1989: Bedeutung von pH-Wert, Corg-Gehalt, Kultur-, Substrat- und Jahreseinfluß für bodenmikrobiologische Eigenschaften in einheitlich ... : *VDLUFA-Schriften* 30: 467-472
- GROCHOLL J., AHRENS E., 1989: Einfluß langjährig differenzierter Bodenbearbeitung auf mikrobielle Aktivität eines schluffigen Lehmes und eines schluffigen Sandes, *VDLUFA-Schriften* 9: 467-472
- JÄGGI W., OBERHOLZER H.-R., WALTHER U., 1991: Jahreszeitliche Veränderungen bodenmikrobiologischer Kennwerte unter Winterweizen in einem langjährigem Düngungsversuch, *VDLUFA-Schriften* 33: 269-274

**Jahreszeitliche Dynamik von Redoxprozessen in jungen, semisubhydrischen Salzmarschböden mit Salicornia-Bewuchs**

von

L. Giani\*, E. Bloem\* und B. Lüttmann\*

Die Redoxprozesse in subhydrischen, marinen Böden weisen eine charakteristische, jahreszeitliche Dynamik auf (Jørgensen, 1977). So ist die Sulfatreduktion - der dominierende terminale Mineralisierungsprozeß in sulfatreichen, anoxischen Böden - im Sommer wesentlich intensiver als zu anderen Jahreszeiten. Während sie im Sommer im Oberboden 50-400 nmol  $\text{SO}_4^{--} \text{ cm}^3 \text{ d}^{-1}$  betrug, waren es im Winter nur 10-50 nmol  $\text{SO}_4^{--} \text{ cm}^3 \text{ d}^{-1}$ . Ebenso erreichten die Redoxpotentiale ihr Minimum mit -220 bis - 230 mV im Sommer, während sie im Winter in entsprechender Bodentiefe ca. -30 mV betrugen. Im Gegensatz zu diesen jahreszeitlichen Veränderungen blieben die FeS-Gehalte relativ konstant.

Vergleichbare Untersuchungen an Böden des Eulitoral, also an Böden, die dem Ebbe-Flut-Rhythmus unterliegen und somit semisubhydrisch sind, lagen bisher nicht vor. Angaben zu jahreszeitlichen Veränderungen entsprechender Böden betreffen die Salzgehalte und Ionenverhältnisse sowie die Einflüsse von Sturmflut, Trocken- und Regenphasen oder von Ebbe und Flut auf die Bodeneigenschaften (Giani, 1992, Giani et al., 1983). Bekannt ist lediglich, daß gegen Ende der Vegetationsperiode die Fraktionen geringer Oxidationsstufen der Elemente Schwefel, Eisen und Mangan in Wurzelnähe von Salicornia-Pflanzen oft größer, und umgekehrt die hoher Oxidationsstufen häufig kleiner sind als im Sommer (Dittrich & Giani, 1991, Giani, 1992). Ziel dieser Arbeit war es deshalb, die jahreszeitliche Dynamik von Redoxprozessen in jungen, semisubhydrischen Salzmarschböden mit Salicornia-Bewuchs zu erfassen.

Die Untersuchung fand im Neuwarpeler Außengroden (südlicher Jadebusen) statt. Von August 1991 bis Oktober 1992 wurden in

---

\* Abt. Bodenk., Fb 7, C.v.O.-Univ., Postf. 2503, D-2900 Oldenburg

einem Abschnitt mit dichtem Salicornia-Bewuchs monatlich Proben entnommen. Beprobt wurde jeweils der Oberboden (0-4 bzw. -10 cm) und der Unterboden. Im Labor wurden die Redoxpotentiale, die  $\text{Cl}^-$ -Gehalte und die Fraktionen verschiedener Oxidationsstufen der Elemente S, Fe und Mn erfaßt. Die Untersuchungen erfolgten jeweils entsprechend Giani (1992). Die einmalige Untersuchung der bodenkundlichen Kennwerte ergab für den untersuchten Bereich eine Korngrößenzusammensetzung von 14,1 % Sand, 57,2 % Schluff und 28,7 % Ton. Die Dichte betrug  $65 \text{ g/cm}^3$ , das Gesamtporenvolumen 75 %. Der pH-Wert betrug 6,9, der Carbonatgehalt 9,9 %, der Kohlenstoffgehalt 4,6 % und der Stickstoffgehalt 3,8 ‰.

Die jahreszeitliche Dynamik der Redoxprozesse dieses semisubhydri-schen Bodens unterschied sich wesentlich von der subhydri-scher, mariner Böden. Die Veränderungen des Profils, das zum Winter hin zunehmend schwarz/grau und abnehmend rostrote Bereiche zeigte, wies darauf hin, daß die oxischen Anteile geringer wurden und die reduzierten Verbindungen zunahmten. Entsprechend diesen Veränderungen verringerten sich die Redoxpotentiale, wengleich aufgrund des nebeneinander Auftretens von reduzierten und oxidierten Verbindungen im Oberboden in den Messungen große Schwankungen auftraten. Mit mittleren Redoxpotentialen im Oberboden von +10 bis -90 mV waren die Redoxpotentiale im Winter die niedrigsten, die in diesem Meßzyklus festgestellt wurden.

Zum Winter hin nahmen auch die Sulfat-Schwefel-Gehalte des Oberbodens von 1,1 mg/g auf 0,43 mg/g deutlich ab (Abb. 1). Dies kann allerdings nicht als Hinweis zunehmender Sulfatreduktion gewertet werden, da mit dieser Abnahme auch eine Chlorid-Abnahme eng korreliert war (Abb. 1), so daß die gemeinsame Entwicklung dieser Parameter auf eine Entsalzung hinweist.

Wie bei den subhydri-schen Böden blieben die Gehalte an HCl-löslichem Schwefel - im wesentlichen  $\text{FeS}$  - auch in diesen semisubhydri-schen Böden mit Werten meistens zwischen 0,02 mg/g bis 0,13 mg/g im Oberboden im Jahresverlauf relativ konstant (Abb. 2).

Besonders drastische Veränderungen im Jahresverlauf betrafen die Residual-Schwefel-Fraktion, die aus dem Gesamtschwefel-Gehalt unter Abzug des HCl-löslichen Schwefels und des Sulfat-Schwefels errechnet wurden, und im wesentlichen Pyrit darstellt. Diese Fraktion stieg kontinuierlich von 3,6 mg/g im Oberboden im September auf 5,5 mg/g im Januar und Februar an (Abb. 2).

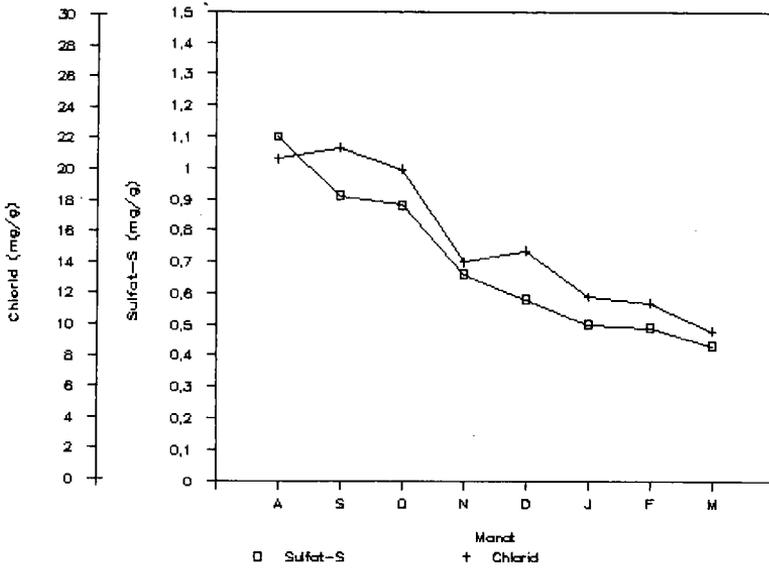


Abb. 1: Sulfat-S und Chlorid im Oberboden

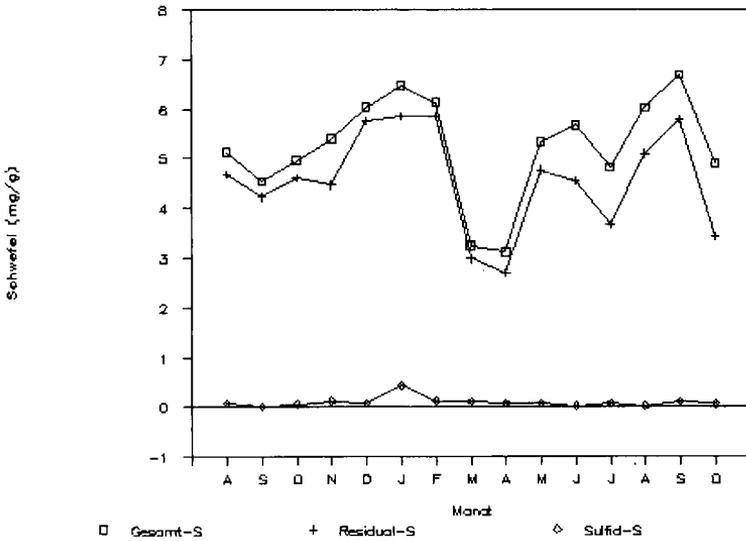


Abb. 2: Sulfid-S, Gesamt-S und Residual-S im Oberboden

Im weiteren Jahresverlauf kam es zu einem deutlichen Absinken der Residual-Schwefel-Fraktion im Frühling und einem erneuten Anstieg im Sommer (Abb.2). Einen entgegengesetzten Verlauf zeigen die Redoxpotentiale, wobei im Sommer weder die Redoxpotentiale niedriger noch die Residual-Schwefel-Fraktion höher war als im Winter.

Die semisubhydrischen Böden zeigen in den Sommermonaten eine den subhydrischen Böden vergleichbare Dynamik. In beiden Fällen traten geringere Redoxpotentiale, höhere Sulfatreduktionsraten und stärkere Akkumulationen reduzierter Schwefelverbindungen auf als im Frühling oder Herbst, im Fall des subhydrischen Boden sogar als im Winter. Dies ist darauf zurückzuführen, daß im Sommer große Mengen organischer Substanz, bzw. für den subhydrischen sogar die vergleichsweise größte Menge organischen Materials für den entscheidenden Prozeß der Sulfatreduktion zur Verfügung stehen. Die im semisubhydrischen Boden noch geringeren Redoxpotentiale und noch stärkere Akkumulation reduzierter Schwefelverbindungen im Winter ist darauf zurückzuführen, daß im Herbst durch das Absterben der Salicornia-Pflanzen viel organische Substanz zur Verfügung gestellt und die Zufuhr von Sauerstoff über die Aerenchyme in den Boden gestoppt wird, so daß es in der Folge zur intensivsten Akkumulation reduzierter Verbindungen im Jahresverlauf kommt.

#### Literatur:

Dittrich, K. & L. Giani (1991): Vergleich von oxischen, wurzelnahen Bodenbereichen mit anoxischen, wurzelfernen Bodenbereichen an einem Salicornia- und Spartina-Standort. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 66, 287-290.

Giani, L. (1992): Entwicklung und Eigenschaften von Marschböden im Deichvorland der südlichen Nordseeküste. Habilitationsschrift, C.v.O.-Universität Oldenburg.

Giani, L., B. Keuchel, M. Nay & S. Widzkowsky (1993): Periodisch und aperiodische Veränderungen in den Eigenschaften junger Marschböden im Deichvorland. Z. Pflanzenernähr., Bodenk. (im Druck).

Jørgensen, B.B. (1977): The sulfur cycle of a coastal marine sediment (Limfjorden, Denmark). Limnology & Oceanography, 22(5), 814-832.

## Möglichkeiten und Probleme der In situ-Populationsanalyse von Mikroorganismen in Böden mit Gensonden und Antikörpern

Hartmann, A., M. Schloter, W. Bode, B. Aßmus und G. Kirchhof<sup>†</sup>

### Einleitung

Um in das komplexe Populationsgeschehen in Böden Einblick zu bekommen und die zumeist über physiologische Tests quantifizierte mikrobielle Biomasse ("black box") differenzieren zu können, werden neue Ansätze unter Zuhilfenahme von serologischen und genetischen Methoden versucht. Die konventionelle bodenmikrobiologische Analyse benützt bei der direkten Bestimmung der Zellzahl und der Biomasse fluoreszierende Farbstoffe (z.B. Acridinorange oder Fluoresceindiacetat), welche jedoch keine Differenzierung in Organismengruppen ermöglichen, außer die Mikroorganismen sind in der Gestalt unterscheidbar. Die Kultivierung auf Nähragarmedien ist durch die Tatsache erschwert, daß selbst auf komplexen Medien nur 0,1 bis 10 % der Bakterien (abhängig vom Bodentyp) kultivierbar sind. Die immer noch verwendeten Plattenzähl- und MPN-Verfahren können deshalb nur ein sehr unvollständiges und verzerrtes Bild der eigentlichen Bodenmikroflora widerspiegeln. Es sind Methoden gefragt, die charakteristische biochemische Marker von Organismen und Organismengruppen zu erkennen erlauben. Neben den Phospholipid-Fettsäureprofilen (ZELLES et al. 1992) sind z.B. antigene Oberflächenstrukturen (BOHLOOL und SCHMIDT 1980) und ribosomale RNS-Sequenzen (AMANN et al. 1990) als Identifizierungsstrukturen möglich. In unseren Untersuchungen wurden Rhizosphärenbakterien der Gattung *Azospirillum* mit stammspezifischen monoklonalen Antikörpern und phylogenetischen Sonden in der Rhizosphäre von Weizen als Modellfall untersucht.

### Ergebnisse und Diskussion

#### **Monoklonale Antikörper:**

Antikörper erlauben die selektive Erkennung von Organismen aufgrund von spezifischen Oberflächenstrukturen. Eine Quantifizierung bzw. Identifizierung ist durch sekundäre Antikörper, die mit einem Enzym oder einem Fluoreszenzmarker gekoppelt sind, möglich (Abb.1).

Mit Hilfe der Hybridomatechnik wurden vier stammspezifische Klassen von monoklonalen Antikörpern (MAKs) für *A. brasilense* Stämme erhalten. Sie banden an eine 90kDa Proteinuntereinheit des polaren Flagellums, ein 85kDa und 50kDa Zellwandprotein sowie an ein 15kDa Oberflächen-Lipopolysaccharid (SCHLOTTER et al. 1992b).

Mit Hilfe dieser hochspezifischen MAKs war eine äußerst sensitive, selektive Quantifizierung in Extrakten des Rhizosphärenbodens mit Hilfe eines Chemolumineszenz-ELISA möglich (SCHLOTTER et al. 1992a). Damit wurde der relativ schwach empfindliche konventionelle ELISA mit kolorimetrischer Detektion um den Faktor 100 auf eine Empfindlichkeit von weniger als 100 Bakterien / ml Bodenextrakt verbessert. Es konnte auch gezeigt werden, daß die serologische Quantifizierung unter Verwendung von MAKs für die

---

<sup>†</sup> GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, GmbH, Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr.1, W 8042 Neuherberg.

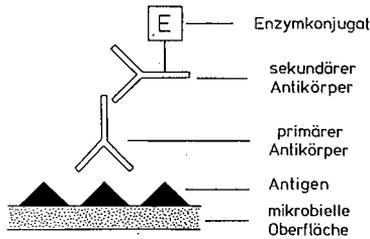


Abbildung 1: Selektiver immunologischer Nachweis (schematisch) von Mikroorganismen über spezifische Oberflächenantigene mit einem primären (monoklonalen) Antikörper und einem Enzym-gekoppelten zweiten Antikörper.

Zellwandproteine mit der Plattenzählung eines verwendeten antibiotikaresistenten Stammes übereinstimmte (SCHLOTTER et al. 1992a). Bei der Verwendung des Flagellum-MAK ergaben sich Abweichungen, welche darauf zurückzuführen sind, daß die Ausbildung von Flagellen umweltabhängig ist. Es ist also bei der Verwendung von Antikörpern wichtig, daß die entsprechende Markerstruktur unter vielen Bedingungen ausgeprägt wird.

Mit Hilfe dieser MAKS ist auch eine *In situ*-Fluoreszenzmarkierung von Einzelzellen in der Rhizosphäre möglich. Bei der mikroskopischen Analyse in einem Epifluoreszenzmikroskop ergab sich jedoch aufgrund der Autofluoreszenz von Wurzel und Bodenpartikeln eine sehr störendes Durchleuchten von nicht im Fokus befindlichen Objektteilen. Mit der Verwendung eines konfokalen Laser Scanning Mikroskops, welches optische Schnitte durch das Präparat legen und daraus ein störungsfreies zwei- und auch dreidimensionales Bild rekonstruieren kann, wurde diese Problematik überwunden (SCHLOTTER et al. 1993).

Neben stammspezifischen monoklonalen Antikörpern, die für einen hochspezifischen Nachweis von bestimmten Stämmen (zum Beispiel im Rahmen einer biologischen Erfolgs- oder Sicherheitsuntersuchung) eingesetzt werden können, sind für einige Gruppen von Bakterien, wie Enterobakterien ("common enterobacterial antigen") und fluoreszierende Pseudomonaden (MUTHARIA and HANCOCK 1985) gruppenspezifische monoklonale Antikörper bekannt. Mit Hilfe von mono- und polyklonalen Seren mit Spezifität auf Art-, Gattungs- oder Familienniveau könnten auch größere Bereiche von Mikrobenpopulationen einer immunochemischen Analyse zugänglich gemacht werden.

#### Oligonukleotid-Gensonden

Gensonden ermöglichen die Identifizierung von Organismen aufgrund der Anwesenheit einer spezifischen DNS-Sequenz im Zielorganismus (Abb. 2). Phylogenetische Sonden binden an Zielnukleinsäuren, die eine taxonomische Relevanz, wzb. die r-RNS-Gene, haben. Die 16S- und 23S-rRNS haben eine Reihe von phylogenetisch hoch konservierte, aber auch hochvariable Sequenzbereiche, welche für bestimmte Mikrobenarten charakteristisch sind (HÖPFL et al. 1989). Phylogenetische r-RNS-Oligonukleotidsonden binden an ribosomale RNS, die in aktiven Zellen mit einer Ribosomenzahl von mehr als 10.000

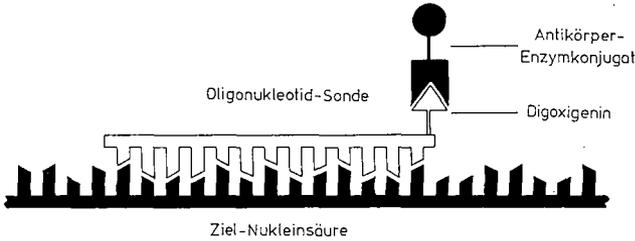


Abbildung 2: Spezifische Identifizierung (schematisch) von Mikroorganismen mit Oligonukleotid-Gensonden, welche an diagnostisch relevante Teilsequenzen von Nukleinsäuren binden.

in hoher Kopienzahl vorliegt. Dies bedingt die hohe Empfindlichkeit des Nachweises - beschränkt die Anwendbarkeit zur Zeit jedoch auf stoffwechselaktive Zellen.

Für die fünf Arten der Gattung *Azospirillum* wurden die Sequenzen der hochvariablen Region von Helix 56-59 der 23S-rDNS ermittelt und mit einer Datenbank von bekannten Sequenzen anderer Organismen (Dr. W. LUDWIG, Lehrstuhl für Mikrobiologie, TU München) verglichen. Für die so ermittelten 15 bis 17 Nukleotide langen DNS-Sequenzen wurde die Artspezifität in "dot plot"-Hybridisierungsexperimenten mit Nukleinsäuren einer Reihe von Referenzorganismen bestätigt (KIRCHHOF und HARTMANN 1992). Nach Fixieren von Zellen oder Wurzelpräparaten mit Paraformaldehyd konnte eine spezifische Markierung von *Azospirillum*-Arten mit Fluoreszein (FITC) oder Tetramethylrhodamin (TRITC) markierten Oligonukleotiden auch *In situ* durchgeführt werden. Während die Begleitflora mit einer allgemeinen DNA-Färbung durch DAPI und zum Teil auch mit einer Eubakterien-Sonde (HÖPFL et al. 1989) gefärbt wurde, waren *Azospirillen* nur durch die Art- und Gattungsspezifischen Oligonukleotide färbbar. Diese Mehrfachfärbungen wurde durch den Einsatz verschiedener Filtersätze für Anregungs- und Emissionsbereiche eines Epifluoreszenzmikroskops (Zeiss) in einem Wurzelpräparat möglich.

Die ebenfalls bei der *In situ*-Lokalisierung störenden Autofluoreszenzen konnten durch Anwendung eines Laser Scanning Mikroskops beherrscht werden. Es zeigte sich, daß im Bereich der Wurzel zahlreiche Bakterien einen aktiven Stoffwechsel besitzen und daher durch die rRNS-gerichteten Sonden effektiv markiert wurden. Ein weiteres Problem der Markierung stellt die Permeabilisierung der Zellen als Voraussetzung für eine effektive Markierung dar. Insbesondere Gram-positive Bakterien stellten hierbei ein Problem dar, jedoch ist nun durch Variationen im Fixierungsprotokoll eine allgemeine Anfärbung möglich (R. AMANN, persönliche Mitteilung).

In den immer zahlreicher werdenden Labors, die sich mit der molekularen Taxonomie von Mikroorganismen befassen, sind mittlerweile für viele Gruppen von Bakterien auf unterschiedlichem taxonomischen Niveau Oligonukleotid-Gensonden entwickelt worden, die auf eine Anwendung auch in der Bodenmikrobiologie warten. Für detaillierte Populationsanalysen scheint eine Kombination von genetischen

und serologischen Verfahren vielversprechend. Der Einsatz von modernen mikroskopischen Verfahren ist für die Anwendung von *in situ*-Markierungen unbedingt erforderlich. Die Verwendung von Bildverarbeitungstechniken sollte zu einer automatisierten, quantitativen Auswertbarkeit der differenziell markierten Mikrobenflora des Bodens führen. Ein besonderes Interesse verdient der molekulare Ansatz der *In situ*-Direktidentifizierung auch in der Aufklärung von mikrobiellen Biozöosen und räumlichen Anordnung von Mikroben in chemischen Gradienten und Kleinstrukturen des Bodens.

### Literatur

Amann, R. I., L. Krumholz und D. A. Stahl, 1990: Fluorescent oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic, and environmental studies in microbiology. *Journal of Bacteriology* 177, 762-770.

Bohlool, B. B. and E. L. Schmidt, 1980: The immunofluorescence approach in microbial ecology. In: *Advances in microbial ecology*, Vol.4, ed. M. Alexander, pp.203-241. New York, Academic Press.

Höpfel, P., W. Ludwig, K.-H. Schleifer und N. Larsen, 1989: The 23S ribosomal RNA higher-order structure of *Pseudomonas cepacia* and other prokaryotes. *European Journal of Biochemistry* 185, 355-364.

Kirchhof, G. und A. Hartmann, 1992: Development of gene probes for *Azospirillum* based on 23S-rRNA sequences. *Symbiosis* 13, 27-35.

Mutharia, L. M. und R. E. W. Hancock, 1985: Monoclonal antibody for an outer membrane lipoprotein of the *Pseudomonas fluorescens* group of the family *Pseudomonadaceae*.

Schlöter, M., W. Bode, A. Hartmann und F. Beese, 1992a: Sensitive chemoluminescence-based immunological quantification of bacteria in soil extracts with monoclonal antibodies. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 399-403.

Schlöter, M., W. Bode und A. Hartmann, 1992b: Characterization of monoclonal antibodies against cell surface structures of *Azospirillum brasilense* Sp7 using ELISA techniques. *Symbiosis* 13, 37-45.

Schlöter, M., R. Borlinghaus, W. Bode und A. Hartmann, 1993: Direct identification and localization of *Azospirillum* in the rhizosphere of wheat with fluorescence labelled monoclonal antibodies and confocal laser scanning microscopy. *Journal of Microscopy*, im Druck.

Zelles, L., Q. Y. Bai, T. Beck und F. Beese, 1992: Signature fatty acids in phospholipids and lipopolysaccharides as indicators of microbial biomass and community structure in agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 24, 317-323.

## Methoden zur Erfassung von Aktivitäts- und Strukturänderungen der Mikroorganismengesellschaft eines fungizidbehandelten Ackerbodens

von

Heilmann, B., M. Leuhn und F. Beese <sup>†)</sup>

### Einleitung

CO<sub>2</sub>- und Wärmeproduktionsmessungen werden allgemein als nützliche Parameter zur Erfassung von Overall-Aktivitäten von Bodenmikroorganismen angesehen. Für beide Meßgrößen stehen ausgesprochen zuverlässige Meßsysteme zur Verfügung. Die Korrelation sowohl der basalen wie auch der substratinduzierten CO<sub>2</sub>-Produktion mit der Wärmeproduktion ist sehr hoch (HEILMANN and BEESE 1992).

In den letzten Jahren wurde deutlich, daß sich die Bestimmung des qCO<sub>2</sub> (Verhältnis von basalem CO<sub>2</sub>-C zu Biomasse-C) als Indikator für Streßeinwirkung eignet.

Der Versuch, den r<sub>qheat</sub> (% Anteil der basalen an der substratinduzierten Wärmeproduktion) in gleicher Weise zu verwenden, ergab qualitativ nahezu identische Aussagen (HEILMANN et al, 1992).

Wärme- und CO<sub>2</sub>-Produktionsmessungen sind jedoch keineswegs austauschbar, sie reagieren vielmehr in spezifischer Weise unterschiedlich, insbesondere unter Streßbedingungen und nach einer Substratzugabe. Ihre gemeinsame Betrachtung könnte daher (z.B. als Kalorimetrischer/Respirometrischer Quotient = C/R) Informationen über das in-situ-Zusammenspiel von Energie- und Baustoffwechsel der Bodenmikroorganismen liefern. Es deutet sich weiter an, daß der C/R ein empfindlicherer Indikator für Streß und Abbauleistung ist als der qCO<sub>2</sub>.

Strukturveränderungen einer Mikroorganismengesellschaft unter Streßeinwirkung können mit Overall-Parametern im allgemeinen nicht erfaßt werden, da Hemmung und Absterben einer Organismengruppe meist von Förderung und Anwachsen einer anderen Organismengruppe überlagert wird.

Die Bestimmung des Pilz/Bakterienverhältnisses kann einen Überblick über größere Umstrukturierungen der Bodenmikroflora geben. Speziellere Methoden wie die Messung der Auxinbiosynthese der Bodenorganismen können auch geringe Populationsverschiebungen anzeigen.

### Zielsetzung

1. Monitoring von Overall-Aktivitätsparametern unter der Einwirkung eines Fungizids.
2. Untersuchung der Eignung des relativen metabolischen Quotienten der Wärmeproduktion (r<sub>qheat</sub>) und des Kalorimetrisch/Respirometrischen Quotienten (C/R) zur Beurteilung von Streß.
3. Versuch der Erfassung auch geringer letaler Schädigungen durch Bestimmung spezieller, empfindlicher Zellkomponenten (Tryptophan-Gehalte im Boden).
4. Beobachtung von Strukturveränderungen der Bodenmikroflora auf allgemeiner (Pilz/Bakterien-Verhältnis) und spezieller Ebene (Auxinmetabolismus).

### Material:

Boden:	Ap einer Braunerde (IS, Neumarkt/Opf.) < 2mm gesiebt, 7 Tage bei 22°C und 50% mWHK vorinkubiert
Fungizid:	Sportak <sup>R</sup> (Wirkstoff Prochloraz, berechnet für 5 cm Eindringtiefe)
	K = Kontrolle
	10x = 7,38µg Prochloraz/g
	100x = 73,85µg "
	2000x = 1476,9µg "

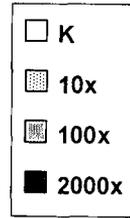
<sup>†)</sup> GSF-Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr.1, 8042 Neuherberg

**Methodik:**

1. Messung der basalen und der substratinduzierten (0.4% Glc) CO<sub>2</sub>-Produktion (SIR) nach ANDERSON und DOMSCH (1978) mit Infrarot-Detektor im Durchflusssystem.
2. Bestimmung der basalen und der substratinduzierten (0.4% Glc) Wärmeproduktion (SIH) mit einem Mikrokalorimeter nach SPARLING (1983).
3. Untersuchung der aktuellen Tryptophan-Gehalte (TRP) und der Biosynthese von Indol-3-Essigsäure (IAA, Auxin) und Indol-3-Ethanol (TOL) mit HPLC nach Festphasenextraktion, wie bei LEBUHN und HARTMANN (1993) beschrieben.
4. Abschätzung des Anteils von prokaryotischer und eukaryotischer Atmung durch spezifisch gehemmte SIR (500ppm Streptomycin, 250ppm Cycloheximid) nach Modifizierung der Methode von ANDERSON und DOMSCH (1973).

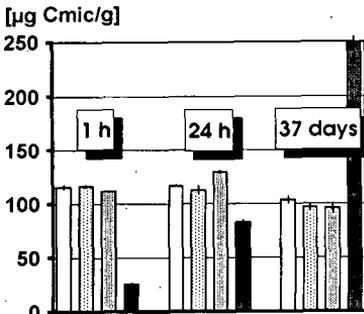
**Berechnungen:**

- Biomasse in µg Cmic/g.
- Lag-Phase (Zeitspanne bis zum mikrobiellen Wachstum nach Substratzugabe) in min.
- Relative Wärmeproduktion (rqheat) in % der basalen an der substratinduzierten Wärmeproduktion.
- Kalorimetrischer/Respirometrischer Quotient (C/R) in KJ/mol CO<sub>2</sub>.



**Ergebnisse und Diskussion**

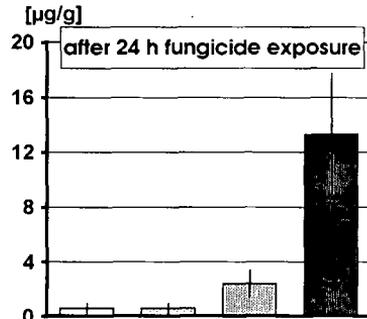
**1. Mikrobielle Biomasse:**



**Abb. 1:** Mikrobielle Biomasse von fungizidbehandelten Bodenproben nach verschiedenen Einwirkzeiten (±SD, n=4)

Die mikrobiellen Biomasse in ihrer Gesamtheit zeigte nur für die höchste Fungizidkonzentration eine deutliche Beeinflussung (Abb. 1). Anfänglich kam es zu einer starken Abnahme, nach 37 Tagen dann zu einer Verdoppelung der Biomasse.

**2. Tryptophan-Gehalte:**



**Abb. 2:** Tryptophan-Gehalte von Bodenproben nach 24 Stunden Fungizideinwirkung (±1/2 R, n=2)

Nach Behandlung mit Sportak traten im Boden im Vergleich zu den Kontrollen hohe Tryptophan-Gehalte auf (Abb. 2). TRP kommt in Zellen in Proteinen und als freie Aminosäure vor. Die starke Zunahme im Boden ist auf Schädigung von Zellen und/oder Proteolyse zurückzuführen.

3. **Lag-Phase:**  
[min]

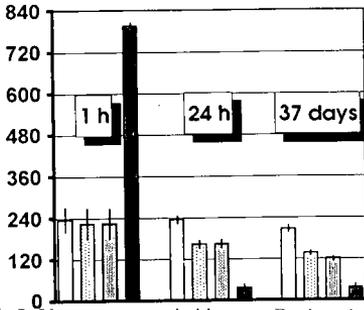


Abb. 3: Verzögerungszeit bis zum Beginn des substratinduzierten Wachstum nach verschiedenen Fungizideinwirkungszeiten ( $\pm$ SD, n=4)

Kurz nach Sportakzugabe fanden sich nur für die 2000x-Variante signifikante Unterschiede zu der Kontrolle (Abb. 3). Eine Lag-Phase von 795 min weist dabei auf eine starke Hemmung der Glucoseverwertung hin.

24 Stunden später hatte sich für alle fungizid-behandelten Varianten die Zeit bis zum substratinduzierten Wachstum stark verkürzt, die Substratverwertung schien nun sogar stimuliert.

Wir nehmen an, daß dies auf eine Präaktivierung des Enzymsystems durch den beginnenden Abbau des Fungizids zurückzuführen ist (Co-Metabolismus)

Diese Präaktivierung hielt nach 37 Tagen noch immer an.

4. **C/R und rqheat:**

Tab. 1: (C/R) Substratinduzierter Kalorimetrischer/Respirometrischer Quotient nach einer Stunde Fungizideinwirkung ( $\pm$ SD, n=4)

C/R	[kJ/mol]	( $\pm$ SD)
K	456	( $\pm$ 6)
10x	469	( $\pm$ 3)
100x	480	( $\pm$ 3)
2000x	856	( $\pm$ 35)

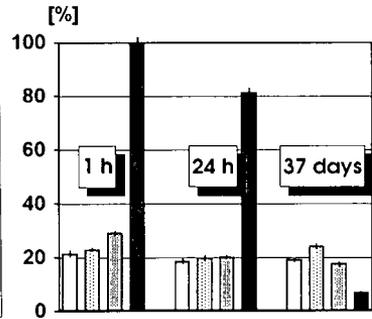
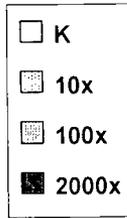


Abb. 4: Relative Wärmeproduktion (rqheat) von fungizidbehandelten Bodenproben nach verschiedenen Einwirkzeiten ( $\pm$ SD, n=4)

Alle Behandlungsvarianten bewirkten nach einer Stunde Fungizideinwirkung eine signifikante Erhöhung sowohl des C/R als auch des rqheat (Tab. 1 und Abb. 4).

Berücksichtigt man beide Parameter, lassen sich die Vorgänge folgendermaßen erklären:

In den Zellen finden **Reparaturprozesse** statt. Die dazu nötige Energie wird über eine Ankerbelung des Stoffwechsels bereitgestellt, die am hohen rqheat erkennbar ist.

Der hohe C/R, verursacht durch eine - im Verhältnis zur abgegebenen Wärme geringe substratinduzierte CO<sub>2</sub>-Produktion - zeigt, daß kein vollständiger Substratabbau zu CO<sub>2</sub> erfolgte, sondern ein Teil der Metabolite in den Bausstoffwechsel eingeschleust wurde.

Die Sportakvariante 2000x wies anfangs einen extrem hohen, nach 37 Tagen dann einen extrem niedrigen rqheat auf (Abb. 4). Dies deutet auf einen **Adaptierungsprozeß** hin (HEILMANN et al. 1992).

**4. Biosynthese von IAA und TOL:**

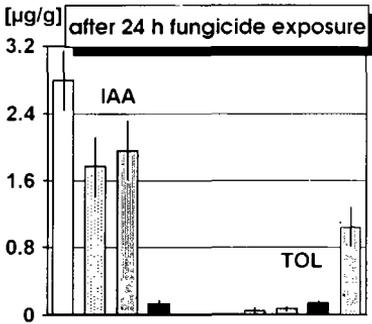


Abb. 5: IAA und TOL Biosynthese nach 24 Stunden Fungizideinwirkung (Zugabe von TRP 3,24mg/g,  $\pm 1/2R$ , n=2)

**5. Bestimmung des Bakterien- Pilzanteils:**

Tab. 2: Anteil von pro- und eukaryotischer Atmung der Kontrolle und der 100x Variante, 24 Stunden und 7 Tage nach Fungizidzugabe ( $\pm SD$ , n=4)

	control		100x	
	procaroytic (bacteria) respiration [%]	eucaryotic (fungi) respiration [%]	procaroytic (bacteria) respiration [%]	eucaryotic (fungi) respiration [%]
after: 24 hours	38.2 (+/-1.2)	61.8 (+/-1.2)	39.1 (+/-1.1)	60.9 (+/-1.1)
7 days	39.7 (+/-1.7)	60.3 (+/-1.7)	33.8 (+/-2.0)	66.2 (+/-2.0)

Die Bakterien erwiesen sich dabei als empfindlicher als die Pilze. Dieses Ergebnis paßt gut zu der vermuteten Zellyse und der Schädigung bakterieller IAA-Bildner (siehe Punkt 2 und 4).

**Schlußfolgerungen**

1. Overall-Parameter wie die mikrobielle Biomasse geben wenig Informationen über mögliche Populationsverschiebungen.
2. Trptophan erwies sich als ausgesprochen sensibler Marker letaler Schädigungen der Mikroflora.
3. Die unterschiedliche Länge der Lag-Phase zeigt Hemmung und Stimulation des Katabolismus an.
4. R/qheat und C/R zeigen Streß- und Reparaturmetabolismus an und ermöglichen differenzierte Betrachtungen bezüglich des Energie- und Baustoffwechsels.
5. Die Messung von IAA- und TOL-Synthese zeigt Störungen spezieller Stoffwechselaktivitäten oder Populationsverschiebungen innerhalb einer Gruppe spezialisierter Bodenbakterien auf.
6. Die Veränderung des Anteils von Bakterien und Pilzen an der SIR ließ sich mit den übrigen Versuchsergebnissen in Übereinkunft bringen.

Die IAA-Synthese (Abb. 5) kam in der höchsten Sportakvariante fast völlig zum Erliegen (Absterben von relevanten Arten?), aber auch die niedrigeren Fungizidkonzentrationen bewirkten deutliche Synthesehemmungen.

Die TOL-Synthese nahm dagegen mit steigender Fungizidmenge zu (Abb. 5).

Die IAA- und die TOL-Bildung (beide Stoffe sind Wachstumsregulatoren) ist verschiedenen Mechanismen zuzuordnen (IAA wird aerob gebildet, TOL nur mit Hilfe von Reduktionsäquivalenten). Die Veränderung ihrer Bildungsintensität deutet auf eine Populationsverschiebung durch Sportakeinwirkung hin.

Kontrolle und 100x-Variante wiesen 24 Stunden nach Fungizidzugabe das gleiche Pilz- Bakterienverhältnis auf (Tab. 2). Nach 7 Tagen dagegen konnte bei der behandelten Variante eine Zunahme des Pilzanteils, verbunden mit einer Abnahme des Bakterienanteils, beobachtet werden.

Eine Wiederholung der Experimente allein mit den Formulierungshilfsstoffen (hpts. Xylol) führte zu gleichen Ergebnissen. Nicht der fungizide Wirkstoff, sondern die Formulierung schädigte also die Bodenmikroflora.

**LITERATUR**

ANDERSON, J. P. E. and DOMSCH, K. H. (1973): Quantification of bacterial and fungal contributions to soil respiration. Arch. Microbiol. 93, 113-127.

HEILMANN, B., LEBUHN, M. u. BEESE, F. (1992): Veränderungen der Aktivität, Biomasse und Gesellschaftszusammensetzung der Mikroflora eines Ackerbodens unter dem Einfluß des Fungizids Sportak<sup>®</sup>. VDLUFA-Schr.r. 35 850-853.

HEILMANN, B. and BEESE, F. (1992): Miniaturized method to measure carbon dioxide production and biomass of soil microorganisms. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 596-598.

LEBUHN, M. and HARTMANN, A. (1993): Method for the determination of indole-3-acetic acid and related compounds of L-tryptophan catabolism in soils. J. Chromatogr. 629, (2), 255-266.

SPARLING, G. P. (1983): Estimation of microbial biomass and activity in soil using microcalorimetry. J. Soil Sci. 34, 381-390.

## Collembolen und mikrobielle Biomasse in einem Agrarstandort

von  
Claus Heisler<sup>#)</sup> und Ernst-August Kaiser<sup>+)</sup>

### EINLEITUNG

Das Befahren von Ackerflächen führt zu Bodenverdichtungen mit Auswirkungen auf Porensystem, Gas- und Wasserhaushalt und damit auch auf die im Porensystem lebenden Organismen. Nach Kaiser et al. (1991a) werden Bodenmikroorganismen indirekt durch Verdichtungen beeinflusst, da sie die Gefahr von Zonen mit mangelndem Gasaustausch im Boden erhöhen. Collembolen benötigen nach Joschko (1990) Grobporen von mindestens 10 µm Durchmesser. Bodenverdichtungen durch Befahren führen aber hauptsächlich zu einem Verlust an Grobporen (Kaiser et al. 1991b), so daß den Collembolen Lebensraum verloren geht und ihre Zahl abnimmt (Heisler, 1993a). Collembolen sind Indikatoren für Bodenverdichtungen (Heisler, 1993b), sowie nach Dunger (1983) auch Katalysator für mikrobielle Aktivität. Da Collembolen nicht über Enzyme zum Aufschluß von Gerüstsubstanz verfügen, sind sie hierbei auf Mikroorganismen angewiesen (Borkott und Insam, 1990), die dann nach Amelsvoort et al. (1988) ihre Hauptnahrungsquelle bilden. Andererseits bereiten Collembolen Ernterückstände durch ihre Fraßtätigkeit für den mikrobiellen Abbau vor.

In dieser Arbeit wird versucht die Reaktionen von Mikroorganismen- und Collembolengesellschaften auf Bodenverdichtungen in einem Agrarstandort darzustellen und deren Auswirkungen anhand der beobachteten Variabilität innerhalb der Fruchtfolge zu bewerten.

### MATERIAL und METHODEN

**Agrarstandort:** Eine 4,5 ha große Fläche bei Timmerlah in der Nähe von Braunschweig (Parabraunerde aus Löss). Die Fläche wurde für den gleichzeitigen Anbau (Tabelle 1) von Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste in drei FÉLDER geteilt.

Tabelle 1: Übersicht der anbautechnischen Daten und mechanischer Bodenbelastungen

Bodenbearbeitung:	Bodenbelastung		
	(Radlast)		
	befahren	stark befahren	
Stoppel- : Grubber (10cm)	2.2 t	2.2 t	
Grundboden- : Pflug (28cm) + Packer	3.7 t	3.7 t	
Saatbett : Rüttelege +Packerwalze	2.2 t	2.2 t	
Drillen		1.2 t	
Pflegemaßnahmen:	Zucker- rüben	Winter- weizen	Winter gerste
N-Düngung[kg N ha <sup>-1</sup> ]	140	230	180
Anzahl Gaben	3	6	6
Pflanzenschutzgaben	8	6	6
Anzahl Arbeitsgänge	8	10	10
			1.7 t
			1.7 t

<sup>#)</sup>Institut für Zoologie der Technischen Universität, Pockelsstraße 10a, Braunschweig

<sup>+)</sup>Institut für Bodenbiologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, Braunschweig



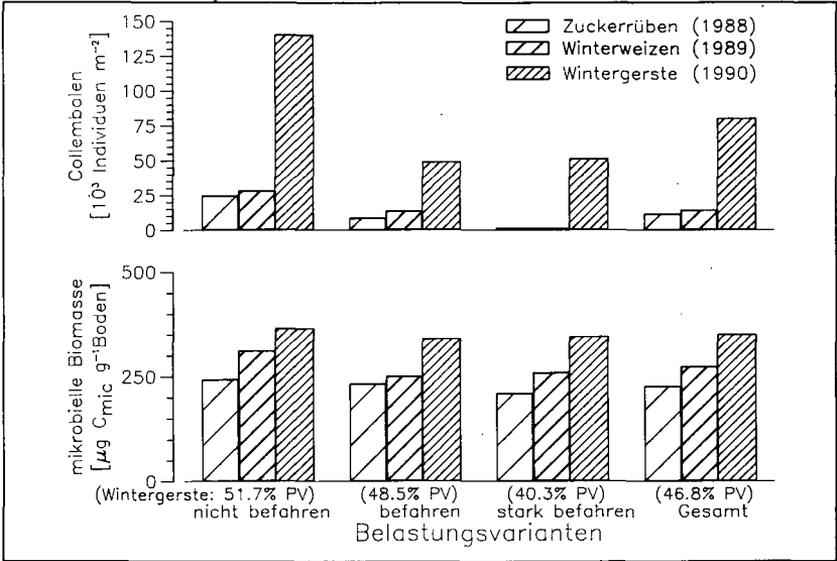


Abbildung 2: Einfluß mechanischer Belastungen und Fruchtfolge auf Collembolendichte und mikrobielle Biomasse (Feld 2, Juni, n=8)

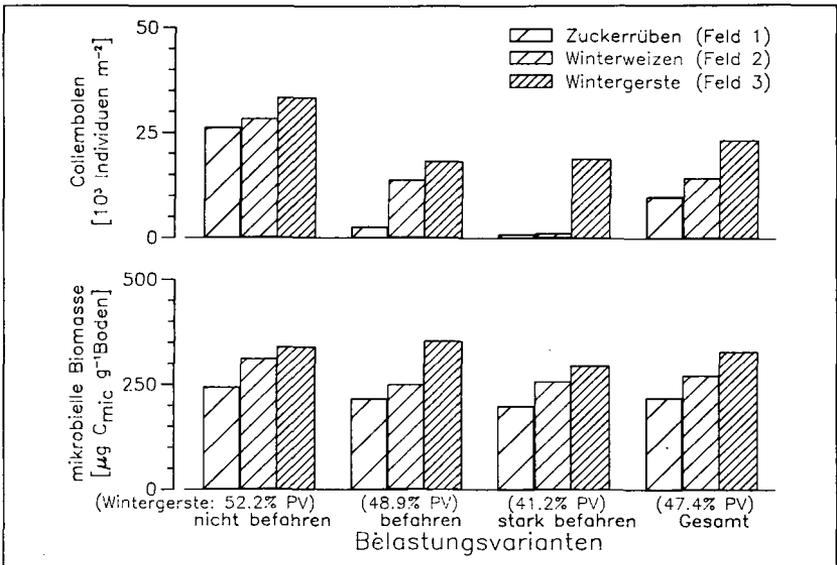


Abbildung 3: Einfluß mechanischer Belastungen und Fruchtfolge auf Collembolendichte und mikrobielle Biomasse (Juni 1989, n=8).

Tabelle 2: Vergleich der relativen Veränderungen [%] von Collembolendichte und mikrobieller Biomasse.

Fruchtart				Bodenbelastung		
Zucker- rüben	Winter- weizen	Winter- gerste		nicht befahren	befahren	stark befahren
42.5	61.2	100	Collembolen	100	39.5	24.0
14.9	18.0	100	Abb. 3a	100	37.2	28.1
			Abb. 2a			
			m. Biomasse			
67.0	82.8	100	Abb. 3b	100	91.8	84.2
65.5	78.0	100	Abb. 2b	100	85.5	88.3

In Tabelle 2 sind die Relativwerte zu den Abbildungen 2 und 3 gegenübergestellt. Aus dem Vergleich der mikrobielle Biomassewerte für die Feldfrüchte und die Belastungen wird deutlich, daß während des Untersuchungszeitraumes (Trockenjahre) der Einfluß der Verdichtung auf die mikrobielle Biomasse (Verringerung des Gasaustausches) kleiner war als der durch die Feldfrüchte (Nährstoffangebot).

Für Collembolen zeichnet sich trotz der beschriebenen Verschiebung in der Dominanzstruktur der Collembolengesellschaft eine gegenläufige Tendenz ab. Die Zerstörung der Grobporen als Lebensraum konnte nicht ausgeglichen werden. Die in den verbleibenden Hohlräumen lebenden Mikroorganismen sind für sie unerreichbar. Collembolen und mikrobielle Biomasse waren stets positiv miteinander korreliert ( $r=1$ ,  $P\leq 1\%$ ).

Die sehr hohen Werte der Collembolendichte im Juni 1990 in der "nicht befahrenen" Variante unter Wintergerste wurde zu 40% durch die nach Didden (1987) sehr verdichtungsempfindliche euedaphische Form *Onychiurus armatus* s.l. verursacht, während auf der "stark befahrenen" Variante die epedaphische phytophage Art *Isotomurus palustris* ebenfalls zu 40% vertreten war. Diese Art ist sehr mobil und beweidet auf den verdichteten und damit staunassen Flächen den sich bildenden Algenrasen; außerdem verträgt sie die dort wechselnde Feuchte sehr gut.

## ZUSAMMENFASSUNG

An einem Agrarstandort wurde ein Feldversuch mit einer konventionellen dreigliederigen Fruchtfolge und verschiedenen nutzungsbedingten mechanischen Bodenbelastungen angelegt. Innerhalb der Fruchtfolge Zuckerrüben-Weizen-Gerste stiegen die Gehalte an mikrobieller Biomasse und die Collembolendichte an und sie nahmen mit zunehmender Verdichtung ab. Die Variabilität der beobachteten Werte wurde bei der mikrobiellen Biomasse stärker durch die Fruchtart beeinflusst als bei den Collembolen.

## LITERATUR

- Amelsovoort van, van Dongen & van der Werff (1988). *Pedobiologia* **31**, 103-111.  
 Anderson & Domsch (1978). *Soil Biol. Biochem.* **10**, 215-221.  
 Borkott & Insam (1990). *Biol. Fertil. Soils* **9**, 126-129.  
 Dunger (1983). Die neue Brehmbücherei 327. Verlag Ziemsen Wittenberg.  
 Heisler (1993a). *Pedobiologia* (im Druck).  
 Heisler (1993b). *Proceedings Acta Zoologica Fennica* (im Druck).  
 Joschko (1990). Norddeutsche Naturschutzakademie Berichte 3/2, 65-68.  
 Kaiser, Walenzik, & Heinemeyer (1991). In: Wilson, W.S. (ed.), Royal Society of Chemistry, Cambridge UK, Special Publication No. 90, 207-216.  
 Kaiser, Walenzik, & Heinemeyer (1991). *Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch.*, **66**, I, 535-538.  
 Kaiser, Mueller, Joergensen, Insam & Heinemeyer (1992). *Soil Biol. & Biochem.* **24**, 675-683.  
 Macfadyen (1961). *J. anim. Ecol.* **30**, 171-184.

Die Arbeit wurde gefördert durch das BMFT.

**MIKROBIELL GEBUNDENER STICKSTOFF IN LAUBWALD-BÖDEN**

von

R.G. JOERGENSEN<sup>1)</sup> und V. WOLTERS<sup>2)</sup>**PROBLEMSTELLUNG**

Die Größe und Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse in Böden ist vom C-Input, verschiedenen Umwelt- (z.B. Klima, Relief, Wasserhaushalt) und Bodenfaktoren abhängig (z.B. Tongehalt, Kationen-Austausch-Kapazität, Basensättigung und pH-Wert). Die mit der Bodenentwicklung im humiden Klima von Mitteleuropa verbundene Versauerung hat starken Einfluß auf die mikrobiellen Leistungen (WOLTERS und JOERGENSEN 1991). Es ist sehr wahrscheinlich, daß die Zusammensetzung der Zersetzergemeinschaft durch pH-Wert bzw. Pufferzustand sehr stark beeinflusst wird. Es ist unbekannt, in welchem Ausmaß sich der Grad der Versauerung auf die N-Speicherung und den C:N-Quotienten der Bodenmikroflora in Waldböden auswirkt. In diesen Böden können die Beziehungen von mikrobieller Aktivität und Wachstum aufgrund des limitierten Nährstoffangebots ganz anders miteinander verknüpft sein als in landwirtschaftlich genutzten Böden. Der Zusammenhang von C- und N-Umsatz in Waldböden ist weitgehend unbekannt. Daraus ergeben sich folgende Fragen für diese Arbeit: (1) Welche Größenordnung hat mikrobiell gebundener Stickstoff in Waldböden? (2) Welchen Anteil hat dieser am Gesamt-N? (3) Welchen Einfluß haben Bodeneigenschaften, insbesondere der pH-Wert auf den C:N-Quotienten der mikrobiellen Biomasse?

**MATERIAL UND METHODEN**

Die 38 Waldböden sind bei JOERGENSEN und WOLTERS (1994) beschrieben worden, die Bodenanalytik bei WOLTERS und JOERGENSEN (1991). C und N in mikrobieller Biomasse ( $C_{\text{mik}}$  und  $N_{\text{mik}}$ ) wurde mit der Fumigations-Extraktions-Methode quantifiziert. Feuchter Boden, entsprechend 25 g Trockensubstanz, wurde begast ( $\text{CHCl}_3$ ) und unbegast mit 100 ml  $\text{K}_2\text{SO}_4$  extrahiert. Der extrahierte organische Kohlenstoff wurde mit einem automatischen C-Analysator gemessen (Dohrman DC 80). Die Berechnung von  $C_{\text{mik}}$  erfolgte nach WU et al. (1990):  $C_{\text{mik}} = 2,22 \times D_C$  [= (C extrahiert aus begasten Proben) - (C extrahiert aus unbegasten Proben)]. Der extrahierte Gesamt-Stickstoff wurde mit einem Skalar-Analysator nach UV-Persulfataufschluß gemessen. Die Berechnung von  $N_{\text{mik}}$  erfolgte nach JENKINSON (1988):  $N_{\text{mik}} = 2,22 \times D_N$  [= ( $N_t$  extrahiert aus begasten Proben) - ( $N_t$  extrahiert aus unbegasten Proben)]. Der Ammonium-Schub wird folgendermaßen berechnet:  $D_{\text{NH}_4} = [(NH_4 \text{ extrahiert aus begasten Proben}) - (NH_4 \text{ extrahiert aus unbegasten Proben})]$ . Die dargestellten Ergebnisse sind die Mittelwerte aus 3 Parallelen und werden auf die Trockensubstanz bezogen (105 °C, 24 h).

**ERGEBNISSE**

$N_{\text{mik}}$  und  $C_{\text{mik}}$  sind eng miteinander korreliert (Pearson  $r = 0,88$ ), trotz der Verschiedenartigkeit der Böden (Abb. 1).  $N_{\text{mik}}$  ist mit den Bodenfaktoren pH-Wert, KAK,

<sup>1)</sup> Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Straße 4, 3400 Göttingen

<sup>2)</sup> Zoologisches Institut, Saarstraße 21, 6500 Mainz

$N_t$ ,  $P_t$  signifikant positiv und mit dem  $C_{org}:N_t$ -Quotienten negativ korreliert.  $N_{mik}$  ist wie  $C_{mik}:N_{mik}$  und  $N_t$  logarithmisch normalverteilt, pH-Wert,  $C_{org}:N_t$  und  $N_{mik}:N_t$ -Quotient sowie die Differenz  $D_{NH_4}$  können auch durch eine Datentransformation nicht an die Normalverteilung angepaßt werden.

Der  $N_{mik}:N_t$ -Quotient zeigt eine zweigipfelige Verteilung mit einem Schwerpunkt bei 3,5% und einem bei 1,7%  $N_t$  (Abb. 2).  $N_{mik}:N_t$ -Quotient und  $C_{mik}:C_{org}$ -Verhältnis sind sehr eng miteinander korreliert (Spearman  $r = 0,79$ ;  $P \leq 0,0001$ ) und bis auf einen Boden fast deckungsgleich:  $N_{mik}:N_t > 3,0\%$  (Gruppe 1:  $n = 24$ ) und  $N_{mik}:N_t < 2,8\%$  (Gruppe 2:  $n = 14$ ). Aufgrund des  $C_{mik}:C_{org}$ -Verhältnisses wurden die 38 Böden in zwei Gruppen geteilt (JOERGENSEN und WOLTERS 1994):  $C_{mik}:C_{org} > 1,4\%$  (Gruppe 1:  $n = 23$ ) und  $C_{mik}:C_{org} < 1,2\%$  (Gruppe 2:  $n = 15$ ). Die Böden in Gruppe 2 unterscheiden sich markant von denen der Gruppe 1 in allen dargestellten Parametern (Tabelle 1): die Quotienten  $C_{org}:N_t$  und  $C_{mik}:N_{mik}$  sind höher, der pH-Wert ist niedriger und insbesondere der Ammonium-Schub ( $D_{NH_4}$ ) ist extrem niedrig. Der  $N_{mik}:N_t$ -Quotient ist am engstem mit dem pH-Wert positiv korreliert, der auch andeutungsweise zwei Gruppen bildet (Abb. 2). Je niedriger der pH-Wert, desto kleiner ist der  $N_{mik}:N_t$ -Quotient (Tabelle 2). Lockere, aber signifikante Korrelationen bestehen ebenfalls zur KAK, zum  $C_{org}$ -Gehalt und zum  $C_{org}:N_t$ -Verhältnis (Tabelle 2).

**Tabelle 1:** Mittelwert, Minimum und Maximum der untersuchten Bodenparameter in den A-Horizonten (0-10 cm) von 38 Böden unter Laubwald; Gruppe 1:  $C_{mik}:C_{org} > 1,4\%$ ; Gruppe 2  $C_{mik}:C_{org} < 1,2\%$

	Mittel <sup>a</sup>	Minimum	Maximum	Gruppe 1 Mittel <sup>a</sup>	Gruppe 2 Mittel <sup>a</sup>
pH-H <sub>2</sub> O	5,5	3,5	8,3	6,7	4,1
$N_t$ [mg g <sup>-1</sup> ]	4,0	1,0	10,9	3,7	4,5
$C_{org}:N_t$	15,7	12,0	26,6	13,9	18,9
$D_{NH_4}$	15	0	44	17	2
$N_{mik}$ [µg g <sup>-1</sup> ]	108	30	347	140	72
$C_{mik}:N_{mik}$	7,7	4,5	17,3	6,8	9,3
$N_{mik}:N_t$ [%]	2,7	0,6	5,4	3,8	1,6

<sup>a</sup> Geometrisches Mittel

**Tabelle 2:** Spearman Rangkorrelations-Koeffizienten von  $N_{mik}$ ,  $C_{mik}:N_{mik}$  und  $N_{mik}:N_t$  mit Bodenparametern

	pH	KAK	$C_{org}$	$N_t$	$P_t$	$C_{org}:N_t$	$C_{org}:P_t$
$N_{mik}$	0,63 <sup>c</sup>	0,79 <sup>d</sup>	0,24	0,56 <sup>c</sup>	0,53 <sup>b</sup>	-0,62 <sup>c</sup>	-0,15
$C_{mik}:N_{mik}$	-0,33 <sup>a</sup>	-0,34 <sup>a</sup>	0,25	0,01	-0,23	0,44 <sup>b</sup>	-0,41 <sup>a</sup>
$N_{mik}:N_t$	0,70 <sup>d</sup>	0,45 <sup>b</sup>	-0,41 <sup>b</sup>	-0,20	0,03	-0,47 <sup>b</sup>	-0,41 <sup>a</sup>

<sup>a</sup>  $P \leq 0,05$ ; <sup>b</sup>  $P \leq 0,01$ ; <sup>c</sup>  $P \leq 0,001$ ; <sup>d</sup>  $P \leq 0,0001$ .

Sowohl in der Gesamtmenge der Waldböden als auch in beiden Untergruppen ist der  $C_{mik}:N_{mik}$ -Quotient halb so groß wie der  $C_{org}:N_t$ -Quotient (Tabelle 1). Der  $C_{mik}:N_{mik}$ -Quotient ist am engsten mit dem  $C_{org}:N_t$ -Verhältnis korreliert, gefolgt vom  $C_{org}:P_t$ -Quotienten (Tabelle 2). Auch mit dem pH-Wert gibt es eine schwach signifikante, negative Beziehung (Abb. 3). Der Boden mit dem niedrigsten pH-Wert weist auch den engsten C:N-Quotienten auf. Andererseits haben die Böden mit den weitesten C:N-Quotienten alle pH-Werte unter 4.

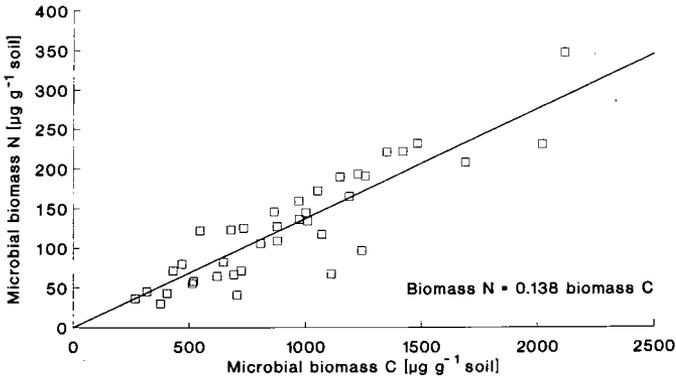


Abb. 1: Lineare Beziehung von  $C_{mik}$  und  $N_{mik}$

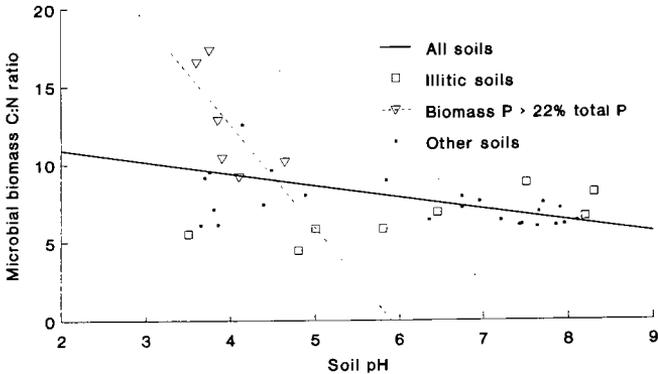


Abb. 2: Lineare Beziehung von  $N_{mik}$  und pH, aufgeteilt in drei Gruppen: (1) alle Böden, (2) illitische Böden und (3) Böden mit einem  $P_{mik}:P_t$ -Quotienten > 22%

### DISKUSSION

Ähnlich wie in landwirtschaftlich genutzten Böden (JENKINSON 1988) sind  $N_{mik}$  und  $C_{mik}$  eng miteinander korreliert, auch ist der  $N_{mik}:N_t$ -Quotient fast doppelt so hoch wie der

$C_{\text{mik}}:C_{\text{org}}$ -Quotient, was die Bedeutung der mikrobiellen Biomasse als Nährstoffspeicher unterstreicht. Der mittlere  $C_{\text{mik}}:N_{\text{mik}}$ -Quotient ist in Waldböden mit 7,7 deutlich größer als die Durchschnittswerte von 5,5 (FI-Methode: JENKINSON 1988) und 4,7 (FE-Methode: MÜLLER 1992) in Ackerböden.

Eine zunehmende Versauerung der Waldböden durch Basenaustrag bewirkt keine eindeutige Veränderung des  $C_{\text{mik}}:N_{\text{mik}}$ -Quotienten in eine bestimmte Richtung. In den Böden des Göttinger Waldes, die überwiegend aus dem Lösungsrückstand des mittleren Muschelkalks bzw. aus nicht-hydromorph verändertem Löss entstanden sind (WOLTERS und JOERGENSEN 1991), sind die C:N-Quotienten der mikrobiellen Biomasse bei niedrigerem pH-Wert kleiner (Abb. 3). Die Tonminerale dieser Böden werden durch Illite dominiert. Ob die Qualität der Tonminerale eine entscheidende Rolle spielt, ist aber nicht geklärt. Ein sinkender pH-Wert ist in diesen Böden mit einer Zunahme der Profiltiefe und der Trockendichte verbunden, wodurch die speicherbaren Wassermengen im Profil erhöht werden. Auch die Verfügbarkeit von Nährstoffen, z.B. von P, könnte sich mit sinkendem pH-Wert so verändern, daß Mikroorganismen mit engeren C:N-Quotienten gefördert werden. Böden mit niedrigerem  $P_t$ -Gehalt weisen zum Teil sehr große  $P_{\text{mik}}:P_t$ -Quotienten auf, die über 40% erreichen können (JOERGENSEN et al. 1994). In der Gruppe von Böden, deren  $P_{\text{mik}}:P_t$ -Quotient größer als 22% ist, zeigt der  $C_{\text{mik}}:N_{\text{mik}}$ -Quotient mit sinkendem pH-Wert einen überaus steilen Anstieg (Abb. 3).

In den meisten Böden läßt sich aber eine Veränderung des C:N-Quotient der mikrobiellen Biomasse nicht durch eine Veränderung einzelner Faktoren erklären. Die Entwicklung eines bodenspezifischen  $C_{\text{mik}}:N_{\text{mik}}$ -Quotienten beruht wahrscheinlich auf einer komplexen Kombination verschiedener Faktoren: Populationsstruktur (Alter, Arten), C-Verfügbarkeit (Menge und Qualität), Nährstoff-Versorgung, Vorhandensein von toxischen Substanzen (z.B. Schwermetalle). Eine Zunahme des  $C_{\text{mik}}:N_{\text{mik}}$ -Quotienten mit steigendem  $P_{\text{mik}}$ -Gehalt (Tabelle 3) bei einer Zunahme des C:N-Quotienten deutet auf eine Veränderung der Artenstruktur hin (Mykorrhiza-Pilze ?), wenn sich C- und N-Verfügbarkeit verschlechtern. Der C:N-Quotient von Pilzen kann in einem weiten Bereich von 4 bis 15 schwanken, der von Bakterien nur in einem engen von 3 bis 5 (PAUL und CLARK 1989). Unbekannt ist, ob sich die C:N-Quotienten der Mikroorganismen im Jahresgang verändern, wahrscheinlich sind sie aber ein relativ konstanter und spezifischer Ausdruck der Artenstruktur, die sich unter bestimmten Boden- und Umweltfaktoren einstellen.

## LITERATUR

- JENKINSON DS (1988) The determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In Wilson JR (ed.) *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*. CAB International, Wallingford, pp 368-386
- JOERGENSEN RG, WOLTERS V (1994) C and N relationships of the soil microbial biomass in soils of deciduous forests. *Biol Fertil Soils* (in press)
- JOERGENSEN RG, KÜBLER H, MEYER B, WOLTERS V (1994) Microbial biomass phosphorus in soils of deciduous forests. *Biol Fertil Soils* (in press)
- MÜLLER T (1992) Zeitgang der mikrobiellen Biomasse in der Ackerkrume einer mitteleuropäischen Löss-Parabraunerde. Eine Ursache für die Mineralisation und Immobilisation des Bodenstickstoffs? Dissertation, Universität Göttingen
- PAUL EA, CLARK FE (1989) *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, San Diego.
- WOLTERS V, JOERGENSEN RG (1991) Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification. *Soil Biol Biochem* 23:897-902
- WU J, JOERGENSEN RG, POMMERENING B, CHAUSSOD R, BROOKES PC (1990) Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation-extraction - an automated procedure. *Soil Biol Biochem* 22:1167-1169

## **ASPEKTE DER MIKROBIELLEN BIOMASSE IM ZEITGANG DES JAHRES**

von

E.-A. KAISER<sup>+)</sup> , T. MÜLLER<sup>++)</sup> , O. HEINEMEYER<sup>+)</sup>  und R.G. JOERGENSEN<sup>++)</sup>

### **PROBLEMSTELLUNG**

Die mikrobielle Aktivität schwankt im Jahresverlauf sehr stark in Abhängigkeit von Temperatur, Bodenwassergehalt und C-Verfügbarkeit.

- Gibt es vergleichbare Fluktuationen der mikrobiellen Biomasse ?
- Welcher Zeitpunkt ist am günstigsten für eine Probenahme, wenn man verschiedene Flächen vergleichen will ?
- Führen solche Fluktuationen zur Mobilisation oder Immobilisation von Stickstoff ?

### **MATERIAL UND METHODEN**

KAISER und HEINEMEYER: Die Probenahme der Böden (Löss-Parabraunerde, ca. 1,1% C<sub>org</sub>) erfolgte mit einem Bohrer (KAISER 1992). Der Wassergehalt der Böden wurde eingestellt (13-20%). Die Proben wurden aerob bei 4°C gelagert, durch ein Sieb (2 mm) passiert, 72 h bei 22°C inkubiert. C<sub>mik</sub> wurde mit der SIR-Methode (substrat-induzierte Respiration) bestimmt. Die Messung erfolgte nach Zugabe von 3000 µg g<sup>-1</sup> Glucose im Durchfluß mit einem IR-Detektor (HEINEMEYER et al. 1989).

MÜLLER und JOERGENSEN: Die Probenahme der Böden (Löss-Parabraunerde, ca. 1,6% C<sub>org</sub>) erfolgte mit einem Spaten. Die Bestimmung von C<sub>mik</sub> und N<sub>mik</sub> mit der FE-Methode (Fumigation-Extraktion) schloß sich unmittelbar an (MÜLLER 1992). Die FE-Methode wurde mit Wurzelentfernung durch Präextraktion (0.05 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), Naßsieben (2 mm) und Zentrifugieren durchgeführt (MUELLER et al. 1992). Die Messung von C<sub>mik</sub> erfolgte mit UV-Persulfataufschluß und IR-Detektion (WU et al. 1990), die von N<sub>mik</sub> nach PRUDEN et al. (1985).

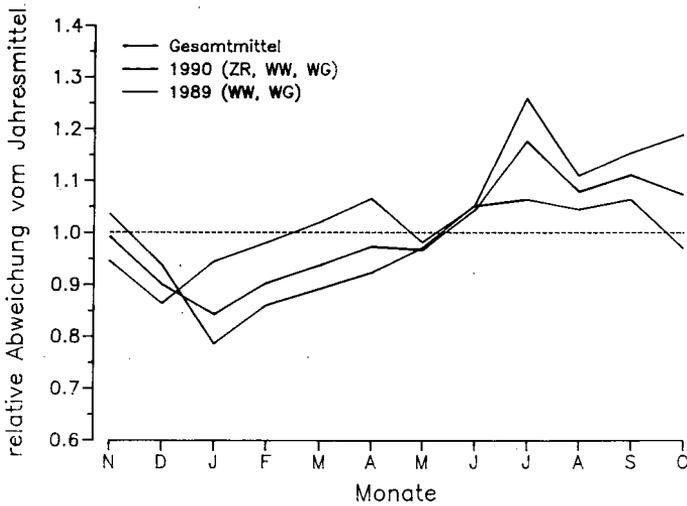
### **ERGEBNISSE UND DISKUSSION**

#### **Zeitgang von C<sub>mik</sub>**

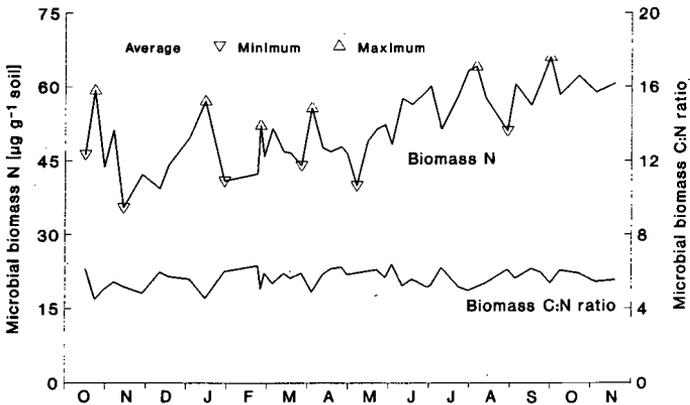
Es konnten keine kurzfristigen Fluktuationen größeren Ausmaßes des C<sub>mik</sub>-Gehaltes beobachtet werden, aber beträchtliche langfristige Zu- und Abnahmen. In den Jahren 88-91 wurden die niedrigsten C<sub>mik</sub>-Gehalte im Winter und die höchsten im Spätsommer gemessen. Das Minimum im Winter war jedoch immer in verschiedenen Monaten. Im Herbst waren die C<sub>mik</sub>-Gehalte nach Zuckerrüben am niedrigsten, nach Wintergerste am höchsten, Winterweizen nahm eine Mittelstellung ein. Die C<sub>mik</sub>-Gehalte nahmen mit der Tiefe ab. Dieser Gradient war z.T. nur schwach ausgeprägt, nahm aber mit fortschreitendem Abstand von der wendenden Bodenbearbeitung durch den Pflug zu. Probleme bei der Messung des Zeitgangs werden verursacht durch die räumliche Variabilität, methodisch bedingte Schwankungen, Veränderung der Dichte und der Oberfläche durch Bodenbearbeitung.

<sup>+)</sup>  Institut für Bodenbiologie der FAL, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

<sup>++)</sup>  Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Straße 4, 3400 Göttingen



**Abb. 1:** (KAISER und HEINEMEYER) Relative Abweichung von  $C_{mik}$  (SIR) im Ap-Horizont (0-30 cm) des Versuchstandortes Timmerlah vom Jahresmittel (ZR = Zuckerrüben, WW = Winterweizen, WG = Wintergerste, n = 144 je Monat und Fruchtart)



**Abb. 2:** (MÜLLER und JOERGENSEN) Zeitgang von  $N_{mik}$  (FE) und des  $C_{mik}:N_{mik}$ -Quotienten in 0-10 cm Tiefe des Versuchstandortes Stadtweg unter Winterweizen, n = 14 je Probenahme)

### Zeitpunkt für die Probenahme

Beim Vergleich der mikrobiellen Biomasse verschiedener Flächen spielt der Zeitpunkt der Probenahme eine wichtige Rolle, da sich die  $C_{\text{mik}}$ -Gehalte in Abhängigkeit von Fruchtart und Witterung unterschiedlich entwickelt haben könnten. MÜLLER (1992) hat gezeigt, daß grundsätzlich das Jahr über Proben genommen werden können. Trotzdem gibt es Zeiten, die witterungsbedingt wenig geeignet sind. Das sind die Monate, in denen der Boden gefroren, extrem naß (Dezember - Februar) oder zu trocken sein kann (Juli - September). Ernte und Stoppelbearbeitung erschweren ebenfalls im Sommer eine korrekte Probenahme. In den Monaten März - Juni ist der Bodenwassergehalt häufig optimal und der  $C_{\text{mik}}$ -Gehalt repräsentativ, aber dessen Variabilität durch Pflanzenwachstum sehr groß (KAISER 1992). Im Vergleich dazu haben die aktuellen Feldfrüchte und häufig auch die Erntereste in den Monaten Oktober bis November einen geringeren Einfluß.

**Tabelle 1:** Einfluß der Vorfrucht auf die  $C_{\text{mik}}$ -Gehalte (KAISER und HEINEMEYER)

Vorfrucht	Nov 88	Nov 89	Nov 90
	$C_{\text{mik}}$		
[ $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden]			
Zuckerrüben	257 <sup>a</sup>	251 <sup>a</sup>	283 <sup>a</sup>
Weizen	296 <sup>b</sup>	329 <sup>b</sup>	329 <sup>b</sup>
Wintergerste	n.b.	335 <sup>b</sup>	365 <sup>c</sup>
[% Zuckerrüben]			
Zuckerrüben	100	100	100
Weizen	115	130	116
Wintergerste	n.b.	133	130

n.b. = nicht bestimmt; gleicher Buchstabe = gleiches Signifikanzniveau ( $P \leq 5\%$ ,  $n = 108$ )

### C:N-Quotienten

Der  $C_{\text{mik}}:N_{\text{mik}}$ -Quotient war im Mittel 5,5, und seine Schwankungen waren nicht signifikant. Den C:N-Quotient der Gesamtbiomasse wurde weder durch N-Düngung, starke Temperatur- und Wassergehaltsschwankungen und auch durch Einarbeiten von Stroh signifikant beeinflusst. Wenn man annimmt, daß 10% der Organismen ihr C:N-Verhältnis halbieren, sinkt der  $C_{\text{mik}}:N_{\text{mik}}$ -Quotient aller Organismen von 5,5 auf 5,2. Wenn man annimmt, daß 10% der Organismen ihr C:N-Verhältnis verdoppeln, steigt der  $C_{\text{mik}}:N_{\text{mik}}$ -Quotient aller Organismen von 5,5 auf 6,1. BREMER und VAN KESSEL (1992) haben einen C:N-Quotienten von 5,3 in der Gesamt-Biomasse gefunden. Nach der Zugabe von  $^{14}\text{C}$ - und  $^{15}\text{N}$ -markiertem Weizenstroh, zeigte der Gehalt an mikrobieller Biomasse einen starken Anstieg, der  $^{14}\text{C}_{\text{mik}}:^{15}\text{N}_{\text{mik}}$ -Quotient war mit 8,3 signifikant über dem ursprünglich C:N-Quotienten, der Gesamt-C:N-Quotient der mikrobiellen Biomasse war aber nicht signifikant verändert.

### Mikrobielle Immobilisation

Aus den Differenzen der signifikanten Minima und Maxima (Abb. 2), kann der N-Input in die mikrobielle Biomasse und der N-Output aus ihr heraus berechnet werden. Aus dem

Quotienten von mittlerer Biomasse und N-Input bzw. N-Output lassen sich Umsatzzeiten von 7 bzw. 9 Monaten berechnen. (JENKINSON und PARRY 1989) haben eine N-Umsatzzeit von 18 Monaten berechnet. Dieses deutet an, daß ein erheblicher Teil der Schwankungen des mikrobiell gebundenen Stickstoffs methodisch bedingt ist.

**Tabelle 2:**  $N_{\text{mik}}$ -Menge im Mittel, Summe der signifikanten Minima und Maxima, 0-10 cm Tiefe (MÜLLER und JOERGENSEN)

	$N_{\text{mik}}$ [kg ha <sup>-1</sup> ]	$N_{\text{mik}}$ [% N <sub>t</sub> ]
Mittel	79	3,3
Summe $\Delta$ (N-Input)	+ 145	6,0
Summe $\Delta$ (N-Output)	- 105	4,4

Nach JENKINSON und PARRY (1989) werden für jede Einheit  $N_{\text{mik}}$  ca. 2,8 Einheiten Nicht- $N_{\text{mik}}$  gebildet (z.B. Exoenzyme, Exudate). Ein Anstieg des mikrobiell gebundenem Stickstoffs von 22 kg ha<sup>-1</sup> in der Zeit vom 28.2.91 - 18.11.91 bedeutet bei dieser Annahme, daß 62 kg Nicht- $N_{\text{mik}}$  ha<sup>-1</sup> gebildet wurden und somit eine Summe von insgesamt 84 kg N ha<sup>-1</sup> in 0-10 cm Tiefe mikrobiell immobilisiert worden sind.

## LITERATUR

- BREMER E, VAN KESSEL C (1992) Seasonal and microbial biomass dynamics after addition of lentil and wheat residues. *Soil Sci Soc Am J* 56:1141-1146
- HEINEMEYER O, INSAM H, KAISER EA, WALENZIK G (1989) Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil* 116:191-195
- KAISER EA (1992) Auswirkungen von Bodenverdichtungen durch landwirtschaftliche Bodennutzung auf die mikrobielle Biomasse. *Landbauforschung Voelkenrode, Sonderheft* 134:1-120
- JENKINSON DS, PARRY LC (1989) The nitrogen cycle in the broadbalk wheat experiment: A model for the turnover of nitrogen through the soil microbial biomass. *Soil Biol Biochem* 21:535-541
- MÜLLER T (1992) Zeitgang der mikrobiellen Biomasse in der Ackerkrume einer mitteleuropäischen Löss-Parabraunerde. Eine Ursache für die Mineralisation und Immobilisation des Bodenstickstoffs ? Dissertation, Universität Göttingen
- MUELLER T, JOERGENSEN RG, MEYER B (1992) Estimation of soil microbial biomass C in the presence of fresh roots by fumigation-extraction. *Soil Biol Biochem* 24:179-181
- PRUDEN G, KALEMBASA SJ, JENKINSON DS (1985) Reduction of nitrate prior to Kjeldahl digestion. *J Sci Food Agric* 36:71-73
- WU J, JOERGENSEN RG, POMMERENING B, CHAUSSOD R, BROOKES PC (1990) Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation-extraction - an automated procedure. *Soil Biol Biochem* 22:1167-1169

# **Mikrobielle Biomasse in Bodenaggregaten unterschiedlicher Größe eines Buchenwaldes nach Exposition im Freiland**

von

**Mathias Koch und Stefan Scheu \***

## **Einleitung**

Im Rahmen eines Freilandexperimentes zur Besiedlung von Bodenaggregaten unterschiedlicher Größe durch Springschwänze (Collembola) wurde die mikrobielle Biomasse untersucht. Hierbei stellte sich die Frage, wie sich die Bodenstruktur in Form von Bodenaggregaten unterschiedlicher Größe auf die Besiedlung durch Mikroorganismen und deren Biomasse auswirkt.

Zu diesem Zweck wurden Kästchen mit Bodenmaterial unterschiedlicher Aggregatgröße in einem Buchenwald auf drei Hangbereichen exponiert. Die einzelnen Hangbereiche zeichneten sich durch Verschiedenartigkeit der Bodentypen aus, welche Unterschiede in der Zusammensetzung der Aggregate der Flächen bedingten.

## **Material und Methoden**

Bodenmaterial einer Terra fusca unter Buchenwald am Kleinen Gudenberg bei Kassel (C-Gehalt 12,7%; C/N-Verhältnis 15,3) wurde vorgetrocknet und folgende Aggregatgrößen ausgesiebt: fein (< 2 mm), mittel (2-4 mm) und grob (4-10mm). Nach einer eintägigen Defaunierung bei 50°C wurde das Bodenmaterial in Plastikkästchen (8x8x5,5cm) gefüllt, deren Seiten mit Gaze (1mm) bespannt waren. Je 10 Kästchen jeder Variante wurden auf drei Hanglagen in dem Buchenwald über einen Zeitraum von 6 Wochen exponiert. Der Boden am Oberhang besteht aus einer Basaltschutt-Fließerde. Der Unterhang zeichnet sich durch eine flachgründige Terra fusca aus. Am Mittelhang hat sich die Basaltschutt-Fließerde über die Terra fusca geschoben, so daß hier die Verhältnisse äußerst heterogen sind.

Die mikrobielle Biomasse wurde mittels substratinduzierter Respiration (SIR; ANDERSON & DOMSCH 1978) bestimmt. Die Bestimmung der mikrobiellen Respiration erfolgte in einer automatischen Meßanlage über O<sub>2</sub> (SCHEU 1992), bei einer Glucosezugabe (in Wasser) von 8000 ppm. Der Wassergehalt wurde dabei auf 100% des Trockengewichts der Bodenprobe eingestellt.

---

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

Um zu überprüfen, inwieweit die Methode für die Bestimmung der Biomasse in größeren Bodenaggregaten geeignet ist, wurde die grobe Fraktion (4-10 mm) in unzerkleinertem Zustand und nach einer Zerkleinerung auf < 1mm in die Anlage eingesetzt. Die Ergebnisse sind in Abb. 1 wiedergegeben. Die Respirationsraten ('maximum initial response') des zerkleinerten Materials und der intakten Aggregate waren fast identisch. Die hier angewandte Methode ist also für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in intakten Bodenaggregaten unterschiedlicher Größe der Untersuchungsfläche geeignet.

Die Extraktion der Springschwänze erfolgte nach einem modifizierten Verfahren von MACFADYEN (1961).

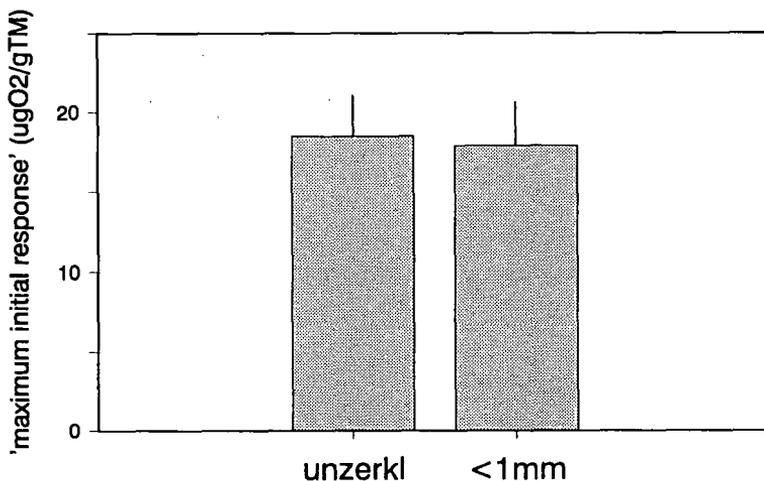


Abb. 1: Level der 'maximum initial response' in intakten Bodenaggregaten (4-10mm) und in Aggregaten nach Zerkleinerung <1mm. Mittelwerte (n = 3) mit Standardabweichung (einseitig).

### Ergebnisse

Die mikrobielle Biomasse hing von der Größe der Bodenaggregate ab ( $P < 0.001$ , 2fache ANOVA). Der Einfluß der Aggregatgröße war jedoch an den Hängen unterschiedlich. Nach Exposition am Mittel- und Unterhang nahm die mikrobielle Biomasse mit steigender Aggregatgröße ab (Abb. 2). Am Oberhang ergab sich ein abweichendes Bild, hier wies die mittlere Fraktion eine etwas höhere Biomasse als die feine Fraktion auf.

Insgesamt variierte die mikrobielle Biomasse stark; mit den untersuchten Faktoren konnten nur 45 % der Varianz erklärt werden (2fache ANOVA).

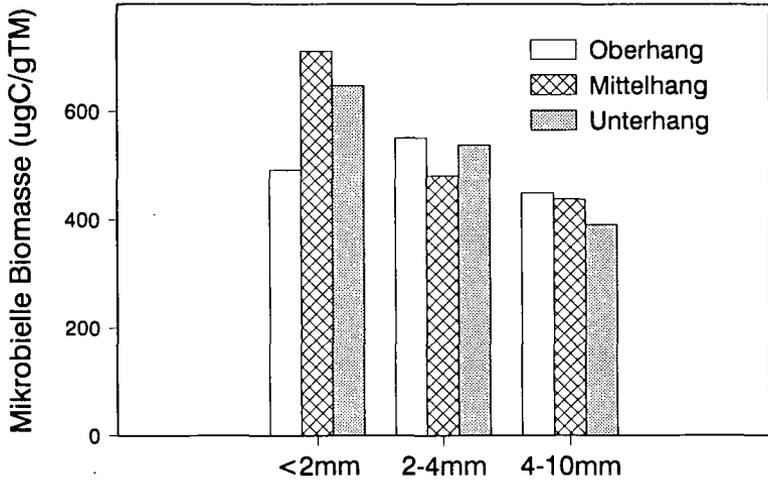


Abb. 2: Mikrobielle Biomasse in Bodenaggregaten unterschiedlicher Größe (Terra fusca) nach Exposition auf drei Hanglagen in einem Buchenwald über 6 Wochen.

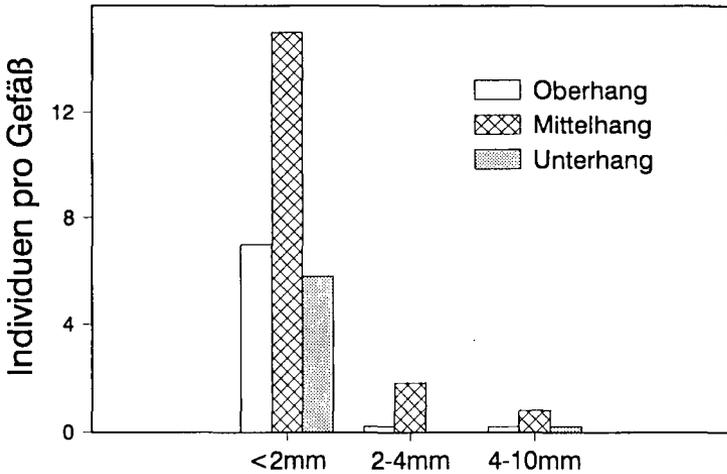


Abb. 3: Besiedlung von Bodenaggregaten unterschiedlicher Größe (Terra fusca) durch den Collembolen *Megalothorax minimus* nach Exposition auf drei Hanglagen in einem Buchenwald über 6 Wochen.

Von den, in den Kästchen nachgewiesenen 17 Springschwanzarten, werden hier nur die Ergebnisse für *Megalothorax minimus* WILLEM dargestellt. Bei dieser Art waren die Unterschiede in der Besiedlung der drei Aggregatgrößenklassen am deutlichsten (Abb. 3).

Die Besiedlung der Kästchen durch *M. minimus* hing von der Größe der Aggregate ab ( $P < 0.05$ , 2fache ANOVA). *M. minimus* zeigte eine bevorzugte, Besiedlung des feinen Bodenmaterials ( $< 2\text{mm}$ ), während im Boden der anderen beiden Aggregatklassen nur wenige Individuen zu finden waren. Zusätzlich deutet sich eine Abhängigkeit des Expositionsstandortes an. In den Kästchen mit dem feinen Bodenmaterial ( $< 2\text{mm}$ ) des Mittelhangs traten deutlich mehr Individuen von *M. minimus* auf.

### Schlussfolgerungen

- (1) Die substratinduzierte Respiration ist geeignet um die mikrobielle Biomasse in intakten Bodenaggregaten unterschiedlicher Größe einer Terra fusca unter Buche zu bestimmen.
- (2) Generell enthalten kleine Bodenaggregate eine höhere mikrobielle Biomasse, dies kann jedoch nach Exposition der Aggregate in verschiedenen Böden im Freiland variieren.
- (3) Der Springschwanz *Megalothorax minimus* besiedelt bevorzugt kleine Bodenaggregate, während größere Bodenaggregate ( $> 2\text{mm}$ ) für eine Besiedlung wenig geeignet erscheinen.

### Summary

Microbial biomass and colonization by collembolans of soil aggregates of different size ( $< 2\text{mm}$ ,  $2-4\text{mm}$ ,  $4-10\text{mm}$ ) from a beechwood (Terra fusca) was investigated after exposure at three locations on a basalt-limestone gradient in the field for 6 weeks. Microbial biomass was at a maximum in aggregates  $< 2\text{mm}$ . The collembolan species *Megalothorax minimus* preferred to colonize cages containing these aggregates.

### Literatur

- ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 10, 215-221.
- MACFADYEN, A. (1961) Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.* 30, 171-184.
- SCHEU, S. (1992) Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: Active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biology & Biochemistry* 24, 1113-1118.

## **Anwendung von Methoden zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse bzw. von deren Aktivität in stark versauerten Waldbodenhorizonten**

Kolk, A., Kubiak, R. und K.W. Eichhorn\*)

Im Rahmen einer mehrjährigen Studie der FVA\*\*) Rheinland-Pfalz zur Auswirkung von praxisüblichen Kompensationskalkungen im Ökosystem Wald (1) sollte auch die Beeinflussung der Bodenmikroflora durch solche Maßnahmen untersucht werden. Da die meisten Methoden der modernen Bodenmikrobiologie an landwirtschaftlichen (Mineral-) Böden entwickelt und angewendet wurden, tritt insbesondere bei der Untersuchung der humusreichen, sauren Auflagehorizonte von Waldstandorten häufig das Problem auf, daß die Untersuchungsmethodik durch die genannten Eigenschaften dieser Böden beeinflusst wird und nicht uneingeschränkt aussagekräftige Ergebnisse produziert werden. Im Folgenden werden die Untersuchungsergebnisse aus dem Versuchsjahr 1992 vorgestellt.

### **Material und Methoden:**

**Standorte:** **Idar-Oberstein** : 69 Jahre alter Fichtenbestand (Hoch- und Idarwald), frische, leicht pseudovergleyte Braunerde aus diluvialen Staublehm über Sollfluktionsdecke mit hohem Anteil an Quarzschutt in submontaner Stufe, pH-Wert < 4,0. **Hochspeyer**: 63-jähriger Kiefernbestand mit unterständiger Buche (nördlicher Pfälzerwald), mäßig frische Podsol-Braunerde aus Buntsandsteinverwitterung über Hauptbuntsandstein (Rehbergsschichten) in kolliner Stufe, pH-Wert ca. 3,0.

Die Einrichtung der Versuchsfelder erfolgte 1988, bis zum Herbst 1991 waren sämtliche Behandlungsmaßnahmen abgeschlossen.

**Probenahme:** 1992 wurden im Januar, April, Juli und Oktober aus dem O<sub>h</sub>-Auflage- und dem A<sub>h</sub>-Mineralbodenhorizont beider Standorte mit Hilfe eines Wurzelbohrers (System Murach, Göttingen) Proben entnommen. Auf jeder Versuchsfläche wurden n=3 unbehandelte und n=2 gleichermaßen gekalkte Parzellen beprobt: aus 4-6 Einstichen pro Parzelle wurde jeweils eine Mischprobe gewonnen und untersucht. Die Kalkungsvariante bestand aus 15 t (Idar-Oberstein) bzw. 2 x 7,5 t (Hochspeyer) Dolomit, 0-0,09 mm, Muschelkalk + 3 % Hyperphos.

**Messungen:** Die mikrobielle Biomasse wurde nach der substratinduzierten Respirationsmethode (SIR) mit einem Wösthoff-Gerät bestimmt (2). Hierbei wurde ein modifiziertes Substrat mit Glucose als C-Quelle und Hefeextrakt als N-Quelle (im Verhältnis 5:1) verwendet. Als Maß für die mikrobielle Aktivität wurde zu allen 4 Probenahmeterminen die Dimethylsulfoxid-Reduktaseaktivität (DRA) (3) bzw. zum

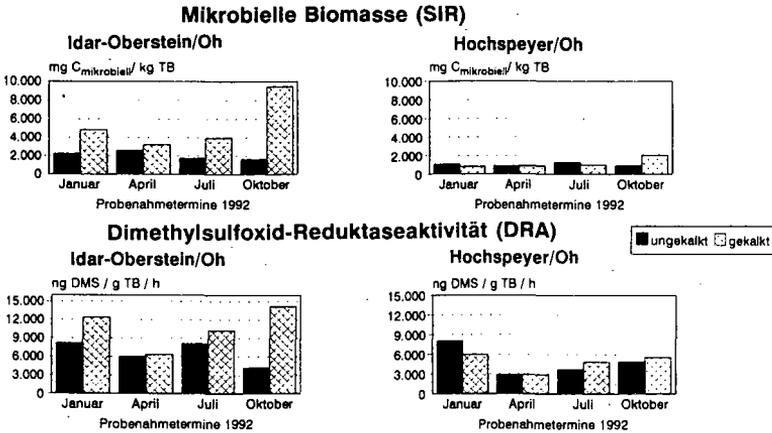
\*) Landes- Lehr- und Forschungsanstalt Neustadt/Wstr. (LLFA), Abt. Phytomedizin  
Breitenweg 71, W-6730 Neustadt/Wstr.

\*\*) Forstliche Versuchsanstalt (FVA), Schloß, W-6751 Trippstadt

Probenahmetermin im April die mikrokolorimetrisch ermittelte Wärmefreisetzung (4) bestimmt. Eine Differenzierung der mikrobiellen Gesamtbioasse in Anteile an Aktinomyceten, Bakterien und Pilzen erfolgte durch Ausplattieren (n=3) von je 0,1 ml der Verdünnungsstufen  $10^{-2}$  bis  $10^{-4}$  einer Bodensuspension (Frischboden entsprechend 1 g Trockenboden, in 9 ml Saline suspendiert) auf selektiven Agarmedien: Littman-Agar (Pilze), Chitin-Agar (Aktinomyceten), Bodensextrakt-Agar pH 7,0 (= BEA; Bakterien) und Auszählen der nach 3 (Bakterien), 7 (Pilze) bzw. 14 Tagen Aktinomyceten) Inkubation bei 21°C und 60 % Luftfeuchtigkeit gewachsenen Kolonien (5).

**Ergebnisse:**

In der O<sub>h</sub>-Auflage des Standortes Idar-Oberstein wurde sowohl die größere mikrobielle Biomasse als auch eine höhere mikrobielle Aktivität gemessen. Außerdem war die mikrobielle Biomasse in diesem Horizont an einzelnen Terminen deutlich höher als in der unbehandelten Kontrolle (siehe Abbildung 1).



**Abb. 1: Mikrobielle Biomasse und -Aktivität (DRA) in der O<sub>h</sub>-Auflage zweier Waldstandorte**

Im A<sub>h</sub>-Horizont wurden ebenfalls beim Standort Idar-Oberstein höhere Werte für mikrobielle Biomasse und -Aktivität gemessen als beim Standort Hochspeyer, signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten konnten dagegen nicht verzeichnet werden. Auf der Grundlage der 1992 erhobenen Daten wurde zwischen der (mittels SIR bestimmten) mikrobiellen Biomasse und der als DRA bestimmten mikrobiellen Aktivität eine positive Korrelation von  $r=0,84$  ermittelt ( $\alpha=0,001$ ), siehe Abbildung 2. Zum Probenahmetermin April 1992 konnte als weitere Methode zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität von Waldbodenproben verschiedener Horizonte die Mikrokolorimetrie herangezogen werden. Die Korrelationsanalyse ergab mit  $r=0,92$

für die DRA und  $r=0,97$  für die Mikrokolorimetrie<sup>\*)</sup> (in beiden Fällen gilt  $\alpha=0,001$ ) für beide Methoden eine positive Korrelation mit der, anhand der SIR-Methode bestimmten mikrobiellen Biomasse. Auch die beiden Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität waren mit  $r=0,87$  ( $\alpha=0,001$ ) positiv korreliert (siehe Abbildung 3).

Abb. 2: Korrelation zwischen mikrobieller Biomasse (SIR) und Aktivität (DRA) bei der Untersuchung von  $O_H$ - und  $A_H$ -Proben verschiedener Waldstandorte.

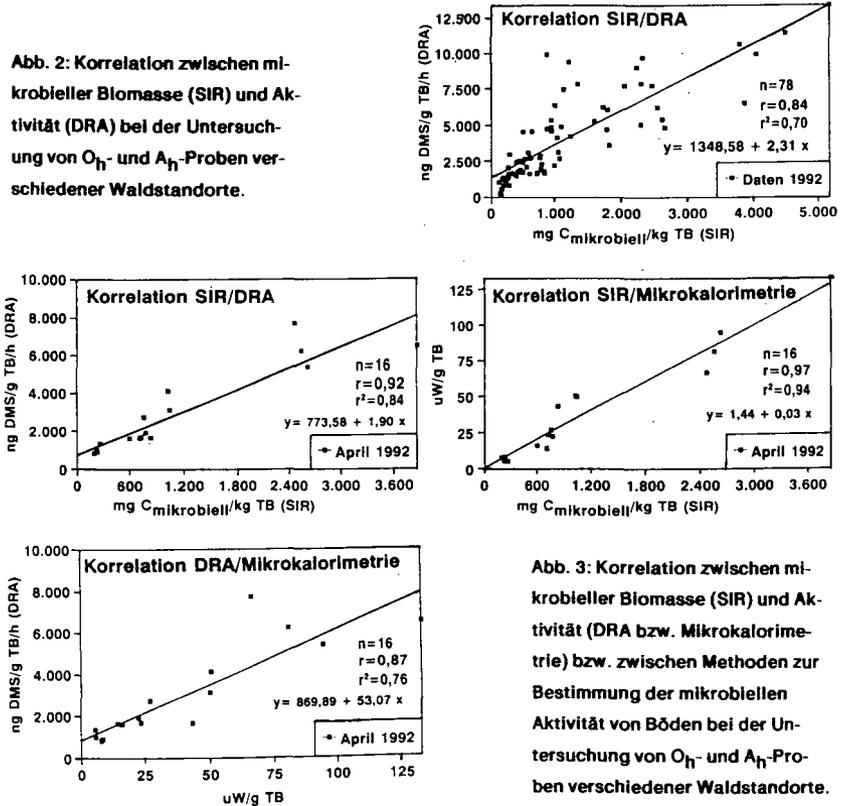


Abb. 3: Korrelation zwischen mikrobieller Biomasse (SIR) und Aktivität (DRA bzw. Mikrokolorimetrie) bzw. zwischen Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität von Böden bei der Untersuchung von  $O_H$ - und  $A_H$ -Proben verschiedener Waldstandorte.

Da beim Vergleich der beiden Standorte Hochspeyer und Idar-Oberstein in Bezug auf mikrobielle Biomasse und -Aktivität quantitative Unterschiede sowie verschiedene Reaktionen auf die Kalkungsmaßnahme festgestellt wurden, sollte untersucht werden, ob dies durch einen qualitativen Unterschied der jeweils vorhandenen Mikroorganismengesellschaften begründet ist. Eine differenzierte Keimzahlbestimmung auf

\*) Diese Messungen wurden am forstbotanischen Institut der Universität Göttingen bei Prof. Hüttermann durchgeführt.

selektiven Agarmedien führte zum Probenahmetermin im Januar 1992 zu folgendem Ergebnis: in den O<sub>H</sub>-Proben beider Standorte wurde in der gekalkten Variante jeweils eine Umkehr des Procaryonten: Eucaryonten-Verhältnisses festgestellt. In den A<sub>H</sub>-Proben aus Hochspeyer war ebenfalls eine deutliche Zunahme der Procaryonten in gekalkten Variante zu verzeichnen, während im A<sub>H</sub>-Horizont der Versuchsfläche Idar-Oberstein auch in der unbehandelten Probe ca. 70 % Procaryonten vorhanden waren (siehe Abbildung 4).

### Vergleich unbehandelter und gekalkter Proben

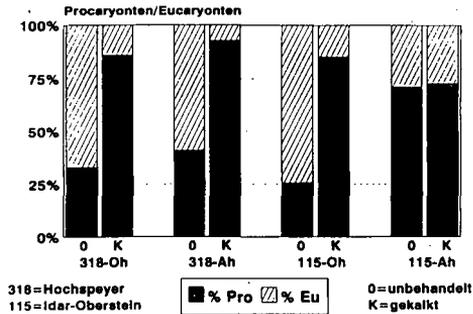


Abb. 4: Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse von Waldbodenproben verschiedener Standorte (diff. Keimzahlbestimmung)

### Zusammenfassung der Ergebnisse:

SIR, DRA und Mikrokolorimetrie sind zur Untersuchung der mikrobiellen Biomasse bzw. - Aktivität von sauren Waldbodenhorizonten geeignete bodenmikrobiologische Untersuchungsmethoden.

Mittels differenzierter Keimzahlbestimmung auf Agarplatten konnten qualitative Unterschiede zwischen verschiedenen Standorten und Behandlungsvarianten aufgezeigt werden.

### Literatur:

- (1) Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 21/1992: Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen.
- (2) Anderson, J.P.E. und K.H. Domsch, 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* **10**, 215-221.
- (3) Alef, K. und D. Kleiner, 1989: Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and soil aggregates by dimethylsulfoxid-reduction. *Biol. Fert. Soils*, **8**, 349-355.
- (4) Rastin, N., Urbainczyk, G., Schlechte, G. und A. Hüttermann, 1991: Soil biological and biochemical activities in different forest ecosystems and their dependence on certain soil and environmental factors. *Soil Biol. Biochem.*
- (5) Dunger, W. und H.J. Fiedler, 1989: *Methoden der Bodenbiologie*. Gustav-Fischer-Verlag Jena.

## TIEFENPROFIL DER MIKROBIELLEN BIOMASSE IN LÖSS-PARABRAUNERDEN

von

M.F.E. LAVAHUN<sup>†</sup>), R.G. JOERGENSEN<sup>†</sup>) und B. MEYER<sup>†</sup>)

### PROBLEMSTELLUNG

Der Gehalt eines Bodens an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff ( $C_{\text{mik}}$ ) hängt von der Menge, der Verteilung und der Qualität des C-Inputs ab. Diese drei Faktoren variieren im Verlauf eines Jahres mit der Zeit und Tiefe. Aus diesem Grund haben wir den  $C_{\text{mik}}$ -Gehalt des Bodens einer mit Weizen (*Stadtweg*) und einer mit Zuckerrüben (*Ziegelei*) bestellten Fläche an verschiedenen Terminen von 0-90 cm Tiefe aufgenommen.

### MATERIAL UND METHODEN

Die Flächen *Stadtweg* und *Ziegelei* befinden sich südlich von Göttingen in Rosdorf. Die Böden der beiden Flächen sind relativ humusreiche Löss-Parabraunerden (GÄTH 1987). Gesamt-C wurde nach Verbrennung gaschromatographisch und Karbonat-C gasvolumetrisch gemessen (GÄTH 1987).  $C_{\text{mik}}$  wurde mit der Fumigations-Extraktions-Methode quantifiziert. Feuchter Boden, entsprechend 25 g Trockensubstanz, wurde begast ( $\text{CHCl}_3$ ) und unbegast mit 100 ml  $\text{K}_2\text{SO}_4$  extrahiert. Der extrahierte organische Kohlenstoff wurde mit einem automatischen C-Analysator gemessen (Dohrman DC 80). Die Berechnung von  $C_{\text{mik}}$  erfolgte nach Wu et al. (1990):  $C_{\text{mik}} = 2,22 \times D_C$  [= (C extrahiert aus begasten Proben) - (C extrahiert aus unbegasten Proben)]. Die dargestellten Ergebnisse sind die Mittelwerte von 8 (*Stadtweg*) oder 7 Probenahmetermenen (*Ziegelei*) mit jeweils 5 Parallelbohrungen und werden auf die Trockensubstanz bezogen (105 °C, 24 h).

### ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Im Jahresmittel unterschieden sich die  $C_{\text{mik}}$ -Gehalte der 3 oberen Schichten nicht signifikant voneinander (Tabelle 1). Der  $C_{\text{mik}}$ -Gehalt war in der Ackerkrume der Weizenfläche *Stadtweg* deutlich höher als der der Zuckerrübenfläche *Ziegelei*. Das kann zum erheblichen Teil an der Interferenz durch Weizenwurzeln liegen (MÜLLER 1992). In der Schicht 0-10 cm war der  $C_{\text{mik}}$ -Gehalt der Fläche *Stadtweg* mit Wurzelentfernung durch Präextraktion, Naßsieben und Zentrifugieren um 12% höher, mit einer maximalen Abweichung von 38% Ende Mai (LAVAHUN et al. 1994). Im Jahresmittel entsprach der  $C_{\text{mik}}$ -Gehalt der Fläche *Ziegelei* ungefähr dem der Fläche *Stadtweg* mit Wurzelentfernung.

Die größten Schwankungen der Ackerkrume traten in der Schicht 0-10 cm auf, sowohl der minimale als auch der maximale Wert der oberen 30 cm wurden in dieser Schicht beobachtet (Tabelle 1). Unterhalb der Ackerkrume nahmen die relativen Schwankungen von  $C_{\text{mik}}$  wieder zu. Insbesondere die Schicht 30-50 cm ist sehr heterogen aufgrund des dort in sehr unterschiedlicher Menge vorhandenen Humusmaterials der früheren Schwarzerde. Aber auch in den beiden untersten Schichten streute der  $C_{\text{mik}}$ -Gehalt ganz erheblich (Tabelle 1). Die Streuung war so groß, daß jahreszeitliche Schwankungen, statisch nicht abgesichert werden konnten.

In 0-30 cm Tiefe waren die  $C_{\text{mik}}:C_{\text{Org}}$ -Quotienten im Mittel  $> 2$  [%]. In der Schicht 30-

<sup>†</sup>) Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Straße 4, 3400 Göttingen

50 cm macht der  $C_{\text{mik}}:C_{\text{org}}$ -Quotient einen großen Sprung und fällt auf Durchschnittswerte  $< 1,2$  [%], da die mikrobielle Biomasse stärker abnahm als die organische Substanz des Bodens (Tabelle 1). In der Schicht 70-90 cm war der  $C_{\text{mik}}:C_{\text{org}}$ -Quotient nur noch 0,7 [%]. Je größer der C-Input durch frisches Pflanzenmaterial ist, desto größer ist der  $C_{\text{mik}}:C_{\text{org}}$ -Quotient. Die Mikroorganismen können aber ihre Biomasse über längere Zeit ohne Zufuhr von frischem Pflanzenmaterial konstant halten, so daß die mischende Wirkung des Pfluges ausreicht, um einen relativ homogenen  $C_{\text{mik}}$ -Gehalt in der Krume zu bewirken, obwohl der Input an Wurzelbiomasse einen ausgeprägten Tiefengradient aufweist (LAVAHUN et al. 1994).

**Tabelle 1.** Mittelwerte, Minima und Maxima von  $C_{\text{mik}}$ , Mittelwerte von  $C_{\text{org}}$  und dem  $C_{\text{mik}}:C_{\text{org}}$ -Quotienten in den Schichten der beiden Flächen

Tiefe cm	Mittel	$C_{\text{mik}}$ $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden		$C_{\text{org}}$ Mittel %	$C_{\text{mik}}:C_{\text{org}}$ Mittel %
		Minimum	Maximum		
<i>Ziegelei</i>					
0-10	310	250	489	1,44	2,15
10-20	321	280	368	1,61	1,99
20-30	300	261	346	1,32	2,27
30-50	83	46	117	0,86	0,97
50-70	34	17	40	0,39	0,87
70-90	22	11	30	0,31	0,71
<i>Stadtweg</i>					
0-10	345	240	426	1,63	2,12
10-20	359	315	406	1,59	2,26
20-30	337	312	384	1,50	2,25
30-50	129	113	151	1,09	1,18
50-70	43	32	51	0,56	0,77
70-90	23	15	31	0,33	0,70
<i>Stadtweg<sup>a</sup></i>					
0-10	305	255	363	1,54	1,98

<sup>a</sup> Mit Wurzelentfernung (MÜLLER 1992)

## LITERATUR

- LAVAHUN MFE, JOERGENSEN RG, MEYER B (1994) Yearly distribution of microbial biomass at different depths of soil under cultivation. *Biol Fertil Soil* (in press)
- MÜLLER T (1992) Zeitgang der mikrobiellen Biomasse in der Ackerkrume einer mitteleuropäischen Löss-Parabraunerde. Eine Ursache für die Mineralisation und Immobilisation des Bodenstickstoffs? Dissertation, Universität Göttingen
- GÄTH S (1987) Böden aus Löss in ihrer hydrologisch bedingten Gesellschaft in Börde und Hügellandschaften Südniedersachsens. Dissertation, Universität Göttingen
- WU J, JOERGENSEN RG, POMMERENING B, CHAUSSOD R, BROOKES PC (1990) Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation-extraction - an automated procedure. *Soil Biol Biochem* 22:1167-1169

## Die mikrobielle Auxinbiosynthese in verschiedenen Böden und ihre Reaktion auf Stressfaktoren

von  
Lebuhn, M., B. Heilmann u. A. Hartmann<sup>+</sup>)

Indol-3-Essigsäure (IAA, Auxin) und die IAA-Speichersubstanz Indol-3-Ethanol (TOL) sind Phytohormone und Metabolite des Tryptophan- (TRP-) Stoffwechsels. Auxine werden nicht nur von Pflanzen, sondern auch von Mikroorganismen gebildet.

Im Boden sind Bakterien und Pilze besonders zahlreich in der nährstoffreichen Rhizosphäre. Es wird diskutiert, daß mikrobielle Auxine das Wurzelwachstum agrarrelevanter Gräser fördern, da sich durch IAA insbesondere die Induktion von Wurzelhaaren und die Ausbildung von Seitenwurzeln stimulieren ließen (1). Es konnte gezeigt werden, daß auxinproduzierende Bakterien zu einer verbesserten Pflanzenernährung beitragen (2). Auxinüberproduktion kann die Pflanzenentwicklung allerdings auch beeinträchtigen.

Die Auxinbiosynthese (Abb. 1) verläuft über den Vorläufer Tryptophan (TRP). Die Aminosäure TRP kann direkt aus dem Cytoplasma, nach Mineralisierung organischer Substanz und Proteolyse und als Wurzelexsudat in den Boden gelangen. Wir konnten in verschiedenen Böden bisher 2 Auxinbiosynthesewege nachweisen, den Indol-3-Pyruvat-Weg und den Indol-3-Acetamid-Weg (3). Daneben ließen sich 2 weitere, vermutlich über die Verfügbarkeit von O<sub>2</sub>, C- und N-Quellen regulierte mikrobielle Abbauewege für TRP (über Anthranilat und Indol<sup>f</sup>) darstellen (4). Über diese werden allerdings keine Auxine gebildet. Abb. 1 zeigt die verschiedenen Wege des TRP-Stoffwechsels nur grob schematisch.

Die Bildung von IAA erfolgt aerob, TOL erfordert dagegen Reduktionsäquivalente wie NAD(P)H<sub>2</sub> (Abb. 1). TOL kann von der Pflanze leichter als IAA aufgenommen werden und dient neben anderen Konjugaten als IAA-Speicher, auf den bei Bedarf zurückgegriffen werden kann.

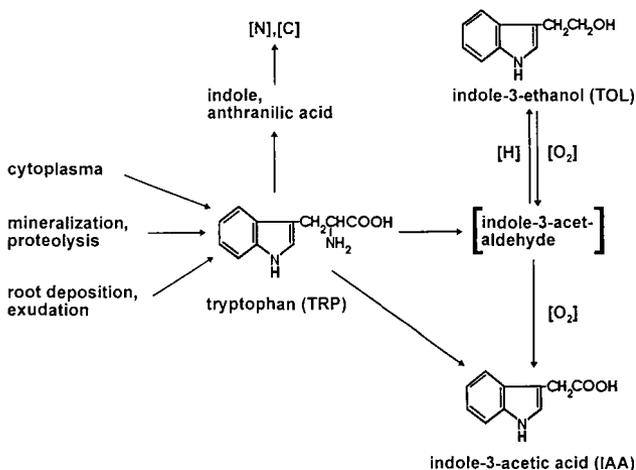


Abb. 1: Tryptophan-Metabolismus und Auxinbiosynthese im Boden

<sup>+</sup>) GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, W-8042 Neuherberg

Wir untersuchten die Regulation der Verwertung von Tryptophan für die Auxinbiosynthese in verschiedenen Böden durch verschiedene, natürliche Streßfaktoren. Zur Bestimmung der Auxinbiosynthese und des TRP-Katabolismus im Boden haben wir eine auf Festphasenextraktion und isokratischer reversed-phase HPLC basierende Methode entwickelt (3). Sie gestattet die gleichzeitige Messung eines breiten Spektrums von Intermediaten und Produkten des TRP-Metabolismus (3,4). Daneben wurden  $C_1$  und  $N_1$  bestimmt und Atmungsparameter über Infrarot-Gasanalyse ("Heinemeyer-Anlage") gemessen. Es wurden von 4 verschiedenen Böden die  $A_0$  bzw.  $A_1$  Horizonte untersucht. 3 Böden stammen aus Scheyern, Obb. (F, Acker; T, ehem. Hopfengarten; G, Wiese) und einer aus Neumarkt, Obb. (S, Acker). Sie wurden auf 2 mm gesiebt und zur Einstellung der optimalen mikrobiellen Aktivität 7 Tage bei 50 % mWHK und 22°C äquiliibriert.

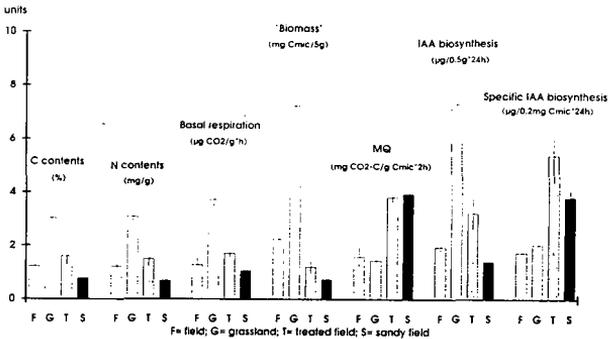


Abb. 2: Nährstoffe, Atmungsparameter und potentielle IAA-Biosynthese in Böden

Wie Abb. 2 zeigt, wies der intensiv durchwurzelte Wiesenboden hohe  $C_1$ - und  $N_1$ -Gehalte auf. Basalatmung und "Biomasse" waren groß und der Metabolische Quotient (MQ, Basalatmung/Biomasse) klein. Der hohe MQ im ehemaligen Hopfengarten weist auf einen hohen Grundstoffwechsel und Reparaturmetabolismus nach Schwermetallbelastung hin, da hier hohe Kupfer- (149,8 mg/kg), Zink- (19,9 mg/kg) und Cadmium- (501 µg/kg) Gehalte gemessen wurden (R. Rackwitz, persönl. Mitteil.). Der Neumarkter Boden ist extrem sandig und nährstoffarm. Dies bedingt eine zahlenmäßig sehr geringe aber aktive, spezialisierte Population mit hohem MQ.

Die substratinduzierte IAA-Biosynthese (TRP-Zugabe) war in den 4 Böden den C- und N-Gehalten, der Basalatmung und - allerdings weniger gut - den "Biomassen" proportional, und die spezifische IAA-Biosynthese (IAA-Synthese/Biomasse) korrelierte am besten mit den Metabolischen Quotienten (Abb. 2).

Metabolische Leistungen der Bodenmikroorganismengesellschaft sind also nicht nur von der Höhe ihrer Biomasse, sondern auch von ihrem metabolischen Zustand abhängig.

Während in allen untersuchten frischen, äquiliibrierten Böden die IAA-Biosynthese gegenüber der TOL-Bildung dominierte, war die Auxinbiosynthese nach Streßeinflüssen qualitativ verändert. Die aktuellen TRP-Gehalte (nicht dargestellt) waren nach allen Streßeinflüssen stark erhöht.

Abb. 3 zeigt, daß direkt nach Tauen gefrorenen Bodens die im Frischboden dominierende IAA-Biosynthese, die wahrscheinlich k-Strategen zuzuordnen ist, in allen Böden deutlich reduziert war. Sie nahm zum TRP-Maximum nach 3 Tagen wieder zu. TOL war im Gegensatz zu IAA direkt nach dem Tauen drastisch erhöht und sank nach 2 Tagen wieder. TOL könnte also statt IAA spezifisch von r-Strategen aus TRP gebildet worden sein.

Wir vermuten, daß der Auxinbiosyntheseshift und die TRP-Dynamik durch das Absterben von Mikroorganismen und das vorübergehende Aufkommen von r-Strategen (TOL-Produktion!) bedingt war. Diese verwerteten wahrscheinlich die abgestorbene Biomasse, wobei direkt nach dem Tauen TRP aus dem Cytoplasma oder nach Proteolyse meßbar wurde. Wir nehmen an, daß das Verdrängen der r-Strategen durch nachfolgende Populationen einen weiteren Mineralisationsschub und damit das TRP-Maximum nach 3 Tagen ergeben hatte.

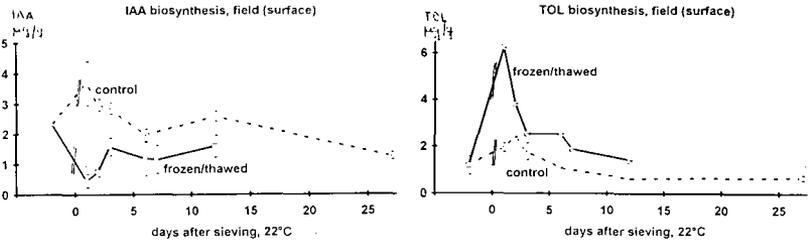


Abb. 3: Einfluß von Gefrieren und Wiederauftauen auf die IAA- und TOL-Biosynthese

Nach Übergang zu Anoxie (Abb. 4) war wie nach Wiederauftauen IAA reduziert und TOL drastisch gesteigert. TOL nahm ebenfalls nach 2 Tagen wieder ab, IAA jedoch nicht wieder zu, da die IAA-Bildung O<sub>2</sub> erfordert (Abb. 1).

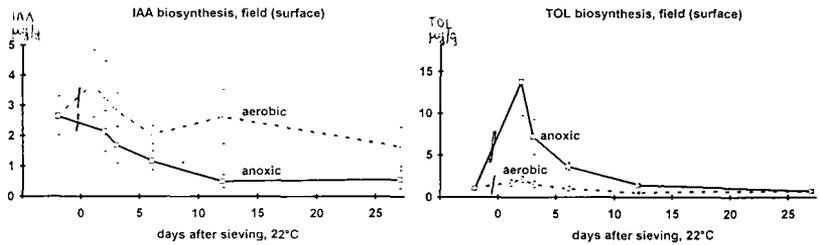


Abb. 4: Einfluß von Anoxie auf die IAA- und TOL-Biosynthese

Nach Lufttrocknen und Wiederbefeuchten war wie nach den anderen untersuchten Streßereignissen in allen Böden TOL vorübergehend stark gesteigert (Abb. 5). IAA war in den Ackerböden - nach anfänglich geringem Rückgang - nach 10 Tagen weit über die Frischboden-Werte erhöht (Abb. 5 oben). Der späte Zeitpunkt des IAA-Maximums stimmt auch nach diesem Streß mit den ebenfalls erst nach 8 bis 10 Tagen drastisch erhöhten TRP-Gehalten (nicht dargestellt) überein. Die Verzögerung des vermuteten Ablösens der r- (TOL-Produktion) durch k-Strategen (IAA-Produktion) ist plausibel, da Austrocknen/Wiederbefeuchten als "harter Streß" gilt, zunächst also Biomasse aufgebaut werden muß.

Wahrscheinlich ist die Wiesenboden-Mikroorganismengesellschaft wegen des permanenten Schutzes durch die bodenbedeckende Vegetation und die Wurzeln nicht gut an den Austrocknungs-/Wiederbefeuchtungsstreß adaptiert, sondern eher ein homogenes Bodenklima gewöhnt. Vermutlich waren deswegen im Wiesenboden die IAA-Produzenten nachhaltiger geschädigt worden als die Populationen in den Ackerböden, die besser an einen häufigen Wechsel der Bodenwassergehalte adaptiert sein dürften.

Die Rekonstituierung physiologischer Leistungen im Boden nach einem Streßereignis scheint also abhängig vom Präadaptationsgrad der Mikroorganismengesellschaft spezifisch an die Art des Stresses zu sein.

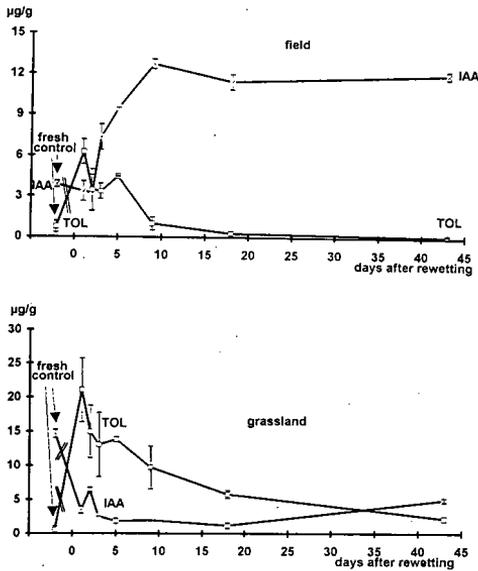


Abb. 5: Einfluß von Lufttrocknen/Wiederbefeuchten auf die IAA- und TOL-Biosynthese

Im Wiesenboden (Abb. 5 unten) war TOL wie in den Ackerböden vorübergehend drastisch gesteigert und IAA ebenfalls zuerst reduziert. IAA konnte sich jedoch nicht wie in den Ackerböden erholen.

Außer durch Populationsverschiebungen läßt sich der shift von IAA nach TOL auch rein biochemisch erklären: Wenn Mikroorganismen nach einem Streßereignis im Boden in den entstandenen Nischen schnell anwachsen, ist der  $O_2$ -Verbrauch durch Atmung zunächst drastisch gesteigert. Dies kann in den Bodenmikrokompartimenten ein  $O_2$ -Defizit bewirken. Die IAA-Biosynthese wäre damit reduziert (Abb. 1), und die im Metabolismus anfallenden, überschüssigen Redox-Äquivalente müssen auf Intermediate wie z.B. Indol-3-Acetaldehyd übertragen werden, was die TOL-Bildung zur Folge hätte (Abb. 1).

Zur Zeit läßt sich noch nicht entscheiden, ob eine dieser Interpretationen zutrifft, oder ob beide Ursachen für den Auxinbiosyntheseshift verantwortlich sind.

Literatur:

- (1) P. Martin, A. Glatzle, W. Kolb, H. Omay and W. Schmidt (1989). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 152(3), 237-245.
- (2) V.L.D. Baldani, J.I. Baldani and J. Döbereiner (1987). Biol. Fertil. Soils 4, 37-40.
- (3) M. Lebuhn and A. Hartmann (1993). J. Chromatogr. 629, 255-266.
- (4) M. Lebuhn, B. Heilmann and A. Hartmann (1992). VDLUFA-Schriftenreihe 35, 854-857.

# **Messung der mikrobiellen Biomasse in verschiedenen Streuhorizonten: Einfluß der Zerkleinerung**

von

**Mark Maraun und Stefan Scheu \***

## **Einleitung**

Die mikrobielle Biomasse gehört zu den wichtigsten Parametern bei der Bestimmung von Stoffumsätzen in Waldökosystemen. Um die mikrobielle Biomasse von Laubstreu zu bestimmen, werden verschiedene Methoden angewandt, die oft eine Vorzerkleinerung der Streu erfordern. Im folgenden Versuch wurde mit der Methode der Substrat-induzierten-Respiration (SIR) der Einfluß dieser Zerkleinerung auf die mikrobielle Biomasse von Buchenlaubstreu untersucht.

## **Methoden**

Benutzt wurde eine Meßanlage, die bei sehr kleinen Streumengen (0.25 g) die Respiration der Mikroorganismen aufzeichnet. Das durch die Bakterien und Pilze erzeugte CO<sub>2</sub> wird dabei von einer KOH-Lösung aufgenommen. Durch den gleichzeitigen O<sub>2</sub>-Verbrauch entsteht ein Unterdruck, der nach einer Mikrokompensationsmethode (elektrolytische O<sub>2</sub>-Freisetzung aus einer CuSO<sub>4</sub>-Lösung) ausgeglichen wird. Die Strommenge, die für den Ausgleich dieses Unterdrucks erforderlich ist, wird stündlich von einem Computer aufgezeichnet und ist der produzierten O<sub>2</sub>-Menge proportional (SCHEU, 1992).

Die Messung der SIR erfolgte nach Zugabe von 80000 ppm Glucose in wässriger Lösung (WEST & SPARLING, 1986). Diese Menge führte nach Voruntersuchungen zu einer 'maximum initial response' (ANDERSON & DOMSCH, 1978). Diese 'maximum initial response' wurde in der L- und F-Schicht aus den Mittelwerten der Stunden 5-10 und in der H-Schicht aus den Mittelwerten der Stunden 8-13 errechnet.

Außerdem führte die Glucosegabe oft zu einer ausgeprägten Wachstumsphase der Mikroorganismen. Das Wachstum der Mikroorganismen hängt dabei von der Verfügbarkeit von Nährstoffen ab. Als Meßgröße für den Einfluß der Zerkleinerung auf die Verfügbarkeit von Nährstoffen wurde das Maximum der Respiration während der Wachstumsphase herangezogen.

Vier Zerkleinerungsstufen wurden unterschieden: unzerkleinert, leicht zerkleinert (mit einer Schere, < 100 mm<sup>2</sup>), stark zerkleinert (mit einem Mixer, < 25 mm<sup>2</sup>) und sehr stark zerkleinert (mit einem Mixer, < 5 mm<sup>2</sup>).

\* II. Zoologisches Institut der Universität, Abteilung Ökologie,  
Berliner Straße 28, 3400 Göttingen

Die Streu wurde in einem Buchenwald am Kleinen Gudenberg bei Zierenberg in der Nähe von Kassel gesammelt. Sie wurde in drei Schichten unterteilt, die im folgenden mit L,F und H bezeichnet werden.

Es wurden jeweils zwei Parallelmessungen durchgeführt.

### Ergebnisse

#### *maximum initial response (M.I.R.)*

Der größte Wert für die 'maximum initial response' (M.I.R.) ergab sich in allen drei Streuschichten bei der Zerkleinerung der Laubstreu auf  $< 25 \text{ mm}^2$  (Abb.1). Dies deutet darauf hin, daß die zugegebene Glucose in der weniger zerkleinerten Streu nicht von allen Mikroorganismen genutzt werden konnte. Die Verringerung der M.I.R. in der sehr stark zerkleinerten Streu deutet dagegen darauf hin, daß die sehr starke Zerkleinerung zu einer Schädigung der Mikroflora geführt hat.

Da das Maximum der M.I.R. bei einer Zerkleinerung auf  $< 25 \text{ mm}^2$  liegt, sollte dieser Zerkleinerungsgrad zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Buchenlaubstreu verwendet werden.

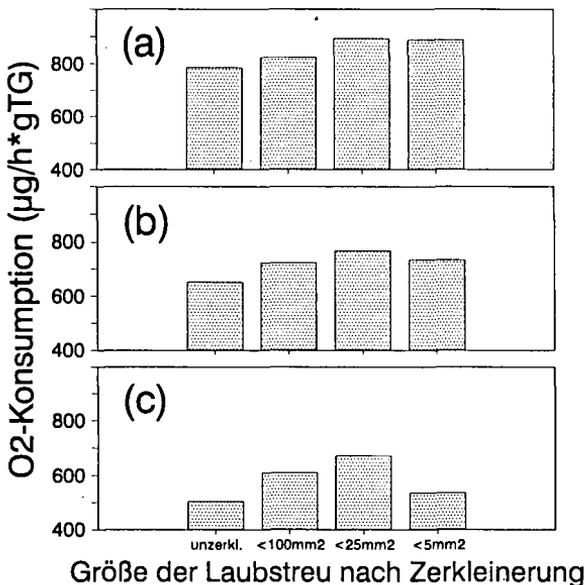
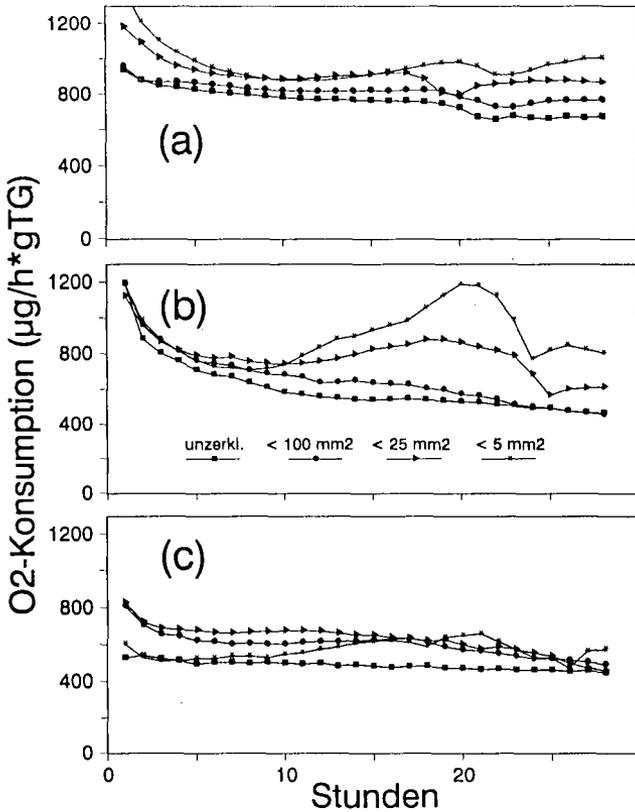


Abb. 1: Level der maximalen respiratorischen Antwort in (a) L-, (b) F- und (c) H-Schicht eines Buchenwaldes nach unterschiedlicher Zerkleinerung.

Die Werte für die M.I.R. nahmen von der L-Schicht bis zur H-Schicht kontinuierlich ab. Da sich die M.I.R. direkt in die mikrobielle Biomasse umrechnen läßt, nimmt also die Biomasse der Mikroflora in dieser Sequenz ab.

### Mikrobielles Wachstum

Durch die Glucosegabe setzte nach etwa 10-15 Stunden oft ein Wachstum der Populationen der Mikroorganismen ein. Je nach Streuschicht und Zerkleinerungsgrad führte dies zu unterschiedlichen Maxima (Abb.2).



**Abb. 2:** Der Einfluß verschiedener Zerkleinerungsgrade auf die respiratorische Antwort der Mikroflora nach Gabe von Glucose in (a) L-, (b) F- und (c) H-Schicht eines Buchenwaldes.

In allen drei Streuschichten traten die höchsten Maxima bei der stärksten Zerkleinerung auf. Bei dieser sehr starken Zerkleinerung wurden offenbar Nährstoffe freigesetzt, die von den Mikroorganismen zum Wachstum genutzt wurden.

Auch bei der Zerkleinerung der Streu auf  $< 25 \text{ mm}^2$  trat in der L- und F-Schicht ein Wachstum der Mikroorganismen auf.

Nur bei unzerkleinerter und mit der Schere nur leicht zerkleinerter ( $< 100 \text{ mm}^2$ ) Streu waren die Mikroorganismen nicht in der Lage, eine Wachstumsphase einzuleiten. Offenbar ist Kohlenstoff für das Wachstum der Mikroflora in den untersuchten Streuhorizonten nicht das primär limitierende Element.

In manchen Varianten trat nach etwa 25 Stunden eine zweite Wachstumsphase auf, die in der Literatur bisher nur geringe Beachtung fand. Möglicherweise handelt es sich dabei um das Wachstum von Pilzpopulationen, während in der ersten Wachstumsphase vor allem Bakterienpopulationen wachsen.

### Schlussfolgerungen

- (1) Mit einer starken Zerkleinerung ( $< 25 \text{ mm}^2$ ) von Buchenlaubstreu läßt sich die 'maximum initial response' optimieren. Diese Zerkleinerungsstufe sollte zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Buchenstreu verwendet werden.
- (2) Kohlenstoff ist nicht der primär limitierende Faktor für das Wachstum der Mikroflora in L-, F- und H-Horizonten eines Buchenwaldes.
- (3) Bei sehr starker Zerkleinerung der Buchenstreu ( $< 5 \text{ mm}^2$ ) werden Nährstoffe freigesetzt, die nach Kohlenstoffgabe ein Wachstum der Mikroflora ermöglichen.

### Summary

Using the substrat-induced respiration method (SIR) in three different litter layers (L, F and H) of a beechwood, the influence of litter fragmentation on the microbial biomass was investigated. Leaf litter with four different sizes classes (intact leaves, fragmented  $< 100 \text{ mm}^2$ ,  $< 25 \text{ mm}^2$ ,  $< 5 \text{ mm}^2$ ) was amended with glucose solution (80000 ppm) to achieve a 'maximum initial response'. SIR was maximized at the size class  $< 25 \text{ mm}^2$ .

### Literatur

- ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 10, 215-221.
- SCHEU, S. (1992) Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: Active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biology & Biochemistry* 24, 1113-1118.
- WEST, A.W. & SPARLING, G.P. (1986) Modifications to the substrat-induced respiration method to permit measurement of microbial biomass in soils of different water content. *Journal of Microbiological Methods* 5, 177-189.

## DIE MESSUNG VON MIKROBIELL GEBUNDEMENEM PHOSPHOR IN LAUBWALD-BÖDEN

von

B. MEYER<sup>+</sup>, H. KÜBLER<sup>+</sup>, V. WOLTERS<sup>++</sup> und R.G. JOERGENSEN<sup>+</sup>

### **PROBLEMSTELLUNG**

Verschiedene Methoden sind entwickelt worden, um die Menge an mikrobiell gebundenem Phosphor ( $P_{\text{mik}}$ ) im Boden zu messen (BROOKES et al. 1982; HEDLEY und STEWART 1982). Trotzdem ist über mikrobiell gebundenem Phosphor in Waldböden sehr wenig bekannt, insbesondere über den Zusammenhang von C- und P-Umsatz. Dieses hat z.T. methodische Gründe. Einen großen Einfluß auf das Ergebnis hat die Wiederfindungsrate von  $P_{\text{mik}}$ , deren Bestimmung folgende Fragen aufwirft: (1) Welchen Einfluß hat die Höhe der P-Zugabe auf die Wiederfindungsrate? (2) Ist die Wiederfindungsrate in begasten und unbegasten Proben identisch?

### **MATERIAL UND METHODEN**

Die Böden, an denen die Vorversuche durchgeführt wurden, entstammen der Umgebung Göttingens, Braunschweigs und Zierenbergs. Sie wurden aus dem Ah-Horizont (0-10 cm) von Laubwaldböden (überwiegend Buche) entnommen, nachdem die Streuauflage entfernt worden ist (JOERGENSEN et al. 1994).  $P_{\text{mik}}$  wurde mit der Fumigations-Extraktions-Methode gemessen (BROOKES et al. 1982): Eine feuchte Probe wird in 3 Teile geteilt. Das erste Drittel (F) wird 24 h mit ethanolfreiem  $\text{CHCl}_3$  in einem Exsikkator bei 25 °C begast. Das  $\text{CHCl}_3$  wird durch mehrmaliges Evakuieren entfernt. Die Extraktion erfolgt mit 0,5 M  $\text{NaHCO}_3$  (pH 8,5), [Boden:Extraktionsmittel = 1:20] durch 30 min horizontales Schütteln ( $150 \text{ r min}^{-1}$ ), Zentrifugieren und Filtrieren durch einen Papierfilter. Das zweite, unbegaste Drittel (U) wird sofort extrahiert. Das dritte, unbegaste Drittel (S) wird ebenfalls sofort extrahiert, jedoch wurden dem Extraktionsmittel eine definierte Menge P ( $1,25 \mu\text{g PO}_4\text{-P ml}^{-1}$  als  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) zur Bestimmung der Wiederfindungsrate dazugegeben. Die  $\text{PO}_4$ -Messung erfolgte mit einer  $\text{NH}_4$ -Molybdat-Ascorbinsäure-Reagenz (JOERGENSEN et al. 1994).

Die Berechnung von  $P_{\text{mik}}$  erfolgte so:  $P_{\text{mik}} = D_P/0,40$  (BROOKES et al. 1982),  $D_P = [F/(S - U)/25 - U/(S - U)/25]$ , F =  $\text{PO}_4$ -P extrahiert aus begasten Böden, U =  $\text{PO}_4$ -P extrahiert aus unbegasten Böden, S =  $\text{PO}_4$ -P extrahiert aus unbegasten Böden + Zugabe von  $1,25 \mu\text{g PO}_4\text{-P ml}^{-1}$  Extraktionsmittel (=  $25 \mu\text{g g}^{-1}$  Boden).

Die Bestimmung der Wiederfindungsrate wurde in 2 Versuchen überprüft. Im ersten Versuch wurde die P-Zugabemenge variiert, im zweiten wurde die Probe in 4 Teile geteilt, um die Wiederfindungsrate an einer begasten Probe messen zu können.

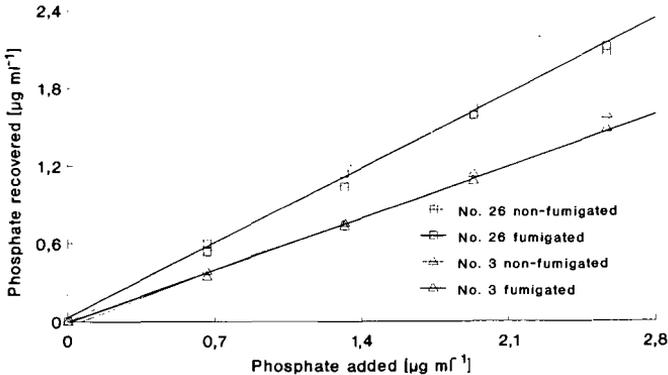
### **ERGEBNISSE**

Die Höhe der zugegebenen P-Menge hatte im Bereich von  $0,625 - 2,5 \mu\text{g ml}^{-1}$  keinen

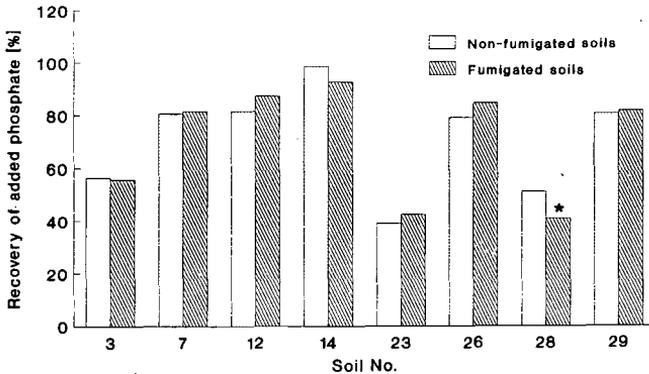
<sup>+</sup>) Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Straße 4, 3400 Göttingen

<sup>++</sup>) Zoologisches Institut, Saarstraße 21, 6500 Mainz

Einfluß auf die Wiederfindungsrate (Abb. 1). Im unteren Bereich stieg aber die Streuung durch die relative Variation der P-Gehalte im  $\text{NaHCO}_3$ -Extrakt der unbegasteten Proben. Die Unterschiede in der Wiederfindungsrate zwischen begasteten und unbegasteten Böden waren mit einer Ausnahme nicht signifikant (Abb. 2).



**Abb. 1:** Lineare Beziehung der Wiederfindungsrate bei verschiedenen Konzentrationen in unbegasteten und begasteten Proben aus zwei unterschiedlichen Böden



**Abb. 2:** Vergleich der P-Wiederfindungsrate in unbegasteten und begasteten Böden (signifikant verschieden vom unbegasteten Boden: \*  $P < 0.05$ , Tukey-Test).

#### LITERATUR

- BROOKES PC, POWLSON DS, JENKINSON DS (1982) Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biol Biochem* 14:319-329
- HEDLEY MJ, STEWART JWB (1982) Method to measure microbial phosphate in soils. *Soil Biol Biochem* 14:377-385
- JOERGENSEN RG, KÜBLER H, MEYER B, WOLTERS V (1994) Microbial biomass phosphorus in soils of deciduous forests. *Biol Fertil Soils* (in press)

## DIE RÄUMLICHE VARIABILITÄT DER MIKROBIELLEN BIOMASSE EINER LÖSS-PARABRAUNERDE

von

T. MÜLLER<sup>+</sup>), R.G. JOERGENSEN<sup>+</sup>) und B. MEYER<sup>+</sup>)

### **PROBLEMSTELLUNG**

Die Messung der Biomasse im Freiland ist mit Problemen behaftet, da es im Jahresverlauf einige Faktoren gibt, deren Veränderung nicht allein die mikrobielle Biomasse, sondern auch ihre Messung beeinflusst. Mit der Fumigations-Extraktions-Methode gibt es jetzt die Möglichkeit, die aktuelle Biomasse im Freiland zu messen (MÜLLER 1992), wobei folgende Fragen zu klären sind: (1) Wie groß ist die räumliche Variabilität der mikrobiellen Biomasse? (2) Hängt diese von Bodenfaktoren ab?

### **MATERIAL UND METHODEN**

Die Versuchsfläche *Stadtweg* befindet sich südlich von Göttingen in Rosdorf. Die Böden dieser Fläche sind relativ humusreiche Löss-Parabraunerden (MÜLLER 1992). Anfang Mai 1990 wurde auf einer Teilfläche (100 m<sup>2</sup>) ein Gitter von 25 Probenahmepunkten angelegt, die 2 m Abstand voneinander hatten. An den Probenahmepunkten wurden mit dem Spaten 2 kg Boden aus einer Tiefe von 0-10 cm entnommen. Die feldfeuchten Proben wurden gemischt, aber nicht gesiebt und präinkubiert. Sichtbare Wurzeln wurden aussortiert. C in mikrobieller Biomasse ( $C_{\text{mik}}$ ) wurde mit der Fumigations-Extraktions-Methode quantifiziert. Feuchter Boden, entsprechend 25 g Trockensubstanz, wurde begast ( $\text{CHCl}_3$ ) und unbegast mit 100 ml  $\text{K}_2\text{SO}_4$  extrahiert. Der extrahierte organische Kohlenstoff wurde mit einem automatischen C-Analysator (Dohrman DC 80) gemessen. Die Berechnung von  $C_{\text{mik}}$  erfolgte nach Wu et al. (1990):  $C_{\text{mik}} = 2.22 \times D_C$  [= (C extrahiert aus begasten Proben) - (C extrahiert aus nicht-begasten Proben)]. Die dargestellten Ergebnisse sind die Mittelwerte aus 3 ( $C_{\text{mik}}$ ) oder 2 Parallelen (übrige Bodendaten) und werden auf Trockensubstanz (105 °C, 24 h) bezogen (MUELLER et al. 1994).

### **ERGEBNISSE UND DISKUSSION**

Keiner der untersuchten Parameter zeigte signifikante Abweichungen von der Normalverteilung. Bis auf den Karbonatgehalt streuten die Bodenparameter nur wenig und zeigten, daß der Boden der Versuchsfläche ausgesprochen homogen ist. Der Variationskoeffizient des  $C_{\text{mik}}$ -Gehaltes war zwischen den Probenahmepunkten fast doppelt so hoch wie der zwischen den Parallelextraktionen. Einige Unterschiede zwischen den Punkten waren signifikant, aber die Verteilung von  $C_{\text{mik}}$  auf der Versuchsfläche zeigte kein regelmäßiges Muster (MUELLER et al. 1994). Im Gegensatz zu anderen Untersuchungen (z.B. WOLTERS und JOERGENSEN 1991) wurden keine signifikanten Korrelationen zwischen  $C_{\text{mik}}$  und den übrigen Bodenparametern gefunden. Enge Korrelationen wurden gefunden, wenn die Bodenparameter sowie der  $C_{\text{mik}}$ -Gehalt in den verschiedenen Böden über eine große Spannweite reichte. Wir dagegen untersuchten nur einen einzigen Boden, dessen  $C_{\text{mik}}$ -Gehalt in einem engen Bereich streute. Die

<sup>+</sup>) Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Straße 4, 3400 Göttingen

mikrobielle Biomasse ist enger mit dem aktuellen C-Input der Pflanzen und dessen kleinräumiger Heterogenität verbunden als mit dem  $C_{org}$ -Gehalt. Deswegen weist umgekehrt die mikrobielle Biomasse in sehr heterogenen Böden eine geringere Streuung auf als die übrigen Bodeneigenschaften (WIDMER und RICHTER 1989).

**Tabelle 1.** Statistische Verteilung von  $C_{mik}$  und Bodenparametern (0-10 cm) auf 100 m<sup>2</sup> Ackerboden (n = 25)

	KAK $\mu\text{eq g}^{-1}$	pH-H <sub>2</sub> O	$C_{carb}$	$C_{org}$ mg g <sup>-1</sup> Boden	$N_t$	$C_{kex}$ $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden	$C_{mik}$ $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden
Mittelwert	157	8,3	1,32	15,4	1,6	97,5	394
SD	6,2	0,1	0,48	0,6	0,05	10,2	32,6
VK [%]	3,9	1,4	37,3	3,6	3,2	10,5	8,3
Minimum	145	8,2	0,84	14,7	1,5	84,9	342
Maximum	166	8,6	2,04	16,8	1,7	129,6	464
SD <sub>P</sub>	4,8	0,1	0,08	0,2	0,03	5,8	4,9

Abkürzungen: KAK = Kationen-Austausch-Kapazität;  $C_{carb}$  = Karbonat-C;  $C_{kex}$  = 0,5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> extrahierbares C; SD = Standardabweichung; VK = Variationskoeffizient; SD<sub>P</sub> = SD der Parallelen; VK<sub>P</sub> = VK der Parallelen

**Tabelle 2.** Korrelationsmatrix

	pH-H <sub>2</sub> O	$C_{carb}$	$C_{org}$	$N_t$	$C_{kex}$	$C_{mik}$
KAK	-0,55 <sup>b</sup>	-0,23	0,28	0,32	0,22	0,13
pH-H <sub>2</sub> O		0,39	-0,36	-0,39	-0,46 <sup>a</sup>	-0,11
$C_{carb}$			-0,61 <sup>b</sup>	-0,44 <sup>a</sup>	-0,17	-0,23
$C_{org}$				0,72 <sup>c</sup>	0,32	0,23
$N_t$					0,32	0,37
$C_{kex}$						0,32

Abkürzungen siehe Tabelle 1; <sup>a</sup>  $P \leq 0,05$ , <sup>b</sup>  $P \leq 0,01$ ; <sup>c</sup>  $P \leq 0,001$

## LITERATUR

- MÜLLER T (1992) Zeitgang der mikrobiellen Biomasse in der Ackerkrume einer mitteleuropäischen Löss-Parabraunerde. Eine Ursache für die Mineralisation und Immobilisation des Bodenstickstoffs? Dissertation, Universität Göttingen
- MUELLER T, JOERGENSEN RG, MEYER B (1994) Measurement of the microbial biomass under field conditions. Biol Fertil Soils (in press)
- WIDMER P, RICHTER J (1989) Räumliche Variabilität mikrobiell gebundenen Stickstoffs und Kohlenstoffs. Mitteiln Dtsch Bodenkundl Gesellsch 59:635-638
- WOLTERS V, JOERGENSEN RG (1991) Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification. Soil Biol Biochem 23:897-902
- WU J, JOERGENSEN RG, POMMERENING B, CHAUSSOD R, BROOKES PC (1990) Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation-extraction - an automated procedure. Soil Biol Biochem 22:1167-1169

## Einfluß der Temperatur auf mikrobielle Aktivität und Biomasse von Humushorizonten eines sauren Waldbodens, ein Mikrokosmosversuch

Regina Pöhhacker und Wolfgang Zech\*)

### 1. Einleitung

Gehalt und Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz werden in entscheidendem Maße von Klimafaktoren beeinflusst (Jenny, 1980). Unter den Bedingungen des gemäßigt humiden Klimas erhöht sich mit dem Anstieg der Temperatur nicht nur die pflanzliche Biomasse-Produktion, sondern auch der mikrobielle Abbau von organischer Substanz. Mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen auf den Bodenhaushalt, verursacht durch den Treibhauseffekt, sind bisher schwer abschätzbar (Sauerbeck und Haider, 1991). Mikrobielle Aktivitäten, Biomasse-Kohlenstoff und in neueren Untersuchungen auch der metabolische Quotient ( $qCO_2$ ) werden für die Beurteilung von Stoffumsetzungen gegenüber veränderten Umweltbedingungen herangezogen (Anderson und Domsch, 1993). Nur in wenigen Fällen liegen Ergebnisse von Waldstandorten vor (Vance et al., 1987; Anderson und Domsch, 1990, 1993). Die Beurteilung mikrobiologischer Bodenparameter mit Kriterien aus bisher üblichen Verfahren erscheint insofern als problematisch, da diese aus Untersuchungen an Ackerstandorten stammen (Hintze et al., 1991). Zusätzlich erschweren räumliche und zeitliche Inhomogenität organischer Auflagen eine Bewertung. Da aber die Wälder der gemäßigten Breiten eine Senke für  $CO_2$  bilden, rücken diese Standorte vor dem Hintergrund der Treibhausproblematik zunehmend in den Mittelpunkt des Forschungsinteresses. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die mikrobielle  $CO_2$ -Freisetzung und den Biomasse-Kohlenstoff in der organischen Substanz eines Waldbodens unter dem Einfluß unterschiedlicher Temperaturen mittels Langzeit-Inkubationsversuchen zu quantifizieren. Darüber hinaus soll diese Studie Hinweise liefern auf mögliche Folgen für Streuabbau und Humifizierung.

### 2. Material und Methoden

Das Substrat entstammt einem Buchenstandort in der Nähe Bayreuths (Humusprofil: Moder; Profilbeschreibung siehe Kögel, 1987). Die Chemischen Kenndaten der beiden Substrate: Lv-Material: pH= 5,65, %Ct= 44,8, %Nt= 1,18, C/N= 38; OhAh-Material: pH= 5,18, %Ct= 13,2, %Nt= 0,71, C/N= 17,8. Laubstreu wurde bei 5, 12, 22 und 32°C, der humose Mineralboden bei 5, 12 und 22°C mit 70% WK<sub>max</sub> in Plastikgefäßen inkubiert. Die Probennahme erfolgte nach 30, 90, 180, 365 und 720 Tagen. Das Material wurde tiefgefroren und vor Analysenbeginn bei Versuchstemperatur vorinkubiert. Die mikrobielle Aktivität wurde über die basale und substratinduzierte Atmung erfaßt (SIR, nach Anderson und Domsch, 1978, modifiziert). Die Biomassebestimmung erfolgte mittels Fumigation/Extraktion nach Vance et al., 1987. Die Extrakte wurden durch Polysulfonfilter (0,45 µm) filtriert und am Dohrmann DC 90 gemessen. Der mikrobielle Biomasse-C wurde nach Scholle et al. (1992) berechnet.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wies die Buchenstreu (Lv) eine höhere mikrobielle Aktivität und höhere, aber temperaturunabhängige Biomasse-C-Werte gegenüber dem humosen Mineralboden auf. Die Zugabe von Glucose zu den Lv-Proben des ersten Probennahmeterrins (30. Inkubationstag) führte zu einer Verdoppelung der  $CO_2$ -Produktion (SIR) mit Zunahme der Inkubationstemperatur um 10°C (12-22-32°C), wie Abb. 1a zeigt. Zu diesem Termin wurden sowohl die höchsten basalen, als auch die substratinduzierten  $CO_2$ -Werte gemessen. Im weiteren Verlauf der Inkubation verringerte sich die sowohl die basale als auch die SIR bei allen Versuchstemperaturen, die SIR näherte sich dann nach 2 Jahren der basalen Atmung an. In den Temperaturvarianten 5 und 12°C, die eher stanortnahe Temperaturen repräsentierten, gab es kaum Unterschiede zwischen SIR und basaler  $CO_2$ -Produktion.

Der Biomasse-C im Lv zeigte dagegen nur sehr geringe quantitative Unterschiede über den

\*) Lehrstuhl f. Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth, Postfach 101251, D-8580 Bayreuth

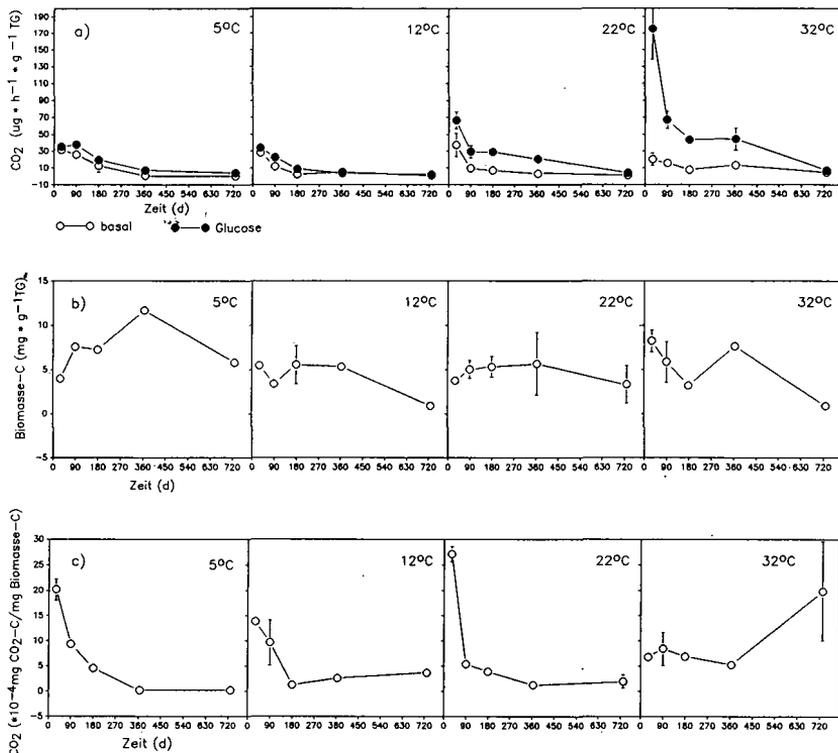


Abb. 1: Einfluss von Temperatur auf die CO<sub>2</sub>-Produktion a), den Biomasse-C b) und den qCO<sub>2</sub> c) in der Buchenstreu (Lv)

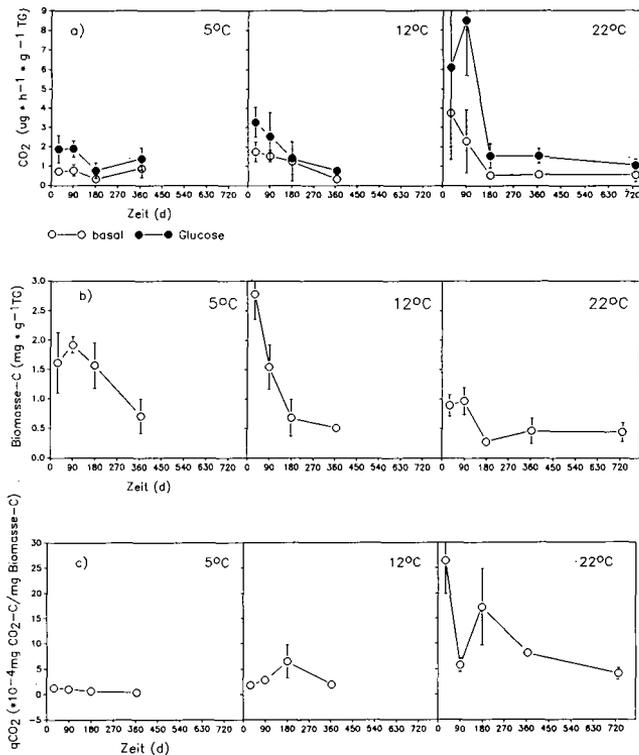


Abb. 2: Einfluss von Temperatur auf die CO<sub>2</sub>-Produktion a), den Biomasse-C b) und den qCO<sub>2</sub> c) im humosen Mineralboden

gesamten Versuchszeitraum und zwischen den Temperaturvarianten (Abb.1b). Mit Durchschnittswerten von 7,3 mg \* g<sup>-1</sup> TG lagen die 5°C-Proben am höchsten, die bei 12°C inkubierten mit 4,1 mg \* g<sup>-1</sup> TG am niedrigsten (5,1 bei 22°C und 5,2 bei 32°C).

Der Verlauf der mikrobiellen Aktivität im humosen Mineralboden zeigte ähnliche Tendenzen. Eine deutliche Zunahme der CO<sub>2</sub>-Produktion setzte bereits bei einem Temperaturunterschied von 7°C (5 bis 12°C) ein. Insgesamt betrug die SIR jedoch nur 5-10%, der Biomasse-C nur 20% des Lv. Bei erhöhter Inkubationstemperatur von 22°C kam es zu einer drastische Senkung des Biomasse-C.

Die Versuche zeigten, daß mit der Methode der substratinduzierten Atmung an beiden Humushorizonten Temperatureffekte auf die mikrobielle Aktivität deutlich gemacht werden konnten. Unter der Anwendung standortnaher Inkubationstemperaturen war das Substratangebot zur Energiedeckung ausreichend und wurde durch Glucosezugabe nicht maßgeblich gesteigert. Auch die leicht höheren Biomasse-C-Werte bei 5°C lassen eine optimale Nutzung der Ressourcen vermuten. Bei höheren Temperaturen trat ein hoher Substratbedarf auf, der weder an der Basalatmung noch an der Biomasse im Lv erkennbar war. Diese Ergebnisse lassen auf eine an ein breites Temperaturspektrum angepaßte Mikroflora und -fauna in der Streulage schließen. Mit zunehmender Modifikation der organischen Substanz, wie sie im humosen Mineralboden (OhAh) vorliegt, verringerte sich insgesamt sowohl die mikrobielle Aktivität als auch der Biomasse-C drastisch. In diesem Substrat reagierten die Mikroorganismen wesentlich empfindlicher auf Temperaturerhöhungen besonders bei 22°C.

Nach Untersuchungen von Anderson und Domsch (1993) und Heilmann und Beese (1991) liefert der metabolische Quotient einen physiologischen Indikator für Veränderungen/Störungen in Ökosystemen. Hohe qCO<sub>2</sub>-Werte von durchschnittlich 17 im Lv und 26 (bei 22°C) im OhAh am ersten Probenahmeterrain deuten auf einen hohen Konkurrenzdruck während der Wiederbesiedelung und Erschließung der leicht verfügbaren organischen Substanz hin. Im weiteren Verlauf der Inkubation wurden hohe qCO<sub>2</sub>-Werte nur bei 32°C im Lv und bei 22°C im OhAh ermittelt. Demzufolge stellen anhaltend hohe Temperaturen einen Stressor dar, der über den qCO<sub>2</sub>-Wert quantifiziert werden kann. Die Deutung des metabolischen Quotienten bleibt kritisch, da sehr genau die öko(physisi)ologischen Hintergründe beleuchtet werden müssen.

#### 4. Literatur

- Anderson, J. P. E., Domsch, K. H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- Anderson, T. H., Domsch, K. H. (1990): Application of Eco-physiological Quotients (qCO<sub>2</sub> and qD) on microbial Biomass from soil of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22, 251-255
- Anderson, T. H. und Domsch, K. H. (1993): The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25, 393-395.
- Heilmann, B., Beese, F. (1991): Variabilität der mikrobiellen Aktivität und Biomasse eines großen Bodenkollektivs in Abhängigkeit von verschiedenen Standortparametern. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 66/1, 495-498.
- Hintze, Th., Gehlen, P. und Schröder, D. (1991): Über die Gültigkeit der mikrobiellen Biomassebestimmung für Ackerböden und Waldböden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 66/1, 503-506.
- Jenny, H. (1980): *The Soil Resource*. Springer Verlag, New York.
- Kögel, I. (1987): Organische Stoffgruppen in Waldhumusformen und ihr Verhalten während der Streuzersetzung und Humifizierung. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* Bd. 1.
- Sauerbeck, D. und Haider, K. (1991): Mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Bodenfruchtbarkeit. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 66/II, 713-718.
- Scholle, G., Wolters, V. und Joergensen, R. G. (1992): Effects of mesofauna on the microbial biomass in two moder profiles. *Biol. Fertil. Soils* 12, 253-260.
- Vance, E. D., Brookes, P. C., Jenkinson, D. S. (1987): An extraction method for measuring microbial C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 159-164.

Wir danken der DFG (SFB 137, C1) für die finanzielle Unterstützung des Projektes

**Verteilung der mikrobiellen Biomasse und Aktivität in Waldböden entlang eines  
Transektes europäischer Fichten- und Kiefernstandorte**

**M. Raubuch und F. Beese**

**Einleitung**

Die Aktivität der Mikroorganismen wird von bodeninternen Faktoren wie Substratqualität und -verteilung sowie chemischen und physikalischen Parametern beeinflusst (Adu & Oades, 1978). Auch dem chemischen und physikalischen Klima kommen als externen Faktoren große Bedeutung zu (Berg, 1986; Berg et al., 1982). Veränderungen der Umweltbedingungen wirken sich auf die abiotischen Bedingungen im Boden aus und führen zu unterschiedlichen Mustern der Verteilung und Aktivität von Mikroorganismen (Raubuch, 1992).

Es wurden folgenden Fragestellungen untersucht: Wie sieht die Verteilung der mikrobiellen Biomasse in unterschiedlichen Waldböden aus und lassen sich Zusammenhänge zwischen der mikrobiellen Biomasse und anorganischen bodenchemischen Parametern finden. Die Untersuchungen wurden an Böden von Fichten- und Kiefernwäldern entlang eines Transektes von Irland bis Deutschland mit steigendem Versauerungsgrad im Rahmen des EG-Projektes CORE durchgeführt (Raubuch, 1993).

**Methoden**

Von jedem Standort wurden 7 Bodensäulen (24cm hoch, 15cm Durchmesser) entnommen. Die Bodenmonolithe wurden nach Horizonten (Ol, Of, Oh, Ah, Ahe, Bv) fraktioniert. Alle Mineralhorizonte und der Oh wurden gesiebt (2mm) und bei 4°C gelagert. Die Standorte und die Böden wurden von Raubuch (1993) detailliert beschrieben (Tabelle 1).

Die mikrobielle Biomasse und Aktivität wurde mittels des Sauerstoffverbrauchs (Sapromat; Fa. Volth) in Anlehnung an die Methode von Anderson und Domsch (1978) und nach Raubuch (1990) bestimmt. Alle Messungen wurden bei 22°C und 40-60% der maximalen Wasserkapazität durchgeführt.

Die statistische Auswertung mittels Varianzanalyse und linearer Regression wurde mit dem Programm "Statgraph" durchgeführt.



Gesamtbiomasse in den Mineralhorizonten festgestellt werden. Diese läßt sich auch anhand der Biomasse in den ersten 22cm eines jeden Standortes nachweisen (Tabelle 1).

Mit Hilfe der Varianzanalyse und der linearen Regression wurde überprüft, ob es eine Beziehung zwischen den Konzentrationen der mikrobiellen Biomasse und den pH Werten eines Horizontes gibt. In den Test wurden die Proben aller Standorte einbezogen. Die Ergebnisse sprechen dafür, daß der pH-Wert die mikrobielle Biomasse beeinflußt. Eine deutliche Beziehung zeigen die Werte in den Of-, Oh- und Bv-Horizonten (Tabelle 2).

Tabelle 2: Korrelationskoeffizienten zwischen der mikrobiellen Biomasse und den pH-Werten

Horizont	Varianzanalyse	Lineare Regression
	Prob. Level	r <sup>2</sup>
Of	0,54503	0,0289
Of	0,00000	0,6386
Oh	0,00055	0,7132
Ah	0,00826	0,2567
Ahe	0,26194	0,1128
Bv	0,00007	0,5536

#### Zusammenfassung

Es konnte gezeigt werden, daß mit zunehmender Versauerung die mikrobielle Biomasse und Aktivität im Mineralboden von Waldböden abnimmt. Diese Veränderung in der Verteilung konnte besonders bei Standorten, die mit versauernden Einträgen belastet sind, beobachtet werden und läßt sich auch anhand einer generellen Abnahme der mikrobiellen Biomasse verfolgen. Es konnte gezeigt werden, daß zur Beurteilung der mikrobiellen Biomasse und Aktivität die Konzentration dieser Parameter nicht ausreicht. Die Gesamtbiomasse und Gesamtaktivität sind wichtige Parameter zur Beurteilung der mikrobiellen Biomasse in Böden.

#### Referenzen:

ANDERSON, J.P.E. und DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soll. Biol. Biochem.* 10, 215-221.

- ADU, J.K. und OADES, J.M. (1978): Physical factors influencing decomposition of organic materials in soil aggregates. *Soil Biol. Biochem.* 10, 109-115.
- BERG, B. (1986): The influence of experimental acidification on needle litter decomposition in a *Picea abies* L. forest. *Scand. J. For. Res.* 1: 317-332.
- BERG, B., WENÉN, B. und EKBOHM, G. (1982): Nitrogen level and decomposition in scots pine needle litter. *Oikos* 38, 291-296.
- RAUBUCH, M. (1990): Sauerstoffmessungen mit dem Sapromaten. In: "Methoden zur quantitativen Bestimmung und Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse im Boden", MARTENS R., Eds., Selbstverlag des Institutes für Bodenbiologie der FAL-Braunschweig, S. 6-9
- RAUBUCH, M. (1992): Wechselwirkungen zwischen mikrobiologischen und chemischen Parametern in Waldböden unter Berücksichtigung des atmosphärischen Eintrags. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Universität Göttingen, Reihe A, Bd. 89, S.1-113*
- RAUBUCH, M. (1993): Regulation of organic matter and nutrient turnover in the soil compartment of European forests. - Joint progress report on site descriptions and experiments for the CORE-project. IN: *Ecosystems Research Report 3. CEC. Directorate-General for Science, Research and Development, Brussels.*

Danksagung:

Wir danken der Kommission der europäischen Gemeinschaft und der European Science Foundation für die finanzielle Unterstützung.

# **Streuzerkleinerung und Pelletierung von Buchenstreu durch saprophage Makroarthropoden: Einfluß auf den Nährstoffstatus der Mikroflora**

von

**Stefan Scheu und Mark Maraun\***

## **Einleitung**

Fraß von Bodentieren an toter organischer Substanz, z.B. Laubstreu, führt meist zu einer starken Zerkleinerung und Pelletierung des Materials. Obwohl für die Zersetzung von Streu fast ausschließlich Mikroorganismen, v.a. Pilze, verantwortlich sind, und Bodentiere direkt über ihren eigenen Stoffwechsel nur geringen Anteil haben, kann eine Zerkleinerung und Pelletierung von Streu Aktivität und Zustand der Mikroorganismen wesentlich beeinflussen. Vor allem durch methodische Probleme, die eng mit der Kleinheit der Kompartimente zusammenhängen, fand die Wirkung der Tiere auf den Nährstoffzustand der Mikroorganismen bisher nur wenig Beachtung.

In dieser Arbeit wird der Einfluß eines typischen saprophagen Makroarthropoden Mitteleuropas (*Glomeris marginata* (Villers)) auf den Nährstoffstatus der Mikroflora in Buchenstreu untersucht. Dazu wurden Streu und Kot der Glomeriden, der nach Fraß an Buchenstreu abgelegt wurde, mit Glucose und verschiedenen Nährstoffen (N und P) gedüngt und die respiratorische Antwort gemessen. Der Nährstoffstatus wurde dabei über das Wachstumsvermögen der Mikroorganismen bei Gabe der unterschiedlichen Dünger bestimmt.

## **Methoden**

Buchenfalllaub wurde in einem Buchenwald auf Kalkgestein gesammelt (Juni) und im Labor an *G. marginata* verfüttert.

Die Messung der Respiration ( $O_2$ -Konsumption) erfolgte über eine automatische Mikrokompressionsanlage (SCHEU 1992). Glucose (80000 ppm) wurde in wässriger Lösung zugegeben, wodurch sich der Wassergehalt auf 250% des Trockengewichtes erhöhte. Die zugegebene Glucosemenge führte zu einer maximalen respiratorischen Antwort (ANDERSON & DOMSCH 1978). Die Gaben von Stickstoff und Phosphor erfolgten in Form von  $(NH_4)_2SO_4$  und  $KH_2PO_4$ . Das C:N:P Verhältnis in den Düngern betrug 10:2:1.

---

\* II. Zoologisches Institut der Universität, Abteilung Ökologie, Berliner Strasse 28, 3400 Göttingen

Zur Charakterisierung des Wachstumsvermögens der Mikroorganismen wurde die zusätzliche O<sub>2</sub>-Konsumption während der Wachstumsphase bis zum Erreichen des Maximums berechnet. Um den Vergleich zwischen Laub und Kot zu erleichtern, wurde die Respirationsumme bei C-, CN- und CP- Düngung relativ zu der bei CNP-Gabe berechnet.

### Ergebnisse

Die mikrobielle Biomasse im Buchenlaub betrug 24200 µgC/gTM (SD = 1900; n = 3) und war im Kot der Glomeriden um 13% erniedrigt (P < 0.05, t-Test). Bei Zugabe von Glucose ohne Nährstoffe trat im Laub nur ein sehr geringes Wachstum der Mikroflora auf (Abb. 1). Sowohl die zusätzliche Gabe von Stickstoff als auch die von Phosphor führte zu einer deutlichen Steigerung des mikrobiellen Wachstums. Das stärkste Wachstum trat erwartungsgemäß in der CNP-Variante auf.

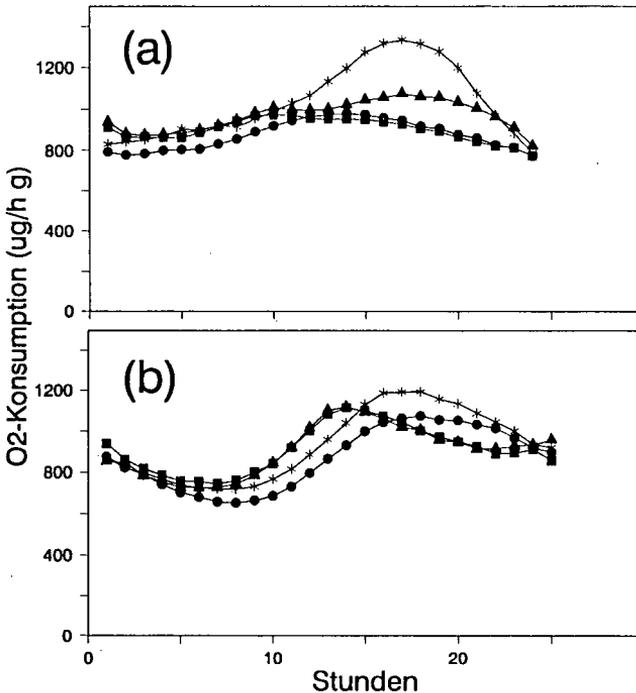


Abb. 1: Respiratorische Antwort der Mikroflora von Buchenlaub (a) und von Kot von Glomeriden (b) nach Zugabe von Glucose (■), Glucose und Stickstoff (●), Glucose und Phosphor (▲) und Glucose und Stickstoff und Phosphor (†).

Im Kot der Glomeriden trat auch bei reiner Glucosezugabe eine ausgeprägte Wachstumsphase der Mikroflora auf (Abb. 1). Die zusätzliche Gabe von Phosphor führte nicht zu einer Erhöhung des mikrobiellen Wachstums. Die zusätzliche Gabe von Stickstoff erhöhte dagegen das Wachstum der Mikroflora signifikant. Wurde Stickstoff und Phosphor gegeben (CNP Variante) trat keine weitere Steigerung des Wachstums auf (Abb. 2).

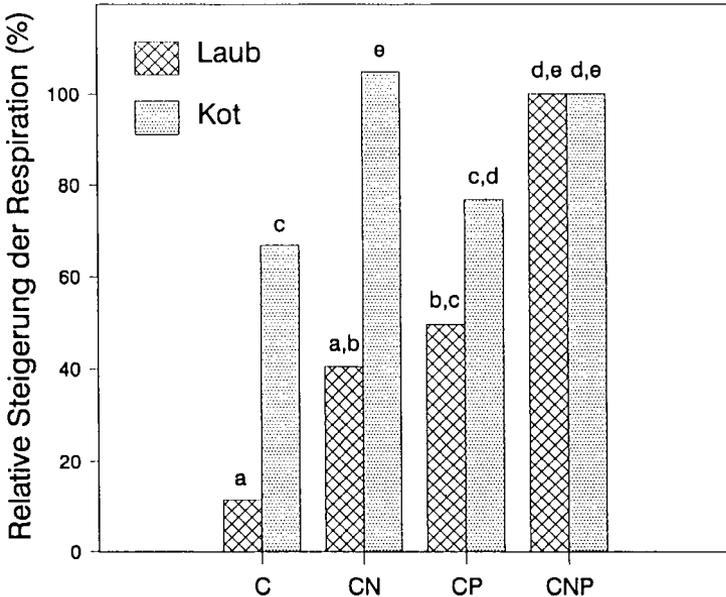


Abb. 2: Zusätzliche O<sub>2</sub>-Konsumtion der Mikroflora während der Wachstumsphase in Buchenfallaub und Kot von Glomeriden nach Zugabe von Glucose (C), Glucose und Stickstoff (CN), Glucose und Phosphor (CP) und Glucose, Stickstoff und Phosphor (CNP). Die Daten sind relativ zu der O<sub>2</sub>-Konsumtion in der CNP-Variante dargestellt. Balken, die denselben Buchstaben tragen, unterscheiden sich nicht signifikant ( $P > 0.05$ ; Tukey's honestly significant difference).

### Diskussion

Die Gehalte an Nährstoffen im Kot von Saprophyten sind häufig höher als in der von den Tieren aufgenommenen Nahrung (SCHEU 1987, TEUBEN & VERHOEF 1992). Die Bedeutung eines erhöhten Nährstoffangebots für die Mikroorganismen im Kot der Tiere ist jedoch nur unzureichend bekannt. SCHEU (1993) folgerte aus Untersuchungen mit unterschiedlichen Nahrungs-

substraten, daß die Wirkung der Darmpassage der Substrate durch Regenwürmer vom Nährstoffstatus der Mikroorganismen in der aufgenommenen Nahrung abhängt. Für die Bodenmikroflora im A<sub>n</sub> Horizont von Buchenwäldern auf Kalkgestein ist dabei die Erhöhung der P Verfügbarkeit von ausschlaggebender Bedeutung. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung deuten an, daß die Mikroflora in der Streuschicht einen hohen Bedarf an N und P besitzt. Beide Nährstoffe werden durch Fraß und Pelletierung der Streu durch saprophage Makoarthropoden der Mikroflora in erhöhtem Umfang zur Verfügung gestellt.

#### Summary

Processing of beech leaf litter (June) by *Glomeris marginata* (Villers) (Diplopoda) resulted in a decrease in microbial biomass (SIR). Microorganisms in beech leaf litter are limited by C but had a high demand of N and P. Processing of the litter by *G. marginata* caused a strong increase in microbial N and P availability.

#### Literatur

- ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 10, 215-221.
- SCHEU, S. (1987) The influence of earthworms (Lumbricidae) on the nitrogen dynamics in the soil litter system of a deciduous forest. *Oecologia* 72, 197-201.
- SCHEU, S. (1992) Automated measurement of the respiratory response of soil micro-compartments: Active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biology & Biochemistry* 24, 1113-1118.
- SCHEU, S. (1993) Analysis of the microbial nutrient status in soil microcompartments: earthworm faeces from a basalt limestone gradient. *Geoderma* (in press).
- TEUBEN, A. & VERHOEF, H.A. (1992) Direct contribution by soil arthropods to nutrient availability through body and faecal nutrient content. *Biology and Fertility of Soils* 14, 71-75.

**DIE MIKROBIELLE BIOMASSE IN DER HUMUSAUFLAGE VON WALDBÖDEN**

von

N. STOCKFISCH<sup>+</sup>), R.G. JOERGENSEN<sup>++</sup>), V. WOLTERS<sup>+++</sup>),  
T. KLEIN<sup>+</sup>) und U. EBERHARDT<sup>+</sup>)**PROBLEMSTELLUNG**

Die ATP-Methode und die Fumigations-Extraktions-Methode zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse sind für C-arme und relativ homogene, landwirtschaftlich genutzte Böden entwickelt worden. Wir wollen beide Methoden in der organischen Auflage von Waldböden mit der Humusform Moder miteinander vergleichen.

**MATERIAL UND METHODEN**

Das Material entstammt 3 Standorten (Tabelle 1) mit 100- bis 145-jährige Buchen (*Fagus sylvatica* L.), Humusform Moder (STOCKFISCH et al. 1994). Die Probenahme erfolgte im August 1991, das Material aus der L-Schicht wurde handverlesen und auf eine Größe von 1-2 cm<sup>2</sup> zerkleinert, das der anderen gesiebt (3,5 mm). Die Proben des A-Horizontes wurden aus 0-5 cm Tiefe entnommen. Die Proben wurden für 17-25 Tage feldfeucht bei 25 °C inkubiert. Die Analyse der Proben erfolgte mit Standardmethoden (STOCKFISCH et al. 1994). Mikrobiell gebundener Kohlenstoff (C<sub>mik</sub>) wurde mit der Fumigations-Extraktions-Methode bestimmt. Organisches Material wurde vor der Begasung auf 250% der Trockensubstanz angefeuchtet und mit 0,5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> im Verhältnis 1:30 extrahiert; Mineralboden im Verhältnis 1:4. Die Messung und Berechnung von C<sub>mik</sub> erfolgte nach WU et al. (1990). Die ATP-Extraktion wurde in Anlehnung an JENKINSON und OADES (1979) durchgeführt. 0,5 g organische Auflage oder 2,5 g Mineralbodens wurden mit 25 ml 0,5 M TCA im Ultraschallbad extrahiert. Die Bestimmung der ATP-Wiederfindungsrate erfolgte durch ATP-Zusatz zur Extraktionslösung. Die ATP-Messung erfolgte enzymatisch (Berthold, Biolumat LB 9500). Die dargestellten Daten sind Mittelwerte aus 3 (Bodendaten) oder 5 Parallelmessungen (ATP und C<sub>mik</sub>). Alle Angaben beziehen sich auf die Trockensubstanz (ca. 24 h 105 °C).

**ERGEBNISSE UND DISKUSSION**

In allen 3 Profilen nahm mit der Tiefe der C<sub>mik</sub>-Gehalt deutlich ab, während für die ATP-Gehalte kein konstanter Trend sichtbar wurde. Die höchsten ATP-Gehalte wurden in den L- und F-Schichten der 3 Profile gemessen. Die ATP-Gehalte der L1-Schichten im Solling waren extrem gering, vermutlich aufgrund der großen Trockenheit des Materials. Die Kalkung erhöhte die C<sub>mik</sub>- und ATP-Gehalte der beiden F-Schichten, führte aber zu keiner grundsätzlichen Veränderung der Stratifizierung. Auch das Moderprofil im Göttinger Wald ist ähnlich aufgebaut wie die des Sollings, nur die Trennung zwischen L- und F-Schicht ist sehr undeutlich. Die Variationsbreite des ATP:C<sub>mik</sub>-Quotienten ist erheblich größer als die von Mineralböden, in denen JOERGENSEN et al. (1989) 8 bis 18 μmol ATP g<sup>-1</sup> C<sub>mik</sub> gefun-

<sup>+</sup>) Isotopenlaboratorium für biol. und medicin. Forsch., Burckhardtweg 2, 3400 Göttingen

<sup>++</sup>) Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Straße 4, 3400 Göttingen

<sup>+++</sup>) Zoologisches Institut, Saarstraße 21, 6500 Mainz

den hatten. Die große Schwankungsbreite unserer ATP:C<sub>mik</sub>-Quotienten beruht wahrscheinlich auf einer unterschiedlichen Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation in den einzelnen Horizonten. Dabei spielen vermutlich horizont-spezifische Unterschiede in der Ressourcenverfügbarkeit eine überragende Rolle. Besonders interessant ist, daß das ATP:C<sub>mik</sub>-Verhältnis in der stark durchwurzelten F-Schicht sehr hoch ist.

**Tabelle 1:** Bodenchemische und mikrobiologische Parameter in den 3 Moderprofilen

Horizont	Wasser % TS	pH-H <sub>2</sub> O	C <sub>t</sub> %	C:N	Ca mg g <sup>-1</sup>	C <sub>mik</sub> mg g <sup>-1</sup>	ATP nmol g <sup>-1</sup>	ATP:C <sub>mik</sub> μmol ATP g <sup>-1</sup> C <sub>mik</sub>
<i>Solling B1</i> (ungekalkt)								
L1	18	4,7	50,7	23	8,0	40,86	16,9	0,4
L2	81	4,7	51,6	21	7,0	20,50	102,2	5,0
F1	250	3,2	52,7	22	4,3	3,18	74,8	23,5
F2	256	3,3	51,4	21	2,9	2,43	46,5	19,1
H	166	3,5	36,4	17	2,0	3,03	38,4	12,7
A	40	3,4	3,7	17	0,1	0,27	2,3	8,5
VK [%]	3		1,9		4,3	3,9	22,4	
<i>Solling BK</i> (gekalkt)								
L1	19	5,0	50,0	23	10,8	40,72	30,4	0,8
L2	106	4,9	50,0	22	11,2	13,53	86,7	6,4
F1	193	5,1	50,0	20	18,0	5,96	108,9	18,3
F2	81	6,6	31,5	19	106,3	3,45	84,7	24,6
H	113	5,2	32,7	17	7,9	3,18	27,1	8,5
A	27	4,2	2,9	17	0,2	0,24	2,4	10,2
VK [%]	2		2,1		7,3	16,8	32,0	
<i>Göttinger Wald</i> (Klein Lengden)								
L	125	5,0	50,9	26	17,5	33,47	97,8	2,9
L/F	124	4,9	48,2	23	20,3	20,65	88,1	4,3
F	128	4,7	41,7	20	17,9	7,32	88,3	12,1
H	84	5,1	18,3	18	7,4	2,83	31,0	11,0
A	31	4,2	3,0	15	0,5	0,48	3,1	6,5
VK [%]	3		2,5		6,6	14,5	21,8	

VK = Variationskoeffizient

## LITERATUR

- JENKINSON DS, OADES J (1979) A method for measuring adenosin triphosphate in soil. *Soil Biol Biochem* 11:193-199
- JOERGENSEN RG, BROOKES PC, JENKINSON DS (1989) Some relationships between microbial ATP and soil microbial biomass, measured by the fumigation-extraction procedure, and soil organic matter. *Mitteilgn Dtsch Bodenkundl Gesellsch* 59:585-588
- STOCKFISCH N, JOERGENSEN RG, WOLTERS V, KLEIN T, EBERHARDT U (1994) The microbial biomass in beech forest moder profiles. *Biol Fertil Soils* (in press)
- WU J, JOERGENSEN RG, POMMERENING B, CHAUSSOD R, BROOKES PC (1990) Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation-extraction - an automated procedure. *Soil Biol Biochem* 22:1167-1169

## Zusammenhänge zwischen N-Mineralisation, Atmungsaktivität und Keimzahlen auf unterschiedlich behandelten Waldstandorten

A. Wölfelschneider, K.H. Feger und H.W. Zöttl\*

### 1. Einleitung

Die N-Versorgung ist für den Zuwachs von Waldbeständen von entscheidender Bedeutung. Die gestiegenen atmosphärischen N-Einträge lassen für viele Waldstandorte die N-Versorgung als ausreichend erscheinen. Die N-Verfügbarkeit am Standort läßt sich nicht durch den N-Gehalt des Bodens, sondern nur durch die mikrobielle Nachlieferung charakterisieren [1, 2]. Besonders im Zusammenhang mit der Waldkalkung ist die Frage nach einer möglichen Überschußnitrifikation und die damit verbundene Belastung der Hydrosphäre durch Nitrat- auswaschung ausreichend zu klären.

### 2. Zielsetzung und Ansatz

In der vorliegenden Arbeit soll die N-Mineralisation auf unterschiedlich behandelten Flächen in Abhängigkeit von Bodentiefe und Humusform in ihrer jahreszeitlichen Dynamik untersucht werden. Um die Nachlieferungsraten zu bestimmen, wurde die Nettomineralisation ermittelt. Die Bruttomineralisation wurde durch die Bestimmung der mikrobiellen Aktivität und der Gesamtkeimzahl charakterisiert. Durch die Bestimmung der Mikroorganismengruppen sollen Aussagen über die Art der N-Mineralisation (Anteil Ammonifikation/Nitrifikation, Unterscheidung heterotrophe/autotrophe Nitrifikation) abgeleitet werden.

### 3. Untersuchungsstandorte

Untersuchungsobjekte sind zwei Fichtenstandorte im Südschwarzwald, die im Rahmen des forstökologischen Projektes ARINUS in ihrer Stoffdynamik untersucht werden [4]. Trotz ähnlich ungünstiger chemischer Eigenschaften des Mineralbodens sowie vergleichbar niedriger Säure-, N- und S-Depositionsbelastung unterscheiden sich beide Standorte deutlich in ihrem Streuabbauvermögen und Humusformenmosaik. Der Abbau am Standort Villingen (feinhumusarmer Rohhumus) ist infolge früherer Streunutzung offensichtlich gehemmt. Am Standort Schluchsee weist die Humusform F-Mull bis Moder auf bessere Abbauverhältnisse hin. Die hohen C- und N-Vorräte im Mineralboden dieses Standortes sind Folge des Wechsels in der Baumartenzusammensetzung von Laubmischwald zur heutigen Fichtenbestockung der zweiten Generation [2].

### 4. Methoden

An mehreren Terminen des Jahres 1992 wurden Bodenproben getrennt nach Auflage (Of, Oh) und Mineralboden (0-10 cm, 30-40 cm) entnommen. Untersucht wurden jeweils eine Kontrollfläche und eine experimentelle N-Behandlungsvariante (1988 und 1991: je 700 kg/ha Ammonsulfat). Am Standort Schluchsee stand zusätzlich eine Kalkungsfläche (1990: 4000 kg/ha

\* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität, Bertoldstr. 17, D-7800 Freiburg i.Br.

Dolomit) für die Probenahme zur Verfügung. Die Nettomineralisation wurde mit Hilfe von Brutversuchen untersucht [3], die Brutto-Mineralisation über die  $\text{CO}_2$ -Produktion abgeschätzt. Daneben wurde die Zahl der heterotrophen bzw. autotrophen Nitrifizierer sowie die Gesamtkeimzahl ermittelt (MPN-Methode).

### 5. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse zeigen erhöhte Mineralisationsraten am Standort **Schluchsee**, wobei in den Auflagen fast ausschließlich  $\text{NH}_4^+$  gebildet wurde. Bei der Kalkungsvariante hat sich die N-Mineralisation ganz in Richtung Nitrifikation verschoben (Abb. 1). Kein Unterschied in der Nitrifikationsrate läßt sich zwischen der Kontrolle und der Ammonsulfatfläche finden (Abb. 1). Offensichtlich handelt es sich bei der geringen Nitratbildung in den Auflagen von S1 und S3 um heterotrophe Nitrifikation. Trotz des erhöhten  $\text{NH}_4^+$ -Angebotes in S3 wird kaum  $\text{NO}_3^-$  gebildet.

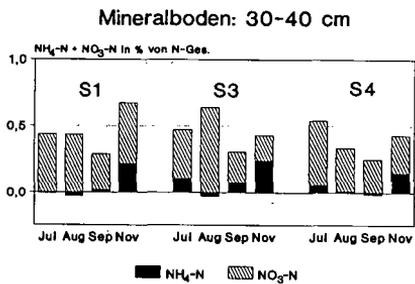
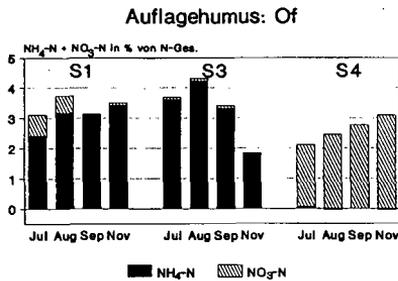


Abb. 1: N-Mineralisation (4-wöchige Laborinkubation) Schluchsee, Auflage

Abb. 2: N-Mineralisation (4-wöchige Laborinkubation) Schluchsee, Mineralboden

Auf der gekalkten Variante (S4) ist die Bruttomineralisation erhöht, ersichtlich an einer erhöhten  $\text{CO}_2$ -Produktion. Dies wird auch durch die hohen Keimzahlen bestätigt (Abb. 5). Die Nettomineralisation hingegen ist gegenüber den anderen Flächen leicht erniedrigt, was auf eine Immobilisierung durch die mikrobielle Biomasse hindeutet. Aufgrund der erhöhten pH-Werte in der Auflage der Kalkungsfläche treten dort autotrophe Nitrifizierer in hoher Zahl auf.

Im Mineralboden werden am Standort Schluchsee auf allen Flächen beträchtliche Mengen an  $\text{NO}_3^-$  freigesetzt (Abb. 2). Nachweisbar sind hier neben heterotrophen auch autotrophe Nitrifizierer. Es handelt sich beim Standort Schluchsee um ein "N-gesättigtes System". Den relativ niedrigen Einträgen von  $10\text{-}15 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  stehen Austräge in der selben Größenordnung gegenüber [2]. Der Nachweis autotropher Nitrifizierer im Mineralboden auf allen Flächen, wirft die generelle Frage nach der Aktivität autotropher Nitrifizierer in sauren Waldböden auf. Nach [5] können autotrophe Nitrifizierer normalerweise nur bis zu einem pH-Wert von pH 5 existieren. Verschiedene Untersuchungen [1, 6, 7] fanden aber, daß in Böden mit pH-Werten  $< 4$  bis zu 80% des mineralisierten N in Form von  $\text{NO}_3^-$  nachgeliefert wird. Für diese Nitrifikation sind entweder heterotrophe Nitrifizierer verantwortlich oder aber es finden sich im Mineralboden Mikrokompimente mit unterschiedlichem pH-Milieu. In der vorliegenden

sind im Mineralboden neben heterotrophen Nitrifizierern, auf allen Flächen auch autotrophe Nitrifizierer nachweisbar. Es handelt sich dabei um einen pH-Bereich zwischen 3,5 - 4,0 (CaCl<sub>2</sub>). Dies ist ein Hinweis auf eine mögliche Mikrokompartimentierung mit unterschiedlichen pH-Milieus. Hierfür kommt der Rhizosphärenbereich sowie die Wände von Regenwurmgängern in Frage. Auch der Rückgang der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Gehalte nach vierwöchiger Inkubation (negative Werte in Abb. 2) ist durch autotrophe Nitrifikation erklärbar.

In Villingen wird N nur in Form von NH<sub>4</sub><sup>+</sup> nachgeliefert. Auch ist die Mineralisationsrate hier generell niedriger. Auf der Ammonsulfatfläche findet sich eine leicht erhöhte Mineralisationsrate in der Auflage (Abb. 3) sowie im Mineralboden (Abb. 4).

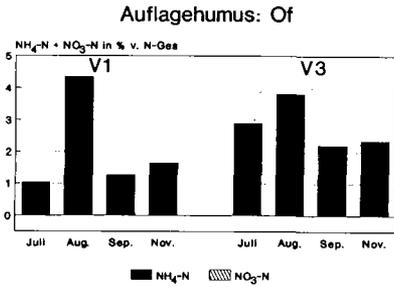


Abb. 3: N-Mineralisation (4-wöchige Laborinkubation) Villingen, Auflage

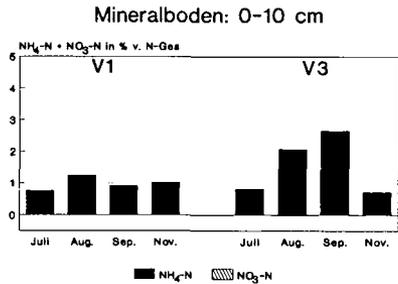


Abb. 4: N-Mineralisation (4-wöchige Laborinkubation) Villingen, Mineralboden

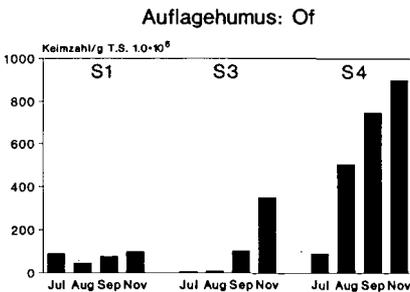


Abb. 5: Gesamtkeimzahl Schluchsee, Auflage

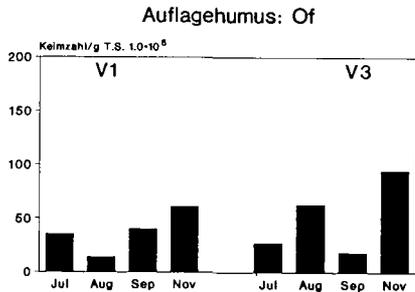


Abb. 6: Gesamtkeimzahl Villingen, Auflage

Der in Villingen infolge der früheren Intensivnutzung (Streuuntzung u.a.) gehemmte Streuabbau ist vor allem auf schlechte N-Verfügbarkeit zurückzuführen. Dies zeigt sich auch an einer ungenügenden N-Versorgung der Bestände, geringerem Zuwachs, sowie äußerst geringen N-Auswaschungsraten [2]. Auf der mit Ammonsulfat gedüngten Fläche (V3) finden sich erhöhte Gesamtkeimzahlen (Abb. 6). Die N-Freisetzung ist nur zu bestimmten Terminen gegenüber der Kontrolle erhöht. Offensichtlich wird das verbesserte N-Angebot zu einem beträchtlichen Teil für den Aufbau mikrobieller Biomasse verwendet. Nitrifikation ist weder auf der Kontrolle noch auf der Ammonsulfat-Fläche zu beobachten.

## 6. Schlußfolgerungen

Im "N-gesättigten" System Schluchsee führt die Kalkung zu einer zeitlichen Entkopplung zwischen N-Mineralisation und Aufnahme. Besonders die Verschiebung der N-Mineralisation in der Auflage von ursprünglich fast alleiniger Ammonifikation zur (überwiegend autotrophen) Nitrifikation, birgt die Gefahr einer Nitrat auswaschung in sich. Hingegen würde eine durch Kalkung angekurbelte Streu mineralisation am Rohhumus-Standort Villingen, wo das System durch unzureichende N-Verfügbarkeit gekennzeichnet ist, wahrscheinlich zu günstigeren Humusformen und verbesserter N-Versorgung der Bestände führen [8].

## 7. Literatur

- [1] Zöttl, H.W. (1960): Dynamik der Stickstoffmineralisation im organischen Waldbodenmaterial. *Plant and Soil* **13**, 167-223.
- [2] Feger, K.H. (1993): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldstandorten (Habilitationsschrift). *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **31** (im Druck)
- [3] Zöttl, H.W. (1960): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung des Waldbodens. *Forstw. Cbl.* **79**, 72-90.
- [4] Zöttl, H.W. ; Feger, K.H. und Brahmaer G. (1987): Projekt ARINUS: I. Zielsetzung und Ausgangslage, *KfK/PEF-Berichte* **12**, 269-281.
- [5] Alexander, M. (1965): Nitrification. In: Bartholomew, W.V., Clark, F.E. (Eds.): *Soil nitrogen*. American Society of Agronomy, Madison, 307-346.
- [6] Bücking, W. (1970): Nitrifikation als Standortfaktor von Waldgesellschaften. *Dissertation*, Freiburg i. Br.
- [7] Lang, E (1986): Heterotrophe und autotrophe Nitrifikation untersucht an Bodenproben von drei Buchenstandorten. *Göttinger Bodenkundl. Berichte* **89**.
- [8] Feger, K.H. und Raspe, S. (1992): Ernährungszustand von Fichtennadeln und -wurzeln in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot im Boden. *Forstw. Cbl.* **111**, 73-86.

Die Forschungsvorhaben ARINUS und FEELING werden aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der EG-Kommission (KfK/PEF Karlsruhe) sowie BMFT (Bonn) gefördert.

**Phospholipid- und lipopolysaccharidegebundene Fettsäuren als  
Indikatoren der Biomasse und der  
Mikroorganismen-Gesellschaften in Böden**

von

ZELLES, L., Q.Y. BAI und F. BEESE<sup>1)</sup>

**Einleitung.**

Neben der Ermittlung der mikrobiellen Biomasse in Böden ist die Beschreibung der Zusammensetzung von Mikroorganismen-Gesellschaften eines der wichtigsten Ziele der physiologischen Bodenökologie. Wegen der Vielzahl der Arten und der Kompliziertheit ihres Nachweises im Boden können die Mikroorganismen nicht auf direktem Wege ermittelt werden, sondern man ist auf indirekte Methoden angewiesen. Eines der vielversprechendsten Verfahren hierbei ist die Verwendung von Signalchemikalien oder Biomarkern. Biomarker sind Molekülkomponenten mikrobieller Zellen, die Informationen über mikrobielle Phänotypen oder deren physiologische Zustände enthalten. Solche Signalchemikalien sind die Phospholipide. Sie sind in Böden besonders deshalb als Indikator geeignet, da sie zum einen beinahe ausschließlich (98%) in den Membranen der Mikroorganismen lokalisiert sind und nicht als Reservestoffe auftreten und da zum anderen ihre Fettsäurekomponenten genetisch fixiert sind, wodurch eine hohe Artenspezifität erreicht wird. Weiter ist der Umsatz dieser Lipide in lebenden und auch in toten Zellen relativ groß, wodurch eine postmortale Anreicherung in Böden kaum stattfindet.

**Methodik.**

In Eubakterien sind die Phospholipide wie Fettsäureglycerophosphatide aufgebaut, wobei die Fettsäuren vom Kohlenstoff 1 und 2 des Glycerins über Esterbrücken gebunden sind (sn-1,2 Stereochemie). Der polare Phosphatester ist über den Kohlenstoff 3 an das Glycerin gebunden. Statt der Esterbrücken können Äther- oder Aminobindungen auftreten, statt Glycerin kann Sphingosin vorhanden sein.

Aus den Bodenproben wurden mit der modifizierten "ein-phasen Extraktion" von Bligh and Dyer (Zelles et al. 1993) die Phospholipide extrahiert. Für die Analyse wurden die Fettsäuren durch Verseifung freigesetzt und nachfolgend methyliert. Mit der mild alkalischen Hydrolyse (White et al. 1979) können nur die Ester-Bindungen freigesetzt werden, andere Bindungen sind nur durch die Säure-hydrolyse zu extrahieren. Diese Unterschiede wurden ausgenutzt, um die Fettsäuren zu fraktionieren.

Solche komplexen Substrate, wie Böden es sind, beinhalten eine große Anzahl von Mikroorganismenarten nebeneinander. Entsprechend vielfältig ist die große Anzahl von Typen und Konzentrationen von Fettsäuren. Zur Erleichterung der Identifizierung und Quantifizierung dieser verschiedenen Gruppen und Subgruppen sind Vortrennungen auf Festphasensäulen unerlässlich. Diese Trennungen sind auch methodisch notwendig, um z.B. die Positionen der Unättigungen in einfach- und in mehrfach ungesättigten Fettsäuren zu bestimmen. Außerdem ist für die chemische Stabilisierung der hydroxy Fettsäuren die

---

<sup>1)</sup>GSF-Institut für Bodenökologie, Ingostädter Landstraße 1, 8042 Neuherberg.

Trimethylsilylierung angebracht. Nachdem die Fettsäuren in chemisch verwandte Gruppe getrennt wurden (Abb. 1), wurden sie mit Hilfe von GC-MS in einzelne Komponenten zerlegt.

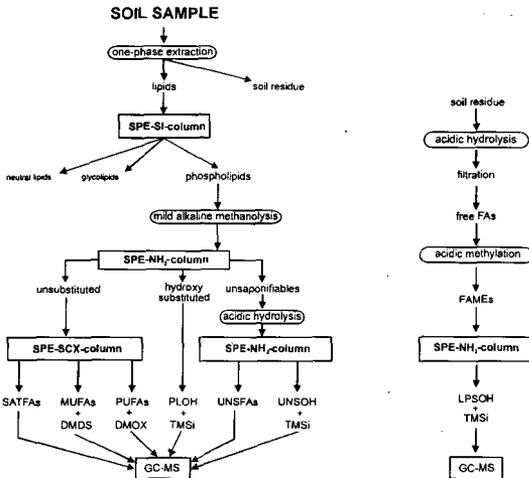


Abb. 1 Extraktion und Auftrennung von Fettsäuren in Gruppen der Phospholipide und Lipopolysaccharide.

### Ergebnisse und Diskussion.

Es wurden zur Untersuchung Böden von mehreren landwirtschaftlich genutzten Versuchsflächen und von Waldböden herangezogen (Tabelle 1.). Die Summe der Phospholipid Fettsäuren mit Ester-Bindungen (EL-PLFAS) stimmt gut überein mit den Werten der mikrobiellen Biomasse. Diese signifikante Korrelation ergibt sich auch mit anderen Bioaktivitätsindikatoren (energy charge, ATP, Wärmeleistung usw., Zelles et al. 1992).

Die Auftrennung der Fettsäuren auf den Festphasensäulen und mit Hilfe von GC-MS erfolgt nach ihrem unterschiedlichen chemischen Aufbau:

1. PLFA, die durch mild alkalische Hydrolyse freigesetzt (Ester-Brücken an das Glycerin gebunden) sind

- a) gesättigte Fettsäuren (SATFAs)
- b) einfach ungesättigte (MUFAs)
- c) mehrfach ungesättigte (PUFAs)
- d) Hydroxyfettsäuren (PLOH)

So beinhaltet die Gruppe a) als Hauptgruppe die geradkettigen-, die monomethyl verzweigten-, und die zyklopropan-Fettsäuren. Die monomethyl verzweigten Fettsäuren sind "signal"-Fettsäuren für die Gram-positiven Bakterien und für die Aktinomyzeten (Vestal and White

1989; Tunlid and White 1992). Die zylopropan-Fettsäuren sind Indikatoren für Sauerstoffmangel, während die geradkettigen keine taxonomische Signifikanz zeigen. Das Verhältnis zwischen den einfach ungesättigten und den geradkettigen Fettsäuren (a:b) ist ebenfalls ein Indikator für den O<sub>2</sub>-gehalt (Vestal and White 1989). Außerdem gibt die Position der Unsättigung (b) wertvolle Auskunft über das Vorhandensein von bestimmten Arten: die *Bacillus* specien enthalten vorwiegend einfach ungesättigte Fettsäuren mit der Position der Unsättigung auf Δ-5. Die mehrfach ungesättigten Fettsäuren (c) werden nur in Cyanobakterien und in Eukaryoten hergestellt.

Tabelle 1. Die Menge der EL-PLFAs, Ct und Biomasse

		EL-PLFAs	Biomasse	
		n mol/g	Ct %	µg Cmic/g
<b>Puch</b>				
a	Schwarzbr., Kartoffel	23.99	0.84	247
b	Weizen, Fruchtfl., Grünland	59.24	1.26	620
<b>Scheyern</b>				
a	Fruchtfolge	51.44	1.66	387
b	Fruchtfolge, Grünland	119.04	3.00	784
<b>Bad Lauchstädt</b>				
a	Gülledeponie bis 1989	203.95	5.75	671
b	Gülledeponie bis 1985	100.17	3.38	518
c	0-Parzelle	34.81	1.64	265
d	30t SM+NPK	75.91	2.54	446
<b>Solling</b>				
a	OF-Horizont	1010.90	38.25	3032
b	OH-Horizont	533.80	36.54	1498
c	Mineral	75.56	3.38	210
<b>Wald Mineral</b>				
a	F;Foljuif, Pinus sylvestris	16.77	0.22	36
b	NL;Wekerom, Pinus sylvestris	28.56	0.76	61
c	D;Solling, Picea abies	69.77	5.42	210
d	GB;Grizedale, Picea abies	126.21	6.54	598
e	GB;Haldon, Picea abies	69.30	4.00	272
f	IRL;Dublin, Picea abies	142.28	5.96	737

Bei den in Phospholipiden vorkommenden Hydroxyfettsäuren (d) ist bekannt, daß α und β in Bakterien vorkommen, ω aber im Allgemeinen in Eukaryoten (Ratledge and Wilkinson 1988).

2. PLFA, die durch saure Hydrolyse freigesetzt wurden, sind

a) unsubstituierte (UNSFAs)

b) Hydroxyfettsäuren (UNSOH)

In Archaeobakterien sind langkettige Alkohole mit Äther-Bindung an C-1 des Glycerin-Bausteins gebunden. Anaerobe Bakterien enthalten Sphingolipide und Plasmalogene, die in aeroben Bakterien weitgehend fehlen (Ratledge and Wilkinson 1988).

3. LPS-Fettsäuren, die in der Zellwand der Mikroorganismen lokalisiert sind, sind

a) Hydroxyfettsäuren (vorwiegend  $\beta$  und OH-Gruppen in der Mitte der Fettsäurekette).

Gram-negative Bakterien enthalten  $\beta$ -hydroxy Fettsäuren in Lipid A von Lipopolisacchariden in ihren Zellwänden (Wollenweber und Rietschel 1990).

In den zur Untersuchung eingesetzten Böden wurden deutliche Unterschiede gefunden im Hinblick auf diese verschiedenen Fettsäuregruppen. Für die genaue Zuordnung der Fettsäuren zu bestimmten Organismen benötigt man neben den Daten aus der Literatur, die größtenteils lückenhaft sind, Einzelanalysen dieser Organismen.

### Schlußfolgerung.

Die Phospholipide als Bioindikatoren erlauben neben der quantitativen Erfassung der Biomasse gleichzeitig eine Abschätzung der qualitativen Differenzierung in vorhandenen Mikroorganismen-gesellschaften. Aus dem PLFA-profil einer Bodenprobe lassen sich Daten zur Diversität der Bodenmikroorganismen, zu den Anteilen bzw. zu der An- und Abwesenheit bestimmter Organismen oder Organismengruppen ableiten. Damit lassen sich Aussagen über Populationsstrukturen und über trophische Relationen der Bodenmikroorganismen (Bakterien, Pilze, Protozoen, Algen) "in situ" machen.

### Literatur

- Ratledge C, Wilkinson SG (eds) Microbial lipids vol 1 (1988) Academic Press, London.
- Tunlid A, White DC (1992) Biochemical analysis of biomass, community structure, nutritional status, and metabolic activity of microbial communities in soil. In: Stotzky G, Bollag J-M (eds) Soil biochemistry vol. 7 Marcel Dekker, INC New-York, Basel, Hong Kong, pp 229-262.
- Vestal JR, White CD (1989) Lipid analysis in microbial ecology. Bioscience 39: 535-541.
- White DC, Davis WM, Nickels JS, King JD, Bobbie RJ (1979) Determination of the sedimentary microbial biomass by extractible lipid phosphate. Oecologia 40: 51-62.
- Wollenweber H-W, Rietschel ET (1990) Analysis of lipopolisaccharide (lipid A) fatty acids. J Microbiol Methods 11:195-211.
- Zelles L, Bai QY, Beck T, Beese F (1992) Signature fatty acids in the phospholipids and lipopolysaccharides as indicators of microbial biomass and community structure in agricultural soils. Soil Biol & Biochem 24: 317-323.
- Zelles L, Bai QY (1993) Fractionation of fatty acids derived from soil lipids by solid phase extraction and their quantitative analysis by GC-MS. Soil Biol & Biochem 25: 495-507.