

Z81/59 I

MITTEILUNGEN

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**



Band 59
Heft I
1989

I S S N - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Band 59

1989

I N H A L T

BAND 59

Heft I

BERICHT AUS DER KOMMISSION III

TROLLDENIER, G.: Einige Schwerpunkte und Trends bodenbiologischer Forschung	23
--	-----------

VORTRÄGE DER TRÄGER DES FRITZ-SCHEFFER-PREISES:

WELP, G.: Löslichkeit und Bioverfügbarkeit von Umweltchemikalien in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes	41
BACHMANN, J.: Auswirkungen der organischen Substanz verschiedenen Zersetzungsgrades auf die physikalischen Bodeneigenschaften von Sandböden	53

ÖFFENTLICHE VORTRAGSVERANSTALTUNG

MATTHIESEN, K. (Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen): Bodenschutz - Voraussetzung für eine offensive Umweltpolitik	65
SCHREIBER, K.-F. (Tagungspräsident): Landschaftsökologie und Bodenkunde - Herausforderungen durch Naturschutz und Landschaftspflege	73

Referate der Jahrestagung

KOMMISSION I

	<u>Seite:</u>
AHL,Chr. u. J.NIEMEYER:	Fraktale geometrische Objekte im Boden: 1.Mitteilung: Das Porenraumsystem von 50 µm bis 0.2 µm 93
ANLAUF,R., Claudia STASCH- KE, G.M.RICH- TER u. J.RICHTER	Räumliche Variabilität von Nitratgehalten und Transport- parametern 99
BAUMGARTL, Rh.:	Strukturabhängige Änderung bodenmechanischer Kenn- größen während der Zeitsetzung und des Schervorganges (Vergleich: Gesamtboden-Einzelaggregat) 101
BECHER,H.H.:	Beobachtungen an Bodenaggregaten nach Eindringwider- standsmessungen 103
BECKMANN,T. u. H.-J. ALTE- MÜLLER:	Mikromorphologische Veränderungen von Porenraum und Aggregaten bei unterschiedlichen Belastungen und Ver- dichtungsstufen 105
BOHNE,H.:	Die Wirksamkeit vertikaler Grobporen in einer dichten Bodenmatrix auf das Wurzelwachstum und die Ausnutzung von Wasser und Nährstoffen in horizontaler Richtung 111
BRAUN,G.:	Abschätzung des Austrocknungsverhaltens von Kombinations- Basis-Abdichtungen für Deponien 113
BUCHTER,B., R.KUSTER, R.SCHULIN u. H.FLÜHLER	Einfluß von Anionen auf die Adsorption und den Transport von Kalzium und Magnesium 119
EHLERS,W.:	Beziehungen zwischen Wurzelsystem-Parametern und der Wasseraufnahme von Kulturpflanzen 123
ENTENMANN, T.A., B.E.ALLI- SON u. R.R. V.D.PLOEG	Die Abschätzung der Evapotranspiration eines Maisbestandes 129
FACKLAM,M. u. G.BRAUN:	Bestimmung der Bodenwassercharakteristik pF und K _U von Bodenmonolithen mit einem Parameter-Identifikationsverfahren 133
FISCHER,S.M. u.G.MIEHLICH:	Tidegesteuerte Potentialänderungen und resultierende Fließ- vorgänge in Vordeichsböden des Elbeästuars 139
FLÖRKEMEIER, H., H.G.FREDE u. B.MEYER	Lockerung dichter Aggregate lössbürtiger Böden durch Frost 145
GERKE,H. u. R.FÖRSTER:	Transportverhalten von Ionen in Wechselwirkung mit der Bodenmatrix in einem ackerbaulich genutzten Sandboden 151

GRÖNGRÖFT,A. u.G.MIEHLICH:	Grundwasserbelastende Prozesse in der Hamburger Elbmarsch. Konzentrationsverteilungen und ihre Interpretation	157
GRULER,T., R.HORN u. R. HANTSCHHEL:	Die Bedeutung des Entwässerungsgrades sowie der Struktur von Böden für die chemische Zusammensetzung der mobilen Bodenlösungen	163
GRUNERT,J. u. K.-H.ERDMANN	Bodenfeuchtemessungen im Sahel der Republik Niger	167
HABEL,P. u. H.GERKE:	Zeitliche Veränderung bodenphysikalischer Parameter im A_p -Horizont und deren modellhafte Beschreibung	173
HARTGE,K.H. & R.SPEERSCHNEIDER	Die Spannungsverteilung in der festen Matrix eines Bodens	179
HELFEFRIEDER, K., C.BARTILLA & R.R.v.d.PLOEG	Bau eines wägbaren Unterdruckklysimeters zur Erfassung des Herbizidaustrages unter Feldbedingungen	181
HORN,R., M.KIRBY & Th.BAUMGART	Einfluß der Belastungsdauer auf die Spannungsverteilung in Böden	185
KOFOD,M., A.GRÖNGRÖFT u.G.MIEHLICH	Tracerversuch zur gesättigten Wasserbewegung und Stoffausbreitung in torfigen Sedimenten	187
KUHN,S., H.-G.FREDE u. B.MEYER	Lockerung dichter Aggregate lösbürtiger Böden bei der Aufnahme von Wasser	193
MELCHIOR,S. u.G.MIEHLICH:	Sicherung von Altlasten durch Oberflächenabdichtung - Ergebnisse aus hydrologischen Felduntersuchungen auf der Deponie Georgswerder, Hamburg	199
MEYER,B. u. J.STIEGEMANN:	Sickerung von Wasser und dispersiver Transport nicht sorbierbarer Solute in Ackerkrume und Unterboden von Sandböden	205
OTHMER,H.V., V.ROTHE & H.-R.BORK	Die Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Gelände unter Gleichgewichtsbedingungen	211
PAPRITZ,A., H.FLÜHLER, H.WUNDERLI & H.P.LÄSER	Infiltration des Stammabflußwassers einer Buche - Ist Wasserfluß in Makroporen nachweisbar?	217
RAKEI,A.K., M.RENGER & C.H.ROTH:	Wasserhaushaltskomponenten als Funktion der Zeit und Tiefe in Abhängigkeit von der Stammfernung in einem Altkieferbestand	219
RAMBOW,J., B.LENNARTZ u. P.WIDMOSER	Eine Methode für Stofftransportuntersuchungen in der ungesättigten Zone - Erste Ergebnisse.	225
RINGE,H.:	Untersuchungen und Vorstellungen zum Interflow	231

SCHÄFER, W.:	Zur Bestimmung der Oberflächenfeuchte des Bodens mit einem Infrarotreflexionsphotometer	233
SCHNEIDER, R. u. D. SCHRÖDER:	Gefügeentwicklung in gespültem und geschüttetem Neuland aus Löß und Hafenschlick	239
TAUBNER, Heidi	Der Einfluß der Struktur auf den Stofftransport	245
TEIWES, K. u. W. EHLERS:	Der Einfluß des Bodengefüges unterschiedlich bearbeiteter Böden auf die hydraulische Leitfähigkeit	247
TÜRK, Th. u. R. HORN:	Wärme- und Temperaturverhalten von Löß unter ariden Bedingungen	253
UTERMANN, J. u. J. RICHTER:	Kalibrierung eines Transportmodells für wechselwirkende Ionen in Böden	259
WENDROTH, O. u. W. EHLERS	Wassertransportparameter als Kenngrößen des Bodengefüges	261
WICHTMANN, W., D. GUENTHER u. P. WIDMOSER	Beobachtungen zum dynamischen Fließverhalten in wasserungesättigten Böden	267
WILLENBOK- KEL, I. u. J. RICHTER	Untersuchungen zur Bodenverdichtung in der Calenberger Börde	273
ZAUSIG, J. u. R. HORN:	Gas- und Wasserhaushalt natürlich gelagerter Bodenaggregate	277
ZHANG, H. Q. u. K. H. HARTGE:	Die Wechselwirkung zwischen Winkel der inneren Reibung, organischen Substanzen und Wasserspannung	279

KOMMISSION II

ADIKU, S. K. u. M. RENGER:	Zur Modellierung der elektrischen Leitfähigkeit von sandigen und schluffigen Böden mit unterschiedlichen Salzgehalten	285
BACHMANN, G. & Reinhild SCHWAR- TENGRÄBER	Aufgaben der Bodenkunde bei der Sanierung von kontaminierten Standorten	291
BEISECKER, R., B. MEYER u. H. WILDHAGEN	Veränderung der Kalium-Reaktivität einer Löß-Parabraun-erde in einem 20-jährigen Kalium-Steigerungsversuch	295
BEYER, L., M. PETERS u. H.-P. BLUME	Humuskörper und mikrobielle Aktivität von schleswig-holsteinischen Parabraunerden	299

BLASER,P., M.SPITELLER u. G.JELMINI:	Chemismus von in situ gewonnenen Bodenwasserproben. Ein Vergleich zwischen einem Wald- und einem Rebbergstandort im südlichen Tessin	303
BRASKAMP & A.WAGNER:	Stadtnahe Forste - Zustandsbeschreibung und Meliorationskonzepte	309
DESCHAUER,H. u. I.KÖGEL- KNABNER	Bindung eines neuartigen sauren Herbizids an die wasserlösliche organische Bodensubstanz	315
FEGER,K.-H., G.BRAHMER & H.W. ZÖTTL	Veränderung der Sickerwasserzusammensetzung in zwei Podsolen nach Kieserit- bzw. Ammonsulfatdüngung	321
FISCHER,W.R.:	Chemische Eigenschaften der Huminstoffe von Böden mit unterschiedlichem Grundwasserniveau	327
FLEIGE,H., R.HINDEL & E.WEIDNER	Der Einfluß der Deckschichtenzusammensetzung auf die Schwermetallverteilung in ausgewählten Bodenprofilen	329
FLESSA,H.:	Redoxprozesse in Böden in der Nähe von wachsenden und absterbenden Pflanzenwurzeln	335
GASSER,U., H.STICHER & St.JUCHLER	Einfluß kolloidaler Partikel auf die Spezierung von Sickerwässern	339
GOETZ,D., A.N.H.CLAUS- SEN & M.KÜHN	Eigenschaften von thermisch gereinigten Bodenmaterialien	343
GOETZ,D. u. C.HOLZ:	Stoffaustrag aus thermisch gereinigtem Bodenmaterial im Freilandlysimeterversuch	349
GREVE,Britta:	Kennzeichnung wasserextrahierbarer Substanzen eines Strohkompostes	355
GRUPE,M. & M.FILIPINSKI:	Zur Verfügbarkeit und Pflanzenaufnahme von Pb auf Böden mit hohen lithogenen Schwermetallgehalten	361
GUGGENBER- GER,G. u. G.BEÜDERT	Zur Dynamik des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in unterschiedlich immissionsbelasteten Waldstandorten	367
HANTSCHHEL,R., T.PFIRRMANN & T.EISENMANN	Bodenökologische Charakterisierung von Waldschadensflächen im bayerischen Kalkalpenraum	373
HEYDER,D.:	Nitratverlagerung und Wasserhaushalt in einem 12m mächtigen Lößprofil	379
HILDEBRAND, E.E.	Ernährungskundliche Aspekte der Waldbodenstruktur	383
HINDEL,R. & H.FLEIGE:	Verfahren zur Unterscheidung lithogener und anthropogener Schwermetallanreicherungen in Böden	389

KÖGEL-KNABNER, I. u. H. DE-SCHAUER	Beeinflussung des Sorptionsverhaltens eines Herbizids durch wasserlösliche organische Bodensubstanz	395
KUKOWSKI, H. & G.W.BRÜMMER	Untersuchungen zur Adsorption organischer Chemikalien in Abhängigkeit vom Stoffbestand der Böden	401
LORENZ, G. & K.STAHR:	Stickstoff-Dynamik in Böden einer Lößlandschaft in Süddeutschland	407
LUSTER, J., P.BLASNER & B.MAGYAR	Cu(II)-Bindung durch Chromatographie-Fractionen gelösten Materials GOM in wässrigen Laubstreuextrakten	411
MARSCHNER, B., W.WILCZYNSKI, M.RENGER & K.STAHR	Veränderungen von Humuszusammensetzung und bodenchemischen Eigenschaften einer Rostbraunerde nach einer Kalkungsmaßnahme	417
MEYER-STEINBRENNER, H.:	Dynamik und Verteilung von Schwefelaminosäuren in verschiedenen Kompartimenten (Rhizosphäre, Perisphäre) von Humusaufgaben und Oberböden bodenversauerter Hamburger Altbuchenstandorte	423
MONN, L.:	Schwermetallausträge aus unterschiedlich bewaldeten Teilzonen des Naturparks Schönbuch bei Tübingen	429
MÜLLER-WEGENER, C.EHRIG, B.AHLSDORF, N.LITZ, B.KATONA & G.MILDE	Zur Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Böden	433
NIEDERMAIER, M.:	Kleinsimeterversuche zur Untersuchung der vertikalen Verlagerung von Lindan im Waldhumus	439
NIEMEYER, J. & Chr. AHL:	Fraktale geometrische Objekte im Boden: 2.Mitteilung: Die fraktale Dimension der mineralischen Bodenkörper	445
NORDMEYER, H., H.DIBBERN u. W.PESTEMER	Tiefenverlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Böden. Experimente und Modellansätze zur Simulation	447
PRIETZEL, J., S.BAUR & K.-H.FEGER	Al-Spezifizierung im Sickerwasser von Schwarzwaldböden. Berechnung von Löslichkeitsgleichgewichten	453
SCHAAF, W.:	Erste Ergebnisse von Düngungsversuchen mit gebranntem Magnesit, Magnesiumhydroxid und "Geosan" in gelbspitzigen Fichtenbeständen NO-Bayerns	459
SCHEIDT, M.:	Über die Humusqualität verschiedener Komposte	465
SCHIMMACK, W. & K.BUNZL:	Mobilität von Radiocäsium auf verschiedenen Versuchsfeldern in einem Fichtenbestand	471
SCHMITT, H.W. & H.STICHER:	Kompetitives Verhalten von binären und ternären Schwermetallsystemen in Böden	473

SCHNEIDERS, D.SPIES u. STAMM:	Untersuchungen zum Stoffbestand von Böden aus Gesteinen und periglazialen Deckschichten einer typischen geomorphen Einheit im Neunburger Granit-Massiv (Oberpfälzer Wald)	477
SCHUSTER, J. & G.MIEHLICH:	Tideabhängige Konzentrationsänderungen in Prielwässern als Ausdruck von Austauschvorgängen zwischen Vordeichsland und Elbeästuar	483
VISWANATHAN, R.:	Untersuchungen zur Wechselwirkung zwischen Pflanzenschutzmitteln, Boden und Regenwürmern	489
WERNER, W. & F.FRITSCH:	pH-Wert, Phosphat- und Calcium-Versorgung als Einflußparameter der Rohphosphatumsatzung im Boden	495
ZECH, W. & L.HAUMAIER	Zur Aromatizität der organischen Bodensubstanz	501
ZEIEN, H. u. G.W.BRÜMMER:	Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden	505
ZSOLNAY, A.:	Einfluß von Rindergülle auf den Transport von Atrazin in Böden	511

KOMMISSION III

ALTEMÜLLER, H.-J.:	Zur fluoreszenzmikroskopischen Darstellung biologischer Objekte in Boden-Dünnschliffen	517
ANDERSON, T.-H. & K.H.DOMSCH:	Der Einfluß des Bodengefüges auf mikrobielle Stoffwechsellleistungen	523
BECKER, K.-W., H.GERIES und B.MEYER:	Anteile von O ₂ , CO ₂ und ¹⁵ N in der Porenluft der Dränzone mächtiger Löss	529
BECKER, K.-W., E.JANSSEN und B.MEYER:	¹⁵ N-Injektions-Kurzzeit-Intervall-Markierungs-Methode zur Erfassung des Nitrat-Umsatzes in einer 3-jährigen Rüben-Getreide-Rotation eines Marktfrucht-Betriebes auf Löss-Parabraunerde	535
BELOTTI, E.:	Erfassung der Ähnlichkeit von Humusprofilen mit Hilfe von Mahalanobis-Distanzen	541
BODE, W.:	Möglichkeiten der Identifikation und Lokalisation von Azospirillen im Boden	547
DEWES, T. und E.AHRENS:	Einfluß des biologisch-dynamischen Präparates P500 auf Merkmale der mikrobiellen Aktivität eines schluffigen Sandes	553
GREINER, A. u. L.MONN:	Feld- und Laborversuche zur N-Mineralisierung und Nitrifikation in sauren Böden unter Fichten- und Buchenwald im Schönbuch	559
GRÖBLING- HOFF, F.F., K.HAIDER u. Th.BECK	Abbau von Pflanzenrückständen und Humusbildung in Böden unterschiedlicher Bewirtschaftung	563

HARTMANN,C. und R.ALDAG:	Der Einfluß von Vorfrucht und Umweltbedingungen auf die Knöllchenbildung und N ₂ -Fixierung der Sojabohne (<i>Gycine max</i> (L.) Merr.) "Gambit" sowie deren Wirtsspezifität	569
HEMPFLING,R., H.-R.SCHULTEN u. K.HAIDER:	Einfluß landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die organische Bodensubstanz: Identifizierung molekularer Untereinheiten durch Pyrolyse-Massenspektrometrie	575
JÄGGI,W., M.MÜLLER & K.PEYER	Bodenmikrobiologische Kennwerte eines Phaeozems und ihre Beziehungen zu den Standortverhältnissen	581
JOERGENSEN, R.G., P.C. BROOKES & D.S. JENKINSON	Some Relationships between Microbial ATP and Soil Microbial Biomass, Measured by the Fumigation-Extraction Procedure, And Soil Organic Matter	585
JOSCHKO,M. & H.J.ALTEMÜLLER	Dünnschliff-Untersuchungen an Regenwurm-Losung	589
KOWALCZYK,Th. u. B.-M.WILKE:	Auswirkungen von LAS und Phosdrin auf bodenmikrobielle Aktivitäten	593
MEYER,U. & U.BABEL:	Humus- und Feinwurzelndynamik in zentral-amazonischen Überschwemmungswäldern (Brasilien)	599
MUNCH,J.C., B.GLOTH und C. HENNEBERGER	Einfluß eines Terbutylazin-Präparates auf Bodenmikroorganismen des Stickstoff-Kreislaufs	603
PRIESACK,E:	Modellierung von Mikroorganismenwachstum in Bodenaggregaten in Abhängigkeit vom Stofftransport	607
v.RHEINBABEN, W.:	Einfluß von Schweinegülleapplikation und Pflanzenbewuchs auf bodenmikrobiologische Parameter leichter Sandböden im Gefäßversuch	613
SCHMITT,L. & E.AHRENS	N-Mineralisierung und Priming-Effekte	619
TROLLDENIER,W.	Beobachtung von Redoxprozessen in der Rhizosphäre	623
WALENZIK,G. & O.HEINEMEYER:	Direkte Messung der N ₂ + N ₂ O- Abgabe aus mechanisch belastetem Boden im Freiland	629
WIDMER,P. & J.RICHTER:	Räumliche Variabilität mikrobiell gebundenen Stickstoffs und Kohlenstoffs	635
WÖHLER,J.:	Methoden der Auxinbestimmung in Böden	639
ZIEGLER,F.:	Zum Einfluß von Regenwürmern (<i>Eisenia fetida</i> , Lumbricidae) auf die Umsetzung von Buchenstreu im Modellversuch	645

HEFT II

Referate der Jahrestagung

Seite:

KOMMISSION IV

ABITZ,C.-A., St.GÄTZ, M. RENGER & G. WESSOLEK	Bestimmung der Kaliumanlieferung an die Pflanzenwurzeln bei Ackerstandorten - Messung der Kaliumanlieferung mit Hilfe von Austauschharzen	655
AUERSWALD,K.:	Prognose des P-Eintrags durch Bodenerosion in die Oberflächengewässer der BRD	661
BASTEN,M. & J.LAMP:	Zur Erfassung lokaler Stickstoffbilanzen am Beispiel eines ostholsteinischen Ackerbaubetriebes	665
BECKER,K.-W., H.DRECHSLER, F.EULENSTEIN & B.MEYER	Transfer von Stickstoff durch Zwischenfrucht und Rübenblatt in der Rotation Zuckerrübe/Getreide/Getreide auf Löß-Parabraunerde	671
BECKER,K.-W., H.DRECHSLER,	Sanierung von Trinkwasser-Einzugsgebieten mit hoher Nitratlast. - Vorgehensweise und Beispiel: Ein Linksniederrheinisches Wasserwerk	677
BROD,H.G. & K.H.HARTGE:	Verteilung von pH-Wert, Elementkonzentrationen und Bodendichte im Wurzelraum eines Alleebaumes	681
CLAASSEN,N.:	Ursachen für die unterschiedliche K-Effizienz von Weizen und Zuckerrübe im Feld	685
CLEMENS,G., E.SCHLICHTING u. A.SINGER	Charakterisierung von Chlorosestandorten	687
DRECHSEL,P., S.SCHMALL & W.ZECH	Mineral Nutrition And Soil Properties in Young Teak Plantations in Benin And Liberia	691
EHRIG,Ch. & K.STAHR:	Die Verwendung von Laubkompost und Pferdemist auf landwirtschaftlichen Flächen	697
FINCK,A.:	Der Einfluß 40-jähriger intensiver Ackerbewirtschaftung auf die Regenwurm-Population eines norddeutschen Standorts	703
GÄTH,St., C.-A.ABITZ, G.WESSOLEK & M.RENGER	Bestimmung der Kalium-Anlieferung an die Pflanzenwurzeln bei Ackerstandorten mithilfe von Simulationsmodellen	705
GRÜN,R. & F.PUSCH:	Schwermetalle in Agrarökosystemen: Schwermetalle im System Boden - Pflanze nach mehrjähriger Klärschlamm-düngung auf charakteristischen Böden des Weser-Ems-Gebietes	711
HÄRDTER,R. & W.J.HORST:	Nutzung des Stickstoff-Angebotes durch Mais in Abhängigkeit von der Vorfrucht auf einem Luvisol in Nordghana	717

HERSEMANN,H. & D.SAUERBECK:	Nährstoffbilanzen in Abhängigkeit von Bodenart und Bewirtschaftungsintensität	721
HORNBURG,V. & G.BRÜMMER:	Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in Böden	727
KASELOWSKY,J., N.CLAASSEN & A.JUNGK:	Wirkung einer Bodenverdichtung auf Sproß- und Wurzelwachstum sowie die Phosphatversorgung von Zuckerrüben im Feld	733
KAUPENJO- HANN,M. & W.ZECH	Ernährungsstörungen erkrankter Waldökosysteme. Bedeutung der N-Deposition	737
KERSEBAUM, K.C.&J.RICHTER:	Modellierung des N-Haushaltes von Ackerböden als Werkzeug zur Behandlung von Intensiv-Nutzungs-Problemen in der Landwirtschaft	739
KÜCKE,M. & P.LÖFFLER:	Untersuchungen zum Wurzelwachstum von Getreide und Zuckerrüben auf unterschiedlich schweren Standorten	741
MEUSER,H. & G.WESSOLEK:	Der Einfluß unterschiedlicher Düngung (mineralisch, biologisch-dynamisch) auf die N-Dynamik	745
PETERS,M. und H.-P.BLUME:	Niederschlagssulfat als Nähr- und Schadstoff in schleswig-holsteinischen Böden unterschiedlicher Nutzung	751
RASPE,S. und K.-H.FEGER:	Biomasse und Elementgehalte der Wurzeln eines 100jährigen Fichtenbestandes auf Pseudogley-Braunerde im Schwarzwald	755
REENTS,H.-J.:	Messung von Tagesgängen der N ₂ -Fixierung bei Rotklee mit der Acetylen-Reduktions-Methode in einem Durchflußverfahren	761
REICHERT,K., M.HAIDER und M.FILD	Einfluß organischer Liganden auf die Mobilisierung von Phosphat	767
RICHTER,G.M., Silvia PERBANDT, M.ROELKE & J.RICHTER	Ton- und Humusgehalt zur flächendeckenden Abschätzung der N-Mineralisation mit quantitativen Modellen	773
ROTH,C.H., H.BOHL u. R. SCHWARTEN- GRÄBER	Zur Dynamik der Oberflächenverschlammung in Abhängigkeit von Niederschlag und Standortbedingungen	775
RÜCK,F., M.KLEYER, G.CLEMENS & E.SCHLICHTING	Nährstoffgehalte der Böden naturnaher linearer Biotope unterschiedlich intensiv genutzter Kleinlandschaften des Kraichgaus	779
SAALFELD,K. & F.BAILLY	Taugt der "Chroma"-Bodentest zur Beurteilung von Böden?	785
SCHLENTHER,L. u. A.RUCK	Bodendynamik von Sandböden der Extremwüste	791

SCHNUG,E., H.-M.PAULSEN u. J.LAMP	Berücksichtigung der kleinräumlichen Variabilität von bodenkundlichen Merkmalen bei der Anlage von Feldversuchen	795
SCHROTH,G.:	Wurzelkonkurrenz zwischen holzigen und krautigen Pflanzen im Agroforstsystem von Kazaboua/Zentral-Togo	797
SPRINGOB,G., B.BEYME und J.RICHTER	Kinetik der Gleichgewichtseinstellung beim K ⁺ /Ca ⁺⁺ /H ⁺ -Austausch in Lößböden	803
WESSOLEK,G., F.SWARTJES u. H.MEUSER	Interpretation von Nitrattiefenprofilen unter Sand bei unterschiedlicher Düngung (mineralisch, biologisch-dynamisch)	805
WICHTMANN, H. & H.BRÜCKNER:	Waldschäden durch Stickstoffüberschuß oder Stickstoffmangel? Die Rolle von Spurenelementen für die Revitalisierung geschädigter Waldökosysteme	811
YOUSSEF,S.M.:	Untersuchung über den Einfluß von Nitrifiziden, mineralischer ¹⁵ N-Düngung und Gülledüngung auf den Rohprotein-gehalt bei Sommergetreide im Gefäßversuch unter Bedingungen eines künstlich versalzten Bodens	817

KOMMISSION V

AHL,Chr. u. B.MEYER:	Sedimentschichten aus Laacher Bims und Flugsand unter geschützten Felsdächern (Abris) im südniedersächsischen Bergland bei Göttingen	825
ANTONY,F., I.BENNE und H.WILDHAGEN	Böden mit Plaggenesch-Wölbacker-Vergangenheit im Bereich der nördlichen Lößgrenze westlich von Hannover	831
BENZLER,J.-H.:	Zur Entwicklung der Horizont-Nomenklatur in der Bundesrepublik Deutschland	837
BETZER,H.J.:	Zur Frage der Plaggenesche aus Löß im Nordostwestfälischen Hügelland	843
BRUHN,N. u. A.BRONGER:	Zur Ansprache tropischer Alfisole als Paläoböden aufgrund reliktscher Merkmale - Beispiele aus dem wechselfeuchtemiariden Südindien	847
BURGHARDT,W:	C-, N- und S-Gehalte als Merkmale der Bodenbildung auf Berghalden	851
CORSDEN,E. u. H.-K.SIEM:	Bodenversiegelung in der Bundesrepublik Deutschland - Gründe, Ausmaß, Folgen und Gegenmaßnahmen	857
DAHM-AHRENS, H.:	Die Böden aus Kreidesedimenten am Ostrand des Münsterlandes und ihre Bedeutung für die Landschaftsplanung	861

DUBBER,H.J.:	Zur Verbreitung von Pelosolen auf tonigem und mergeligem Ausgangsgestein in Ostwestfalen	867
ECKELMANN,W. u. U.MÜLLER:	Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS für Auswertungsfragen zum Bodenschutz. I. Das Prinzip	873
ECKELMANN,W. u. U.RICHTER:	Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS für Auswertungsfragen zum Bodenschutz. IV. Auswertungsmethode: Ackerbauliches Ertragspotential	877
ELHAUS,D., T.ROSENBAUM, H.P.SCHREY u.M.WARSTAT	Die Bodenkarte Münster i.M. 1 : 50 000 als Beispiel für die landesweite Übersicht über die Nitrataustragsgefahr aus Böden in Nordrhein-Westfalen	879
FILIPINSKI,M. u. H.FINNERN:	Der Einsatz der Bodenprobenbank Schleswig-Holstein beim Aufbau des landesweiten Fachinformationssystems "Bodenkunde"	883
GEHRT,E.:	Verbreitung und Stratigraphie der äolischen Sedimente im Bereich der Lößgrenze westlich Braunschweigs	887
GIANI,Luise:	Bodenentwicklung im Bereich des Sehestedter Außendeichmoores	891
GRUPE,M.:	Schwermetallgehalte in Böden in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat	895
HEIDE,G.:	Stand und Entwicklung der bodenkundlichen Landesaufnahme in Nordrhein-Westfalen	897
HEINKELE,Th., A.BRONGER u. E.KALK	Zur Genese rezenter und fossiler Böden Zentralchinas - pedologische Untersuchungen der Löß-Paläoboden-Abfolge von Luochuan, Shaanxi	903
HENNINGS,V.:	Untersuchungen zur Flächenvariabilität bodenkundlicher Basisdaten in einem Beispielsgebiet im nördlichen Harzvorland	907
JAHN,R., M. ZAREI, I.SCHIL- LER u.K.STAHR	Tonfreisetzung und äolische Depositionen in Kalksteinverwitterungsböden der Algarve (Südportugal)	913
JANETZKO,P.:	Bodenkundliche Grundlagen für Landschaftsplanung und Naturschutz an einem Beispiel aus dem Kreis Herzogtum Lauenburg/SO Holstein	919
KUHNT,D.:	Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein. Auswahl und Einrichtung	923
LASSONCZYK,B.:	Genese fossiler Böden Nord-Somalias	927
LESSMANN- SCHOCH,U., H. SCHELSE, H. ZAKOSEK & TAO- LIN SHANG	Vegetation und Klima während der Tschernosem-Bildung im nördlichen Oberrheintal	931

LICHTENFELD,A, Y.WANG und K.STAHR	Natürliche und anthropogene Versalzung im semiariden Bereich Nord-Xinjiangs, VR-China	933
MÜLLER,U. & P.STROBEL:	Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS für Auswertungsfragen zum Bodenschutz III. Auswertungsmethode: Verdichtungsempfindlichkeit	939
MÜLLER,U. & A.TALKE:	Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS für Auswertungsfragen zum Bodenschutz II. Auswertungsmethode: Schwermetallgefährdungspotential	941
MURSCHEL,B., J.JAROSCH u. R.R.v.d.PLOEG:	Ein ökologisch-ökonomisches Informationssystem als Entscheidungskriterium für die Bewirtschaftung von landwirtschaftlichen Einzelbetrieben	943
PLAGGE,R., M.RENGER & C.H.ROTH:	Verwendung neuer Meßtechniken zur Bestimmung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit und der pF-Kurve im Labor	949
POETSCH,T. & und R.TIPPKÖT- TER	Licht- und rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen zu Doppelbändern	953
RITTMEIER,K.:	Agrarökologische Gliederung des östlichen und südlichen Niedersachsens (Übersichtskarte 1 : 500 000)	959
RUCK,A.:	Beurteilung von Schadstoffen im Boden - ein Kriterienkatalog	965
SCHENCK,Ch. u. K.L.HENSELER:	Bereitstellung von Planungsunterlagen für Landschaftsrahmenpläne mit Hilfe von digitalen Bodenkarten und topographischen Karten aus drei Jahrhunderten	969
SCHMIDT,J.:	Computergestützte Simulation der Regenwasser-Erosion an landwirtschaftlichen Nutzflächen	973
SCHÖBEL,T. u. H.WIECHMANN:	Der Einsatz historischer Karten und der Flurnamenforschung zur Unterstützung bodentypologischer Klassifizierung sandiger Böden im Westmünsterland	977
SCHRAPS,W.G.:	Zur Systematik anthropomorpher Böden im Ruhrgebiet	981
SCHWERDT- FEGER,G.:	Systematik der Moorböden als Grundlage für Landschaftsplanung und Naturschutz	983
SIEBE,Ch., E.SCHLICHTING u.H.QUINONES:	Genese und Klassifikation von Böden aus vulkanischem Ausgangsmaterial unter wechselseuchten Klimabedingungen im Hochbecken von Mexiko	989
SMETTAN,U.:	Böden einer Hangcatena im Negev und deren Stoffverteilung (Sede Boqer, Israel)	995
SPEETZEN,F. u. B.SCHEMSCHAT:	Digitale Bodendaten als Grundlage von Bodenbewertung und Regionalisierung	1001
VÖLKEL,J.:	Untersuchungen in der Republik Niger zur Dünengenesse und Dünenverwitterung als paläoklimatologische Indikatoren in der Quartärforschung	1003

WEIDENFELLER, M.:	Sedimentation und Bodenentwicklung während des Spätglazials und des Holozäns in den Talauen der Mosel	1005
WEITZ,A., D.BUNTE, T.FRANK u. H.HERSEMANN	'Nested sampling' - ein Verfahren zur Ermittlung der Größenordnung der räumlichen Variabilität bodenkundlicher Kenndaten	1011
WERITZ,N. u. D.SCHRÖDER:	Mikrobielle Aktivitäten in Stadtböden und ihre Bewertung unter besonderer Berücksichtigung von Schwermetallbelastungen	1015
ZAKOSEK,H.:	Zur Genese und Gliederung der Steppenböden im nördlichen Oberrheintalgraben.	1021
ZECH,W. u. H.MÜHLE:	Über das Alter von Steinlagen (Stone Lines) in Böden SW-Rwandas	1025

KOMMISSION VI

AHLSDORF,B.: C.EHRIG; E.ZEEB U.MÜLLER-WE- GENER, G.MILDE	Grundwasserbelastung durch Pflanzenschutzmittel - Felduntersuchungen in oberflächennahen und tieferen Grundwässern -	1033
BLANKENBURG, J. & V.NEEMANN:	Bodenmeliorationen im Emsland und ihr Einfluß auf die Abflußmorphologie der Gewässer	1039
BOTSCHKE,J., H.WIECHMANN u. S.KREMER:	Häufigkeit, Struktur und Erosivität (R-Faktoren) der Niederschläge an ausgewählten Standorten in Nordrhein-Westfalen	1041
BREUER,J.:	Berechnungen tropischer Böden zur Bestimmung ihres Infiltrations- und Erosionsverhaltens	1047
ERDMANN,K.-H. u.U.HARDEN- BICKER	Erfassung der Bodenerosion mit Hilfe der GMK-25	1049
FREDE,H.-G., R.BEISECKER, S.GÄTZ und K.MOLLENHAUER	Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf die Oberflächenstabilität und die Makroporenversickerung	1055
GOTTFRIEDT,K., J.LAMP und E.SCHNUG	Entwicklung und Anwendung digitaler Hof-Bodenkarten als Grundlage rechnergestützter Pflanzenproduktion (CAF)	1057
HÄBERLI,R.& H.STICHER:	Nationales Forschungsprogramm "Nutzung des Bodens in der Schweiz" 1985-1991	1063
HAUBOLD,M. & D.SCHRÖDER:	Die Wirksamkeit verschiedener Meliorationsverfahren in verdichteten und vernäßten Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier	1067
HENK,U.:	Untersuchungen zur Dynamik der Regentropfenerosion und der Oberflächenverschlammung bei unterschiedlichen Strukturzuständen und Wasserspannungen an der Bodenoberfläche	1073

KLEINE,W., N.LITZ, U.MÜL- LER-WEGENER und G.MILDE	Strategie und bisherige Ergebnisse einer Beprobungsreihe von Eigenwasserversorgungsanlagen auf PSM-Belastungen im Grundwasser	1079
KNEIB,W.D., I.RUNGE & B.SCHEMSCHAT	Modelle und Verfahren zum Management und Bodenschutz in der Bodennutzung	1085
KOHL,R.:	Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf die Nitratverlagerung	1087
KUNTZE,H., R.BEINHAEUER & G.TETZLAFF	Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind	1089
KUNZMANN,G.:	Ökologischer Feuchtegrad und standortkundliche Feuchte- stufe - Methodenvergleich auf Grünlandstandorten	1095
LAMMEL,J. & D.SAUERBECK:	Zur Bedeutung des Makroporenflusses für den Stoffaustrag aus einem Gewässereinzugsgebiet	1099
LEBERT,M. & R.HORN:	Die Bedeutung der Scherparameter: Kohäsion und Winkel der inneren Reibung für die Vorhersage der Befahrbarkeit von Ackerböden	1105
LITZ,N., W.KLEINE, U.MÜLLER-WE- GENER u. G.MILDE	Erste Ergebnisse einer Studie zur Kontamination von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln	1107
MARTIN,W.:	Einfluß des Unterbodens auf die Erosion	1113
MOLLEN- HAUER,K. u. C.-L.RATHJEN:	Vergleich zwischen gemessenen und mit Hilfe der Universal Soil Loss Equation geschätzten Bodenabträgen am Beispiel langjähriger Gießener Erosionsversuche	1115
NEEMANN,W., W.SCHÄFER u. H.KUNTZE	Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind - Windkanal- messungen -	1117
RODERFELD,H., J.SCHWAAR u. H.KUNTZE	Physikalische Eigenschaften von Bunkerde zur Beurteilung ihres ökologischen Wertes in der Hochmoorregeneration	1121
SAHIN,H.:	Auswirkung des langjährigen Einsatzes von Müllkompost auf den Gehalt an organischer Substanz, die Regenwurmakktivität, die Bodenatmung sowie die Aggregatsstabilität und die Porengrößenverteilung	1125
SCHÄFER,W., W.NEEMANN u. H.KUNTZE	Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind - Feldmessungen -	1131
SCHOLLMAYER, G. & R.NIEDER:	Gemeindebezogene Berechnung des möglichen N-Überhanges auf der LF in NRW	1135

SUNKEL,R.:	Zum Begriff "Ordnungsgemäße Landwirtschaft"	1137
THOMSEN,V.:	Die hydrologische Bedeutung von Hecken in der Agrarlandschaft - Ergebnisse von 15-jährigen Lysimetermessungen	1139
VOLKMANN,S.:	Ursachen der Bodenversalzung in der Talaue des Breede Rivers (westl. Kap-Provinz)	1145
de VRIES,H. & W.BURGHARDT:	Durch Straßen beanspruchte Böden, dargestellt am Beispiel Großraum Bonn	1149
WEINZIERL,W.:	Vereinfachte Wasser- und Stickstoffbilanz für ein Wasserschutzgebiet im Oberschwäbischen Hügelland	1155

KOMMISSION VII

BRAUN,P. & H.WIECHMANN:	Untersuchungen zur Kennzeichnung von Aggregatoberflächen	1159
FRANK,U. u. H.GEBHARDT:	Mineralverwitterung, Tonmineralumwandlung und Tonzerstörung als Folge starker Bodenversauerung auf ausgewählten Waldstandorten	1163
GEBHARDT,H.:	Mineralogie und Genese von Böden semiarider Gebiete Nordostbrasilien - Beiträge von Tonbildung und Tonverlagerung in Alfisolen	1169
HÄUSLER,W. u. E.A.NIEDERBUDDE:	Charakterisierung von Tonmineralen aus Kalksteinbraunlehm und Kalksteinlösungsrückständen mit Alkylammoniumionen	1175
HILLER,D.A. u. G.W.BRÜMMER:	Untersuchungen an Toncutanen von lessivierten Böden aus Löß	1179
NIEDERBUDDE, E.A. u. W.HÄUSLER	Probleme der direkten Ladungsdichtebestimmung von Dreischicht-Tonmineralen aus Böden	1183
REUTER,G. u. P.LEINWEBER:	Bodenmineralogische Untersuchungen an repräsentativen Profilen und ausgewählten Standorten von Dauerfeldversuchen der DDR	1187
STRAUSS,C.R. u.G.W.BRÜMMER:	Einfluß der Kristallinität von Goethit auf die Phosphatadsorption	1193
STRZYSZCZ,Z.:	Anwesenheit des ferromagnetischen Eisens in oberschlesischen Waldböden und deren Ursachen	1197
VEERHOFF,M. u.G.W.BRÜMMER	Silicatverwitterung und Tonmineralumwandlung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen	1203
ZAREI,M. und K.STAHR:	Ein Verwitterungsexperiment zur Verwitterung und Mineralneubildung in basischen Vulkaniten Lanzarotes	1209

BMFT

FUNK,R., F.X.MAIDL & G.FISCHBECK	Einfluß verschiedener Produktionsverfahren in der Landwirtschaft auf den Nitrats eintrag in tiefere Bodenschichten	1215
RENGER,M., G.WESSOLEK, R.KÖNIG u. B. KASCHANIAN	Grundwasserneubildung und Nitratverlagerung in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften, Relief und Nutzung	1221
TEBRÜGGE,F.:	Wechselwirkungen von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden	1227
WERNER,W., Th.BECK, B.HOEGEN u. H.-W.OLFS:	Mikrobiologische und chemische Charakterisierung der leicht mobilisierbaren N-org-Fraktion des Bodens und deren Beziehung zur N-Aufnahme der Pflanze und zur N-Verlagerung in das Grundwasser	1233

AG - Bodennutzung in Wasserschutz- u. -schongebieten

PETER,M. u. B.WOHLRAB:	Bericht über die Sitzung der Arbeitsgruppe Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten	1241
---------------------------	--	------

AK - Waldhumusformen

von ZEZSCH- WITZ,E.:	Aufgaben und Tätigkeit des Arbeitskreises Waldhumusformen	1245
von ZEZSCH- WITZ,E.	Humusformenwandel unter Wald	1249

AK - Urbane Böden

AUTOREN- KOLLEKTIV	Empfehlungen für die Bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich und industriell überformter Gebiete (Städtböden)	1257
-----------------------	---	------

Exkursion E (Nachtrag)

BAILLY,F., W.ECKELMANN M.RENGER u. R.THÖLE	1. Plaggengesche im Osnabrücker Berg- und Hügelland 2. Hafnässeseudogleye aus Löß	1261
---	--	------

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Referate

Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft

3.-10. September 1989

Münster



Bericht aus den Kommissionen

III. TROLLDENIER

Einige Schwerpunkte und Trends bodenbiologischer Forschung

Einige Schwerpunkte und Trends
bodenbiologischer Forschung

von
Trolldenier, G.*)

Wenn man das Wesen der Böden, ihre Entwicklung und die in ihnen ablaufenden Prozesse begreifen will, muß man sich mit der Ökologie der Bodenorganismen beschäftigen. Auch für das Pflanzenwachstum, sowie Vorgänge in der Atmosphäre und Hydrosphäre spielen bodenbiologische Prozesse eine wichtige Rolle. Die beträchtliche Zunahme anthropogen verursachter Stoffeinträge in die Böden - seien es gewollte, wie Düngemittel und bestimmte Biozide oder unbeabsichtigte, wie durch Pflanzenschutzmittel und Einträge aus der Atmosphäre (z.B. Saure Niederschläge) - haben zu erheblicher Besorgnis darüber geführt, ob auf die Dauer die Funktionsfähigkeit der Bodenbiozönose beeinträchtigt wird.

Auf die Funktionen der Bodenlebewelt (Edaphon) bei der Bodengene-
se, auf ihre Leistungen, ihre Beeinflussung durch äußere Eingriffe
und die Bedeutung ihrer Tätigkeit für andere Kompartimente der
Biosphäre versucht die Bodenbiologie Antworten zu geben. Wie ein-
mal treffend bemerkt wurde: Das Edaphon ist das Nadelöhr durch das
sich die organischen und viele anorganische Stoffe zwängen müssen,
die in den Boden gelangen und dort umgesetzt werden (Jenkinson
1978).

Zur Geschichte der Bodenbiologie

Die bodenbiologische Forschung blickt auf eine rund hundertjährige
Geschichte zurück. Anlässlich eines Symposiums über "Mykorrhiza und
Streß bei Pflanzen" 1985 in Hannover, wurde der Entdeckung der
Mykorrhiza durch B. Frank 1885 gedacht (Franke 1987). Frank, in
Berlin lehrend und forschend hatte den Auftrag, durch wissenschaft-
liche Untersuchungen die Trüffelzucht in Preußen zu fördern.

*) Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Bünthehof, Bünteweg 8,
D-3000 Hannover 71

Dabei entdeckte er, daß gewisse Baumarten sich im Boden nicht selbständig ernähren, sondern mit einem Pilzmycel in Symbiose stehen. Ein Jahr später, 1886, trug Hermann Hellriegel bei der 59. Versammlung Deutscher Naturforscher und Ärzte in Berlin eine Entdeckung vor, daß Leguminosen mit Hilfe der Knöllchenbakterien den atmosphärischen Stickstoff nutzbar machen können. Damit erhielten die schon vorher bekannten Stickstoffgewinne beim Leguminosenanbau ein wissenschaftliches Fundament. Hellriegels Erkenntnisse hatten große Bedeutung für die Aufstellung von Fruchtfolgen und trugen entscheidend zur Entwicklung der landwirtschaftlichen Mikrobiologie bei (Böhm 1986). Auch dieser Entdeckung, die Hellriegel 1888 gemeinsam mit H. Wilfahrt unter dem Titel "Untersuchungen über die Stickstoffnahrung der Gramineen und Leguminosen" publizierte, wurde 100 Jahr später anlässlich eines internationalen Kongresses gedacht (Bothe et al. 1988).

Kurz nach Aufklärung der Prinzipien der Leguminosensymbiose, 1888, züchtete Beijerinck die Knöllchenbakterien in Reinkultur. Ein anderer Pionier der Bodenmikrobiologie, Winogradsky, isolierte 1890 bis 91 die autotrophen Nitrifikanten. Auch das Wesen der Denitrifikation wurde in dieser Zeit aufgeklärt (Löhnis 1910). Damit waren die Grundzüge des Stickstoffkreislaufs bekannt geworden. Seine Teilprozesse gehören heute noch zu den Schwerpunkten bodenbiologischer Forschung, ebenso wie die Beteiligung des Edaphons am Kohlenstoff- und Schwefelkreislauf. In den letzten Jahrzehnten sind weitere Themen hinzugekommen, so daß das Spektrum bodenbiologischer Forschung heute breiter denn je ist. An dieser Stelle können allerdings nur einige Themen gestreift werden.

Pflanzliche Symbiosen, nach wie vor aktuell

Die pflanzlichen Symbiosen finden heute, wie vor 100 Jahren, großes wissenschaftliches und praktisches Interesse, weil aus ihrer Kenntnis wohl am augenfälligsten Nutzen für den Anbau von Pflanzen zu ziehen ist. Triebfeder der intensiven Forschungstätigkeit auf dem Gebiet der **stickstoffbindenden Symbiosen** ist die Erwartung, mit einer Optimierung und Ausweitung des Anbaus solcher symbiontisch N_2 -bindenden Nahrungs- und Gründungspflanzen, für die Herstellung von mineralischen Stickstoffdüngern erforderliche fossile Energie einzusparen. Die Fortschritte auf dem Gebiet der symbiontischen und semisymbiontischen N_2 -Bindung manifestierten sich in den vielen Kongressen, die in den letzten Jahren diesem Thema ge-

widmet waren (u.a. Bale et al. 1988, Bothe et al. 1988, Skinner et al. 1987). Beeindruckende Ergebnisse wurden hinsichtlich der Biochemie der Nitrogenase und ihrer Regulation, der Genetik von Rhizobien und freibleibenden Stickstoffbindern und der Regulation von Infektion und Knöllchenbildung bei Leguminosen erzielt. Von praktischer Bedeutung ist die Herstellung von Impfmateriale für Leguminosen aus Rhizobien, die effizient und konkurrenzfähig sind. Die Idee, Leguminosen zum Zwecke einer Ertragssteigerung mit Reinkulturen von Rhizobien zu impfen, tauchte schon sehr früh auf. Bereits 1895 wurde Nobbe und Hiltner darauf ein Patent erteilt.

Der N_2 -Fixierung gehen durch gleichzeitige Freisetzung von Wasserstoff 30 - 60 % der zugeführten Energie verloren (Schubert et al. 1978) Evans und Mitarbeiter fanden, daß einige Rhizobienstämme eine Aufnahmedehydrogenase besitzen durch die freiwerdender Wasserstoff rezykliert und die Effizienz der N_2 -Bindung erhöht wird. Ob das Vorhandensein von Wasserstoffaufnahmeaktivität (Hup^+) ein entscheidendes Kriterium für die Auswahl von Stämmen zur Herstellung von Impfmateriale sein kann, bleibt abzuwarten (Truelsen u. Wyndaele 1984). Von der Anwendung geeigneter Rhizobienpräparate verspricht man sich besonders in tropischen Ländern Erfolge. Wiederholt wurde nachgewiesen, daß Rhizobienwildpopulationen im Boden meist nur über eine geringe Effektivität verfügen (Höflich u. Wolf 1985). Zur Herstellung von Impfmateriale werden einfache Technologien gebraucht, u.a. leicht zu handhabende Fermenter und neue Trägersubstrate wie Polyacrylamid und Alginat (Dreyfus et al. 1988). In tropischen Böden wird das Überleben der Rhizobien und der Prozess der Knöllchenbildung durch Bodenacidität, hohe Aluminiumkonzentrationen und hohe Bodentemperaturen beeinträchtigt. Selektion streßtoleranter Stämme (Karanja u. Wood 1988), evtl. unter Anwendung gentechnischer Methoden, sowie Bodenverbesserung sind wichtige Maßnahmen zur Steigerung der Effizienz der Symbiose. Der Erforschung der symbiontischen und **assoziativen N_2 -Bindung** wird von mehreren internationalen Organisationen zur Entwicklung der Dritten Welt Vorrang eingeräumt (Bale et al. 1988). Seit der Wiederentdeckung von Azospirillum lipoferum (1974) haben sich neue Erkenntnisse über die N_2 -Bindung in der Rhizosphäre (assoziative Stickstoffbindung) ergeben. Es wurden weitere Bakterien als N_2 -Binder identifiziert. Kürzlich haben Cavalcante u. Döbereiner (1988) ein microaerophiles Bakterium, Acetobacter nitrocapans,

aus Stengeln und Wurzeln von Zuckerrohr isoliert. Es wächst bei hohen Zuckerkonzentrationen (30 % Saccharose) sowie niedrigem pH-Wert und bindet N_2 noch in Gegenwart von 10 mM NO_3^- . Wenn sich auch die sehr hohen N-Gewinne, die anfänglich nach Bebrütung abgeschnittener Wurzeln mit Acetylen (Acetylen Reduktionstest) nicht bestätigt haben, so ist doch bei tropischen Gramineen mit beachtlichen N-Gewinnen zu rechnen (Trolldenier 1984a). Ob allerdings eine Impfung mit assoziativen N_2 -Bindern einmal für den praktischen Anbau in Frage kommt, bleibt abzuwarten. Auf den erwähnten Tagungen kam auch zum Ausdruck, daß, obwohl die Kenntnis um Physiologie und Genetik der N_2 -bindenden Systeme zugenommen hat, es doch bisher an einer Umsetzung in die Praxis mangle (Bergersen 1988, Dreyfus et al. 1988).

Symbiotische N_2 -fixierende Leguminosen und Actinorhizapflanzen - solche die mit einem Actinomyceten, der Gattung Frankia eine Symbiose eingehen - zu denen Casuarina, Alnus und Elaeagnus gehören, wachsen häufig auf Standorten, die nicht nur arm an Stickstoff sondern auch an anderen Nährstoffen sind. Für diese Standorte ist daher auch die zweite Symbiose dieser Pflanzen mit Mykorrhizapilzen, zumeist solchen, die eine **vesiculär-arbuskuläre Mykorrhiza (VAM)** bilden, von großer Bedeutung. Über die Wechselwirkungen beider gemeinsam vorkommender Symbiosen ist noch wenig bekannt (Hayman 1986): In letzter Zeit wurde dieses Thema bei tropischen Futterleguminosen und Soja aufgegriffen. Es wurde festgestellt, daß die Mykorrhizierung über eine bessere P-Versorgung der Pflanzen der N_2 -Bindung zugute kommt und die Toleranz der Pflanzen gegenüber Trockenstreß erhöht wird (Brown u. Bethlenfalvai 1987). Bei der Diskussion um den Nutzen dieser Symbiosen sollte allerdings nicht vergessen werden, daß die Mikrosymbionten sehr effiziente Konkurrenten um die Photosyntheseproduktion der Pflanzen sind. Bei Sojabohnen verbrauchen die Knöllchen und VA-Mykorrhizapilze bis zu 30 % des Kohlenstoffs im Baustoffwechsel der Wurzeln und stellen über 80 % der Wurzelatmung (Werner 1987).

In unzähligen Versuchen wurde eine gesteigerte Aufnahme von Nährstoffen, vor allem P, bei mykorrhizierten Pflanzen gefunden. Der P-Effekt kann auf Grenzstandorten von herausragender Bedeutung für die Pflanze sein. Die positive Wirkung der Mykorrhizierung geht allerdings über eine bloße Verbesserung der Nährstoffversorgung hinaus. Nach Schönbeck (1987) erweitert Mykorrhiza die ökologische Breite der Pflanzen. Ihr scheint die Bedeutung eines allgemeinen

Antistressfaktors zuzukommen (Dehne 1987). Mykorrhiza erhöht nicht nur die Toleranz gegenüber Trockenheit, höherer Salzkonzentration und Acidität sondern auch die Resistenz gegenüber phytopathogenen Bodenpilzen.

Über die Aussichten einer bewußten Nutzung der VA-Mykorrhiza bestehen allerdings unterschiedliche Ansichten. Während mit sterilisierten Böden das Pflanzenwachstum gewöhnlich gesteigert wird, verlaufen Versuche unter Freilandbedingungen, unter denen es fast stets eine natürliche Infektion gibt, normalerweise enttäuschend (Tinker 1989). Als Hemmschuh wirkt sich die Unmöglichkeit aus, die Endophyten, Phycomyceten der Gattung *Glomus*, in Reinkultur zu züchten. Bisher wird VAM-Inoculum durch Anbau von Pflanzen auf bestimmten Trägermaterialien gewonnen (Baltruschat 1987).

Die "neuartigen Waldschäden" haben das Interesse auf biologische Prozesse in Waldböden und insbesondere auf die **Ektomykorrhiza** der Waldbäume gelenkt. Die Frage, in welchem Ausmaß Stoffeinträge in den Boden die Mykorrhiza direkt oder indirekt beeinflussen, ist für die Bäume von großer Bedeutung. Mit fortschreitender Kronenverlichtung - einer typischen Begleiterscheinung der Baumerkrankungen - wurde eine Verminderung der Regeneration der Feinwurzeln sowie Mykorrhizaschäden bei Buche, Fichte und Tanne festgestellt. Über die Wirkung erhöhter Stickstoffeinträge liegen unterschiedliche Befunde vor (Moosmayer 1988). Bezüglich der Säurebelastung wurde in einem Fichtenbestand festgestellt, daß nach Säureapplikation ein spärlicherer Mykorrhizabesatz vorhanden war (Blaschke 1986). Zur Aufforstung auf Problemstandorten (z.B. Abraumhalden) sind in der Vergangenheit mit Erfolg Jungpflanzen mit Mykorrhizapilzen beimpft worden. Es wird versucht, zur Aufforstung in Waldschadensgebieten Forstjungpflanzen mit Mykorrhizapilzen auszustatten, die besonders resistent gegen hohe Bodenacidität, hohe Aluminiumkonzentrationen und Schwermetalle sind (Schmitz et al. 1989). In diesem Zusammenhang sollte auch dem Einfluß von Sanierungsmaßnahmen (Kompensationskalkung, Düngung) auf die Mykorrhizaentwicklung mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Weitere Wechselwirkungen zwischen Wurzeln und Rhizosphäreorganismen sind wichtig für Gesundheit und Ertrag der Kulturpflanzen

Neben symbiontischen und semisymbiontischen Mikroorganismen kommen in der Nähe der Wurzeln pathogene und saprophytische Mikroorganismen sowie kleinere Bodentiere vor. Die intensive Besiedlung der Wurzelumgebung hat für Ernährung und Wachstum der Pflanzen unmittelbare Bedeutung (Trolldenier 1986a). Auch diese Organismen nutzen von den Wurzeln stammende organische Stoffe, über deren Quantität und Qualität in den letzten Jahren genauere Vorstellungen erhalten wurden (Whipps u. Lynch 1986, Helal u. Sauerbeck 1989, Uren u. Reisenauer 1988). Es hat eine unübersehbare Zahl von Versuchen gegeben die zum Ziel hatten, die Zusammensetzung der Rhizosphärenmikroflora in einem für die Pflanzen günstigen Sinne zu beeinflussen. Erste Berichte werden schon von Löhnis (1910) referiert. U.a. erhoffte man sich eine Verbesserung der N- und P-Versorgung. Damals war es Mode mit dem stickstoffbindenden Azotobacter zu arbeiten. Kaum war Azospirillum reisoliert worden, gab es schon die ersten Berichte über Impfversuche zur Steigerung der N₂-Bindung in der Rhizosphäre mit diesem Bacterium (Boddey u. Döbereiner 1988). Evtl. positive Effekte werden heute eher mit der Produktion von Phytohormonen in Verbindung gebracht (Harari et al. 1988).

Eine andere Gruppe von Bakterien hat in den letzten Jahren, angeregt durch Untersuchungen von Schroth und Mitarbeitern, größeres Interesse gefunden: plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) (Burr u. Caesar 1984). Dabei handelt es sich um Stämme von Pseudomonas fluorescenz und P. putida. Wenn Kartoffelknollen, Saatgut von Radies und Zuckerrüben mit diesen Bakterien beimpft wurden, traten signifikante Ertragszuwächse auf. P. fluorescenz ist ein bekanntes Bodenbakterium dessen bevorzugtes Wachstum in der Rhizosphäre schon früher nachgewiesen wurde. Durch Impfung von Weizen-saatgut mit Pseudomonas wurde auch eine biologische Bekämpfung der Schwarzbeinigkeit (Gaeumannomyces graminis) möglich (Trolldenier 1984b).

Die Freisetzung gentechnisch veränderter Mikroorganismen birgt Probleme

Gegenwärtig wird fieberhaft an der Nutzbarmachung der Gentechnologie für den Pflanzenbau und die Dekontamination verunreinigter Böden gearbeitet. Ein Schwerpunkt gentechnischer Forschung ist die biologische Stickstofffixierung. Zum einen sollen die bestehenden Symbiosen effizienter gestaltet werden, zum anderen geht es um die Ausweitung des Wirtsbereichs der Rhizobien. Schließlich soll auch die Stickstoffbindungskapazität mit Getreide assoziierter Bakterien durch gentechnische Methoden gesteigert werden (Chancen und Risiken der Gentechnologie 1987). Neben dem erhofften Nutzen befürchten einige Forscher die Besiedlung von Unkräutern und Wildpflanzen mit solchen Stickstoffbindern, wodurch es zu einem Überangebot an Stickstoff kommen könnte.

Über die Risiken, die mit einer Freisetzung genetisch freigesetzter Mikroorganismen verbunden sind, gehen die Meinungen weit auseinander (Domsch et al. 1987, Chancen und Risiken..., Klingmüller 1987). Zu ihrer Abschätzung wären genauere Kenntnisse über Gentransferprozesse in der Natur notwendig. Eine Störung des bioökologischen Gleichgewichts muß mit Sicherheit auszuschließen sein. Die Methoden zum Nachweis freigesetzter Mikroorganismen, wie Immunfluoreszenzmikroskopie und DNA-Sonden, werden weiter verbessert, um ein möglichst vollständiges Monitoring (Überwachung des Verhaltens in der Umwelt) zu ermöglichen (Chancen und Risiken...).

Den Risiken wird versucht, auch bei freigesetzten Mikroorganismen mit dem Konzept des biologischen Containments zu begegnen. Dabei wird nach Möglichkeiten gesucht, die freigesetzten Organismen nach Erfüllung ihrer Aufgabe absterben zu lassen. Sie sollten so ausgestattet sein, daß sie besonders empfindlich gegen natürliche Streßfaktoren wie Kälte, Trockenheit und pH-Änderungen sind (Klingmüller 1987). Um ihrer unkontrollierten Ausbreitung Einhalt zu gebieten, will man auch Stämme verwenden, die nicht in der Lage sind, resistente Sporen zu bilden oder solche, die nur als Lethalmutanten dann wachsen, wenn sie mit bestimmten Stoffen (Cytosin) versorgt werden (Fox 1989).

Quantifizierung und Aktivitätsbestimmung von Bodenorganismen haben große Fortschritte gemacht

Die außerordentliche Vielfalt des Edaphons und seiner Lebensäußerungen hat seit Anbeginn Probleme bei der Quantifizierung und Aktivitätsbeurteilung aufgeworfen. Jahrelange Enquete-Untersuchungen in einem Arbeitskreis der Fachgruppe Landwirtschaftliche Mikrobiologie des VDLUFA haben gezeigt, wie schwierig es ist, zu standardisierten bodenmikrobiologischen Methoden zu kommen. Obwohl Bodentiere visuell z.T. leichter zugänglich sind, scheinen hier die Probleme nicht minder groß zu sein. Für die mikrobiologische Charakterisierung von Bodenproben ergeben sich weit größere Schwierigkeiten als für chemisch-physikalische Untersuchungen. Dies ist sowohl in der sehr heterogenen Verteilung der Mikroorganismen im Boden begründet, als auch in deren ständiger Fluktuation in Abhängigkeit von den ökologischen Bedingungen, die sich insbesondere nach der Probenahme rapide ändern.

Für die Prüfung der Auswirkung von Stoffeinträgen in den Boden auf das Edaphon sind geeignete bodenbiologische Methoden dringend erforderlich. Fortschritte wurden erzielt in der Bestimmung der mikrobiellen Biomasse und bestimmter Leistungen der Bodenorganismen. Aus sechs Einzelparametern hat Beck (1984) eine sog. Bodenmikrobiologische Kennzahl geschaffen. Sie dient als Maß für die mikrobiologische Charakterisierung von Böden. Eine einfache, leicht zu handhabende und gut reproduzierbare Methode ist die Bestimmung der Argininammonifikation von Bodenproben (Alef et al. 1988). Um den Einfluß von Fremdstoffen (Xenobiotika) auf die Mikroflora zu prüfen, wurden spezielle Tests, wie der Eisenreduktionstest (Welp 1987), entwickelt.

Seit einiger Zeit wird versucht, unerwartete Veränderungen in der Umwelt möglichst frühzeitig festzustellen. Dafür sollen als "Biosonden" bezeichnete Meßanordnungen verwendet werden, die empfindlich auf Veränderungen biologischer Strukturen oder Prozesse in der Umwelt reagieren (Peichl et al. 1987). Angesichts der erwähnten Heterogenität von Böden und dem schnellen Wechsel biologischer Aktivitäten dürfte es für Böden weit schwieriger sein, solche Bioindikatoren zu entwickeln als für Wasser und Luft.

Anthropogene Einflüsse auf das Bodenleben haben zugenommen

Der Wandel in der Landwirtschaft und die Belastung der Böden in Wald- und Agrarökosystemen mit Luftschadstoffen werfen Fragen nach einer evtl. Störung der Funktionsfähigkeit des Edaphons im Gefolge dieser Einflüsse auf. In den letzten Jahren hat es eine Reihe von Untersuchungen über den **Einfluß von Kulturmaßnahmen** auf das Bodenleben gegeben (Trolldenier 1986b), die auch auf das besondere Interesse der praktischen Landwirtschaft gestoßen sind (Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit 1988). Interessant ist, daß die Art der Bewirtschaftung nicht nur Quantität und Qualität der mikrobiellen Biomasse, sondern auch die Humusstruktur beeinflusst. In C-Mangelböden wurden zugeführte pflanzliche Rückstände verstärkt mineralisiert und weniger in den längerfristig stabilisierten Humusbestandteilen festgelegt (Gröblichhoff et al. 1988). Diese Befunde belegen den Nutzen einer "Humuspflge" im klassischen Sinne.

Neben dem Einfluß von Düngung, Bodenbearbeitung und Fruchtfolge verdient die **Wirkung von Agrarchemikalien** auf Bodenorganismen ganz besondere Beachtung. Über dieses Gebiet sind wohl einige tausend Veröffentlichungen erschienen. Eine nachhaltige Beeinträchtigung der Bodenfruchtbarkeit wurde bisher nicht nachgewiesen (Malkomes 1988). Bei der Testung des Einflusses von Agrarchemikalien - ob im Labor oder im Freiland - beschränkt man sich gewöhnlich auf Bodenatmung und einige Enzymaktivitäten. Stellvertretend für die ganze Bodenfauna werden Regenwürmer herangezogen (Malkomes 1988). Wenn man andererseits bedenkt, daß allein die Zahl der Mikroorganismenarten im Boden ca. 3000 beträgt (Chancen und Risiken ...) wird deutlich, vor welchem Dilemma man bei einer fundierten Beurteilung steht. Hinzu kommt das unbekannte Schicksal vieler Metabolite, die z. T. von der organischen Bodensubstanz gebunden werden. Dadurch wird zwar ihre toxische Wirksamkeit stark vermindert, zugleich aber auch der weitere Abbau erschwert (Haider 1988).

In **Waldökosystemen** ist bekanntermaßen der steuernde Einfluß des Menschen geringer als in agrarischen. Entsprechend gewinnen Stoffeinträge aus der Atmosphäre eine größere Bedeutung. Sie haben in erheblichem Maße zu einer Destabilisierung dieser Ökosysteme beigetragen. Bodenbiologische Untersuchungen von Waldböden liegen z. T. weit zurück (Trolldenier 1983). Charakteristisch für Waldböden ist ihre im Vergleich zu Ackerböden größere mikrobielle Biomasse.

Auch die am Streuabbau maßgeblich beteiligten Bodentiere sind zahlreicher. Die Waldschadensforschung hat sowohl rein bodenzoologischen Studien als auch Untersuchungen über die Interaktionen zwischen Bodenfauna und -mikroflora Auftrieb gegeben, wie zahlreiche Referate auf den Jahrestagungen der Gesellschaft für Ökologie belegen.

Auf einen Teilaspekt des Stickstoffkreislaufs, die biologische Stickstoffbindung, wurde bereits hingewiesen. Ein anderer Schwerpunkt betrifft die Entbindung von fixiertem Stickstoff, die **Denitrifikation**. Über Denitrifikation im Boden, der Rhizosphäre und im Aquifer fand vor kurzem ein Internationaler Workshop statt (v. Rheinbaben 1989). Auf ihm wurde die ganze Breite ökologischer Forschung zur Denitrifikation vorgestellt. Zwar sind große methodische Fortschritte in der Entwicklung von Methoden zur Quantifizierung der denitrifikationsbedingten N-Verluste erzielt worden (Acetylenhemmung, ^{15}N -Techniken), dennoch herrschen über die tatsächlich entbundenen Mengen an N_2O und N_2 immer noch große Unsicherheiten. Eine maßgebliche Ursache besteht in der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der Denitrifikation. Nach Ansicht mancher Autoren können 10 - 30 % der gegebenen Düngermenge durch Denitrifikation verlorengehen, wobei organische Düngung (Gülle) zu noch höheren Verlusten führen kann. Genauere Angaben über den N_2O -Anteil wären aus umweltrelevanten Gründen notwendig. Die sind schwierig zu erlangen, weil das Verhältnis von $\text{N}_2\text{O}:\text{N}_2$ von einer Reihe von Parametern abhängt, nicht zuletzt vom Mengenverhältnis verwertbarer C-Quellen zum Nitrat (Trolldenier 1987). Denitrifikation kann in der Rhizosphäre verstärkt auftreten, wobei noch gänzlich ungeklärt ist, ob das als Intermediärprodukt entstehende toxische Nitrit für Pflanzenwachstum und Ernteprodukte eine Bedeutung haben kann. Besorgnis hat in den letzten Jahren die Verlagerung von Nitrat in tiefere Bodenschichten hervorgerufen, wodurch es zu einer Belastung des Grundwassers kommt. Wie eine neuere Untersuchung zeigt, ist in der ungesättigten Zone nicht mit einer nennenswerten Denitrifikation durch heterotrophe Bakterien zu rechnen (Schulte-Kellinghaus 1988). Ein Sonderfall ist die Denitrifikation durch Thiobacillus denitrificans - ein autotrophes Bacterium - wenn Pyrit als Elektronenakzeptor zur Verfügung steht (Kölle 1984).

Die **Sanierung verunreinigter Böden** ist ein wichtiger Zweig der Bodenbiotechnologie geworden. An alten Industriestandorten weisen Böden häufig einen hohen Gehalt an aliphatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffen, Chlorkohlenwasserstoffen und weiteren Mineralölprodukten auf. Es hat sich herausgestellt, daß der Abbau dieser Stoffe im Ober- und Unterboden vor allem durch terminale Wasserstoffakzeptoren (O_2 oder NO_3^-) und durch Mineralstoffe (vor allem N und P) und Spurenelemente begrenzt ist. Häufig reicht die vorhandene Mikroflora aus, um bei einer Optimierung der ökologischen Bedingungen einen vollständigen Abbau zu erreichen. Da mikrobielles Wachstum an die Verfügbarkeit von Wasser gebunden ist, werden wasserunlösliche Stoffe lediglich an den Grenzflächen angegriffen. Die Zugabe von Biotensiden bewirkt u. U. eine erhebliche Beschleunigung des Abbaus. Wenn die Sauerstoffversorgung tieferer Bodenschichten schwierig ist, kann ersatzweise Nitrat als alternativer Elektronenakzeptor infiltriert werden. Allerdings müssen durch hinreichende Kontrollen das Auftreten von toxischem Nitrit sowie von Nitrat im Grundwasser verhindert werden (Hauert et al. 1988, Riss et al. 1988). Auf die inzwischen entwickelten Verfahren: "in situ-Sanierung", bei der der Boden an Ort und Stelle bleibt, oder Behandlung in Mieten, kann hier nicht näher eingegangen werden.

Biologische Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre, Pedosphäre und Hydrosphäre sind von globaler Bedeutung

Die Bedeutung biologischer Umsetzungen im Boden für die Hydrosphäre wurde im Vorangegangenen schon angedeutet. In der Regel wirkt die durchwurzelte obere Bodenschicht als Biofilter in dem sowohl tiefenverlagerbare Stoffe als auch Gase, bevor sie in die Atmosphäre entweichen können, abgebaut oder umgeformt werden. Die Bodenorganismen sind aber in ihrer Funktion als Destruenten und Reduzenten überfordert, wenn Stoffe in den Boden im Übermaß gelangen, z.B. Stickstoffverbindungen oder solche, die das Milieu in ungünstigem Sinne beeinflussen, wie saure Niederschläge und Schwermetalle, bzw. wenn diese eingebrachten Stoffe Strukturen besitzen, die dem Abbau großen Widerstand entgegensetzen. In tieferen Bodenschichten (der ungesättigten Zone) kann der Abbau am Fehlen von mineralischen Nährstoffen scheitern, wie oben erwähnt wurde. Bei der Lösung dieser Probleme hat die Bodenbiotechnologie ein weites Betätigungsfeld.

Von außerordentlicher Bedeutung für die Umwelt ist die zunehmende Emission von Spurengasen, die den sog. **Treibhauseffekt** bewirken, aus dem Boden in die Atmosphäre. Seit den ersten systematischen Messungen auf dem Vulkan Mauna Loa auf Hawaii, 1958, ist der CO_2 -Gehalt von 315 auf 350 ppm gestiegen, wobei der Anstieg in den letzten Jahren zugenommen hat. Hauptursachen sind neben dem steigenden Verbrauch fossiler Brennstoffe vor allem die Abholzung tropischer Regenwälder mit dem darauf folgenden Humusabbau. Der Anteil dadurch freigesetzten Kohlendioxids wird auf 10 - 30 % der Menge, die aus fossilen Brennstoffen stammt, geschätzt (Hileman 1989). Obwohl die Konzentration der anderen Spurengase Methan, Distickstoffoxid, Ozon und von FCKW zusammengenommen in der Atmosphäre viel geringer ist, absorbieren sie etwa 60 % so viel langwellige Strahlung wie Kohlendioxid. Durch ihren stetigen Anstieg wird der relative Anteil des CO_2 am Treibhauseffekt in Zukunft abnehmen (Schutz der Erdatmosphäre 1989).

Methan ist das am schnellsten in seiner Konzentration zunehmende Treibhausgas mit jetzt etwa 1.5 ppm in der Luft. Die überwiegende Menge des freigesetzten Methans entstammt der Tätigkeit methanogener Bakterien, die in Feuchtbiotopen, u.a. Naßreisfeldern und im Verdauungstrakt von Wiederkäuern und Termiten vorkommen. Wahrscheinlich haben die Ausweitung und Intensivierung des Naßreisbaus, sowie die Zunahme der Zahl der Wiederkäuer erheblich zur Methanemission beigetragen (Conrad 1987). Bodenmikrobiologische Untersuchungen könnten klären, wie die Anbaupraxis im Naßreisbau die Methanemission beeinflusst.

Ogleich die Konzentration an Distickstoffoxid langsamer ansteigt, hat sie sich doch von der Jahrhundertwende bis jetzt von 280 ppb auf 303 ppb erhöht. Als Hauptursachen für den Anstieg gelten heute die Verbrennung von Biomasse und indirekte Wirkungen der Düngung (Hileman 1989). Nicht nur bei der Denitrifikation sondern auch bei der Nitrifikation wird N_2O freigesetzt.

Schlußwort

Die geraffte Übersicht über Fortschritte der Bodenbiologie mußte unvollständig bleiben. Aktuelle Fragen der Bodenzologie sind nur am Rande erwähnt worden. (Es sollte aber erwähnt werden, daß es immer noch zu wenige gemeinsame Forschungsprojekte von Bodenzologen und Bodenmikrobiologen gibt). Dennoch hofft der Autor, daß

ein Eindruck von der Vielfalt bodenbiologischer Forschung vermittelt wurde und deutlich gemacht werden konnte, vor welchen Herausforderungen die Forschung steht, damit Szenarien, die eine drastische Veränderung der Biosphäre ausmachen, nicht Wirklichkeit werden.

Literatur

- Alef, K., Beck, Th., Zelles, L., Kleiner, D.:** Biol. Biochem. 20, 561-565 (1988).
- Bale, J.R., Crasswell, E.T., Fried, M., Mackay, K.T. (Hrsg.):** Symposium: The contribution of biological nitrogen fixation to plant production, Cisarua, Indonesia, August 1987. Plant and Soil 108 (1988).
- Baltruschat, H.:** Gesunde Pflanzen, 39, 510-518 (1987).
- Beck, Th.:** Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, 456-466 (1984).
- Bergersen, F.J.:** In: Both et al. (Hrsg.), 1988, 843-848 (1988).
- Blaschke, H.:** Forstw. Cbl. 105, 324-329 (1986).
- Boddey, R.M., Döbereiner, J.:** Plant and Soil 108, 53-65 (1988).
- Bodenleben, Bodenfruchtbarkeit, Bodenschutz.** Arbeiten der DLG. Bd. 191, DLG-Verlag, Frankfurt (Main), 1988.
- Böhm, W.:** Angew. Botanik 60, 1-5 (1986).
- Bothe, H., de Bruijn, F.J., Newton, W.E. (Hrsg.):** Nitrogen fixation: 100 years after. G. Fischer, Stuttgart-New York, 1988.
- Brown, M.S., Bethlenfalvay, J.:** Plant Physiol. 85, 120-123 (1987).
- Burr, T.J., Caesar, A.:** Critical Rev. in Plant Sci. 2, 1-20 (1984).
- Cavalcante, V.A., Döbereiner, J.:** Plant and Soil, 108, 23-31 (1988).
- Chancen und Risiken der Gentechnologie:** Deutscher Bundestag, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Bonn, 1987.
- Conrad, R.:** Forum Mikrobiologie 10, 320-329 (1987).
- Dehne, H.-W.:** Angew. Botanik, 61, 135-143 (1987).
- Domsch, K.H., Driesel, A.J., Goebel, W., Andersch, W., Lindenmaier, W., Lotz, W., Reber, H., Schmidt, F.:** Forum Mikrobiologie 12, 475-483 (1987).
- Dreyfus, B.L., Diem, H.G., Dommergues, Y.R.:** Plant and Soil, 108, 191-199 (1988).
- Fox, J.L.:** ASM News, 55, 259-261 (1989).
- Franke, W.:** Angew. Botanik, 61, 3-8 (1987).

- Gröbblinghoff, F.F., Haider, K., Beck, Th.:** VDLUFA-Schriftenreihe 28. Kongreßband 1988, Teil II, 893-908 (1989).
- Haider, K.:** Forum Mikrobiologie 11, 477-483 (1988).
- Hanert, H.H., Harborth, P., Lehmann, M., Windt, E. Rinkel, U., Scheibel, H.J., Hoppenheidt, K., Rose, H. Niemeyer, T.:** Biologische Selbstreinigung in Böden und Grundwässern und ihre technologische Nutzung in der Bodensanierung und Grundwasserreinigung. Verein zur Reinhaltung der Gewässer E.V. (Hrsg.). Braunschweig, 1988.
- Harari, A., Kigel, J., Okon, Y.:** Plant and Soil 110, 275-282 (1988).
- Hayman, D.S.:** MIRCEN J. 2, 121-145 (1986).
- Helal, H.M., Sauerbeck, D.:** Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 152, 211-216 (1989).
- Hileman, B.:** Chemical and Engineering News 67, 25-44 (1989).
- Höflich, G., Wolf, H.-J.:** Arch. Acker- Pflanzenb. Bodenkd., 29, 531-537.
- Jenkinson, D.S.:** The soil biomass. Manuskript (1978).
- Karanja, N.K., Wood, M.:** Plant and Soil 112, 7-13 (1988).
- Klingmüller, W.:** Forum Mikrobiologie 10, 249-254 (1987).
- Kölle, W.:** In: Nitrat - ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 38, 156-167 (1984).
- Löhnis, F.:** Handbuch der landwirtschaftlichen Mikrobiologie. Gebr. Bornträger, Berlin, 1910.
- Malkomes, H.-P.:** VDLUFA-Schriftenreihe 28. Kongreßband 1988, Teil II, 1171-1185 (1989).
- Moosmayer, H.-U.:** Allgem. Forstzeitschr. 43, 1365-1372 (1988).
- Nobbe, F., Hiltner, L.:** Kaiserl. Patentamt. Patentschrift Nr. 84820 (1895).
- Peichl, L., Reiml, D., Ritzl, I., Schmidt-Bleek, F.:** Übersicht biologischer Wirkungs-Testsysteme zur Beobachtung unerwarteter Umweltveränderungen. Biosonden. Teil I. Gesellsch. f. Strahlen- u. Umweltforschung, München, Bericht 28, 1987.
- Riss, A., Gerber, I., Kessler-Schmidt, M., Mersch, H., Schweissfurt, R.:** GWF Wasser u. Abwasser 129, 29-32 (1988).
- Rheinbaben, v. W.:** Forum Mikrobiologie 12, 265-266 (1989).
- Schmitz, D., Willenborg, A., Lelley, J.:** Allgem. Forstzeitschr. 44, 789-790 (1989).
- Schönbeck, F.:** Angew. Botanik 61, 9-13 (1987).

Schubert, K.R., Jennings, N.T., Evans, H.J.: Plant Physiol. 61, 398-401 (1978).

Schulte-Kellinghaus, S.: Denitrifikation in der ungesättigten Zone. Schriftenreihe d. Bundesm. f. Ernähr., Landw. u. Forsten. Reihe A.: Angew. Wissensch. H. 359, 1988.

Schutz der Erdatmosphäre - eine internationale Herausforderung. Deutscher Bundestag, Referat Öffentlichkeitsarbeit, 2. Aufl., Bonn, 1989.

Skinner, F.A., Boddey, R.M., Fendrik, I. (Hrsg.): Nitrogen fixation with non-legumes. Proc. 4. Intern. Symp. Rio de Janeiro Brasil 1987, Plant and Soil 110 (1988).

Tinker, P.B.: J. Sci. Food and Agriculture, im Druck (1989).

Trolldenier, G.: Allgem. Forstzeitschr. 38, 1112-1114 (1983).

Trolldenier, G.: Forum Mikrobiologie 7, 154-161 (1984a).

Trolldenier, G.: Gesunde Pflanzen, 36, 105-110 (1984b).

Trolldenier, G.: In: Bodenökologie. Akademie f. Naturschutz u. Landschaftspflege (Hrsg.) S. 29-36 (1986a).

Trolldenier, G.: Akademie für Naturschutz u. Landschaftspflege (Hrsg.) S. 51-36 (1986b).

Trolldenier, G.: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft., 55/II, 535-540 (1987).

Truelsen, T.A., Wyndaele, R.: Physiol. Plant. 62, 45-60 (1984).

Uren, N.C., Reisenauer, H.M.: Advances in Plant Nutrition 3, 79-113 (1988).

Welp, G.: Einfluß des Stoffbestandes von Böden auf die mikrobielle Toxizität von Umweltchemikalien. Dissertation, Kiel, 1987.

Whipps, J.M., Lynch, J.M.: Advances in Microbial Ecology 9, 187-244 (1986).

Werner, D.: Pflanzliche und mikrobielle Symbiosen. G. Thieme, Stuttgart-New York, 1987.

Vorträge der Preisträger des FRITZ-SCHEFFER-PREISES

WELP, G.

**Löslichkeit und Bioverfügbarkeit von Umweltchemikalien
in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes**

BACHMANN, J.

**Auswirkungen der organischen Substanz verschiedenen
Zersetzungsgrades auf die physikalischen
Bodeneigenschaften von Sandböden**

**Löslichkeit und Bioverfügbarkeit von Umweltchemikalien
in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes**

von
Welp, G.*

1. Einführung

Effekte von Umweltchemikalien auf die Bodenflora werden neben der jeweiligen substanzspezifischen Toxizität der Wirkstoffe ganz wesentlich durch ihre Löslichkeit und Bioverfügbarkeit bestimmt. Diese beiden Parameter sind dabei im Boden keine feststehenden, konstanten Größen, sondern werden in starkem Maße durch den Stoffbestand der Böden beeinflusst. In der vorliegenden Arbeit wird der Frage nachgegangen, inwieweit die mikrobielle Toxizität potentieller Schadstoffe in Böden durch das Adsorptions- und Löslichkeitsverhalten der Chemikalien gesteuert wird und in welchem Umfang weitere bodeneigene Faktoren die Bioverfügbarkeit der Umweltchemikalien beeinflussen.

2. Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden Oberbodenproben von 18 Standorten aus verschiedenen Ländern der Bundesrepublik verwendet, um ein breites Spektrum im Stoffbestand der Böden zu erhalten (Org. 0,9 - 11,4%; Ton 2 - 41%; pH (CaCl₂) 3,5 - 7,8). Die 14 eingesetzten Umweltchemikalien (Tab. 1) weisen sehr unterschiedliche physikalisch-chemische und toxikologische Eigenschaften auf (siehe Welp, 1987).

Zur Ermittlung der mikrobiellen Toxizität der Chemikalien diente der Fe(III)-Reduktionstest (mikrobielle Reduktion leicht reduzierbarer Fe(III)-Oxide zu löslichen Fe²⁺-Ionen). Bei diesem wenig aufwendigen, gut reproduzierbaren und relativ empfindlichen Verfahren wird die Aktivität großer Teile der aeroben und anaeroben Mikroflora erfaßt (Welp und Brümmer, 1985). Bei Zugabe steigender Schadstoffmengen zur gleichen Bodenprobe liefert der Test Dosis-Wirkungs-Beziehungen, aus denen für die zugesetzten Gesamtgehalte der jeweiligen Prüfchemikalie die "Effektiven Dosen" (ED) abgeleitet werden können, die bei den jeweiligen Testböden zu einer 10- (ED₁₀) und 50%-igen (ED₅₀) Aktivitätsminderung führen. Die bei diesen Grenzwerten für toxische Gesamtgehalte in der Bodenlösung vorliegenden Chemikalien-Lösungskonzentrationen ("Effektive Konzentrationen"; EC₁₀, EC₅₀) können nach der

* Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

Erfassung des Adsorptions- und Löslichkeitsverhaltens der Chemikalien in den verschiedenen Bodenproben bestimmt werden.

3.1 Bedeutung des Löslichkeits- und Adsorptionsverhaltens der Umweltchemikalien für deren Toxizität gegenüber Mikroorganismen

Die für 14 Chemikalien in verschiedenen Bodenproben ermittelten Bereiche der ED₁₀- und ED₅₀-Werte sind in Tab. 1 zusammengestellt. Geordnet sind die Wirkstoffe nach der Höhe der ED₁₀-Medianwerte. Die einzelnen Chemikalien weisen eine sehr unterschiedliche substanzspezifische Toxizität auf. In Bezug auf die toxischen Gesamtgehalte sind Hg und PCP als am stärksten mikroorganismen-toxisch einzustufen. Zusammen mit sieben weiteren Chemikalien (Cd, 2,4,5-T, LAS, 2,4-D, Benzol, Trichlorethen, Picloram: ED₁₀-Mediane 31 - 305 mg/kg) bilden diese Wirkstoffe eine Gruppe, die sich in einem Dosisbereich bis etwa 1000 mg/kg bei fast allen Böden durch eine deutlich meßbare mikrobielle Toxizität auszeichnet. Bei Atrazin, Phenol und 4-Chloranilin tritt bei einigen Bodenproben eine Hemmwirkung bereits bei relativ niedrigen Dosen auf, während in anderen Böden selbst hohe Zugaben ohne stärkere Wirkungen bleiben. Für die schwer wasserlöslichen Verbindungen HCB und DDT ist bei Dosen bis über 4000 mg/kg keine Veränderung der mikrobiellen Aktivität feststellbar.

Die ED-Werte einzelner Wirkstoffe können in Abhängigkeit von den Eigenschaften der Böden sehr stark variieren. So umfassen die ED₁₀-Werte von Hg mit Gesamtgehalten von 0,125 bis 125 mg/kg bei den verschiedenen Böden einen Bereich von drei Zehnerpotenzen. Diese stark streuende Toxizität kann verschiedene Ursachen haben. In der Diskussion um Grenz- oder Richtwerte für Schadstoffe in Böden wird dabei oft die Bedeutung der Adsorption und Löslichkeit der Chemikalien für deren Mobilität und Verfügbarkeit hervorgehoben (Herms und Brümmer, 1984). Ein solcher Einfluß läßt sich auch durch die hier vorgenommene Kombination von Mikroorganismen-tests mit Löslichkeitsuntersuchungen direkt belegen. In Abb. 1 ist vergleichend die Wirkung steigender Cd-Dosen auf die Fe(III)-Reduktion für Proben aus den A-Horizonten eines Kalkgleys (GK) und eines Braunerde-Gleys (B-G) dargestellt. Während beim alkalischen, humusreichen Kalkgley eine 10%-ige Abnahme der mikrobiellen Aktivität (ED₁₀) erst bei der relativ hohen Gesamtdosis von 95 mg Cd/kg Boden erreicht wird, tritt die gleiche Wirkung beim mäßig sauren, humusarmen Braunerde-Gley bereits bei einem Gehalt von 9 mg/kg auf. Die für diese Bodenproben ermittelten Cd-Adsorptionsisothermen sind in Abb. 2 als zweistufige linearisierte Freundlich-Isothermen dargestellt. Der basische, humose Kalkgley adsorbiert das kationische Cd wesentlich stärker als der

Tab. 1: Toxische Gesamtgehalte von Umweltchemikalien zur Erzielung einer 10- (ED₁₀) und 50%-igen (ED₅₀) Hemmung der mikrobiellen Aktivität in Oberbodenproben

Chemikalie	ED ₁₀ (mg/kg)		ED ₅₀ (mg/kg)	
	Bereich	Median	Bereich	Median
Hg	0,125- 125	2	1 - 310	56
PCP	1 - 90	4	5,5- 2100	32
Cd	5 - 95	31	85 - 1270	106
2,4,5-T	9 - 720	40	48 - 3500	173
LAS	16 - 290	56	56 - 5700	155
2,4-D	38 - 525	73	125 ->1000*	210
Benzol	65 - 375	100	235 ->1400*	610
Trichlorethen	90 - 735	200	235 - 1620	480
Picloram	140 - 540	305	465 ->4000*	915
Atrazin	25 ->4000*	-	>4000*	-
Phenol	32 ->1000*	-	>1000*	-
4-Chloranilin	85 ->1000*	-	725 ->1000*	-
DDT	>4000*	-	>4000*	-
HCB	>4000*	-	>4000*	-

* Bis zu den angegebenen Dosen wurden 10- und 50%-ige Hemmwirkungen nicht erreicht

mäßig saure Braunerde-Gley. Die unterschiedliche Bindungskapazität der Böden bedingt Adsorptionskonstanten (K_f = adsorbierte Menge bei einer Lösungskonzentration von 1 mg/l) von 456 (GK) und 62 (B-G) mg/kg Boden. Aus den Löslichkeits- und Adsorptionsdaten läßt sich ermitteln, daß für den Kalkgley bei einem Cd-Gesamtgehalt von 95 mg/kg (= ED₁₀) eine Lösungskonzentration (= EC₁₀) von 0,11 mg/l vorliegt. Die geringere Adsorption beim Braunerde-Gley führt bei einer Gesamtdosis von 9 mg/kg (= ED₁₀) zu einem nahezu identischen EC₁₀-Wert von 0,10 mg/l. Die Variabilität der Grenzwerte für toxische Gesamtgehalte in verschiedenen Böden basiert damit ganz wesentlich auf dem unterschiedlichen Vermögen der Böden zur Chemikalien-Bindung und -Immobilisierung.

Wie die in Tab. 2 für 6 Umweltchemikalien angegebenen Bereiche der EC₁₀- und EC₅₀-Werte jedoch zeigen, treten auch bei den Grenzwerten für toxische Lösungskonzentrationen in Abhängigkeit von den Eigenschaften der Böden noch

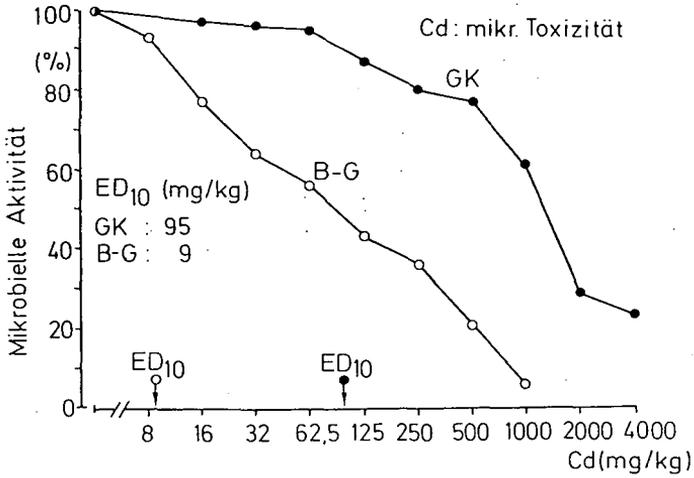


Abb. 1: Mikrobielle Aktivität in Prozent der Kontrolle in Abhängigkeit von der Cd-Zugabe zu Oberbodenproben eines Kalkgleys (GK) und eines Braunerde-Gleys (B-G) (Ergebnisse des Fe(III)-Reduktionstestes)

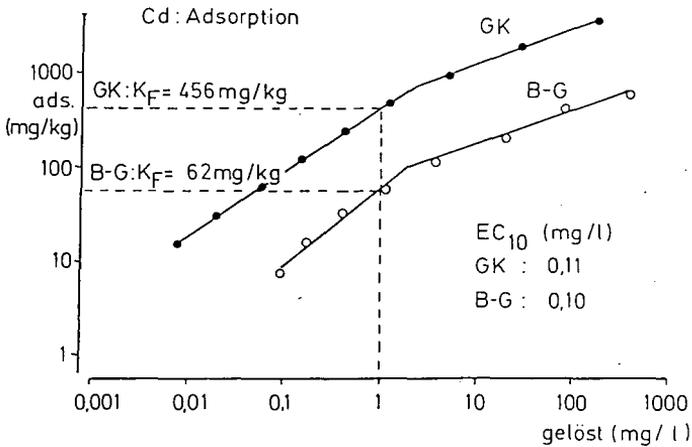


Abb. 2: Cd-Adsorptionsisothermen für Oberbodenproben eines Kalkgleys (GK) und eines Braunerde-Gleys (B-G) (Erklärungen im Text)

große Schwankungen auf. Die mikrobielle Toxizität von Chemikalien wird damit über Einflüsse der Adsorption und Löslichkeit hinaus durch weitere Faktoren verändert.

Tab. 2: Toxische Lösungskonzentrationen von Umweltchemikalien zur Erzielung einer 10-(EC₁₀) und 50%-igen (EC₅₀) Hemmung der mikrobiellen Aktivität in Oberbodenproben

Chemikalie	EC ₁₀ (mg/l)		EC ₅₀ (mg/l)	
	Bereich	Median	Bereich	Median
Hg	<0,001- 0,04	0,004	<0,001- 0,25	0,13
Cd	0,01 - 1,13	0,07	0,32 -169	1,43
PCP	0,02 - 0,80	0,23	0,20 - 12,0	1,8
LAS	1,0 - 4,9	1,9	2,9 -145	4,5
2,4,5-T	5,5 - 89	21,5	10 -329	124
2,4-D	32 -473	43	112 -695	152

3.2 Mikrobielle Toxizität verschiedener Spezies von Umweltchemikalien

3.2.1 Einfluß des pH-Wertes auf die Schadstoffspezies

Die unterschiedliche Wirksamkeit der Chemikalien in verschiedenen Bodenlösungen wird in starkem Maße durch Veränderungen der jeweiligen Schadstoffspezies bestimmt. So treten 2,4-D, 2,4,5-T und PCP je nach Bodenreaktion als undissoziierte oder anionische Spezies auf, wobei mit steigendem pH zunehmend H⁺-Ionen der Carboxyl-(2,4-D, 2,4,5-T) oder der Hydroxylgruppe (PCP) abdissoziieren. Die aus den pK-Werten der Chemikalien ableitbare Beziehung zwischen pH und Anionenanteil ist in Abb. 3 graphisch dargestellt.

Die Bodenreaktion beeinflusst die Toxizität dieser Gruppe von Wirkstoffen in besonders komplexer Weise, da die pH-Abhängigkeit der ED- und EC-Werte entgegengesetzt verläuft. So bewirken niedrige pH-Werte auf der einen Seite eine verstärkte Adsorption der Chemikalien (Kukowski und Brümmer, 1987; Welp, 1987) und machen damit höhere Gesamtzugaben (ED-Werte) zur Erzielung eines toxischen Effektes erforderlich. Andererseits wirken die mit zunehmender Bodenacidität ansteigenden Anteile ungeladener Spezies gegenüber Mikroorganismen stärker toxisch als die anionischen Formen, da sie aufgrund der höheren Lipophilie hydrophobe Teile der Zellmembran leichter durchdringen können (Horsfall, 1956; Furczak et al., 1975). Diese Beziehungen wirken sich in Abhängigkeit von den Adsorptionseigenschaften eines Wirkstoffes und der Adsorptionskapazität der Böden unterschiedlich auf die Toxizitätsgrenzwerte (ED- und EC-Werte) aus.

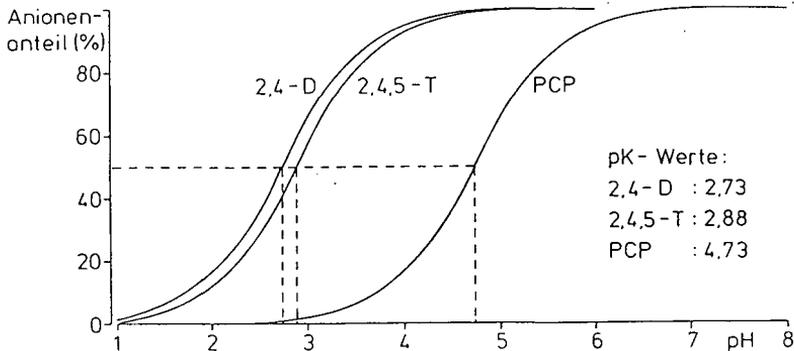


Abb. 3: Berechnete Beziehungen zwischen dem pH einer Lösung und dem prozentualen Anionenanteil von gelöstem 2,4-D, 2,4,5-T und PCP

Die für 2,4-D erhaltenen Ergebnisse (Tab. 3) sind charakteristisch für anionisch dissoziierende Chemikalien mit geringer Adsorption. Da 2,4-D in den sieben untersuchten Bodenproben generell nur wenig gebunden wird (s. K_f -Werte in Tab. 3), ist die Höhe der toxischen Lösungskonzentrationen (EC -Werte) und dementsprechend auch die Höhe der ED -Werte im wesentlichen eine Funktion der in der Lösungsphase vorliegenden Spezies. Aus den in Tab. 3 aufgeführten EC_{50} -Werten ist ersichtlich, daß mit steigenden pH-Werten der Böden höhere 2,4-D-Lösungskonzentrationen erforderlich sind, um die mikrobielle Aktivität auf 50% zu senken. Die Korrelation zwischen dem Boden-pH und den EC_{50} -Werten von 2,4-D ist mit $r = 0,96$ sehr hoch signifikant.

Im Gegensatz zu 2,4-D wird PCP in einigen Bodenproben sehr stark gebunden (K_f -Werte: 2-1270; Tab. 4), so daß für die toxische Wirksamkeit dieser Chemikalie in Böden das Ausmaß der Adsorption von wesentlicher Bedeutung ist. Infolge einer zunehmenden PCP-Adsorption mit abnehmendem pH bei gleichzeitig steigender Umwandlung der anionischen in die undissoziierte Form in der Lösungsphase weisen die beiden am stärksten versauerten Bodenproben (Rostbraunerde und Anmoorgley, Tab. 4) - durch die extrem starke Festlegung des Wirkstoffs einerseits und das Überwiegen der toxischeren Phenolspezies andererseits - mit die höchsten ED_{10} -Werte und gleichzeitig die niedrigsten EC_{10} -Werte aller Bodenproben auf. Der Wirkstoff 2,4,5-T wird stärker als 2,4-D adsorbiert und nimmt daher im Hinblick auf die geschilderten pH-Ab-

hängigkeiten bei der Adsorption sowie der Speziation in der Bodenlösung eine Mittelstellung zwischen 2,4-D und PCP ein.

Tab. 3: Mikrobielle EC₅₀-Werte sowie K_F-Werte der Freundlich'schen Adsorptionsisothermen für 2,4-D in verschiedenen Oberbodenproben

Boden	pH (CaCl ₂)	EC ₅₀ (mg/l)	K _F (mg/kg)
Braunerde-Gley, HH	4,62	112	0,39
Braunerde, Kl	4,92	143	0,54
Braunerde-Gley, Kl	5,06	151	1,90
Rieselbraunerde, B	5,36	152	0,66
Parabraunerde, Kl	6,81	580	0,28
Pseudogley-Gley, HH	7,04	695	1,28
Pelosol, S	7,58	505	0,21

Tab. 4: Mikrobielle ED₁₀- und EC₁₀-Werte sowie K_F-Werte der Freundlich'schen Adsorptionsisothermen für PCP in verschiedenen Oberbodenproben

Boden	pH (CaCl ₂)	ED ₁₀ (mg/kg)	EC ₁₀ (mg/l)	K _F (mg/kg)
Rostbraunerde, B	3,45	90	0,08	1270
Anmoorgley, F	4,44	16	0,02	1060
Braunerde, Kl	4,91	4	0,23	14
Braunerde-Gley, Kl	5,06	17	0,10	148
Parabraunerde, Kl	6,81	5	0,46	9
Kalkgley, F	7,46	28	0,80	33
Pelosol, S	7,57	4	0,23	11
Rigosol, S	7,79	1	0,45	2

3.2.2 Einfluß gelöster bodeneigener Stoffe auf die Schadstoffspezies

Bei den Schwermetallen Cd und Hg, aber auch bei einigen organischen Umweltchemikalien wird die mikrobielle Toxizität in der Lösungsphase durch eine Reaktion mit bodeneigenen gelösten organischen Verbindungen und Bildung von Komplexen entscheidend gesenkt. In Abb. 4 ist die korrelative Beziehung

zwischen den Gehalten der Bodenlösungen an organischem Kohlenstoff (DOC) und den EC_{10} -Werten von Cd graphisch dargestellt. Mit höheren Gehalten an gelöstem organischem Kohlenstoff steigen die für eine 10%-ige Hemmung der mikrobiellen Aktivität erforderlichen Cd-Lösungskonzentrationen (EC_{10} -Werte) deutlich an. Für Organo-Schwermetall-Komplexe wurde mehrfach eine im Vergleich zu freien Schwermetallionen verringerte Toxizität gegenüber Mikroorganismen nachgewiesen (z.B. Pickett und Dean, 1979). Untersuchungen von Greger und Lindberg (1986) zeigen, daß die gefundenen Abhängigkeiten auch für die Aufnahme und physiologische Wirkung solcher Komplexe bei höheren Pflanzen Gültigkeit haben.

Neben einer Bindung von Umweltchemikalien an bodeneigene gelöste organische Substanz können sich auch mit anorganischen Komponenten Komplexe unterschiedlicher Toxizität bilden (s. Welp, 1987). Die Chemikalien-Speziation unterliegt damit insgesamt starken Einflüssen durch die Bodenreaktion, das Redoxmilieu sowie die Art und Konzentration der organischen und anorganischen Reaktionspartner.

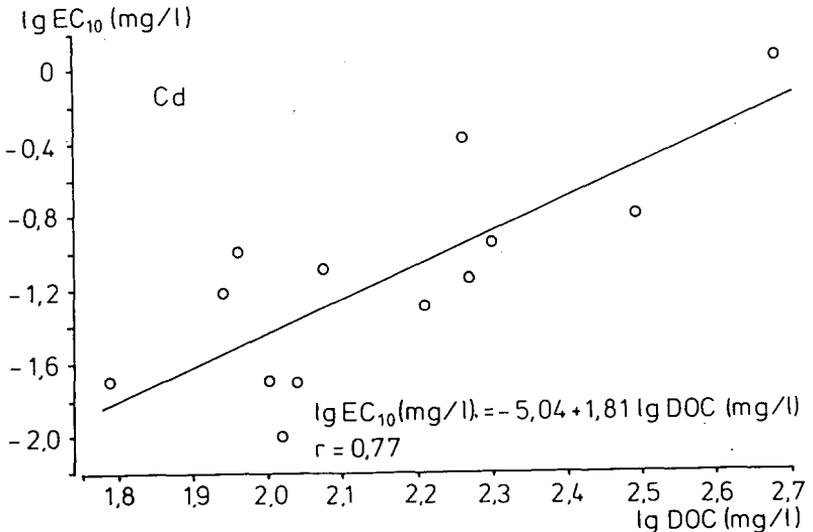


Abb. 4: Beziehung zwischen den Gehalten der Bodenlösungen an organischem Kohlenstoff (DOC) und den EC_{10} -Werten für Cd (Wertepaare logarithmiert)

4. Schlußfolgerungen

Die vorgestellten Ergebnisse verdeutlichen, daß die Wirksamkeit von Umweltchemikalien in Böden neben einer variierenden substanzspezifischen Toxizität der jeweiligen Schadstoffe in vielfältiger Weise durch den Stoffbestand von Böden beeinflußt wird.

Die ausbleibende mikrobielle Toxizität von HCB und DDT liegt in der extrem niedrigen Wasserlöslichkeit der Wirkstoffe begründet. Daneben weisen insbesondere auch die für Chemikalien höherer Löslichkeit ermittelten Beziehungen zwischen adsorptionsbedingter Immobilisierung und den Grenzwerten der Testsubstanzen für toxische Gesamtgehalte (ED_{10} , ED_{50}) die gelösten Chemikalienanteile als die für Mikroorganismen wirksame Fraktion aus. Neben den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Chemikalien bestimmen vom Stoffbestand der Böden gesteuerte Adsorptionsvorgänge, in welchen Mengen die zugeführten Wirkstoffe in der Lösungsphase auftreten. Der Verbleib in der Bodenlösung ist Voraussetzung für eine Wirkung auf Mikroorganismen. Die toxische Wirksamkeit ist dann - bei gegebener substanzspezifischer Toxizität - zu einer Funktion der Konzentration bzw. der Aktivität in der Lösung. Zum anderen bestimmen eine vom Stoffbestand der Böden abhängige Speziation der gelösten Wirkstoffe sowie die Relation gelöster Stoffe (verschiedene Schadstoffe zueinander oder Schadstoffe zu Nährstoffen; vgl. Welp, 1987) ganz wesentlich die Effekte auf die Bodenmikroflora.

5. Literatur

- FURCZAK, J., K. GOSTKOWSKA u. A. SZEMBER, 1975: The intensity of ammonification and nitrification in the soil under legumes in monoculture and in crop rotation with constant application of herbicides. II. The influence of $CaCO_3$ on the effectiveness of nitrification in pseudopodzolic soil sprayed with Aretit. Pol. J. Soil Sci. 8, 155-161.
- GREGER, M. u. S. LINDBERG, 1986: Effects of Cd^{2+} and EDTA on young sugar beets (*Beta vulgaris*). I. Cd^{2+} uptake and sugar accumulation. Physiol. Plant. 66, 69-74.
- HERMS, U. u. G. BRÜMMER, 1984: Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 147, 400-424.
- HORSFALL, J.G., 1956: Principles of fungicidal action. Chronica Botanica Comp., Waltham, Mass., USA, 280 S.
- KUKOWSKI, H. u. G. BRÜMMER, 1987: Untersuchungen zur pH-abhängigen Adsorption ausgewählter Chemikalien durch die organische Substanz der Böden. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 55/I, 375-380.

- PICKETT, A.W. u. A.C.R. DEAN, 1979: Cadmium and zinc sensitivity and tolerance in *Bacillus subtilis* subsp. *niger* and in a *Pseudomonas* sp. *Microbios* 24, 51-64.
- WELP, G., 1987: Einfluß des Stoffbestandes von Böden auf die mikrobielle Toxizität von Umweltchemikalien. Dissertation, Kiel, 245 S.
- WELP, G. u. G. BRÜMMER, 1985: Der Fe(III)-Reduktionstest - ein einfaches Verfahren zur Abschätzung der Wirkung von Umweltchemikalien auf die mikrobielle Aktivität in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 148, 10-23.

Dank

Der Autor dankt dem BMFT für die finanzielle Unterstützung der Arbeit und Herrn Prof. Dr. F. Führ, Frau Dr. Scheele und Mitarbeitern für die Projektbetreuung.

Auswirkungen der organischen Substanz verschiedenen
Zersetzungsgrades auf die physikalischen
Bodeneigenschaften von Sandböden

von
Bachmann, J.⁺

1. Einleitung

Der Einfluß des Zersetzungsgrades auf die physikalischen Eigenschaften von Hochmoortorf ist bereits intensiv untersucht worden. Die Ansprache des Zersetzungsgrades erfolgt visuell relativ problemlos z.B. mit Hilfe der v. Post Skala und bildet die notwendige Voraussetzung für die Verknüpfung mit physikalischen Untersuchungen.

Im Unterschied zu den Torfböden existiert für Mineralböden weder eine bisher allgemein akzeptierte Skala zur Bewertung von unterschiedlichen Zersetzungsgraden noch eine Übersicht über Art und Ausmaß der Veränderungen der physikalischen Eigenschaften. Da bereits geringe Mengen von organischer Substanz die physikalischen Eigenschaften von Mineralböden erheblich beeinflussen, soll im weiteren der Frage nach einem Qualitätsparameter für die organische Substanz nachgegangen werden.

Die Untersuchungen zum Zersetzungsgrad erfolgten an Hochmoortorf, Rohhumus, Kompost und humosen Sandböden. Die anschließenden physikalischen Untersuchungen erfolgten an humosen Sandböden (uS) mit unterschiedlich intensiven Bearbeitungsmaßnahmen (Kiefernforst, Erwerbsanlagen für Heidelbeeren, ein Baumschulstandort und ein ehemaliger Acker).

2. Untersuchungen zum Zersetzungsgrad

Im Rahmen der benötigten Differenzierung sollte eine Methode mit einem geringem präparativen Aufwand erprobt bzw. entwickelt werden. Diese Methode sollte für unterschiedliche Böden anwendbar sein und gleichzeitig analoge Ergebnisse im Vergleich mit anderen Methoden, wie z. B. die v. Post Skala, liefern.

Es wurden photometrische und spektroskopische Untersuchungen (UV, VIS und IR) an Extrakten (NaOH, Na-Pyrophosphat) und thermoanalytische Untersuchungen (TG, DTG, DTA) an mechanisch aufbereiteten Böden durchgeführt. Für die Unterstützung bei einem Teil der Analysen sei an dieser Stelle Herrn Professor Ziechmann und Mitarbeitern herzlich gedankt.

⁺ Inst. f. Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

Die Methode der Thermogravimetrie erwies sich für die gewünschte Differenzierung als ausreichend und wurde wegen der ausschließlich mechanischen Probenaufbereitung als Analysetechnik ausgewählt.

Bei der Thermogravimetrie wird die Massenänderung einer kontinuierlich aufgeheizten Probe unter einer vorgegebenen Atmosphäre als Funktion der Temperatur aufgezeichnet (TG) und häufig als 1. Ableitung (DTG) dargestellt. Deutliche Zusammenhänge bestehen zwischen dem Zersetzungsgrad bei Hochmoortorf und der Verschiebung des Temperaturbereiches mit maximalem Massenverlust (Abb. 1a).

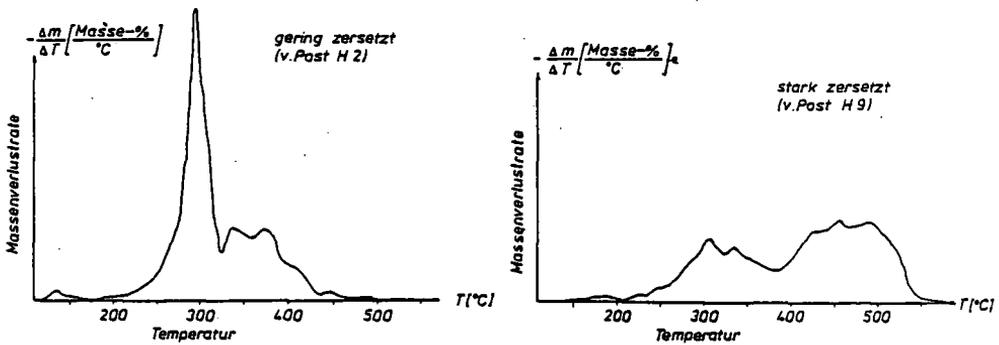


Abb. 1a
DTG- Kurven für gering und stark zersetzten Hochmoortorf

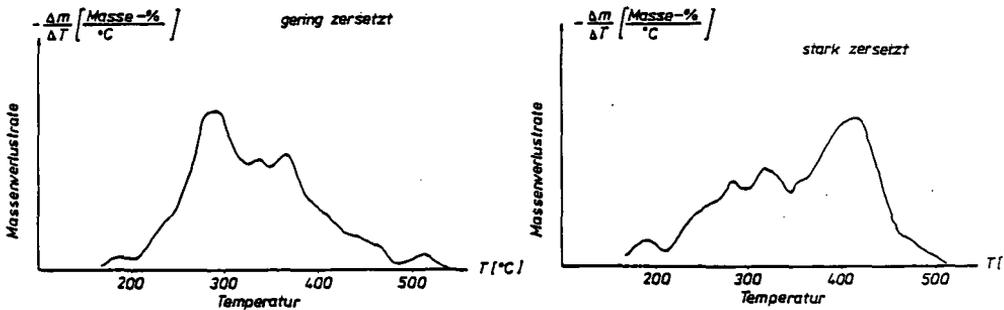


Abb. 1b
DTG- Kurven für humosen Sand

Bei einem geringen Zersetzungsgrad (v. Post H2, "Weißtorf") liegt der Bereich hoher Massenverluste im Bereich 280 - 320 °C und verschiebt sich mit der Zunahme von thermisch stabileren Huminstoffen bei stärkerer Zersetzung (v. Post H9, "Schwarztorf") in den Temperaturbereich > 400 °C. Eine Reihe weiterer Untersuchungen an unzersetztem Pflanzenmaterial und extrahierten Huminstoffen weisen Ergebnisse mit gleicher Tendenz auf. Auch die DTG- Kurven der untersuchten Sandböden zeigen entsprechend der Einarbeitungsmenge von organischer Substanz analoge Veränderungen (Abb. 1b).

Zur quantitativen Differenzierung erwies sich für alle Böden die Bildung eines "Massenverlustquotienten" der Temperaturbereiche 210 - 360 / 360 - 510 °C zur Differenzierung als geeigneter Parameter.

3. Physikalische Untersuchungen

3.1. Benetzungseigenschaften

In engem Zusammenhang zum Zersetzungsgrad der organischen Substanz stehen Benetzungshemmungen.

Prinzipiell können die Benetzungseigenschaften einer Oberfläche gegenüber einer Flüssigkeit am Rand- oder Kontaktwinkel eines auf die ebene Oberfläche aufgesetzten Tropfens direkt bestimmt werden (HARTGE et. al. 1986).

Ein Randwinkel von 0 Grad bedeutet vollständige Benetzung, ein Winkel von 180 Grad, daß die Oberfläche nicht benetzbar ist. Die Grenzflächenspannungen können durch Vektoren schematisch dargestellt werden (Abb. 2).

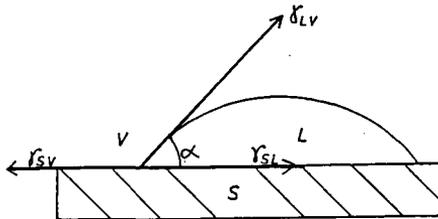


Abb. 2

Schematische Darstellung zwischen dem Tropfenrandwinkel und den Grenzflächenspannungen fest/flüssig τ_{SL} , fest/gasförmig τ_{SV} und flüssig/gasförmig τ_{LV}

Im thermodynamischen Gleichgewicht beträgt die Vektorsumme = 0; dieser Zustand entspricht der bekannten Young'schen Formel (ADAMSON, 1976). Ist das System nicht im Gleichgewicht, dann treten größere oder kleinere Winkel als der Gleichgewichtswinkel auf.

Leicht meßbar ist in der Regel nur der Randwinkel und die Grenzflächenspannung der flüssigen gegenüber der Gasphase. Böden als poröse Systeme entziehen sich einer direkten Messung des Randwinkels. Aus diesem Grund wurden zwei Präparations-techniken verfolgt:

- 1: Messung auf ausgesiebten und auf eine klebende Unterlage aufgepulverte Bodenpartikeln der Größe 63 - 100 µm.
- 2: Messung auf Glasobjektträgern, die für einen Zeitraum von bis zu 6 Monaten in kontrolliert feucht gehaltenen Behältern mit Bodenmaterial eingebettet wurden und nach einer mechanischen Reinigung zur Randwinkelmessung verwendet wurden ("in situ" gebildete Filme).

Zur Messung des Randwinkels wurde ein Mikroskop mit einer eingeblendeten Goniometerskala und einer verschiebbaren Tangente verwendet. Die Ablesegenauigkeit beträgt 1 Grad. Das Gerät wurde für mehrere Meßreihen freundlicherweise von Herrn Professor Kuntze zur Verfügung gestellt.

Die Randwinkel auf den festen Bodenpartikeln lassen einen deutlichen Einfluß des pH- Wertes und des Zersetzungsgrades erkennen (Abb. 3a).

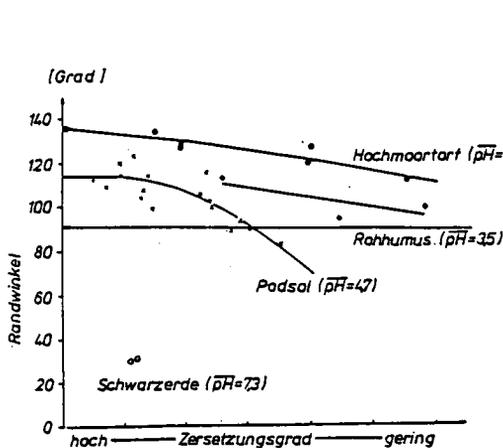


Abb. 3a
Randwinkel auf Körnern 63-100 µm in Abhängigkeit vom Zersetzungs-grad

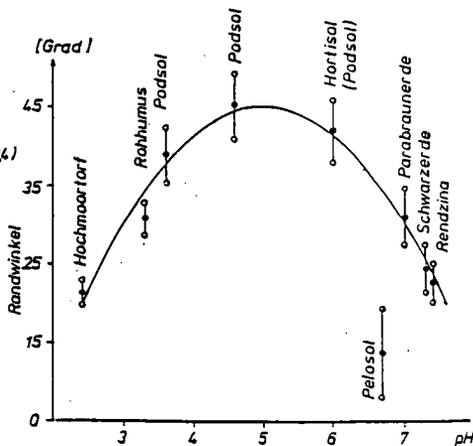


Abb. 3b
Randwinkel auf "in situ" gebildeten Filmen in Abhängigkeit vom pH- Wert

Der C- org. Gehalt des Pulvers übt keinen Einfluß auf den Randwinkel aus.

Mit zunehmendem Zersetzungsgrad ist allgemein eine zunehmende Benetzungshemmung für alle Materialien zu verzeichnen. Die geringsten Werte werden bei der Schwarzerde festgestellt. Die bisher nicht genannten Böden sind näher bei HARTGE et al. (1986) beschrieben.

Die "in situ" gebildeten Filme (Abb. 3b) weisen dagegen sehr viel geringere Kontaktwinkel und eine in erster Linie vom Bodentyp abhängige Benetzbarkeit auf. Das Maximum der Kontaktwinkel liegt bei pH 5. Die Randwinkel auf "in situ" gebildeten Filmen sind innerhalb einer Probengruppe weitgehend unabhängig vom Zersetzungsgrad.

Besonders bei geringen pH- Werten sind die Unterschiede zwischen den Winkeln auf ausgesiebten und auf den Glasobjektträgern mit über 100 Grad (Hochmoortorf) am größten; im Falle der Schwarzerde betragen sie dagegen nur 7 Grad.

3.2. Porengrößenverteilung

In enger Beziehung zu den Benetzungseigenschaften steht die Adsorption des Bodenwassers.

In der Abbildung 4 sind pF- Kurven (Desorption) humoser Sandböden mit C-org. Gehalten von 2, bzw. 4.5 % und für einen geringen, bzw. hohen Zersetzungsgrad dargestellt.

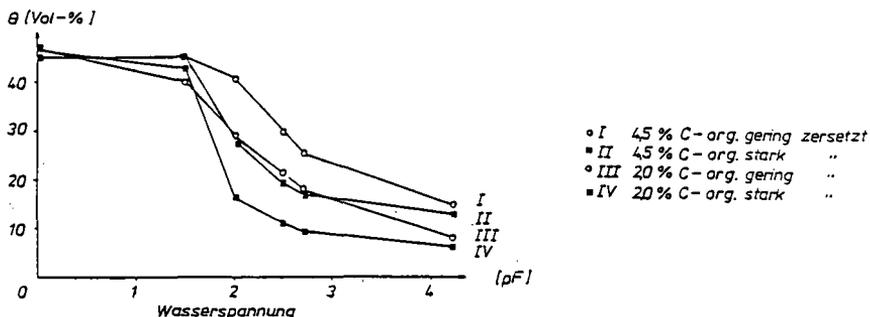


Abb. 4

Mit multiplen Regressionen berechnete pF- Kurven für humosen Sand

Die abgebildeten Punkte wurden jeweils mit 2- fachen linearen Regressionsanalysen aus 98 pF- Kurven (gestört, $d_p = 1.4 \text{ g/cm}^3$) errechnet. Es wurden der Zersetzungsgrad und der C- org. Gehalt verwendet; die Hinzunahme des Tongehaltes verbessert die Regression nicht mehr.

Im pF- Bereich 1.5 - 4.2 sind Unterschiede im volumetrischen Wassergehalt von max. 10 Vol- % erkennbar.

Als Ergebnis ist festzustellen, daß Unterschiede im Zer-

setzungsgrad bei den relativ geringen C- org. Gehalten die Adsorption von Wasser in gleichem Maß wie der absolute C- org. Gehalt beeinflussen.

3.3 Ungesättigte Wasserleitfähigkeit

Ebenso wie die Porengrößenverteilung wird die ungesättigte Wasserleitfähigkeit vom Zersetzungsgrad der organischen Substanz beeinflusst. Die Leitfähigkeit wurde nach Becher (1970) an gestörten Proben bestimmt. In Abb. 5 ist k_u als Funktion des Wassergehaltes im Grob- und Mittelporenbereich dargestellt. Die dargestellten Funktionen sind Mittelwerte von mindestens 9 Einzelwerten.

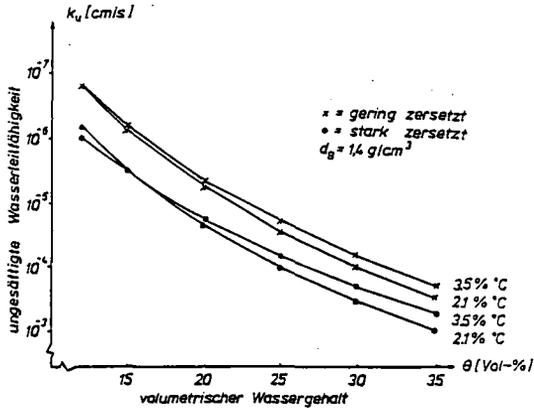


Abb. 5
 Ungesättigte Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit vom volumetrischen Wassergehalt von humosen Sandböden

Mit zunehmendem Entwässerungsgrad tritt bei jeweils gleichem volumetrischen Wassergehalt der Einfluß des Zersetzungsgrades dabei stärker als der Einfluß unterschiedlicher C- org. Gehalte hervor.

3.4. Belüftungseigenschaften

Ebenfalls in engem Zusammenhang mit der Verteilung des Kapillarwassers im Porensystem steht der Gasaustausch bei einem hohem Anteil wassergefüllter Poren.

Zur Untersuchung des Einflusses der Zersetzungsgrades auf die Belüftungseigenschaften teilgesättigter humoser Böden wurden 4 geschichtete Säulen mit der Lagerungsdichte $d_B = 1.4 \text{ g/cm}^3$ von 0 - 30 cm Tiefe und einer einheitlichen Quarzsandschicht in der Tiefe 30 - 45 cm Tiefe hergestellt (BACHMANN und HARTGE, 1987).

In den Säulen konnte mit einer hängenden Wassersäule variable Wasserspannungen eingestellt werden.

In 5 Tiefen wurde jeweils ein Tensiometer, eine ODR- Pt Elektrode und eine Redoxpotential- Pt Elektrode eingebaut.

In der Abb. 6 sind die wichtigsten Ergebnisse in Form von zeitlich und örtlich gemittelten Daten von jeweils zwei Säulen (hoher bzw. geringer Zersetzungsgrad) dargestellt.

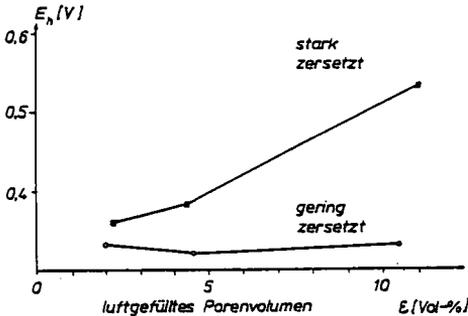
Aus der Abbildung 6a wird deutlich, daß mit zunehmendem Entwässerungsgrad im humosen Sand ein deutlicher Anstieg des Redoxpotentials erfolgt, der im Falle des gering zersetzten Materials bis 10 % luftgefülltem Porenvolumen nicht auftritt.

Ein Vergleich der Sauerstoffdiffusionsraten (Nachlieferung von gelöstem Sauerstoff an eine benetzte Metallelektrodenoberfläche) zeigt deutlich eine zunehmende relative Fließhemmung des Sauerstoffs mit zunehmender Entwässerung des Porensystems im Vergleich stark - gering zersetzt (Abb. 6b).

Als Maß für die relative Leitfähigkeit wurde jeweils der Quotient der ODR- Rate aus dem oberen humosen Sand und aus der darunter liegenden, für alle Säulen jeweils einheitlichen, Quarzsandschicht verwendet. Zu gleichen Meßzeitpunkten befanden sich gleiche Wassergehalte in den Quarzsandschichten aller Säulen.

b) Sauerstoffdiffusionsrate (ODR)

a) Redoxpotential



ODR (humoser Sand)
ODR (Quarzsand)

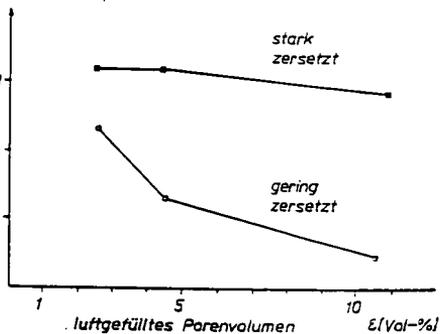


Abb. 6

Einfluß des Zersetzungsgrades der organischen Substanz auf die Belüftung von Bodensäulen mit humosem Sand in Abhängigkeit vom luftgefüllten Porenvolumen

Mit zunehmender Wassersättigung des humosen Sandes im oberen Teil der Säule gleichen sich die Unterschiede der Varianten zersetzt/ gering zersetzt an.

Die dargestellten Meßwerte wurden aus mindestens 16 Einzelmeßwerten errechnet.

4. Diskussion

Ein Zusammenhang zwischen den physikalischen Eigenschaften der humosen Sandböden und dem Zersetzungsgrad sollen am Beispiel der Benetzungseigenschaften diskutiert werden.

Der Porenraum im Boden besteht aus einem System von Kapillaren, in dem die flüssige Phase im ungesättigten Zustand in Form von Tropfen, Menisken und Filmen vorliegt. Bei der mikroskopischen Betrachtung der flüssigen Phase sind Grenzflächenphänomene von zentraler Bedeutung.

Wie die Abb. 7 verdeutlicht, kann der Randwinkel in gleicher Weise für Sorptions und Desorptionsprozesse als Parameter herangezogen werden.

Die abgebildeten Funktionen sind Ergebnisse von Simulationsrechnungen, die für eine Fläche mit konzentrisch angeordneten Vertiefungen berechnet wurden. (MATIJEVIC', 1969). Die Unebenheiten sind im Vergleich mit molekularen Abmessungen groß, im Vergleich mit den Tropfenabmessungen klein.

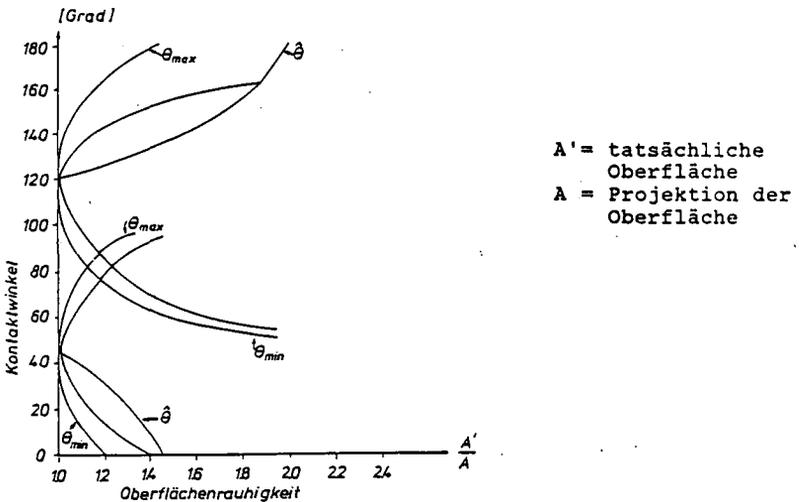


Abb. 7
Kontaktwinkelhysteresis auf einer Modelloberfläche in Abhängigkeit von der Oberflächenrauigkeit.
(Abb. verändert nach E. MATIJEVIC')

$\hat{\theta}$ bezeichnet den energetischen Gleichgewichtszustand (Young'sche Gleichung), der in realen Systemen nicht erreicht wird. In der Regel treten Hysteresiseffekte auf. Der Vorrückwinkel

kennzeichnet dabei Sorptionsprozesse, der Rückzugswinkel Desorptionsprozesse.

Für den Fall zweier intrinsischer Winkel (im Gleichgewicht auf einer glatten und homogenen Oberfläche gemessene Winkel) von 45, bzw. 120 Grad, sind in Abhängigkeit verschiedener Oberflächenrauigkeit theoretisch berechnete Vor- und Rückzugswinkel abgebildet (Kurven θ_{\max} , θ_{\min}).

In realen Systemen werden, entsprechend der Vorrück- und der Rückzugssituation, metastabile Zustände erreicht, deren Annäherung an den Gleichgewichtszustand eine Funktion der Oberflächengeometrie, des Randwinkels und der Oberflächenspannung des Tropfens ist (nicht beschriftete Kurven).

Eine Konsequenz dieser Situation besteht darin, daß innerhalb bestimmter Grenzen die intrinsischen ("materialbedingten") Winkel auch unter realen Verhältnissen verändert, aber weitgehend in gleicher Reihenfolge auftreten.

Unter einfachen geometrischen Verhältnissen kann das Meniskenvolumen in Abhängigkeit vom Kontaktwinkel berechnet werden. Dabei wird das Meniskenvolumen umso größer, je kleiner der Kontaktwinkel wird (MAYER und STOWE, 1966).

Die Meßergebnisse der pF-Kurven liefern besonders im Bereich des Kapillarwassers (pF 1.5 - pF 4.2) mit der Theorie übereinstimmende Ergebnisse. Im Bereich der Feinporen ist der Einfluß des Zersetzungsgrades auf ein Minimum zurückgegangen.

Es sind nicht nur quantitative sondern auch qualitative Aspekte bei der Wechselwirkung Boden - Wasser zu berücksichtigen. Die Ergebnisse für die ungesättigte Wasserleitfähigkeit zeigen, daß bei hohen Zersetzungsgraden eine deutlich höhere Leitfähigkeit gegenüber geringen Zersetzungsgraden bei gleichen Wassergehalten auftreten.

Obereinstimmende Ergebnisse wurden bei der Untersuchung der Permeabilität binärer flüssiger Phasen unterschiedlicher Benetzungseigenschaften vorgefunden (Dullien, 1979). Je geringer die Benetzbarkeit der Oberflächen für eine Phase war, desto ausgeprägter fand ein Fluß der nicht benetzenden Phase in größeren Poren mit entsprechend geringeren Fließwiderständen statt.

Auch die Ergebnisse zum Gástransport weisen darauf hin, daß Wassermenisken in unterschiedlichem Ausmaß in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad als Diffusionssperren bei Porenverengungen wirksam werden.

Ein weiterer, nur unvollständig quantifizierbarer Einfluß äußert sich in der unterschiedlichen Morphologie der organischen Substanz in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad. Im Größenbereich 63 - 100 μm konnten anhand von REM - Aufnahmen ein unterschiedlicher Bedeckungsgrad der mineralischen Partikel mit organischer Substanz bei den anthropogen veränderten Sandböden festgestellt werden (BACHMANN und HARTGE, 1988).

Welche der genannten Veränderungen der organischen Phase den größeren Einfluß hat ist zur Zeit nicht quantifizierbar.

Abschließend kann zusammengefaßt werden:

- Bei Sandböden ist bei C- org. Gehalten bis 4.5 % die qualitative Veränderung des Stoffbestandes der organischen Substanz mit der Differentiellen Thermogravimetrie (DTG) im Rahmen der gewünschten Differenzierung möglich.
- Mit der qualitativen Veränderung des Humuszustandes ("Zersetzungsgrad") findet eine Veränderung bodenphysikalischer Eigenschaften (Benetzungseigenschaften, pF-Kurve, ungesättigte Wasserleitfähigkeit, O₂-Leitfähigkeit) statt.

Als methodische und inhaltliche Fortführung zu den bisher vorliegenden Ergebnissen könnten folgende Fragestellungen weiter verfolgt werden:

- Überprüfung gärtnerischer Substrate in Hinblick auf ihr Abbauverhalten
- Überprüfung der Wirksamkeit handelsüblicher oberflächenaktiver Netzmittel
- Zusammenhang zwischen dem Zersetzungsgrad bzw. den Benetzungseigenschaften und der Sorption organischer Inhaltsstoffe der Bodenlösung
- Zusammenhang zwischen Benetzbarkeit und dem Transport von Ölen und Benzin im Boden

5. Literatur

- | | | |
|-----------------|--------|---|
| Adamson, A. W. | (1976) | Physical Chemistry of Surfaces.
John Wiley & Sons, New York |
| Bachmann, J. | (1987) | Mitt. DBG 55, I, 105 - 111 |
| Hartge, K.H. | | |
| Bachmann, J. | (1988) | Mitt. DBG 56, 113 - 118 |
| Hartge, K.H. | | |
| Becher, H.H. | (1970) | Eine Methode zur Messung der Wasserleitfähigkeit von Böden im ungesättigten Zustand.
Dissertation, Tu Hannover |
| Dullien, F.A.L. | (1979) | Porous Media. Academic Press, New York |
| Hartge, K. H. | (1986) | Zs. f. Pflanzenern. und Bodenkunde,
149, 332 - 339 |
| Kuntze, H. | | |
| Bachmann, J. | | |
| Mayer, R.R. | (1966) | J. of Phys. Chem., 70, 3867 - 3873 |
| Stowe, R.A. | | |
| Matijevic', E. | (1969) | Surface and Colloid Science. Vol. 2,
John Wiley & Sons, New York |

Öffentliche Vortragsveranstaltung

BODENSCHUTZ - VORAUSSETZUNG FÜR EINE OFFENSIVE UMWELTPOLITIK

von

**Klaus MATTHIESEN, Minister für Umwelt, Raumordnung
und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen**

Umweltpolitik hat in Nordrhein-Westfalen Tradition. Und die nordrhein-westfälische Umweltpolitik ist so offensiv wie nie zuvor. Allein gemessen an den Summen, die die Landesregierung schwerpunktmäßig im Umwelthaushalt im Jahre 1990 bereitstellt, zeigt sich, wie entschlossen die Landesregierung die großen und akuten Probleme des Umweltschutzes anpackt. Mit 80,7 Mio. DM für Naturschutz und Landschaftspflege, mit 34 Mio. DM zur Förderung der Forstwirtschaft, mit 332 Mio. DM für Abwassermaßnahmen und nicht zuletzt mit 28,2 Mio. DM für moderne Recycling- und Abfallbehandlungsanlagen setzt die Landesregierung NRW ein eindeutiges Zeichen für eine offensive Umweltschutzpolitik, die den Faktor Zeit als begrenzendes Kriterium erkannt hat.

Umweltpolitik in Nordrhein-Westfalen hat auch bereits ihre eigene Geschichte, die bis in die frühe Nachkriegszeit zurückreicht. Denken Sie beispielsweise an die Kohlenstoffbiologische Forschungsstation in Essen, die sich ab 1946 der ernährungswissenschaftlichen Forschung widmete. Aus ihr ist schließlich über Zwischenschritte die heutige Landesanstalt für Immissionsschutz hervorgegangen. Über Rauchgasexperimente im Pflanzenbau entwickelte sich die moderne Lüfthygiene. Dies war gleichsam der Eintritt in den medialen Umweltschutz, den Schutz der einzelnen Umweltmedien wie Luft und Wasser.

Zu Beginn der achtziger Jahre rückte der Boden selbst als zu schützendes Medium ins umweltpolitische Blickfeld. Im Umweltprogramm 1983 hat die Landesregierung NRW den Bodenschutz zu einem Schwerpunkt ihrer Umweltpolitik erklärt. Im Zwischenbericht vom November 1984 wurde eine erste Bilanz über den Vollzug dieses Programms gezogen. Das Bodenschutzkonzept aus dem Jahre 1985 hat die programmatischen Aussagen weiterentwickelt und den Stand des Vollzuges fortgeschrieben. Schon aus den programmatischen Aussagen von 1983 geht klar hervor, daß die Schadstoffeinträge und der Landverbrauch als die beiden Hauptschädigungsfaktoren für den Boden anzusehen sind. Hinzu kommen die schleichenden Substanzverluste durch Erosion.

Mit der intensiven Diskussion der den Bodenschutz berührenden Fragestellungen treten wir alle nunmehr in eine neue Phase umweltpolitischen Denkens ein.

Nicht zuletzt die bodenkundliche Forschung hat uns Erkenntnisse gebracht, die uns zeigen, daß der Boden über eine ungleich höhere Komplexität verfügt als die anderen Umweltmedien. So gibt es nicht den Boden, sondern eine Unzahl verschiedener Böden mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften und einer jeweils eigenen Entwicklungsgeschichte. Sie alle wissen wie schwierig es ist, Böden nach Homogenitätskriterien von einander abzugrenzen. Die Übergänge sind fließend, die Einheiten häufig sehr klein, je nach dem, welche Maßstäbe man an die bodenkundliche Erfassung stellt.

Unsere Böden sind als Naturkörper hochkomplexe Systeme, in denen sich Gestein, Wasser, Luft und Lebewesen durchdringen. Die ursprüngliche mediale Betrachtungsweise berücksichtigt hiervon immer nur Teilsysteme, z.B. den Wasserhaushalt. Der Bodenschutz verlangt mehr. Er verlangt integrale vor medialer Betrachtung.

Integrale Betrachtung meint ganzheitliche Sicht der verschiedenen natürlichen und anthropogenen Systeme. Der Faktor Boden führt uns besonders deutlich vor Augen, wie sehr die Menschen darauf angewiesen sind, die natürlichen Systeme noch besser verstehen und auch respektieren zu lernen, um langfristig nicht nur als Gattung, sondern auch als Zivilisation überleben zu können.

Denn Boden ist diejenige Substanz, aus der pflanzliches, tierisches und menschliches Leben entsteht. Er ist zugleich das Medium, in dem Leben wieder abgebaut, umgebaut und neu aufgebaut wird. Dies alles geräuschlos vollziehend symbolisiert das Ökosystem Boden besonders eindrucksvoll die Intelligenz natürlicher Systeme gegenüber der unseren: hundertprozentiges Recycling, kein Verlust an Rohstoffen, sondern nur deren Transformation, optimale Ausnutzung energetischer Ressourcen, kein Abfall, keine Schadstoffemissionen.

An diesem Vorbild hat sich letztenendes unser gesamtes wirtschaftliches Handeln zu orientieren: das Ökosystem Boden gleichsam als Denkmodell für die Ver- und Entsorgung der Industriegesellschaft.

Auch das Alter der Böden ist ein Merkmal für ihre Unersetzbarkeit. Hochmoorböden sind beispielsweise bis zu 10.000 Jahre alt. Unsere besten Ackerböden, die Schwarzerden, entstanden vor 7.000 bis 8.000 Jahren. Relativ junge Böden wie Podsole können immerhin noch 700 bis 800 Jahre alt sein. Ein Vielfaches unserer gängigen Planungshorizonte!

Bodenschutz verlangt daher die Auseinandersetzung mit hochkomplexen Systemen und Zeithorizonten, die nicht die unseren sind. Der Übergang von der medialen zur integralen, also ganzheitlichen Sichtweise ist im ursprünglichen Sinne des Wortes ein echter Fortschritt. Denn die ganzheitliche Betrachtungsweise ist Voraussetzung für ein kollektives Handeln, das sich langfristig an der Erhaltung des Ganzen orientiert. Entwicklungen, die langfristig für alle die besten sind, entsprechen nur in den seltensten Fällen auch kurzfristig zu verwirklichenden Partikularinteressen. Aber auch diese Erkenntnis ist Bestandteil einer ganzheitlich orientierten Umweltpolitik und muß in sofern mit ins Kalkül einbezogen werden.

Die beiden großen Aufgaben im Bodenschutz, die wir in NRW bereits zielstrebig in Angriff genommen haben, lauten

1. Minimierung von Stoffeinträgen in den Boden, soweit sie qualitativ und quantitativ problematisch werden können und
2. Trendwende im Landverbrauch.

Um sich an die im ökologischen Sinne tolerierbaren Grenzwerte der Schadstoffbelastung annähern zu können, sind standortbezogene Grundlagendaten erforderlich. Hierzu kann die Bodenkunde und die Landschaftsökologie einen wesentlichen Beitrag leisten.

Bei Fortdauer der Bodenbelastung ist mit dem latenten Risiko zu rechnen, daß potentiell giftige Stoffe, z.B. Schwermetalle und persistente organische Stoffe nicht mehr durch die Pufferwirkung der Böden zurückgehalten sondern in das Grund- und Sickerwasser abgegeben werden. Zur Abschätzung dieser Risiken für Boden- und Gewässergüte müssen in Zukunft die Arbeiten an der forstlichen Standortkartierung durch eine gezielte Bodenzustandserhebung ergänzt werden. Gefragt ist also zunehmend die bodenkundliche Inventarisierung des Landes NRW, kleinräumig und sowohl standort- wie auch nutzungsbezogen. Denn jede Nutzung ist mit typischen Eingriffen in den Boden- und mit typischen Belastungen verknüpft.

In aller Regel ist in den städtischen Verdichtungsgebieten die Erfüllung der Bodenfunktionen bereits beschränkt oder behindert. Die meisten Böden sind hier durch

Vermischungen, Verlagerungen und Übersättigungen und durch Verdichtungen mehr oder weniger stark verändert worden. Fast regelmäßig wird durch Baumaßnahmen und andere Eingriffe der Grundwasserstand gesenkt, der Bodenwasserhaushalt zum Teil stark verändert. In Parks und Grünanlagen sind Böden häufig mit Mörtel und Bauschuttresten vermischt, wodurch eine Alkalisierung, Carbonat- und Nährstoffanreicherung erfolgt. Der Begriff der " Stadtböden " wurde geprägt. Der Erkundung dieser neuen anthropogen geprägten Bodenformen hat sich die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft bereits angenommen. Auch in diesem Bereich wird künftig die bodenkundlich ökologische Forschung aufgerufen sein, den Praktikern vor Ort Hilfestellung zu leisten, um Aussagen über die Qualität der Stadtböden den politischen und administrativen Entscheidungsträgern nutzbar zu machen.

Einige Gebietskörperschaften haben bereits begonnen, sogenannte Bodenbelastungskataster zu entwickeln, die eine Gesamtschau aller Bodenbelastungen und ihrer Auswirkungen ermöglichen sollen. Derartige Kataster dürfen sich nicht nur auf die Erfassung von Schadstoffanteilen und -konzentrationen in ihrer räumlichen Verteilung beschränken. Sie müssen diese auch gewichten anhand der jeweils vorliegenden bodenkundlichen Daten.

Die bodenkundliche Bestandsaufnahme wird deshalb in Zukunft einen viel höheren Stellenwert einnehmen als Grundlage für planerische und administrative Entscheidungen. In vielen Gemeinden wird bereits versucht, Bodenschutzkonzepte und Bodenschutzprogramme zu entwickeln, die letztlich Einfluß haben werden auf die konkrete städtebauliche Planung.

Kataster und Konzepte sind angewiesen auf solide Informationsgrundlagen. Wegen der Bodenvielfalt müssen im Bodenschutz regionale und sogar lokale Aspekte weitaus stärker berücksichtigt werden als z.B. bei der Reinhaltung der Luft und auch der Gewässer. Außerdem unterscheidet sich der Boden auch in besitzrechtlicher Hinsicht grundsätzlich von diesen. Sorgfältig erarbeitete Bodenkarten, -kataster und -informationssysteme sind deshalb unverzichtbare Kernstücke umfassender Umweltinformation und -überwachung.

In Teilbereichen liegen in NRW hierzu bereits umfangreiche Daten vor. So ist die flächendeckende Erfassung bodenkundlicher Daten bereits weit fortgeschritten und weist im Vergleich zu anderen Bundesländern den höchsten Bearbeitungsstand bei den verschiedenen Kartenwerken auf.

Nachdem große Teile des Landes bodenkundlich sehr intensiv untersucht worden sind, ist nunmehr auch mit dem Aufbau eines EDV-gestützten Bodeninformationssystems begonnen worden. Dieses Informationssystem wird landesweit Daten zusammentragen und anwendungsorientiert zur Verfügung stellen. Seine Konzeption und Umsetzung hier im Lande obliegt dem Bodenschutzzentrum in Oberhausen, das als neu gegründete Einrichtung im Geschäftsbereich des MURL in diesem Jahr seine Arbeit aufgenommen hat.

Rund ein Viertel der Gemeinden in NRW gelten bezogen auf ihren Siedlungsflächenanteil als hochverdichtet, d.h. sie haben einen Versiegelungsgrad von mehr als 20% der Katasterfläche. NRW hat im Ballungsraum Rhein-Ruhr den höchsten Verkehrsflächenanteil der Bundesrepublik zu verzeichnen, nämlich 30 Gemeinden mit rund 10% Anteil der Verkehrsfläche an der Katasterfläche. Und NRW hat etwa 11.000 Altlastenverdachtsflächen.

Vorsorgender Bodenschutz bedeutet generell die Minimierung des Flächenverbrauchs, der in der Regel eine nur sehr schwer sanierbare, wenn nicht irreversible Schädigung des Bodens zur Folge hat. Dazu ist der sogenannte Flächenbedarf in Zukunft noch viel

härter zu hinterfragen als heute. Es werden für einen Kilometer Bundesautobahn ca. 2,7 ha an Böden beseitigt, wobei Böschungen und Gräben noch nicht mitgerechnet sind. Stellt man diesen Flächenfraß der sich verändernden Bodenstruktur in den Städten gegenüber, zeigt sich, wie dringend die noch naturnahen Flächen freizuhalten und zu schonen sind.

Das großangelegte Naturschutzprogramm für das ganze Land NRW hat in den letzten drei Jahren viel dazu beigetragen, die noch erhaltenen Landschaftsteile mit ihrer Artenvielfalt zu erfassen, zu schützen und wo nötig auch zu "reparieren" - letzteres sogar in Mitmachaktionen, die bei der Bevölkerung unseres Landes große Resonanz fanden. Aber eines muß klar sein: Die räumlich-strukturelle Entwicklung läßt sich dort, wo gelebt und gearbeitet wird, nicht auf einem bestimmten Level einfrieren. Der Flächenbedarf für die ökologisch-ökonomisch orientierte Umstrukturierung unseres Landes muß befriedigt werden. Deshalb - und dieses Ziel verfolgt die Landesregierung NRW mit großer Entschlossenheit - sind Altlastenflächen wieder zügig einer neuen Nutzung zuzuführen. Durch sinnvolles Flächenrecycling ist der Bedarf für die Ausweisung neuer Nutzflächen zu minimieren. Hierzu sind kostspielige Sanierungsmaßnahmen notwendig, die nicht wegen technischer oder finanzieller Gründe aufgeschoben werden dürfen, um die noch erhaltenen Böden im naturnahen Freiraum zu bewahren.

Es gibt in unserem Lande Altlasten, die über Jahre gesichert werden mußten, bevor sie der eigentlichen Sanierung unterzogen werden konnten. Auf diesen Flächen hat sich nicht selten eine interessante Ruderalflora gebildet. Es kann doch nicht richtig sein, eine solche Altlast zum Biotop zu erklären, mit einem Altlastenhinweis zu versehen und in die städtische Freiraumplanung aufzunehmen, um dann an anderer Stelle in der freien Landschaft neue Gewerbegebiete auszuweisen! Altlastenflächen sind kontaminierte, schadstoffhaltige Böden. Schadstoffe, die in Böden gebunden werden, verschwinden dadurch nicht, sondern werden Teil des Bodens und verändern ihn. Kontaminierte Böden entsprechen in ihrer Qualität nicht mehr dem natürlichen Ausgangsmaterial und sind damit per se nicht zu schützen, sondern zu sanieren - ganz abgesehen von den notwendigen Maßnahmen zum Grundwasserschutz, die damit einhergehen müssen.

Aber auch die großtechnischen Sanierungsmaßnahmen bringen eine Veränderung der Ausgangssubstanz mit sich. Das Ergebnis einer Bodensanierung ist nicht der ursprünglich gewachsene Boden.

Der Bodenaustausch als Sanierungsmaßnahme ist auch nur in Einzelfällen denkbar, denn Oberboden und Unterboden sind eine bodengenetisch gewachsene Einheit, die durch Luft- und Wasserhaushalt sowie Boden- und Pflanzenleben miteinander verbunden sind. Darüber hinaus werden außer dem ohnedies schon geschädigten Boden noch zwei weitere Standorte gestört, derjenige auf dem der belastete Boden deponiert wird und derjenige, der guten Boden abgeben muß.

Neben diesen sachlichen Gründen, die gebieten, Böden dort zu lassen, woher sie stammen, können wegen der großen Flächeninanspruchnahme auch keine weiteren Deponiekapazitäten mehr für Bodenaustausch zur Verfügung gestellt werden. Wenn der Boden schon verunreinigt ist, liegt die Sanierung anstelle des Austausches daher im landespolitischen Interesse.

Es gibt keine Alternative zur Sanierung unserer Altlasten! Dies sei noch einmal allen denjenigen mit auf den Weg gegeben, die immer noch glauben, durch Ignorieren oder einfaches Liegenlassen das Jahrhundertproblem des Bodenschutzes bewältigen zu können.

Die enge Verzahnung des Bodenschutzes mit vielen anderen Lebens- und Wirtschaftsreichen erfordert ausgewogene und weit in die Zukunft gerichtete Entscheidungen, bei denen auch die wirtschaftlichen Folgen bedacht werden müssen. Dabei bekennt sich die Landesregierung zum Vorsorgeprinzip, zum Verursacherprinzip und zu marktwirtschaftlichen Regelungsmechanismen.

Der Schutz des Bodens muß den gleichen Stellenwert haben wie die Reinhaltung von Luft und Wasser. Er benötigt deshalb auch den gleichen rechtlichen Schutz, den die heutigen Gesetze der Natur, der Luft und dem Wasser bereits geben.

Wesentliche Handlungsansätze sind in der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung bereits konkretisiert worden. Das Bodenschutzkonzept der Landesregierung NRW aus dem Jahre 1985 geht bei prinzipiell gleicher Zielsetzung deutlich darüber hinaus und legt strengere Maßstäbe an, z.B. bei der Landbewirtschaftung, von der künftig eine stärkere ökologische Ausrichtung erwartet wird. Auch hat die Landesregierung bereits in ihrem Bodenschutzkonzept den Bund aufgefordert, durch die unverzügliche Erarbeitung eines Bodenschutzartikelgesetzes dem Bodenschutz mehr Geltung zu verschaffen. Die Landesregierung hat nachdrücklich gesetzgeberische Maßnahmen gefordert und sich eine Initiative im Bundesrat vorbehalten, ein Bodenschutzartikelgesetz vorzulegen, wenn der Bund nicht zügig genug gesetzgeberische Maßnahmen selbst einleitet. Dies ist umso wichtiger als von anderer Seite schon vorhandene bodenschützende Vorschriften wieder abgebaut wurden.

Ein Beispiel: Das Baugesetzbuch gebietet in § 202 den Schutz des gewachsenen biologisch aktiven Bodens, der als Mutterboden bezeichnet wird. Dieser ist danach in nutzbarem Zustand zu erhalten und vor Vernichtung oder Vergeudung zu schützen. Das alte Bundesbaugesetz enthielt in § 39 eine Verordnungsermächtigung zum Schutz des Mutterbodens, von der allerdings nie Gebrauch gemacht wurde. Im neuen Baugesetzbuch ist diese Ermächtigung ersatzlos gestrichen worden. Der Regelungsbedarf besteht dennoch weiter und sollte entweder von den Bauordnungen der Länder oder von einem eigenständigen Bodenschutzgesetz aufgegriffen werden.

Der Verbleib von Böden, die im Zuge von Baumaßnahmen oder Abgrabungen ausgehoben und verlagert wurden, bedarf dringend einer fachlichen Überprüfung und damit weiteren gesetzlichen Regelungen. Dies gilt z.B. auch für die Anlage von Deponien, deren Planung und Bauausführung nach eigenen fachgesetzlichen Regelungen im Wege der Planfeststellung genehmigt werden. Eine über die Bauordnungen der Länder hinausgehende Rechtsgrundlage, die übergeordnetes Recht schafft, wäre hier sinnvoll.

Im Vorfeld eines Bodenschutzgesetzes zeigt sich ein erheblicher Informationsbedarf, der zum großen Teil von der bodenkundlichen Forschung zu beantworten sein wird. Das MURL zusammen mit seinen nachgeordneten Behörden beschäftigt sich bereits intensiv mit den Vorarbeiten für ein untergesetzliches Regelwerk, die sog. TA Boden. Hierfür wird ein steigender Bedarf an bodenkundlicher Information verbunden mit genauen Kenntnissen über Schadstoffe und deren Wirkung im Boden von Nöten sein.

Schadstoffeinträge können punktuell z.B. als Altlast vorgefunden werden oder ubiquitär, d.h. als überall vorfindbarer relativ gleichmäßiger Schadstoffanteil vorhanden sein. Es gilt nun, diese sog. Hintergrundbelastung zu erfassen. Maßgebend für die Eigenschaften der Böden und die Erfüllung ihrer Funktionen sind die Bodennutzungen durch den Menschen, die mit jeweils typischen Belastungsmustern einhergehen. Die Erfassung

der Hintergrundbelastung ermöglicht es uns, eigene Maßstäbe für Sanierungsfälle zu entwickeln. Diese müssen sich dann nicht mehr auf Maßstäbe aus Nachbarländern - wie die berühmte Hollandliste - berufen und würden auch nicht allein sektorale Teilbereiche abdecken, wie z.B. die LOBA-Liste oder die sog. KLOKE-Liste. Die Erfassung der vorhandenen Hintergrundbelastung ermöglicht die Entwicklung spezifischer Grenz- und Schwellenwerte und gibt uns damit Maßstab und Handlungsrahmen zugleich. Maßstab für die Sanierung belasteter Flächen und Handlungsrahmen in bezug auf die räumliche Planung, die damit auch das jeweils am Standort vorhandene Belastungspotential mit berücksichtigen kann.

So geht es nicht nur um das Zusammentragen bereits vorhandener Informationen und Datenbanken, sondern auch um die Beschaffung bislang noch nicht vorhandener oder so noch nicht aggregierter Daten. In Zusammenarbeit mit den anderen Bundesländern wird ein Konzept entwickelt, das eine langfristige Bodenzustandserfassung unter umweltschutzpolitisch wichtigen Fragestellungen ermöglicht. Nicht nur die Beobachtung der Waldböden ist ein wichtiges Thema in diesem Zusammenhang, sondern Einrichtung und Betrieb von Dauerbeobachtungsflächen im Sinne eines integralen Ansatzes schlechthin. Die Waldschadensforschung in NRW hat bereits Vorbildliches geleistet und wegweisende Konzepte für die problembezogene Dauerbeobachtung entwickelt. Nun gilt es auch in anderen Teilbereichen die Bodenzustandserfassung mit langfristiger Beobachtung zu verbinden und daraus weitere Schlußfolgerungen für umweltpolitisch notwendiges Handeln zu ziehen.

Neben den traditionellen Aufgaben der Bodenkunde in der landwirtschaftlichen Forschung findet sich ein neues Aufgabenfeld im Rahmen der Flächenstillegungen. Werden die landwirtschaftlich genutzten Böden aus intensiver Nutzung entlassen, kann nicht ausgeschlossen werden, daß die Pufferungs- und Bindungsfähigkeit der Böden abnimmt und Schadstoffe freigesetzt werden. Die Bindung von Schadstoffen und Abpufferung von Säurebildnern setzen die Fortdauer einer agrarischen Nutzung voraus, denn sie beruhen auf der Erhaltung eines bei Düngung und Kalkung regelmäßig vorhandenen hohen pH-Wertes. Eine Beobachtung bereits stillgelegter landwirtschaftlicher Flächen sowie die Entwicklung von Anforderungsprofilen an weitere Flächen, die noch aus der landwirtschaftlichen Nutzung herauszunehmen sein werden, ist eine sowohl landschaftsökologisch hochinteressante Problemstellung, die sicherlich in den nächsten Jahren noch personell abgedeckt werden muß.

Aber auch direkte Nutzer des Schutzgutes Boden sind künftig mehr auf bodenkundliche Unterstützung angewiesen. Die Begrünung anthropogener Substrate wie Halden erfordert intensive bodenkundliche Kenntnisse. Auch für Flächen, unter denen der Bergbau umgeht, also potentielle Bergsenkungsgebiete, muß Vorsorge getroffen werden, um rechtzeitig mit Kompensationsmaßnahmen wichtige Biotope zu erhalten.

Mit der neuen Trinkwasserverordnung des Bundes, die ab September d.J. neue Grenzwerte für Pflanzenschutzmittel im Trinkwasser festsetzt, wurden die Wasserwerke vor schwierige Aufgaben gestellt. Im Maisanbau pflügten die Landwirte das relativ preiswerte Pflanzenschutzmittel Atrazin aus der Gruppe der persistenten Triazine zu verwenden. Zum Schutz der Trinkwasserqualität mußte die Ausbringung dieses Stoffes verboten werden. Die verschärften neuen Grenzwerte zwingen nun zu näherem Hinsehen. Dies bedeutet auch für die Wasserwerke die Notwendigkeit der gezielten problembezogenen Dauerbeobachtung von Flächen in ihrem Einzugsbereich, die gar

nicht losgelöst von bodenkundlicher Betrachtung erfolgen kann.

Ein Bereich, der in Zukunft noch viel mehr Beachtung verdient, ist die Regelung der Abflussmengen beim Niederschlagswasser. Die Dimensionierung von Kanalnetzen, Kläranlagen bis hin zu Talsperren basiert u.a. auf Daten der Niederschlagsberechnung. Je mehr Regenwasser auf natürlichem Wege versickern kann, desto sparsamer kann die Berechnung von Netzen und Anlagen ausfallen. Betreiber der Kanalisationsnetze und Kläranlagen sind die Gemeinden, Kreise und kreisfreien Städte in NRW. Durchweg Gebietskörperschaften, die mit einer immer knapper werdenden Haushaltsdecke leben müssen. Hier spielen Kosteneinsparungen, die mit Vorteilen im Umweltschutz verbunden sind, eine besonders große Rolle. Und hier ist auch ein sich aufweitender Arbeitsmarkt für Bodenkundler zu erkennen. Denn viele Kommunen sind bereits dazu übergegangen, Entsiegelungsprogramme zu entwickeln, die neben einer Verbesserung des Stadtklimas und einer Speisung der Grundwasservorräte auch deutliche stadtwirtschaftliche Vorteile mit sich bringen. Diese Entsiegelungsprogramme dürfen in Zukunft nicht mehr ohne kleinräumige Berücksichtigung der jeweiligen Bodenverhältnisse durchgeführt werden!

Eng gekoppelt mit der Entsiegelungsproblematik sind Fragestellungen, die sich aus dem Rückbau von versiegelten Flächen bei Aufgabe der jeweiligen Nutzung ergeben. Die Bewilligung öffentlicher Mittel für den Straßenbau zum Beispiel ist in NRW an den Rückbau entsprechender Verkehrsflächenanteile gebunden. Wenn man diese Bedingung mit Leben füllt, muß man gleichzeitig an neue Nutzungsmöglichkeiten der früheren Verkehrsstraßen denken. Wichtige Fragen zum Ob und Wie einer neuen Nutzung lassen sich vorwiegend von Bodenkundlern zusammen mit Ingenieuren und Planern beantworten.

Der Bedarf an Bodenkundlern gerade in den Tiefbauämtern ist groß. Auch die bodenwissenschaftliche Beurteilung von Altlastenstandorten, die Ausschreibung und Auswertung von Gutachten zur Gefahrenabschätzung von Altlastenverdachtsflächen ist zur Zeit in den meisten Kommunalverwaltungen personell kaum möglich. Gerade kommunaler Umweltschutz verlangt mehr denn je eine breite fachlich-interdisziplinäre Zusammenstzung des Personalbestandes.

Zum Flächenrecycling gehört auch eine Flächenbilanz. Bei der Abgrenzung kleiner Flächeneinheiten und ihrer bodenwissenschaftlichen Klassifizierung sind Bodenkundler unersetzlich. Eine sinnvolle Flächenbilanz muß eine Bewertung der erkannten Teilflächen mit einschließen. Eine reine Zahlenbilanz genügt bei weitem nicht mehr. Gewichtete und bewertete Flächenbilanzen sind nicht nur in der kommunalen Planung von Bedeutung, sondern auf allen Planungsebenen, in der Gebietsentwicklung ebenso wie in der Landesentwicklungsplanung. Sie unterstützen die in Zukunft auf allen diesen Ebenen bedeutsam werdenden Umweltverträglichkeitsprüfungen durch eine solide Datenbasis.

Darüber hinaus werden Flächenbilanzen auch für andere Planungsträger in Zukunft an Bedeutung gewinnen. Dazu gehören z.B. die Wasserwirtschaftsverbände, deren Interesse es sein muß, den Versiegelungsgrad und die Versickerungsfähigkeit der Böden in ihrem Einflußbereich schon aus wirtschaftlichen Gründen genau zu kennen.

Boden, meine Damen und Herren, ist nicht nur Akzeptor aller Schadstoffe, sondern auch Träger aller Nutzungskonflikte. Nicht alle Nutzungen des Bodens sind immer mit dem Interesse der Allgemeinheit zu vereinbaren. Und wenn wir das Gebot der Freiflächenschonung wirklich ernst nehmen, dann sind Nutzungswünsche - egal ob beim

Bauen, in der Landwirtschaft oder anderswo - grundsätzlich zu beschränken! Dies gilt für jedwede Nutzung und für alle handelnden Personen. Nur wenn wir uns immer wieder selbst die Frage stellen: "Komme ich auch mit weniger aus?" hat das Ökosystem Boden wie auch langfristig unser Planet eine Überlebenschance.

Landschaftsökologie und Bodenkunde - Herausforderungen durch Naturschutz und Landschaftspflege

von Karl-Friedrich Schreiber¹

Die Umweltprobleme, mit denen wir es heute zu tun haben, sind selten monofaktoriell, sondern meist durch eine Mehrzahl unterschiedlicher Faktoren ausgelöst worden. Ihre Auswirkungen tangieren in der Regel breite Bereiche, die klassischerweise von verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen bearbeitet werden. So ist die Bodenkunde heute an vielen Fronten im Grenzbereich zu anderen Wissenschaften gefordert. Es darf deshalb nicht verwundern, wenn ich als Landschaftsökologie und typischer Grenzgänger zwischen verschiedenen Disziplinen auf Aufgabenfelder verweise, die bislang nur teilweise im Zentrum bodenkundlicher Forschung gelegen haben.

1. Zu einigen begrifflichen Problemen in der Ökologie

Ich bin gebeten worden, an den Anfang meiner Ausführungen zunächst einige Bemerkungen über etliche im Umfeld der Landschaftsökologie benutzten Begriffe und ihre Inhalte zu stellen, um in die bestehende Begriffsvielfalt etwas Übersichtlichkeit - aber vermutlich keine Klarheit - zu bringen. In der Tat, im Rahmen wachsenden Umweltbewußtseins sind viele Begriffe in der Ökologie abgenutzt, umgeprägt oder neugeprägt worden. Seit ihrer Wahrnehmung durch die wissenschaftliche und nichtwissenschaftliche Öffentlichkeit, durch Politiker und Politik haben sie bedauerlicherweise eine Inflation erlebt, die über das häufig übliche Schicksal wissenschaftlicher Termini hinausgeht.

Die im Schoße der Biologie entstandene Ökologie (u.a. HAECKEL 1866) ist heute durch die Ökosystemforschung eine zwar immer noch naturwissenschaftliche, aber zwischen Biologie und Geowissenschaften stehende Interdisziplin geworden (vgl. Abb. 1). Jede weitere Einvernahme durch die Gesellschaftswissenschaften, wie wir sie seit etwa 15 Jahren beobachten können - z.B. durch die Sozialökologie - macht den Begriff Ökologie schnell zu einer schillernden Worthülse, hinter der man alles, aber nichts Genaues mehr ausmachen kann. Damit wird, wie bereits von dem Biologen THIENEMANN (1941) vorgeschlagen, Ökologie schlechthin zu einer Art Dachwissenschaft aller Wissenschaftsdisziplinen; diese Entwicklung zeichnet sich als durchaus möglich ab. Für den Wissenschaftsgebrauch in den Naturwissenschaften beginnt der Begriff Ökologie damit aber untauglich zu werden. Begeben wir uns auf die nächste, tieferliegende Begriffsebene, begegnen wir der Abtrennung der Geoökologie als dem abiotischen, geowissenschaftlichen Bereich von der Bioökologie, dem biotischen oder biologischen Bereich. Diese Trennung ist zwar nicht im Sinne der Ökologie, die originär beide Seinsbereiche miteinander verbinden muß; man kann sie aber heute bereits häufiger im

¹ Lehrstuhl Landschaftsökologie, Institut für Geographie der Westfäl. Wilhelms-Universität Münster, Robert Koch-Str. 26, 4400 Münster

Schrifttum finden. Geoökologie und Bioökologie sind zudem nur in der Theorie, ganz sicher nicht real zu trennen, greifen doch ökosystemare Prozesse meistens in beide Bereiche ein. Keinesfalls kann dann aber mehr - wie ursprünglich von TROLL (u.a. 1972) als englischsprachiges Synonym benutzt - Geoökologie oder geo-ecology als Landschaftsökologie verstanden werden. Im Amerikanischen hat sich ohnehin landscape ecology durchgesetzt. In der deutschsprachigen geowissenschaftlichen Literatur wird Geoökologie leider häufig in beiden Bedeutungen gebraucht.

Landschaftsökologie stellt definitionsgemäß seit Anfang der 50er Jahre nach TROLL gerade die Verknüpfung bio- und geowissenschaftlicher Aspekte im Raum dar (vgl. Abb. 1). Sie versteht sich als Studium des gesamten, in einem bestimmten Landschaftsausschnitt herrschenden komplexen Wirkungsgefüges zwischen den Lebensgemeinschaften und ihren abiotischen Umweltbedingungen (TROLL 1950). Mit einer etwas anderen Blickrichtung, aber gemeinsamen Forschungsobjekten, nämlich den Ökosystemen, ist sie im Gegensatz zu der später in den 60er Jahren etablierten Ökosystemforschung stärker raumbezogen. Landschaftsökologie ist besonders auf die räumlich-stofflichen und -funktionalen Beziehungen zwischen Ökosystemen orientiert und benutzt diese Beziehungen zugleich als Erklärung für ihr landschaftliches Verbreitungsmuster.

Alle bisher genannten wie auch viele der folgenden Begriffe sind inhaltlich bestenfalls in einem - u.U. sogar nur in einem bestimmten - theoretischen Begriffsgebäude klar voneinander zu unterscheiden (im übrigen vgl. dazu LESER 1984; SCHREIBER 1987); in den Randbereichen gibt es viele Unschärfen und gleitende Übergänge, so auch zwischen Landschaftsökologie und Ökosystemforschung.

So wie Ökosysteme der Forschungsgegenstand von Ökosystemforschung und Landschaftsökologie sind - wobei sich die Landschaftsökologie natürlich auch, aber keineswegs ausschließlich, um die anwendungsbezogenen Aspekte, wie Ökosystem-Management etc., kümmert -, so findet in sprachlicher Konsequenz Forschung in der Geoökologie an Geosystemen, in der Bioökologie an Biosystemen statt. Häufig findet man vor allem in der älteren Literatur (vgl. aber auch u.a. WALTER 1976) als Synonym für letzteres die Biozönose, die zusammen mit dem Geos die Biogeozönosen bilden, nämlich das, was wir heute als Ökosystem bezeichnen. Der Forstmann SUKACHEV hat etwa zeit- und sinngleich zur TROLL'schen Landschaftsökologie in Rußland die Biogeozönologie entwickelt (vgl. u.a. SUKACHEV & DYLLIS 1964).

Unsinnig wird es aber, wenn man an Stelle der beiden Begriffe "Bio-" oder "Geosystem" von "Geoökosystemen" und "Bioökosystemen" spricht, was leider in letzter Zeit häufiger passiert. Dadurch wird der alte, bislang unangestastet gebliebene Begriff des Ökosystems ohne jeden zwingenden Grund seines Inhaltes beraubt; denn erst die Verbindung von biotischen und abiotischen Strukturen, Faktoren und Prozessen, das Wechselspiel des komplexen Wirkungsgefüges zwischen Bios und Geos machen das Ökosystem aus (vgl. u.a. TANSLEY 1935). Es gibt logischerweise deshalb kein "Bio-" oder "Geo-Ökosystem"; wenn man diese Begriffe gebraucht, hat man das Anliegen der Ökologie als verbindende Wissenschaft zwischen Bio- und Geowissenschaften nicht verstanden.

Der Ökotyp ist die räumliche Manifestation eines Ökosystems, z.B. eines Waldes mit gleichem strukturellen Aufbau, mehr oder weniger gleichen Boden- und Klimabedingungen und ähnlichem Artengefüge. Sinngemäß und in der wissenschaftlichen Sprachpraxis sind Geotop oder Standort die räumliche Begrenzung des abiotischen Wirkungsgefüges in einem Geosystem. Zwar ist der Begriff Standort ursprünglich in

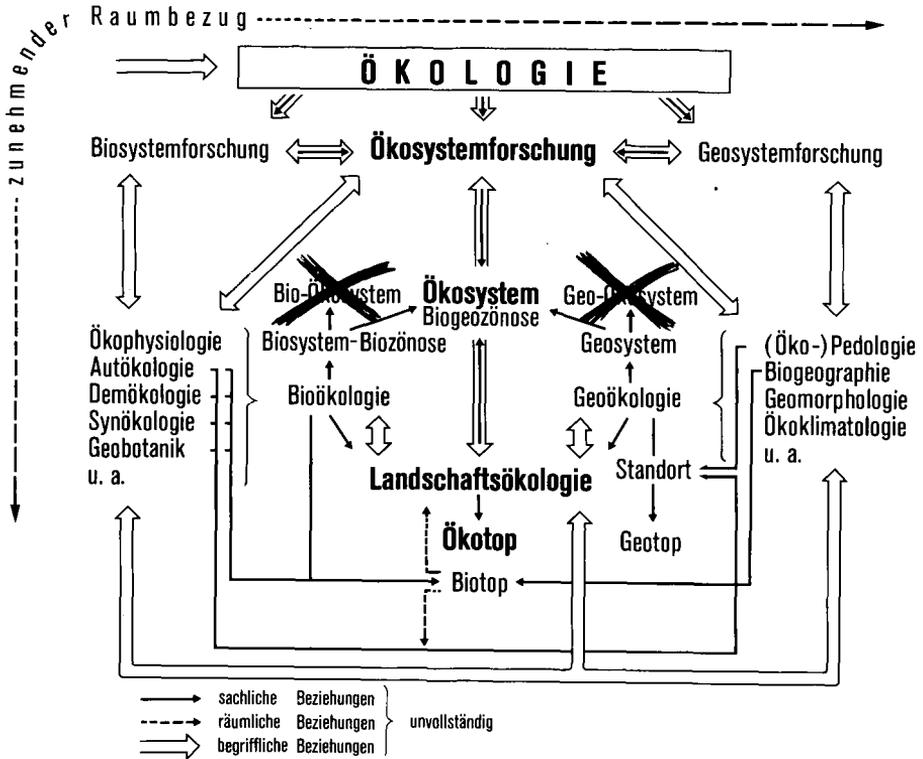


Abbildung 1. Vereinfachte Darstellung der Begriffsvielfalt in der Ökologie-Landschaftsökologie und die Zuordnung einzelner Begriffe zu Begriffskategorien (näheres siehe Text; nach SCHREIBER 1985, 1987, verändert).

gleicher Weise wie Ökotyp konzipiert worden (FLAHAULT & SCHRÖTER 1910; WALTER 1951); aber er wird seit langem in der Praxis der forstlichen und landwirtschaftlichen Standortskartierung (u.a. SCHLENKER 1964; SCHREIBER 1969) für die flächenhafte Charakterisierung und Abgrenzung quasi-homogener abiotischer Verhältnisse benutzt (vgl. PALLMANN 1948). Meist sind es die kleinräumig wechselnden Bodenverhältnisse, die das Muster der Standorteinheiten bestimmen.

Anders ist es hingegen beim Biotop. Er ist nicht die räumliche Entsprechung des Biosystems (vgl. aber LESER 1984). Dieser noch aus dem letzten Jahrhundert stammende Begriff der Zooökologie wurde in erster Linie als Lebensraum eines Tieres mit Wohn-, Nahrungs- und Reproduktionsansprüchen an dessen biotische und abiotische Elemente verstanden. Er entspricht daher eher dem Ökotyp, ist aber, je nach betrachteter Art, von unterschiedlicher Größenordnung. Der Biotop kann deshalb einmal mit dem von der Vegetationszusammensetzung und -struktur und seiner abiotischen Ausstattung bestimmten Ökotyp identisch sein, aber auch viel kleiner, wenn man an

bestimmte Insekten denkt, z.B. Asseln mit Lebensräumen von wenigen m²; Lebensräume können aber auch ein ganzes Ökotopgefüge mit zahlreichen unterschiedlichen Strukturen umfassen, wie z.B. der viele km² große Biotop eines Greifvogels. Heute hingegen ist der Begriff durch die in vielen Bundesländern durchgeführte Biotopkartierung mehr auf die mittlere Raumdimension fokussiert worden, also dem Ökotop entsprechend, weil die kartierten Biotoptypen - wie z.B. Hecken, Moore, Heiden, Sandrasen, aufgelassene Steinbrüche, Weiher, schüttende Quellmulden - in aller Regel an den Strukturen von Vegetation und Morphologie des Raumes orientiert sind. Gerade dieser Begriff wird uns im folgenden noch mehrmals beschäftigen.

2. Überlegungen zur Biotopvernetzung in der heutigen Kulturlandschaft und ihre ökologisch-bodenkundlichen Probleme

Kein Zweifel, der seßhaft gewordene und wirtschaftende Mensch hat aus der ehemaligen Naturlandschaft durch seine Nutzungsansprüche und das meist rücksichtslose Eingreifen und Verändern der Natur bis zum Beginn des letzten Jahrhunderts eine hochdiverse Kulturlandschaft geschaffen. Dies äußert sich u.a. in einer bis dahin deutlich zunehmenden Zahl von Pflanzenarten gegenüber der Naturlandschaft. Aber mit der Entwicklung der Technik im Rahmen der Industrialisierung haben die Eingriffe immer größere räumliche Dimensionen erfahren. Die vorher geschaffene Vielfalt droht zu verschwinden und mit ihr zahlreiche gliedernde und verbindende Elemente zwischen einzelnen, noch erhalten gebliebenen Rest-Biotopen mit Refugialfunktionen. Mangelnde Größe und Verinselung mindert die Überlebenschance noch vorhandener Populationen, weil das Minimumareal bereits erreicht oder unterschritten ist. Um Aussterben und Isolation zu vermeiden, müssen neben der Lebensraum-Vergrößerung erneut zwischen diesen verlorengegangene Verbindungsstrukturen geschaffen werden, um Wanderung und Genaustausch zu ermöglichen. Dies ist knapp skizziert heute die Ausgangssituation.

2.1 Bach- und Flußauen als naturräumliche Vorgaben für Verbindungsstrukturen in Agrarlandschaften

Fragt man sich, wo früher im Natur- und bis zum Kulturzustand des letzten Jahrhunderts die Hauptverbindungslinien gelegen haben, so sind es die vielgestaltigen Wasserläufe gewesen. Sie durchzogen mit ihren mal schmalen, dann wieder ausgeweiteten Auen und unterschiedlichen Standorten perlschnurartig als dichtes oder lockeres Netzwerk die einzelnen Landschaften und verbanden sie miteinander. Auch der Mensch hat sich ihrer bedient. Das Wasser, Transportmittel und Landschaftsgestalter zugleich, verändernd wirkend, jungfräuliche Flächen durch Erosion und Akkumulation immer wieder neu schaffend und Sukzessionen einleitend, scheint seit langem durch Wasserwirtschaft und Flurbereinigung gebändigt und seiner gestaltenden Rolle beraubt.

Im Rahmen von Flächenankäufen für den Natur- und Landschaftsschutz, von Flächentausch, Flächenstilllegungen oder -umwidmungen - wie auch immer politisch gewollt und durchsetzbar - haben wir nun heute die Möglichkeit, ehemaligen Fluß- und Bachauen durch Gewässerrückbau und Wiedervernässung ihre ursprünglichen Funktio-

nen als Feuchtbiotope und verbindende Grünlandgebiete ausreichender Größe für Pflanzen und Tiere zurückzugeben.

Aber hier beginnen auch schon die ersten ökologisch-bodenkundlichen Probleme. In der Regel sind solche Flächen durch die vorher erfolgte Intensivierung der Nutzung durch Düngung und Umwandlung in Ackerflächen eutrophiert. Eine weitere Akkumulation ist durch den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen aus höher gelegenen Landschaftsteilen durch Oberflächenabfluß, Erosionsmaterial und Zustrom in den Böden erfolgt. Z.T. bemerkenswerte Einträge aus der Atmosphäre kommen hinzu (u.a. BACH 1987; BUIJSMAN et al. 1984).

Jedoch können nur meso- oder gar oligotrophe Standorte die Voraussetzungen für die Etablierung von Pflanzen- und Tiergesellschaften bieten, die auch gefährdete und zurückgehende Arten als Gäste oder Stammbewohner aufnehmen können. Deshalb gilt es, die störenden Nährstoffe, insbesondere den Stickstoff, aus dem Lebensmilieu herauszunehmen. Haben doch die meisten Pflanzen (vgl. Abb. 2) und die mehr oder weniger streng an sie gebundenen Tiere den Schwerpunkt ihres "natürlichen" Vorkommens unter stickstoffarmen Bedingungen (vgl. ELLENBERG jun. 1985). Stickstoff, Phosphor und Kalium sind aber in den Ackerböden der Bundesrepublik in der Regel im Überschuß vorhanden, selbst wenn die von der LUFA in Hameln (KÖSTER et al. 1988) mitgeteilten Größenordnungen angezweifelt und noch heftig diskutiert werden.

Schon aus den Untersuchungen von KLETT (1964; KLETT & KOEPF 1965) wissen wir, daß die Stickstoffausträge aus von Grünland gesäumten Einzugsgebieten mit noch nicht entwässerten Bachauen nur ein Zehntel dessen betragen, was die direkt von Äckern umgebenen Bäche und Flußläufe in den westlichen Bodensee transportierten. Es ist bei einem Gewässerrückbau und der Anhebung des Grundwasserspiegels in den Auen eine Senkung des Stickstoffpegels der nur noch mangelhaft durchlüfteten Böden durch Denitrifikation zu erwarten. Aber: Wie schnell geht das? Läuft das überhaupt so ab oder ist zunächst mit einem stärkeren oder schwächeren Stickstoffaustrag zu rechnen? Wie schnell darf die Aufstauung erfolgen? In welchem Umfang wirkt die sich nach einem Anstau umstellende Vegetation bei der Stickstoffentsorgung mit? Welche Pflegemaßnahmen bieten sich an? Eine Reihe von Fragen, die gemeinsamer Anstrengung von Bodenkundlern und Vegetationskundlern bedarf.

2.1.1 Uferrandstreifen und ihre Problematik

Wenn man die Auen als mögliche Hauptverbindungsstränge eines Biotopverbundes benutzen will, spielen nicht nur die Auenböden, sondern auch die Gewässer selbst dabei eine wichtige Rolle. Denn auch sie dienen als Lebensräume und Wanderwege für gefährdete Pflanzen- und Tiergemeinschaften.

"Uferrandstreifen" - heute das Schlagwort - sollen dem Schutz der Fließgewässer vor diffusen Stoffeinträgen aus den höher gelegenen landwirtschaftlichen Nutzflächen dienen. Gleichzeitig könnten sie die Strukturen darstellen, aus denen sich ein miteinander verbundenes Biotopsystem entwickeln ließe, das die Migration für Tiere und selbst für Pflanzen erlauben würde.

Breitere, in Grünland umgewandelte Schutzstreifen übernehmen eine Filterfunktion. Erste, noch nicht abgeschlossene Untersuchungen über die Ausfilterung diffuser Stoffeinträge laufen. Aber es sind eine Fülle bislang ungeklärter Fragen zu beantworten.

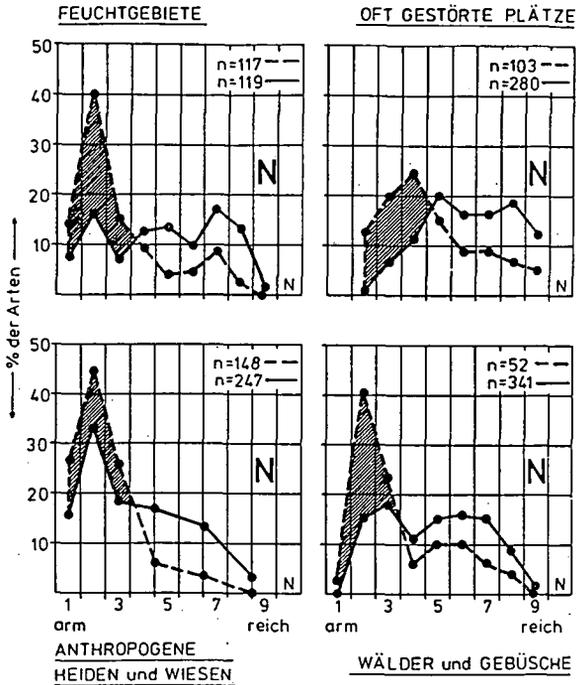


Abbildung 2. Beispielhaft für die mitteleuropäische Flora konzentrieren sich die gefährdeten Pflanzenarten (gestrichelte Linie) der Biotypen der Feuchtgebiete, der oft gestörten Plätze, der anthropogenen Heiden und Wiesen sowie der Wälder und Gebüsch auf stickstoffarmen Standorten. (Stickstoff-Zeigerwerte 1-9 und Biotypen nach ELLENBERG 1979; ausgezogenen Linie = nicht gefährdete Arten). (Nach ELLENBERG jun. 1985).

Wie breit müssen solche Uferandstreifen sein, um das Abfangen und Sedimentieren von phosphat- und kaliumreichen Erosionsfrachten zu gewährleisten? Zur Zeit werden in Landschaftspflegekonzepten verschiedene Zahlen "gehandelt", die von 5m bis 10m Breite reichen; aber niemand weiß es genau. In welchem Umfang ist die notwendige Breite solcher Streifen vom Relief und von den jeweiligen Böden abhängig? Welche Reliefgestaltung, welche Ausformung der Uferböschung sind unter Berücksichtigung hydraulischer Belange förderlich, welche nicht? Wie groß ist die Filterleistung der Vegetation beim Oberflächenabfluß, wie groß die Stoffaufnahme aus dem oberflächennahen Bodenwasserstrom? Welche Pflanzengesellschaften, welche dominierenden Arten sind die besseren Sedimentfallen, leisten bei der Stofffilterung mehr, welche weniger? Müssen diese Grünlandstreifen abgemäht werden, um u.U. in den Sprossen deponierte Nähr- und Schadstoffe aus dem System herauszunehmen? Was geschieht mit dem Schnittgut, ist

es noch zu verfüttern? Kann bei einem Mulchschnitt die Pflanzenmasse auf der Fläche verbleiben?

Ist Grünland überhaupt die beste Lösung oder leisten Ufer-Gehölzstreifen das Gleiche oder mehr, wenn sie als eine Art von Galeriewald über größere Strecken Bäche und Flüsse durch die Agrarlandschaft begleiten? In welchem Umfang ist die eine oder andere Art von Uferandstreifen in der Lage, auch organische Schadstoffe aus dem Pflanzenschutz und der Unkrautbekämpfung zurückzuhalten? Welche Metabolite entstehen in diesem Milieu, wie und wo werden sie in der durchwurzelten Zone deponiert, sorbiert, aufgenommen oder weiter abgebaut? Welche Artenkombinationen stellen sich schließlich in länger funktionierenden Uferandstreifen als Ergebnis der sich ändernden Standortverhältnisse ein? Können solche Pflanzenbestände schließlich außer als wichtige Strukturelemente für viele Tiere überhaupt noch andere Biotop- und Vernetzungsfunktionen übernehmen?

Auch hier zwingt die verschachtelte Problematik zu einer engen Teamarbeit zwischen Bodenkundlern und Geobotanikern, Chemikern, Biologen und Pflanzenschutzfachleuten. Einiges ist zwar bekannt oder könnte unter diesem Aspekt zusammengestellt werden; aber es reicht bei weitem noch nicht für ein ökologisches Vernetzungskonzept aus. Denn nur, wenn der größere Teil der Antworten auf diese Fragen einigermaßen abgeschätzt werden kann - sie müssen nicht erst als quantitative Aussagen vorliegen -, sind Naturschützer und Landschaftsplaner eigentlich erst in der Lage, die konkrete Planung und Gestaltung eines Biotopverbundsystems unter ihren spezifischen Gesichtspunkten mit Aussicht auf Erfolg vorzunehmen.

2.1.2 Feuchtbiotop-Management

Durch Entwässerung vieler Landschaften, und das Münsterland ist ein Paradebeispiel dafür, haben wir große Feuchtgrünlandflächen verloren - anthropogen geschaffene Lebensräume für viele selten gewordene Arten und Lebensgemeinschaften aus der Pflanzen- und Tierwelt. Viele Pflanzengesellschaften mit ihren jeweils typischen Artenkombinationen sollen nun heute durch Biotopmanagement wiederhergestellt werden; sowohl um ihrer selbst willen als auch um ihrerseits vom Rhythmus der Bewirtschaftung, von Artenspektrum und Struktur her den Nahrungs- und Raumansprüchen vieler schützenswerter Tierartengruppen als Refugium zu genügen. Wer sagt uns aber, welche Wasserstände angestaut, wie sie gefahren werden müssen, welche Nährstoffbedürfnisse erreicht und nicht überschritten oder auch unterschritten werden dürfen?

Fraglos werden wir einiges der Natur überlassen müssen, die uns ganz bestimmte Muster der Verbreitung und der Artenspektren bescheren wird. Aber wir können nicht alles dem Zufall einer solchen Entwicklung anheimgeben, sondern werden hier und dort steuernd eingreifen müssen. Dazu bedarf es aber einiger Kenntnis über den Zusammenhang der Dynamik des Wasser- und Nährstoffhaushaltes in den Böden mit der davon abhängigen Artenzusammensetzung. Zwar hat jede Artenzusammensetzung einer Pflanzengesellschaft auch etwas mit dem Zufall der Nischenbesetzung, ihrer Erreichbarkeit und schließlich der Konkurrenz und Koexistenz mit anderen Arten zu tun. Denn zahlreiche Arten können offenbar, soweit unsere Kenntnis reicht, gleiche und gleichartige Nischen - d.h. in diesem Falle Standortverhältnisse - besetzen. Das gilt auch für Tiere.

Es kann nicht allein die Aufgabe von Vegetationskundlern sein, die Regeln des Zusammenspiels von Wasser- und Nährstoffhaushalt mit biotischen Faktoren beim Entstehen bestimmter Pflanzengesellschaften zu entschlüsseln. Hier muß ineinandergreifende hydrologische, physiko-chemisch-bodenkundliche und vegetationskundliche Forschungsarbeit geleistet werden, um etwas von den abiotischen Voraussetzungen des Schlüssel-Schlüsselloch-Prinzips zu erkennen, nach dem sich Feuchtgrünlandgesellschaften in ihrem Artenspektrum zusammensetzen. Hier sind bodenkundlicher methodischer Sachverstand vonnöten, angefangen bei der Auswahl der Standorte, dem Einbau von Saugkerzen, Lysimetern, von Pegeln und der Festlegung von Beobachtungszeiträumen bis zur Durchführung von chemischen Analysen von Stau-, Sicker- und Grundwässern oder Bodenlösungen. Sonst ist bei diesem Biotop-Management nur in gewissen Umfang dem Zufall preisgegebenes, tastendes Experimentieren im Felde möglich, das Lernen aus Fehlern und Verbesserungen.

Ein weiterer, wenn auch nicht sehr häufig vorkommender Aspekt muß im Zusammenhang mit dem Feuchtbiotop-Management angesprochen werden, weil ihm ökologische und konzeptionelle Bedeutung zukommt. Technisch gesehen sind wir ohne weiteres in der Lage, Flächen zu vernässen, u.U. sogar unabhängig von den Gebietswasserständen aufzustauen. Ob man letzteres aus ökologischer Sicht für sinnvoll hält oder nicht, es ist verschiedentlich durchaus politisch gewollter Ausgleich für ebenso politisch gewollte Eingriffe in entsprechende Landschaften. Gelegentlich nimmt die Überstauung Formen an, die ganze Landschaftsteile nicht nur für Wochen, sondern für Monate unter Wasser setzt, um fehlende Rastpolder für Wasservögel, für winterliche Gäste und Durchzügler zu schaffen. Ich denke dabei an Ausgleichsmaßnahmen in der mineralischen Flußmarsch der Weseraue im Niedervieland bei Bremen. Dort wird ein inzwischen eingepoldertes Frisch- und Feuchtgrünlandgebiet nach einem Vergleich zwischen der Hansestadt und den Umweltverbänden Bremens im Winter für mehrere Monate überstaut. Was wir bereits vorhersagten und befürchteten, trat nach einem milden Winter mit relativ warmen Wassertemperaturen und zu langer Überflutung in diesem Frühjahr tatsächlich ein: Eine starke Verkahlung auf vielen Flächen, vermutlich als Folge einer durch Sauerstoffmangel hervorgerufenen Vergiftung in den Wurzeln nicht angepaßter Arten (CRAWFORD 1969) sowie einer cm-dicken Überschlickung der Grasnarbe, die darunter erstickte.

Eines wissen wir recht genau: Derartige Maßnahmen müssen im Hinblick auf die Vegetationsdecke und die Bodenfauna sehr vorsichtig und langsam eingeleitet werden, damit sich der Pflanzenbestand umstrukturieren kann, ohne daß dies durch Verkahlung zu Verunkrautung und Ruderalisierung führt. Denn es sollen ja Strukturen erhalten werden, die in der Vegetationsperiode Brut-, Nahrungs- und Lebensraum für Wiesenvögel bilden können. Das setzt wenigstens großenteils niedrige Pflanzenbestände, eben Grünland voraus und keine Unkraut- oder Hochstaudenfluren.

Neben der Frage, wie sich schließlich die Vegetation und Bodenfauna darauf einstellen, ist es auch ökologisch von Belang, wie sich im Winter überstaute und in der Vegetationsperiode wieder gut durchlüftete Böden verhalten, welche Dynamik diese im Prinzip unnatürlichen Langzeit-Wechselbäder in mineralischen Böden in Gang setzen. Denn unter natürlichen Bedingungen sind Überschwemmungen in Flußbauen nur von relativ kurzer Dauer und Vegetation und Böden gut an diese Dynamik angepaßt. Auch die Schwermetallanreicherung, in Überschwemmungsgebieten generell eine Belastung

(SCHWERTMANN 1987), könnte hier in Verbindung mit der stärkeren Überschlickung bei der Langzeit-Überstauung zu einem besonderen Problem werden.

Andererseits könnte eine solche Doppelnutzung von Flußmarschen- und Auenlandschaften für Naturschutz und Landschaftspflege durchaus eine Attraktivität besitzen, sollte sie von der biologischen Seite her realisierbar sein: Im Winter stellenweise bis zu einigen Dezimetern überflutete Rastpolder, ausreichend dimensioniert für große Vogelzahlen und lange genug überstaut, in der Vegetationsperiode aber Wohnungs-, Nahrungs- und Reproduktionshabitate für Limikolen. Man muß sich nur erst einmal über die für eine Kulturlandschaft keineswegs ungewöhnliche Unnatürlichkeit solcher Maßnahmen hinwegsetzen. Was haben wir denn anderes seit vielen Jahrhunderten im Nordwesten Mitteleuropas mit der Plaggenwirtschaft gemacht? In der Natur ohne Beispiel, mit gewaltigen Stoffumlagerungen, aber vermutlich auch heute die einzige durchgreifende Maßnahme, das anthropogene Produkt "Heide" für den Naturschutz auf Dauer zu erhalten.

2.2 Biotopvernetzung außerhalb von Feuchtgebieten

Strukturanreicherung, Lebensraumvergrößerungen und Verbindungssäume in Auen reichen aber keineswegs aus, um auch die Vielzahl andersartiger und isolierter Biotope mit Refugialfunktion in Agrarlandschaften zu vernetzen. Hier bieten neben Ackerrandstreifen Flächenstilllegungen und -umwidmungen die ersten Ansätze für ein Verbundsystem. Ganz abgesehen von der Frage, wie man dieses konzipieren sollte, stellt sich aber auch aus bodenkundlicher Sicht vielfach wieder die Problematik einer Entsorgung zu hoher Nährstoffvorräte als "landschaftshygienische" Maßnahme.

Auch hier betrifft es wiederum in erster Linie den Stickstoff. Eine möglichst gefahrlose Reduzierung der austragsfähigen Stickstoffverbindungen auch in anderen als nur Auenböden gebietet nicht nur der immer notwendiger werdende Schutz von Oberflächen- und Grundwässern - unter anderem im Hinblick auf das Trinkwasser als Nahrungsmittel. Jede Naturschutzplanung und jedes Biotopmanagement in der Landschaft ist darauf angewiesen, Biozöosen zu etablieren, deren gesamtes Arteninventar sich auf den stickstoffärmeren Flügel der Nährstoffansprüche konzentriert (vgl. Abb. 2). Bezüglich hoher Phosphat- und Kaliumgehalte habe ich eigentlich keine so große Sorge. Vielmehr werden wir um eine ausreichende Versorgung mit diesen beiden Hauptnährstoffen insbesondere bei vielen Grünlandsgesellschaften der frischen bis trockenen Standorte gar nicht herumkommen, wollen wir die Arten- und Blütenvielfalt der früheren Jahre und wichtige Nahrungspflanzen für gefährdete Faunengruppen wiedererhalten.

Das Hauptproblem bleibt der Stickstoff. Ansätze zu einer relativ problemlosen Stickstoffentsorgung durch Denitrifikation auch unter wasser-ungesättigten Verhältnissen in Böden lassen sich erkennen (vgl. u.a. ZEPP et al. 1988). So stellten PRADE & TROLLDENIER (1988) in Gefäßversuchen fest, daß eine Bepflanzung, wohl infolge intensiverer Sauerstoffzehrung durch Wurzelatmung, die Denitrifikationsleistung im sauerstoffarmen Milieu gegenüber den unbepflanzten Varianten ganz erheblich erhöht. Die Durchwurzelungsintensität verschiedener Pflanzengesellschaften und das Durchwurzelungsmuster in den Böden lassen sich aber durch die Art der Bewirtschaftung der Flächen in gewissen Grenzen steuern - sollte sich das im Gefäßversuch erzielte Denitrifikationsergebnis auch in die freie Natur übertragen lassen. Hier besteht aber si-

cher noch ein großer, ökologisch wichtiger Forschungsbedarf, der schon bei den methodischen Problemen anfängt (vgl. u.a. BECKER et al. 1988) und auch im Bereich der Produktion von N_2O als Umweltschadgas offene Fragen aufwirft.

Alle anderen Möglichkeiten der Stickstoffentsorgung unserer durch Düngung stark egalisierten Agrarlandschaften scheinen mir das Problem eher zu verlagern. Man kann z.B., wie wir aus unseren inzwischen 15-jährigen Bracheversuchen in Baden-Württemberg wissen, auch durch Mulchen solcher Flächen eine Aushagerung erreichen (SCHREIBER 1987). Wenn das Mulchgut nicht abgeräumt wird, kann die meist innerhalb weniger Wochen stattfindende Mineralisierung der recht nährstoffreichen Streu bei zweimaligem Mulchschnitt zu Verlusten und Stickstoffausträgen führen (Abb. 3). Jedenfalls zeigen solche Flächen im Laufe der Zeit gelegentlich Stickstoffmangelercheinungen und die Zunahme von sog. Armutszeigern. Es kann aber auch sein, daß in dem recht dichten Wurzelfilz dieser Parzellen im Sinne der Ergebnisse von PRADE & TROLLDENIER (1988) zugleich eine verstärkte Denitrifikation stattfindet. Wir wissen es nicht. Hingegen führt

ungestörte Sukzession

Mulchen 2×jährlich ohne Entnahme

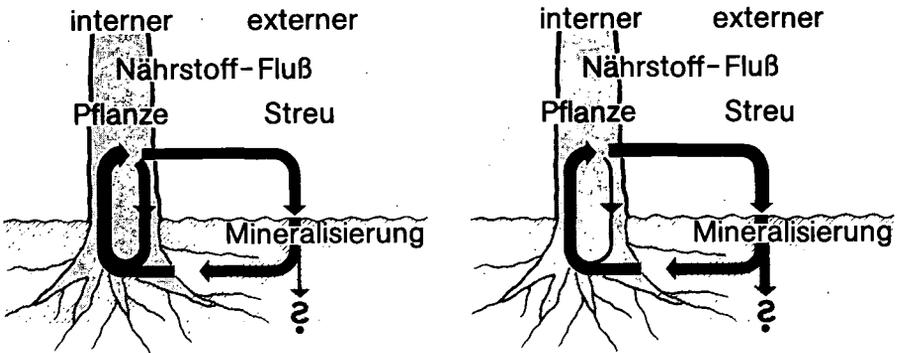


Abbildung 3. Interner und externer Nährstofffluß in einer ungestörten Grünland-Sukzession und einer 2x jährlich gemulchten Grünlandbrache. In der Sukzession führt dies vermutlich im Laufe der Zeit zu einer Nährstoffanreicherung im System, auf der gemulchten Fläche dagegen zu Verlusten und Aushagerung.

das Sich-selbst-Überlassen von Flächen, Verbrachung und ungestörte Sukzession bei grünlandartiger Vegetation eher zu einer Konservierung vorhandener Nährstoffe im System oder gar einer Anreicherung im Laufe der Zeit. Interne Nährstoffumlagerungen in der zweiten Hälfte der Vegetationsperiode aus dem Sproßsystem in Speicherorgane - wie Wurzeln und die Basis von Sprossen - sind im Prinzip verlustlos (Abb. 3). Der über den äußeren Nährstoffkreislauf der Mineralisation führende Weg ist entsprechend der Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Mineralisationsleistung der Boden-Mikroorganismen im Jahresgang und der Zyklen von Wurzelzuwachs und -abnahme bei ohnehin nährstoffärmerer Streu vor allem im Frühjahr schmaler und verlustloser als beim Mulchen. Diese in erster Linie auf die jeweilige Veränderung der Ertragsleistung sowie

Zunahme von Armuts- bzw. Stickstoffzeigerpflanzen gestützten Annahmen müßten jedoch durch bodenkundliche Untersuchungen des jeweiligen Nährstoff-, vor allem des Stickstoffkreislaufes und -transportes in den Böden erst noch genauer belegt werden. Zugleich wäre die Abhängigkeit dieser Prozesse von verschiedenen Pflanzengesellschaften und Böden zu prüfen. Denn offenbar hat die Art der Pflege solcher Flächen einen nicht unerheblichen Einfluß auf die N-Verlagerung und erfordert möglicherweise auch ein Umdenken in der Nutzung von Wasserschutzzonen, genauso wie bei der Anlage und Pflege von Pufferzonen um Kern-Naturschutzgebiete. Mir scheinen dies alles interdisziplinäre Aufgaben im Sinne ökosystemarer Spurensuche zu sein.

Natürlich lassen sich ehemalige Ackerflächen auch durch mehrmaliges Mähen und Abräumen der entstandenen grünlandähnlichen Pflanzenbestände aushagern. Dieser Aushagerungsprozeß führt erheblich schneller zum Ziel (SCHIEFER 1983). Aber wohin mit dem abgeräumten organischen Material aus extensiv gepflegten Flächen und Brachen? Als Viehfutter oder Gründüngung ist es auf Dauer wohl kaum verwertbar. Je größer der Umfang solcher Maßnahmen, umso größer Zahl und Umfang dieser neuen, diesmal durch Naturschutz und Landschaftspflege erzeugten Berge organischer Substanz mit Akkumulation von Nähr- und vermutlich auch von Schadstoffen; insbesondere, wenn auch abgeerntetes Material aus den möglicherweise grünlandmäßig bewirtschafteten Uferandstreifen hinzukommt.

3. Zeigerwerte von Pflanzen und Bodenkennwerte

Es liegt nahe, im Hinblick auf die eben skizzierten Zusammenhänge und in Ergänzung dazu auch auf die Zeigerwerte von Pflanzen (vgl. ELLENBERG 1950, 1952, 1974, 1979, 1986) und ihre mögliche Korrelation mit Bodenkennwerten einzugehen. Enthält doch die bodenkundliche Kartieranleitung eine Liste der Zeigerpflanzen und ökologischen Gruppen für die Feuchte- und Trophie-Verhältnisse.

Zur Erinnerung: Das Vorkommen der Pflanzen in bestimmten Pflanzengesellschaften ist das Ergebnis des Zusammenwirkens der abiotischen Faktoren und biotischer Einflüsse, unter ihnen vor allem die Konkurrenz. Umgekehrt kann man deshalb viele Pflanzenarten als Indikator für ganz bestimmte Standortverhältnisse verwenden, auf denen sie vorkommen - allerdings nicht isoliert, sondern gemeinsam mit ihren Partnern in den jeweiligen Pflanzengesellschaften.

In diesem Sinne hat ELLENBERG Zeigerwerte unter anderem für die Bodenreaktion, die Feuchteverhältnisse und die Stickstoffansprüche der Pflanzenarten ermittelt und in aller Regel in einer Skala von 1 - 9 eingeordnet. Die Zeigerwerte sind aber nur ordinal skaliert, d.h. relative Einstufungen auf einer Skalenbreite von "sehr gering" bis "sehr groß". Sie sind nicht gemessen und die Abstände zwischen den einzelnen Zahlenwerten sind nicht gleich: Die Bewertung der Zahl 4 ist also nicht das Doppelte von 2 oder die Hälfte von 8 (vgl. DURWEN 1982). Im Gegensatz dazu sind die Bodenkennwerte kardinal skaliert, wie etwa die Temperatur in 0°C gemessen wird; jeder Grad hat zu dem nächsten Grad den gleichen Maßabstand.

ELLENBERG (1952) hat bereits versucht, für das Vorkommen von Kalk- und mäßigen Säurezeigerpflanzen die Spanne der pH-Werte zu erfassen, unter denen sie im Freiland in ihren jeweiligen Ackerunkrautgesellschaften vorkamen (Tab. 1).

Tab. 1: Prozentuales Verhältnis von *Raphanus raphanistrum* und *Sinapis arvensis* sowie pH-Werte des Bodens (von 30 Äckern der östlichen Schwäbischen Alb; aus ELLENBERG 1952).

	<i>Raph.</i> %	<i>Sinapis</i> %	pH unter 7				pH über 7					
<i>Raphanus</i> dominierend	100	—	5,5	6,2	6,3	6,8						
	75—99	25—1	6,9	6,9			7,0	7,3	7,3			
	50—74	50—26					7,4					
<i>Sinapis</i> dominierend	25—49	75—21	6,5	6,7	6,9		7,3	7,5	7,6			
	1—24	99—76	6,9				7,3	7,4	7,5	7,6		
	—	100	6,9				7,0	7,1	7,2	7,3	7,4	7,8

Die Tabelle zeigt durchaus deutliche Schwerpunkte, aber auch nicht unbeträchtliche Überschneidungen. Das nimmt nicht wunder, denn die Pflanze ist kein physikalisches Meßinstrument, sondern reagiert als Ganzheit auf die Gesamtheit der Umwelteinflüsse, selbst wenn ein Umweltfaktor dominierend wirkt.

Es wäre sicher nützlich, wenn wir vor allem für die Feuchte- und Stickstoffzahlen wichtiger verbreiteter Zeigerpflanzen genaueres Zahlenmaterial erhalten würden, um ähnlich wie beim pH-Wert, eine wenn auch nur grobe Zuordnung vornehmen zu können. Mehr wird es kaum sein. Seit den Untersuchungen von WITTMANN (1969) über Zeigerwerte und Feuchtestufen bei Pelosolen ist nicht mehr viel geschehen, vor allem nicht im nordwestdeutschen Bereich. Die gerade erst erschienene Arbeit von KUNZMANN (1989) aus Hessen über die Korrelation vegetations- und bodenkundlicher Standortsmerkmale bezüglich des ökologischen Feuchtegrades läßt solche Untersuchungen recht erfolgreich erscheinen. Sie gestatten dann vielleicht auch die Regionalisierung einiger Zeigerwerte von Arten, die im atlantisch gefärbten Klima etwas anders reagieren als im kontinentaler getönten Süden Mitteleuropas. Dies würde auch manche Diskrepanz in der Beurteilung der Zeigerwerte verständlich machen. Hat doch ELLENBERG (1954) schon auf die mögliche klimatische Ursache für die stärkere geographisch-ökologische Differenzierung der Glatthaferwiesen und ihrer Arten entlang des Feuchtegradienten in Süddeutschland gegenüber dem Norden hingewiesen.

Wir brauchen aber auch für das Biotop-Management eine entsprechende Bearbeitung des Komplexes Boden/Wasser- und Nährstoffhaushalt/Pflanzen. Zudem sind trotz der Artenverarmung auch heute noch die Zeigerwerte eine schnelle und relativ zuverlässige Beurteilungshilfe für die Standortsansprache.

4. Entsiegelung von Flächen, Entwicklung und Begrünung von Haldenböden

Eine Aufgabe, die sich in der Regel mehr dem Landschaftspfleger und Stadtplaner als dem Naturschützer stellt, ist die Frage der Einbindung von entsiegelten Flächen in

die Landschaft. Dabei kann es sich z.B. um aufgehobene Trassenführungen des Straßennetzes, aber auch um die Rückführung von asphaltierten Parkplätzen oder anderweitig mit abdichtenden Decken oder Bauwerken genutzte Flächen handeln, die im Rahmen einer Durchgrünung von Stadtlandschaften wieder ihre natürlichen Bodenfunktionen erfüllen sollen.

Das Problem der Belastung solcher Standorte mit toxischen Stoffen und deren Dekontamination möchte ich hierbei ausklammern. Altlast-Standorte stellen ein eigenes Forschungsfeld dar und haben mit dem Thema dieses Beitrags nicht unmittelbar etwas zu tun.

Entsiegelte Flächen stellen zunächst Sonderstandorte mit keineswegs immer voraussagbaren Entwicklungen dar. Das Batelle-Institut hat im letzten Jahr an einem Programm über "Entsiegelung" gearbeitet, über dessen Zustandekommen oder erste Ergebnisse mir noch nichts bekannt ist.

Man kann sich aus ökologischer Sicht zwar auf den Standpunkt stellen, hier nur Natur und Zeit arbeiten zu lassen. Aber die Entsiegelung hat auch etwas mit dem Problem weiter steigenden Flächenverbrauchs zu tun. Viele Stadtböden haben sich aus Schutt und Asche nach dem letzten Weltkrieg schnell - viel schneller, als man zunächst glaubte - entwickelt, wie die Arbeiten an Berliner Stadtböden aus der Schule von BLUME (z.B. RUNGE 1975) und andere Untersuchungen zeigten. Vermutlich wird man daraus einiges auf die Genese entsiegelter Böden übertragen können. Dennoch bleibt hier einiges an gemeinschaftlicher Arbeit von Bodenkundlern, Geobotanikern und Zoökölogen, um die dabei ablaufenden Prozesse, aber auch die Interaktionen zwischen abiotischen und biotischen Faktoren und Prozeßkomplexen beispielhaft erkennen, möglicherweise steuern und beschleunigen zu können. Denn man darf m.E. erwarten, daß bestimmte Pflanzen einen recht spezifischen Einfluß auf die Bodenbildungsprozesse ausüben werden, was wiederum bestimmte Managementmaßnahmen zur Folge haben kann. Darüber hinaus gibt ein solches Studium einen beispielhaften Einblick in auch zeitlich überschaubare ökosystemare Sukzessionsabläufe. Das Gleiche gilt insbesondere in Nordrhein-Westfalen für die in jüngerer Zeit verschiedentlich angelaufenen Untersuchungen über die Entstehung und Begrünung von Haldenböden, die entsprechend ihres Ausgangsmaterials durchaus unterschiedliche Entwicklungen erkennen lassen (vgl. u.a. STALLJANN 1983 a,b, 1984).

5. Stoffflüsse in Bodenlandschaften - Das Aufzeigen von Abhängigkeitsbeziehungen als Grundlage für ökologische Planungen

Anläßlich des SCHLICHTING-Gedächtniskolloquiums in Hohenheim im Frühjahr 1989 führte STAHR einen ökologisch außerordentlich interessanten Ansatz zu Charakterisierung und Typisierung des Stoffflusses und damit zusammenhängender Prozesse und Prozeßrichtungen in verschiedenen Bodenlandschaften vor. Dieser Ansatz war geosphärisch orientiert, um das jeweils typische Verbreitungsmuster von Böden in verschiedenen Klimagebieten dieser Erde einschließlich der dazugehörigen Transportrichtungen und Gruppen verlagertes Stoffe in ihren Gesetzmäßigkeiten und Abhängigkeiten zu charakterisieren. Dieser ausgesprochen landschaftsökologische Denkanatz scheint mir aber auch für mitteleuropäische Bodenlandschaften verfolgenswert. Weniger, um damit eine Genese von Landschaften und Böden nachzuzeichnen, wie es SCHLICHTING

wohl ursprünglich einmal vorschwebte. Sondern um die heutigen stofflichen Beziehungen und Abhängigkeiten der Böden - auch im Hinblick auf die eingangs angesprochenen Probleme - in ihren Zusammenhängen deutlich zu machen. Solche Abhängigkeiten können u.a. als eine Grundlage für ökologische Planungen dienen, die den geschilderten Natur- und Landschaftsschutzproblemen Rechnung tragen. Denn u.U. nutzen Entsorgungsmaßnahmen für eine bestimmte Fläche wenig, weil diese auch weiterhin laufend durch Stoffimporte wieder kontaminiert werden kann. In einem solchen Falle müßte man über ganz andere, die eigentlichen Verursacher und Ursachen einbeziehenden Maßnahmen nachdenken.

6. Auswertungen und Auswertekarten der Bodenkartierung für die künftige Naturschutzplanung

Nicht in allen Bundesländern ist bisher ausreichende Sorgfalt auf eine breite Interpretation und Auswertung von Bodenkartenwerken und von Informationen der Bodenkartierungen gelegt worden, die meist der Generalisierung der Bodenkarte zum Opfer fallen. Bodenkarten sollen ja nicht nur von Bodenkundlern gebraucht werden; auch Nachbardisziplinen und in der Praxis des Naturschutzes und der Landschaftspflege stehenden Personen sollen sie als Informationsquellen und Planungshilfen dienen. Dieser Abnehmergruppe fehlt aber in der Regel der notwendige bodenkundliche Sachverstand, um all das an flächenbezogenen und oder allgemeineren Aussagen herauszuholen, was sich hinter der meist nur sehr knapp gehaltenen Legende verbirgt - abgesehen von dem, was bereits durch das generalisierende Sieb des Maßstabs gefallen ist. Das betrifft bereits das normale Inventar einer Bodenkarte als Grundlage für Landschaftspläne, aber genauso Fragen spezieller Natur, wie sie beispielhaft vorher angesprochen wurden.

So ist es sicher kein fachliches Problem, aus Karten größeren Maßstabs, deren Bodeneinheiten noch nicht zu starke Zusammenfassungen von recht unterschiedlichen Ausprägungen gleicher Böden und verschiedenen Bodentypen darstellen, Eignungskarten für die Bedürfnisse von Naturschutz und Landschaftspflege herzustellen; in der Regel würde es schon reichen, entsprechende neue Kartenlegenden zu vorhandenen Bodenkarten zu entwerfen. Ich denke dabei beispielsweise an die großmaßstäbigen Kartenwerke des Geologischen Landesamtes in Krefeld in NRW über die Ausweisung der potentiellen Nitratbelastbarkeit. Zwar sind diese Karten für einen anderen Zweck konzipiert worden, könnten aber auch für Naturschutzplanungen erste Hilfe bieten. Die Auswertekarten des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, u.a. über die mögliche Trittbelastung der Böden im Kartenwerk 1:25 000, sind ein anderes Beispiel dafür, wie die Bodenkunde ihr Wissen auch für Naturschutz und Landschaftspflege nutzbar machen kann, z.B. für die Erholungsplanung oder Betretungsbeschränkungen von Naturschutzgebieten.

Für ökologische Vernetzungskonzepte wären vor allem aus vegetationskundlicher Sicht Sonderlegenden oder speziell angefertigte Auswertekarten nützlich, die z.B. eine Abgrenzung von Gebieten mit Phosphat- oder Kalium-Fixierung vornehmen oder Böden kennzeichnen, die ihrer Natur nach zur Eutrophierung neigen oder leichter oder schwerer auszuhagern sind.

Diese Beispiele mögen genügen. Weitere angewandte Aspekte sind in dem Beitrag von MIEHLICH (in diesem Band) mit der Erstellung von Umweltverträglichkeitsprüfungen

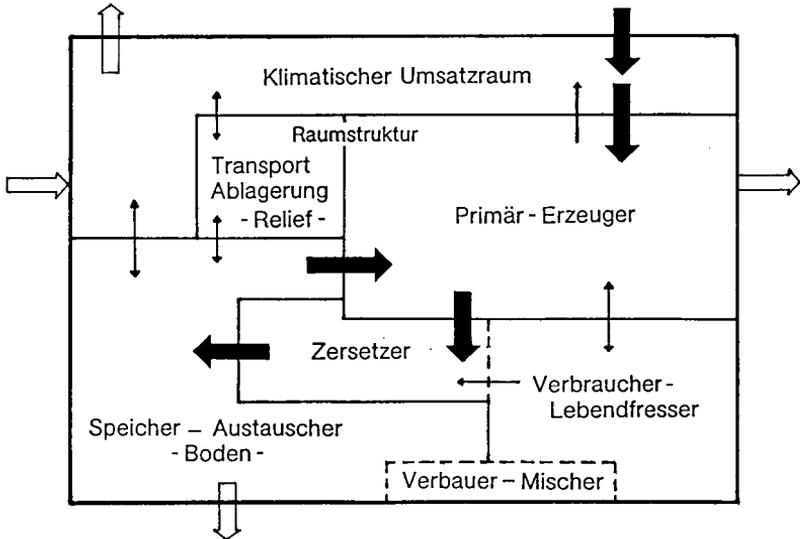


Abbildung 4. Vereinfachtes Funktionsschema eines terrestrischen Ökosystems, in dem die biotischen und abiotischen Kompartimente eng miteinander verknüpft sind. Der Boden nimmt neben den Primärerzeugern im Stoffkreislauf eine zentrale Speicher- und Austauscher-Funktion ein.

(UVP) als Planungsinstrument vorgetragen worden. Sie stehen stellvertretend für eine Fülle hier nicht angesprochener bodenkundlicher Aufgaben, die sich letztlich aus der zentralen Speicher- und Austauscherfunktion des Kompartimentes Boden im Ökosystem ergeben (Abb. 4). Vor allem das Wechselspiel mit dem Kompartiment der Primärerzeuger zwingt die Bodenkunde heute zu einer die Disziplinergrenzen überschreitenden Forschung und interdisziplinären Zusammenarbeit.

7. Literaturverzeichnis

- BACH, M., 1987:** Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Göttinger Bodenkundl. Ber. 93, 186 S.
- BECKER, K.-W., E. von BEOCZY & B. SCHÄFER, 1988:** Denitrifikation beim Nitrattransport in mächtigen Lößdecken: Steuerung durch organische Bodeneluat und die Höhe des Grundwasserstandes. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 57, 147-152.
- BUIJSMAN, E., H. MAAS, W. ASMAN, 1984:** Een gedetailleerde ammoniakemissiekaart van Nederland. Rapp. V-84-20, Inst. Meteorol. en Oceanogr., Rijksuniv. Utrecht, 124 S.

- CRAWFORD, R., 1969:** The Physiological Basis of Flooding Tolerance. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 82, 111-114.
- DURWEN, K.-J., 1982:** Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV - Voraussetzungen, Instrumentarien, Methoden und Möglichkeiten -. Arb.ber. Lehrst. Landschaftsökol. Münster 5, 138 S. u. Anhang.
- ELLENBERG, H., 1950:** Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden. Landw. Pflanzensoziologie, Bd. I, Stuttgart, 141 S.
- ELLENBERG, H., 1952:** Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 65, 351-362.
- ELLENBERG, H., 1954:** Über einige Fortschritte der kausalen Vegetationskunde. Vegetatio 5/6, 199-211.
- ELLENBERG, H., 1979:** Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9 (1974), 2. Aufl., Göttingen, 122 S.
- ELLENBERG, H., 1963, 1986:** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 4. Aufl. Stuttgart, 989 S.
- ELLENBERG, H., unter Mitwirkung von A.STÄHLIN, 1952:** Wiesen und Weiden und ihre standortliche Bewertung. Landw. Pflanzensoziologie, Bd. 2, Stuttgart, 143 S.
- ELLENBERG, H. jun., 1985:** Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. Schweiz. Z. Forstwes. 136, 19-39.
- FLAHAULT, C. & C. SCHRÖTER (Hg.), 1910:** Photogeographische Nomenklatur. 3^o Congr. Int. Bot., Bruxelles 1910, Zürich, 40 S.
- HAECKEL, E., 1866:** Generelle Morphologie der Organismen. Bd 1, 2, Berlin.
- KLETT, M., 1964:** Die boden- und gesteinsbürtige Stofffracht von Oberflächengewässern. Diss. Hohenheim, 135 S.
- KLETT, M. und H. KOEPF, 1965:** Der Einfluß von Boden und Bodennutzung auf den Nitratstickstoffgehalt von Ursprungsgewässern. Z. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde 111, 188-197.
- KÖSTER, W., K. SEVERIN, D. MÖHRING, H.-D. ZIEBELL, 1988:** Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950-1986. Landw. Untersuchungs- u. Forsch.anst. Hameln, 162 S.
- KUNZMANN, G., 1989:** Der ökologische Feuchtegrad als Kriterium zur Beurteilung von Grünlandstandorten, ein Vergleich bodenkundlicher und vegetationskundlicher Standortmerkmale. Diss. Bot. 134, Berlin, 254 S. u. Anhang.

- LESER, H., 1984: Zum Ökologie-, Ökosystem- und Ökotypbegriff. *Natur und Landschaft* 59, 351-357
- PALLMANN, H., 1948: Über die Zusammenarbeit von Bodenkunde und Pflanzensoziologie. *Verh. Schweiz. Naturf. Ges. St. Gallen*, 23-42.
- PRADE, K., & G. TROLLDENIER, 1988: Die Wirkungen der organischen Bodensubstanz und der Durchwurzelung auf die Denitrifikation in Abhängigkeit vom luftführenden Porenvolumen. *Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges.* 56, 295-300.
- RUNGE, M., 1975: Westberliner Böden anthropogener Litho- oder Pedogenese. *Diss. TU Berlin, D 83*, 237 S.
- SCHLENKER, G., 1964: Entwicklung des in Südwestdeutschland angewandten Verfahrens der forstlichen Standortkunde. *Standort, Wald und Waldwirtschaft in Oberschwaben*, hg. Arb.gem. Oberschwäb. Fichtenreviere, Stuttgart, 5-26.
- SCHREIBER, K.-F., 1969: Landschaftsökologische und standortkundliche Untersuchungen im nördlichen Waadtland als Grundlage für die Orts- und Regionalplanung. *Arb. Univ. Hohenheim* 45, 166 S.
- SCHREIBER, K.-F., 1985: Was leistet die Landschaftsökologie für eine ökologische Planung? *Schr.r. Orts-, Regional- Landesplanung* 34, Zürich, 7-28.
- SCHREIBER, K.-F. 1987: Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege. *Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen*, Teil 2, hg. R. Schubert u. W. Hilbig. *Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskunde, Halle/Saale 1986. Kongr. u. Tagungsber. Univ. Halle-Wittenberg WB 46 (P 31)*, 275-284.
- SCHREIBER, K.-F. 1987: Beiträge der Landschaftsökologie zur Ökosystemforschung und ihre Anwendung. *Verh. Deutsch. Geogr.tag* 45, Berlin 1985. Stuttgart, 134-145.
- SCHWERTMANN, U., 1987: Sind unsere Böden gefährdet? *Bayer. Landw. Jahrb.* 64, Sonderh. 2, 21-28.
- STALLJANN, E., 1983 a: Standortfaktoren und Begrünung von Bergealden des Steinkohlenbergbaus. *Diss. Univ. Münster*, 143 S.
- STALLJANN, E., 1983 b: Standortfaktoren einer Abraumhalde des Steinkohlenbergbaus. 1. Mikroklima, Verwitterung und Wasserhaushalt. *Angew. Botanik* 57, 301-310.
- STALLJANN, E., 1984: Standortfaktoren einer Abraumhalde des Steinkohlenbergbaus. 2. pH-Entwicklung und Kationenaustausch. *Angew. Bot.* 58, 267-281.
- SUKACHEV, V.N., N. DYLIS, 1964: *Fundamentals of forest Biogeocoenology*. Transl. by M. MacLennan. *Edinburgh*, 672 S.
- TANSLEY, A.G., 1935: The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16, 284-307.

- THIENEMANN, A., 1941:** Leben und Umwelt. Bios 12, Leipzig, 122 S.
- TROLL, C. (Hg.), 1972:** Geocology of the High-Mountain Regions of Eurasia / Landschaftsökologie der Hochgebirge Eurasiens. Verh. Symp. Int. Geogr. Union / Commiss. High Altitude Geoecology, 1969, Mainz. Erdwiss. Forsch. 4, 302. S.
- WALTER, H., 1951:** Standortslehre (analytisch-ökologische Geobotanik. Einf. Phytologie 3, 1, Stuttgart, 525 S.
- WALTER, H., 1976:** Die ökologischen Systeme der Kontinente (Biogeosphäre). Stuttgart, 131 S.
- WITTMANN, O., 1969:** Hydroökologische Untersuchungen an Pelosolen. Bayer. Landw. Jb. 46, 1003-1020.
- ZEPP, H., G. SCHOLLMAYER & S. SCHULTE-KELLINGHAUS, 1988:** Zur Denitrifikation in der ungesättigten Zone grundwassernaher Sandstandorte am Niederrhein. 2. Abschätzung der Denitrifikationsleistung in der ungesättigten Zone von Sandböden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 57, 247-252.

KOMMISSION

I

Fraktale geometrische Objekte im Boden:

1. Mitteilung: Das Porenraumsystem von 50 µm bis 0.2 µm

von

Ahl, Chr. und J. Niemeyer*

Einleitung

Die Charakterisierung eines Porenraumsystems kommt überall dort zum Tragen, wo Transportphänomene durch ein poröses Medium beschrieben werden sollen.

Elektrische Leitfähigkeit, Gasleitfähigkeit und Flüssigkeitsleitfähigkeit sind von der Beschaffenheit des Porenraumsystems abhängig.

In der Bodenphysik werden unseres Wissens folgende Parameter zur Identifikation des Porenraumsystems benutzt:

Brooks & Corey (1966) führten den Porengrößenverteilungsindex λ (lambda) ein:

$$(\theta - \theta_r) / (\theta_m - \theta_r) = (\psi_o / \psi)^\lambda \quad (1)$$

Carey & Hayden (1973) benutzten den sogenannten Porositätsindex I:

$$I = A / 1.5 \text{bar} \quad (2)$$

Das Verhältnis von Porenlänge zur Länge der Porenraumsäule ist als Tortuosität bekannt (Flühler, 1973; 1978, Frede 1986).

Ohne Zweifel betrachten wir mit dem Porenraumsystem des Bodens ein natürliches Objekt, auf das ein geometrischer Strukturparameter, die nicht ganzzahlige, gebrochene Dimension D anwendbar ist. Der Parameter D beschreibt die Symmetrie eines anscheinend unregelmäßigen Objektes (oder einer chaotischen Eigenschaft) in den euklidischen Dimensionen (Mandelbrot, 1982). So können räumliche Varianzen von Bodeneigenschaften mit Hilfe der fraktalen Dimension erklärt werden (Burrough, 1983), Oberflächenbeschaffenheiten nach unterschiedlichen Bodenbearbeitungsgängen in Abhängigkeit von der Zeit verhalten sich ebenso fraktal (Armstrong, 1986) wie auch Porenraumsysteme von Horizonten eines Bodentypes durch die fraktale Dimension abgrenzbar sind (Ahl und Niemeyer, 1988).

Methode

Im Falle der Betrachtung eines dreidimensionalen Objektes, dem Porenraumsystem, wird eine Potenzbeziehung zwischen der Anzahl oder der Menge eines Maßstabes

* Institut für Bodenwissenschaften, 3400 Göttingen, von-Siebold-Str. 4

(Kugeln unterschiedlicher Radii, Druckhöhe und Voluminbeziehungen zum Druck)
zum Maßstab selbst erstellt:

$$N(m) \sim m^{d-D} \quad (3)$$

N=Anzahl, Masse oder Volumen von m
m=Maßstab
d=euklidische Dimension
D=fraktale Dimension

Aus der Wasserspannungs-Saugspannungscharakteristik eines Bodens kann über die Einbeziehung der Laplace oder Washburn Gleichung

$$P = (2 \delta \cos \alpha)/r \quad (4)$$

und der Gleichung (Pfeifer & Avenir, 1983)

$$-dV/dr \sim r^{2-D} \quad (5)$$

die Beziehung

$$V_p \sim P^{D-3} \quad (6)$$

V_p =Porenvolumen

P =Druck

abgeleitet werden (Friesen & Mikula, 1987).

Ergebnisse und Erläuterungen

Aus der pF-Charakteristik einer Gley-Schwarzerde ergibt sich in der log-log Darstellung (Abb. 1) eine Unterscheidung der Horizonte in ihrer

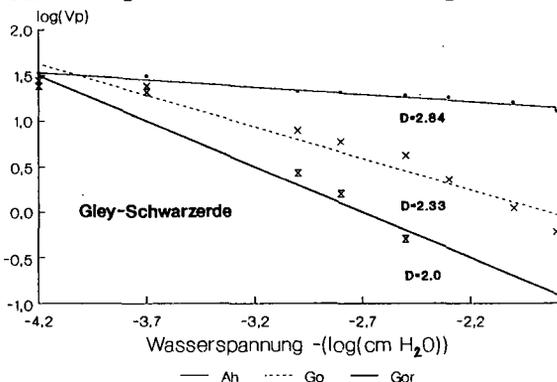


Abb. 1: Summe des Luftporenvolumens in Abhängigkeit von der Wasserspannung (log-log plot)

Dimension D. Hohe D-Werte, die aus einer geringen negativen Steigung resultieren, weisen auf ein Porenraumsystem hin, welches im dreidimensionalen, euklidischen Raum (im betrachteten Druckstufenbereich), d.h., im Bodenvolumen, eine große, gleichmäßige Raumerfüllung und Raumdurchdringung besitzt. Die Selbstähnlichkeit des bei steigenden Drücken vom Bodenwasser freiwerdende

Porenraumsystem ist hoch. Im Unterboden, in den Go-Horizonten, vermindert sich die gebrochene Maßstabszahl D auf Werte von 2 bis 2.54.

Zur weiteren Betrachtung unterteilen wir das Porenraumsystem in unterschiedliche Bereiche, da nur ein ideales Fraktal über den gesamten Maßstabsbereich sich

gleichförmig verhält. Nicht ideale Fraktale zeigen zwei asymptotische Bereiche, für den Maßstab $m \rightarrow 0$ eine horizontale Asymptote sowie eine schräge für den Bereich der ersten Unterordnung, den ersten Substrukturen (Rigaud, 1984).

Im pF-Bereich 1.8 bis 4.2 erstreckt sich der Maßstab über die Größenordnung 10^4 . Abb. 2 weist eine Unterteilung in die pF-Stufen 3.0 bis 4.2 und 1.8 bis 2.7 aus (was jeweils eine Zehnerpotenz Differenz bedeutet).

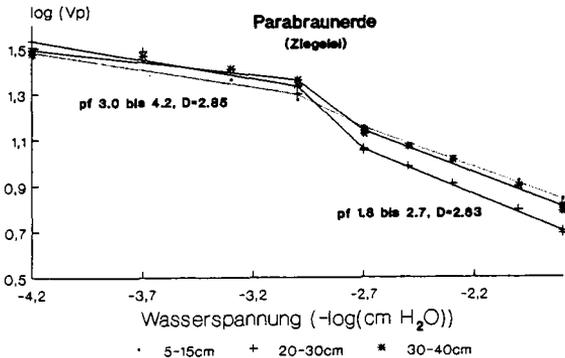
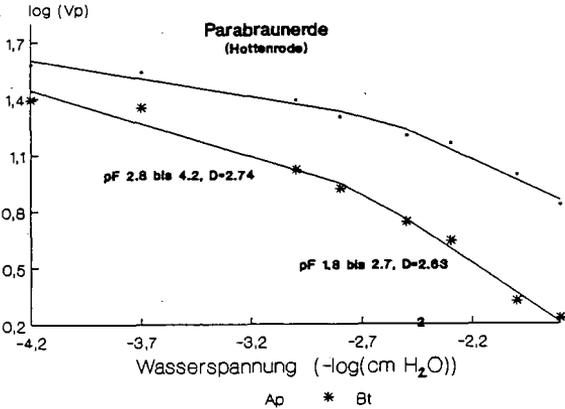


Abb. 2: Summe des Luftporenvolumens in Abhängigkeit von der Wasserspannung, unterteilt in zwei Bereiche (log-log plot)

Die fraktalen Dimensionen D im Porengrößenbereich $>50 \mu\text{m}$ bis $6 \mu\text{m}$ bzw. $10 \mu\text{m}$ sind niedriger als die im Mittel-Porenbereich. Hier kommt die Selbstorganisation der Ausgangsmaterialien, des Korngrößenbestandes, zum Ausdruck. Im Grobporenbereich wird die Ausprägung des Porenraumsystem stärker durch externe Einflüsse (Biomixion etc.) bestimmt als im Mittel- und Feinporenbereich, in dem die Anordnung der Partikel (Aggregate, Körner) durch ihre Größe bestimmt wird. Horizonte, die sich in Böden (Braunerde, Braunerde-Pseudogley) auf Vorschüttungssanden mit hohem Sortierungsgrad entwickelt haben, (betrachteter pF-Bereich: 1.8 - 3.0), besitzen in Kompaktgefüge des Pflugschlehbereiches (ca. 30 - 40 cm) niedrige D -Werte von 2.76 bzw. 2.68, hingegen spiegelt

der niedrige D -Wert von 2.67 (Schlag Hungerberg, 70 cm) die nahezu monodisperse Verteilung des Substrates ($>90\%$ GS u. mS) in diesem Horizont wider. Die betrachteten Porengrößenbereiche der Ackerkrume (20 cm) zeigen auf beiden Standorten die gleichen D -Werte (ohne Abb.).

Ausblick

Jedem Porengrößenbereich, jedem Horizont kann ein D-Wert zugeordnet werden. Für Transportvorgänge in porösen Medien ist der zugängliche Raumanteil zu ermitteln. So findet in der Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit von Gesteinen die abgewandelte empirische Formel von Richardson (1961) als Archie's Gesetz (cit. bei Katz & Thompson, 1985) seine Anwendung:

$$\delta = \delta_w * \sigma^m \quad (7)$$

δ =elektr. Leitfähigkeit des Gesteins
 δ_w =elekt. Leitfähigkeit der Porenflüssigkeit
 σ =Porosität
 m =Exponent

Tab. 1: Fraktale Dimension D, Porenvolumen(PV) und pF-Bereiche für unterschiedliche Böden und Horizonte

Bodentyp	Abschnitt	pF-Bereich	PV in%	D-Wert
Gley-	Ah	1.8-4.2	33.1	2.84
Tacher.	Go	1.8-4.2	25.7	2.54
G-TT	Gor	1.8-4.2	24.1	2.0
Para-	Ah	1.8-3.0	24.4	2.56
braun-	AlBt	1.8-3.0	16.1	2.72
erde	Bt	1.8-3.0	10.5	2.32
Hotten-	Ah	2.8-4.2	22.3	2.80
rode	AlBt	2.8-4.2	16.8	2.76
B-L I	Bt	2.8-4.2	18.8	2.65
Para-	Ah1	1.8-2.7	14.3	2.65
braun.	Ah2	1.8-2.7	11.5	2.60
Ziegelei	Ah3	1.8-2.7	13.3	2.63
	Ah1	3.0-4.2	14.4	2.85
	Ah2	3.0-4.2	20.6	2.83
B-L II	Ah2	3.0-4.2	17.5	2.89
BB	20 cm	1.8-3.0	30.6	2.87
Hunger-	30-35cm	1.8-3.0	28.2	2.76
berg	50 cm	1.8-3.0	31.4	2.92
	70 cm	1.8-3.0	25.8	2.67
SW-BB-	20 cm	1.8-3.0	19.9	2.88
Kreuz-	30-35cm	1.8-3.0	18.4	2.66
eiche	40 cm	1.8-3.0	19.9	2.68
	60 cm	1.8-3.0	25.6	2.91
Vertisols	Ah	1.0-3.5	13.5	2.90
	Ah	1.0-3.5	13.0	2.75
Paläo-		1.8-3.0	7.8	2.13
böden ...		1.8-3.0	9.8	2.11

Der Exponent m wird durch die fraktale Dimension D erläutert (Katz & Thompson, 1985). In den empirischen Formeln zur hydraulischen, ungesättigten Leitfähigkeit werden Beziehungen nach dem Potenzgesetz zwischen der Leitfähigkeit K_u , der Porosität oder der Saugspannung aufgestellt. Campbell (1974) leitete aus der Saugspannungscharakteristik folgende Beziehung ab:

$$K_u = K_s * (\theta/\theta_s)^m \quad (8)$$

$$m = 2b + 3 \quad (9)$$

b = Exponent der pf-Beziehung

In der Tab. 1 sind für unterschiedliche pF-Bereiche, Böden und Horizonte neben den D-Werten die dazugehörigen Porenvolumen aufgeführt.

Aus einer Einbeziehung der Dimension D in die Richardson Gleichung würde sich die in Abb. 3 abgeleitete Beziehung ergeben.

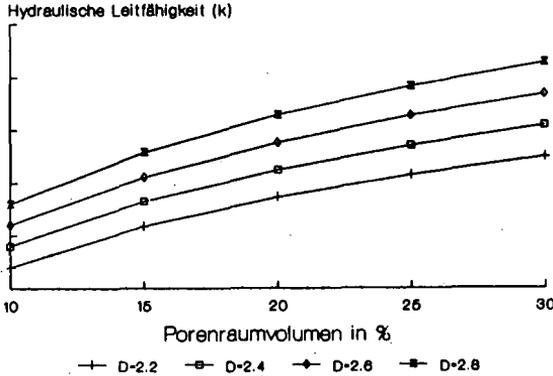


Abb. 3: Hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit von dem Porenvolumen und der fraktalen Dimension D (Hypothese)

Die hydraulische Leitfähigkeit ist in dieser hypothetischen Darstellung ohne Dimension dargestellt. Die abgebildete Grafik würde auch nur für einen bestimmten gesättigten Leitfähigkeitswert K_s gelten. Eine Evaluierung des Exponenten muß an weiteren gemessenen Daten vorgenommen werden.

Literatur

Ahl, C., und J. Wiesner: Differentiation of soil horizons by the fractal dimension of the pore-size distribution. -ISSS Int. Conf. Soil Class. Alma-Ata, Sept. 1988 (in press)

Armstrong, A.C.: On the fractal dimensions of some transient soil properties. -J. Soil Sci. 37, 641-652, 1986

Brooks, B.H., und A.T. Corey: Properties of porous media affecting fluid flow. -Proc. Am. Soc. Civ. Eng., J. Irrigation Drainage Div. 102, 61-88, 1966

Burrough, P.A.: Multiscale sources of spatial variation in soil. -J. Soil Sci. 34, 577-620, 1983

Campbell, G.S.: A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. - Soil. Sci. 117, 8, 311-314, 1974.

Corey, J.W., und C.W. Harden: An index for soil pore distribution. -Geoderma 9, 249-256, 1973

Flühler, H.: Sauerstoffdiffusion im Boden. -Schweizerische Anstalt für das forstliche Versuchswesen. -Mitteiln. 49, 125-250, 1973

Frede, H.-G.: Der Gasaustausch des Bodens. -Östt. Bodenkundl. Ber. 87, 1986

Friesen, W.L., und B.J. Nikula: Fractal dimensions of coal particles. -J. Colloid Interface Sci. 120, 1, 263-271, 1987

Katz, A.V., und A.H. Thompson: Fractal sandstone pores: Implications for conductivity and Pore Formation. -Phys. Rev. Lett. 54, 1325-1328, 1985

Pfeifer, P., und D.J. Avenir: Chemistry in noninteger dimensions between two and three. I.: Fractal theory of heterogeneous surfaces. -Chem. Phys. 79, 3558-3565, 1983

Richardson, L.F.: The problem of contiguity: an appendix to statistics of deadly quarrels. -General Systems Yearbook 6, 139-187, 1961

Rigaud, J.P.: An empirical formulation relating boundary lengths to resolution in specimens showing 'nonideally fractal' dimensions. -J. Micros. 133, 41-54, 1984



Räumliche Variabilität von Nitratgehalten
und Transportparametern

von

Anlauf, R., Claudia Staschke, G.M. Richter und J. Richter

Im Rahmen der Anwendung eines einfachen Modells zur Beschreibung der N-Dynamik von Böden im Winterhalbjahr wurde die Genauigkeit der N_{min}-Messungen, gegen die das Modell validiert wurde, untersucht. Außerdem sollte die räumliche Variabilität von Parametern, die für einfache Stofftransportmodelle benötigt werden, abgeschätzt werden.

Das Ausmaß der räumlichen Variabilität der N_{min}-Meßwerte wurde bestimmt an Datensätzen, die in den Jahren 1983 bis 1989 auf 12 Flächen von 3 bis 27 ha Größe, verschiedenen Tiefenstufen und Bodentypen (Parabraunerde, Pseudogley-Parabraunerde, Gley, Ranker-Braunerde) gewonnen wurden. Beprobte wurden zwischen 42 und 70 Punkte auf regelmäßigen Rastern mit 15 bis 40 m Gitterweite. Je Probenahmepunkt wurde aus 2 direkt nebeneinanderliegenden Einstichen eine Mischprobe gewonnen und analysiert. Eine Gegenüberstellung der Standardabweichung gegen den Mittelwert aller beprobter Flächen und Tiefen ergab eine hochsignifikante lineare Regression (Abb. 1a). Aus dieser Regression wurde der Vertrauensbereich für den Mittelwert abgeschätzt für 16, 12 und 8 Einstiche pro Schlag (Abb. 1b). Bei einem Mittelwert von z.B. 100 kg Nitrat-N/ha wird bei 16 Einstichen der Mittelwert nur mit einer Genauigkeit von ± 20 kg bestimmt. Bei weniger Einstichen wird der Vertrauensbereich noch größer (z.B. ± 28 kg bei 8 Einstichen). Da diese Werte auf der Basis von Mischproben aus jeweils 2 Einstichen abgeschätzt wurden, dürfte der Vertrauensbereich für die gängige N_{min}-Untersuchung aus 16 einzelnen Einstichen noch größer sein. Diese Unsicherheit bei der Messung des mittleren N_{min}-Gehalts muß bei einer Modellvalidierung berücksichtigt werden.

Zur Abschätzung der Transportparameter wurden 2 einfache Modelle angewandt: ein Modell auf der Grundlage der Konvektions/Dispersions-Gleichung mit den Parametern Dispersionskoeffizient D und der mittleren Porenwassergeschwindigkeit v , sowie ein Plattenmodell mit dem bestimmenden Parameter θ_{\max} (meist interpretiert als Wassergehalt bei Feldkapazität). Auf 2 Versuchsschlägen (Parabraunerde, Ranker-Braunerde) wurden um jeden der 48 Beprobungspunkte herum 4 m² mit 300 kg Cl/ha als KCl gedüngt. Aus der Chlorid-Verlagerung im Zeitraum Dezember bis April wurde für jeden Punkt die Transportparameter mit Hilfe eines geeigneten Optimierungsverfahrens bestimmt.

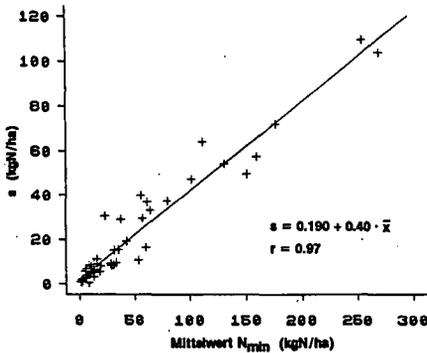


Abb. 1a: Standardabweichung gegen Mittelwert (N_{min}) von 52 Datensätzen

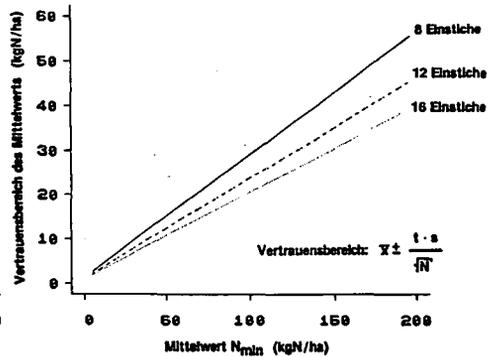


Abb. 1b: Vertrauensbereich des Mittelwerts ($p=0.05$)

Der mittlere Dispersionskoeffizient lag bei der relativ homogenen Parabraunerde mit $0.68 \text{ cm}^2/\text{Tag}$ sehr viel niedriger als bei der heterogenen Ranker-Braunerde ($17.7 \text{ cm}^2/\text{Tag}$). Aus den geschätzten Porenwassergeschwindigkeiten wurden Infiltrationsmengen berechnet ($q=v*\Theta$), die die gerechneten und gemessenen Profile bestmöglich in Übereinstimmung bringen. Über alle Punkte gemittelte Infiltrationsmengen und Infiltrationsmengen, die aus den gemittelten Konzentrationen abgeschätzt wurden, waren auf der Parabraunerde nahezu gleich wie die gemessene Infiltration ($N-ET$, 72 mm). Bei der heterogenen Ranker-Braunerde war die mittlere Infiltrationsmenge mit 105 mm nahezu gleich der gemessenen Infiltration ($N-ET$, 98 mm); die aus den über die Fläche gemittelten Konzentrationen geschätzte Infiltrationsmenge lag viel niedriger (76 mm). Eine Simulation auf der Grundlage der gemittelten Konzentrationen (Punkt-Modell) würde also die Tiefenverlagerung im heterogenen Boden weit überschätzen. - Der das Plattenmodell bestimmende Parameter Θ_{max} wurde geschätzt auf 27 bzw. 30 Vol% für die Parabraunerde und die Ranker-Braunerde. Diese Werte sind wesentlich geringer als Feldkapazität und entsprechend in etwa der tatsächlich gemessenen Bodenfeuchte im Untersuchungszeitraum.

Eine Korrelation zwischen v und Θ_{max} sowie den Bodenparametern Θ und Körnung ergab keine signifikante Beziehung. Mit Hilfe einer Monte-Carlo-Simulation wurde gezeigt, daß die Ungleichmäßigkeit der Chloridausbringung auf die $2 \times 2 \text{ m}$ -Flächen (Variationskoeffizient für Cl nach der Düngung 40%) zu einer Variabilität für die geschätzten Transportparameter führte, die bei etwa 80 % der Variabilität des Gesamtschlages lag. Daher war eine eindeutige Abschätzung der Transportparameter aufgrund der Chloridverlagerung in diesem Versuch wegen der ungleichmäßigen Chloriddüngung nicht möglich.

Strukturabhängige Änderung bodenmechanischer Kenngrößen während der
Zeitsetzung und des Schervorganges
(Vergleich: Gesamtboden- Einzelaggregat) ++)

von
Baumgartl, Th. +)

Zusammenfassung:

Die Setzungsintensität von Böden ist abhängig von Textur, Struktur, sowie Auflast und Vorentwässerungsgrad. Bei Belastung zeigen sich somit Unterschiede in den Setzungsraten, die eine Änderung der Bodeneigenschaften nach sich ziehen. Von Bedeutung für die Charakterisierung der Bodenstabilität ist hierbei die Stabilität des Gesamtbodengefüges bzw. des Einzelaggregates. Als Ergebnis der Aggregatbildung durch Kontraktion von Bodenpartikeln entstehen zwar einerseits grobe Hohlräume zwischen den Aggregaten, andererseits führen aber zusätzliche Bindungen sowie Formänderung der Aggregate zu höheren Widerständen. Die Beurteilung der mechanischen Stabilität von Böden erfordert daher die Erfassung der Änderung der bodenmechanischen Parameter von Einzelaggregaten bei Belastung im Vergleich zum Gesamtböden.

Die Untersuchungen wurden zu diesem Zweck an drei unterschiedlich texturierten (Sand, Schluff, Ton) und strukturierten Böden vorgenommen. Es wurden das Zeitsetzungsverhalten und daran anschließend die Scherparameter Winkel der inneren Reibung und Kohäsion für unterschiedliche Auflasten bestimmt. Auf der Ebene Einzelaggregat wurde hierzu eine Technik zur Bestimmung der Scherparameter im Kastenscherggerät entwickelt. Während der Versuchsabläufe wurde die Änderung der Wasserspannung gemessen.

Die Ergebnisse zeigen, daß die Setzung bei gestörten, homogenisierten Böden größer ist als bei strukturierten Böden. Gleichzeitig wird im gestörten Boden das Wasser stärker mobilisiert und damit ein größerer Anteil der Gesamtspannung als Neutralspannung übertragen.

Die Scherwiderstände im Gesamtböden steigen mit dem Aggregierungsgrad. Die Einregelung der Bodenpartikel durch Quellungs- und Schrumpfungsprozesse sowie durch

+) Inst. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

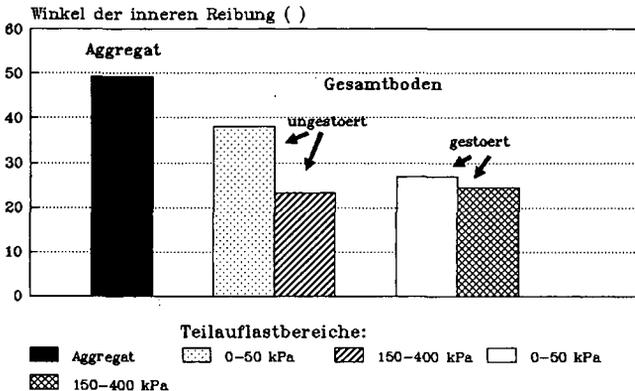
++) ausführlicher Artikel zum oben genannten Thema erscheint in einem Sonderband "Soil and Tillage Research"
Baumgartl Th., Horn R.: The Meaning of Aggregate Stability on Compaction of Soils. In: Soil Compaction as a Factor determining Plant Productivity, Lublin, Poland, 1989.

zusätzliche chemische Bindungen zwischen den Bodenpartikeln führen zu größerer Stabilität der Aggregate. Die Scherwiderstände sind umso höher, je geringer während des Schervorganges der Anteil der durch die Oberflächenspannung des Wassers übertragenen Kräfte, in Abhängigkeit vom Aggregierungsgrad und der Schergeschwindigkeit, wird.

Die Scherparameter Winkel der inneren Reibung und Kohäsion sind in Aggregaten größer als im ungestörten Gesamtboden und am kleinsten im gestörten, homogenisierten Gesamtboden.

Eine Unterteilung der Mohr-Coulomb'schen Bruchgeraden in zwei Teilauflastbereiche zeigt, daß für geringe Auflasten die Reibungswinkel groß und die Werte für die Kohäsion klein werden, für hohe Auflastbereiche dagegen werden kleine Reibungswinkel bei sehr hohen Werten der Kohäsion bestimmt. Bei kleinen Auflasten, d.h. bei Nichtzerstörung der Aggregate während der Zeitsetzung, können die Aggregate demnach beim Schervorgang als Ganzes gegeneinander verschoben werden, die Kohäsion erreicht dadurch nur geringe Werte. Die ermittelten Reibungswinkel (Abb. 1) hingegen entsprechen nahezu denen, die bei den Scherversuchen von Einzelaggregaten bestimmt wurden. Für hohe Auflasten, d.h. nach Überschreiten des Grenzwertes der Eigenstabilität der Aggregate und damit nach vorangegangener Aggregatzerstörung kommen dagegen die texturbedingten bodentypischen Eigenschaften den Reibungswinkel und die Kohäsion betreffend zum Ausdruck.

Abb. 1: Winkel der inneren Reibung von Aggregaten und fuer Teilauflastbereiche des Gesamtbodens (P-Horizont)



Vorentwaesserung -3 kPa

Beobachtungen an Bodenaggregaten nach Eindringwiderstandsmessungen

von

H.H. Becher*

Im Gegensatz zu Eindringwiderstandsmessungen im Felde sind bei Messungen mit dünnen Sonden, z.B. 0,55mm \varnothing , an als homogen anzunehmenden Aggregaten Verdichtungen bei deutlichen Kraftzunahmen auszuschießen. Die Überprüfung der Sondierbahnen und ihrer Umgebung unter dem Stereomikroskop bei 45-facher Vergrößerung nach Eindringwiderstandsmessungen (BECHER, 1978) an 15–20mm großen, aus Löß- und lößähnlichen Böden stammenden Aggregaten, die auf Wasserspannungen zwischen 0hPa und 600hPa eingestellt waren, zeigte, daß diese Kraftauslenkungen meistens auf Sand- oder Kleinkieskörner, aber auch auf Konkretionen, Pflanzenreste oder Schneckenschalen zurückzuführen sind, belegt durch ausgewählte REM-Aufnahmen. Diese Inhomogenitäten innerhalb einer recht einheitlichen Matrix können von Wurzeln oder kleinen Bodentieren stets umgangen werden, wie durch eine REM-Aufnahme belegt werden konnte.

Außerdem lassen die REM-Aufnahmen von den Oberflächen der bei verschiedenen Wasserspannungen erzeugten Sondierbahnen erkennen, daß diese je nach Körnung und/oder Gehalt an organischer Substanz von der Wasserspannung entweder nicht beeinflußt werden oder mit steigender Wasserspannung zunehmend glatter werden (Beispiel Anmoorgley). Diese Beobachtung, die in gewissem Widerspruch zu Beobachtungen bei der Bodenbearbeitung steht, beruht darauf, daß bei langsamer Eindringgeschwindigkeit (ca. 3mm/min) die auftretenden, geringen Scherkräfte erst bei höheren Wasserspannungen durch den dann dünnen Wasserfilm hindurchgreifen. Die durch die Sonde erzeugte Oberfläche, die bei schluffigen Substraten rauher ist als bei tonigen, ist stets glatter als die natürlicher Makroporen. Eine ausführliche Darstellung erfolgt an anderer Stelle (BECHER, 1990).

Literatur:

- BECHER, H.H. (1978): Ein verbessertes Verfahren zur Messung des Eindringwiderstandes.— Z.f. Kulturtech. u. Flurber. 19, 138–146.
BECHER, H.H. (1990): Observations on soil aggregates following measurements of penetration resistance.— Catena (eingereicht).

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

Mikromorphologische Veränderungen von Porenraum und Aggregaten
bei unterschiedlichen Belastungen und Verdichtungsstufen

von

Beckmann, T. & H.-J. Altemüller*)

1. Einleitung:

Im Rahmen eines vom BMFT geförderten Forschungsvorhabens zum Problembereich "Bodenverdichtung" mit insgesamt neun Teilprojekten wird ein Feldversuch mit Bodenbelastungen durchgeführt, die dem Maschineneinsatz eines 50 ha und eines 150 ha Betriebes entsprechen. Der Bodentyp ist eine Parabraunerde aus Löß mit etwa 10% Tongehalt im A_p-Horizont (Versuchsstandort Braunschweig Timmerlah). Das Teilprojekt 4 befaßt sich mit der makro- und mikromorphologischen Kennzeichnung des Bodengefüges und versucht, Beziehungen zu physikalischen Daten aufzudecken. Im folgenden wird über erste Ergebnisse berichtet.

2. Material und Methoden:

Für morphologische Untersuchungen wurden ungestörte "Monolith"-Proben (ca. 4*4*45 cm) und Kastenproben (9*13*6 cm) entnommen und nach Trocknung in Polyesterharz (Vestopal 160) eingebettet. Nach der Härtung wurden die Monolithproben einseitig mit einem Diamant-Flachschiiff versehen und zur Kontrastierung der Bodenmatrix gegen die harzgefüllten Hohlräume mit Flußsäure angeätzt. Diese Anschliffproben vermitteln einen guten Einblick in die Heterogenität des Bodengefüges und erlauben auch, gezielt Ausschnitte für die Weiterverarbeitung zu Dünnschliffen zu entnehmen. Im Übrigen wurden auch Dünnschliffe aus Kastenproben in Anlehnung an bekannte Vorschriften in normaler Dicke ($\approx 15 \mu\text{m}$) und für Untersuchungen der Kornpackung in etwa 6 μm Dicke hergestellt (ALTEMÜLLER 1974). Mikroskopische und mikromorphometrische Untersuchungen von Schluffpackungen sind nur möglich, wenn es gelingt, fehlerfreie Präparate

*) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, D-3300 Braunschweig

herzustellen, in denen die entscheidenden Korngrößen von ca. 10 - 60 µm nur noch in einer Schicht ohne gegenseitige Überlappung vorliegen. Im normalen Hellfeld fehlt dann allerdings fast jeder Kontrast. Als geeignete Methode für diese Untersuchungen bietet sich die Phasenkontrast-Mikroskopie an (ALTEMÜLLER 1964). Die Lagerungsdichte in Aggregaten ist für die Untersuchung von Kornpackungen und -bindungen oft von größerem Interesse als die Lagerungsdichte in Stechzylinderproben. Es wurden daher von allen Versuchsparzellen die Dichten der Aggregate im A_p -Horizont und in der Pflugsohle nach Imprägnierung der Aggregate mit Laroflex MP 25 (BASF, 75g/l Aceton) durch Tauchwägung bestimmt (n=15). Stechzylinder-Messungen werden in größerem Umfang von anderen Instituten der FAL durchgeführt und dankenswerterweise zur Verfügung gestellt. Zur Erzielung von definierten Verdichtungen und als Maßzahl für die im Feldversuch erreichten bzw. gefundenen Lagerungsdichten wurden mit Material aus dem A_p -, A_1 - und B_2 -Horizont Proctor-Versuche nach DIN 18127 durchgeführt. Hierbei wurden aus jeder Verdichtungsstufe auch Proben zur Herstellung von Dünnschliffen entnommen.

3. Ergebnisse der physikalischen Untersuchungen:

3.1. Lagerungsdichten in den Versuchsparzellen:

In Abb. 1 sind im oberen Teil die Meßwerte aus Stechzylinder- und Aggregatproben in ihrer gesamten Streubreite ohne Rücksicht auf Einzelparzellen im A_p -Horizont und an der Bearbeitungsgrenze ("Pflugsohle") dargestellt. Man erkennt, daß die Lagerungsdichten in Stechzylinderproben im A_p -Horizont erwartungsgemäß eine große Streubreite zeigen und zum Teil niedriger liegen als in der Pflug-

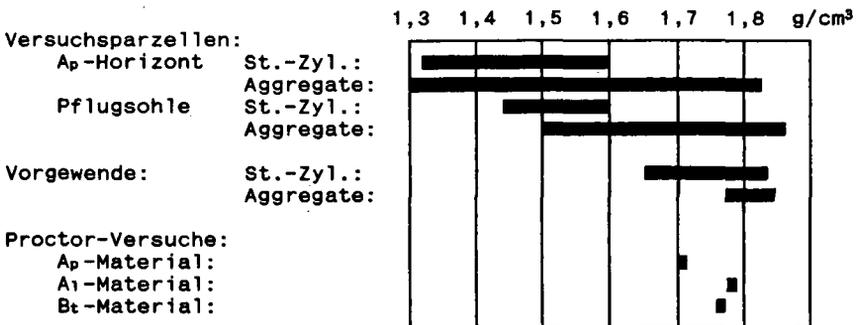


Abb. 1: Lagerungsdichten in Stechzylindern und Aggregaten

sohle. Messungen an Einzelaggregaten weisen eine sehr viel höhere Streuung auf und zeigen, daß im A_p -Horizont sowohl sehr porenreiche als auch sehr dichte Lagerungen vorkommen.

Unter der Bearbeitungsgrenze verschieben sich die Lagerungsdichten von Aggregaten deutlich nach rechts zu höheren Meßwerten. Hier wirkt sich vermutlich das allgemein plattige Gefüge dieser Zone aus. Die Entnahme von Stechzylinderproben kann bei nicht optimaler Bodenfeuchte Auflockerungen bewirken, so daß die Werte zu niedrig ausfallen. In Messungen an Einzelaggregaten werden dagegen die vorhandenen horizontalen Spalten nur zum Teil erfaßt und damit die Werte erhöht. Immerhin wurden hier maximale Lagerungsdichten bis $1,84 \text{ g/cm}^3$ gemessen.

3.2. Lagerungsdichten im Vorgewende:

Im stark zerfahrenen Vorgewende außerhalb der Versuchspartellen sind die Meßwerte gegenüber den oben angegebenen Ergebnissen wesentlich erhöht. Die Streubreite der Aggregatdichten ist nun allerdings deutlich geringer gegenüber der Stechzylinder-Messungen. Auch hier können mechanische Störungen beim Eintreiben der Stechzylinder (Effekte der Auflockerung) oder unbeabsichtigte Auswahl besonders dichter Aggregatproben noch eine Rolle spielen. Diese Fragen werden weiter verfolgt.

3.3. Proctor-Versuche:

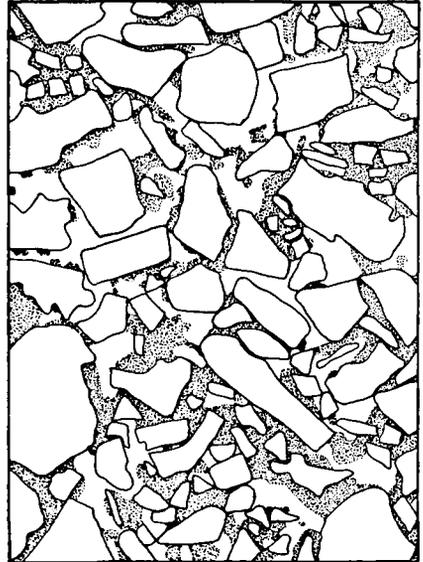
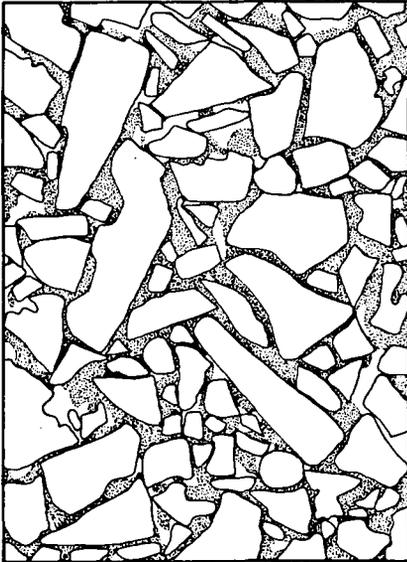
Die durchgeführten Proctor-Versuche ergaben für das A_p -Material maximale Dichtewerte von $1,71 \text{ g/cm}^3$ bei Wassergehalten von 14%. Das A_1 -Material erreichte bei 14% Wassergehalt seine maximale Dichte ($d_{pr}=1,78 \text{ g/cm}^3$), das B_t -Material bei 15% Wassergehalt ($d_{pr}=1,77 \text{ g/cm}^3$). Die in Abb. 1 eingetragenen Balken zeigen die errechneten Werte der Proctor-Versuche für die sogenannte "optimale" Verdichtung.

Eine zusätzliche Messung der Lagerungsdichte der Aggregate aus dem für den Proctor-Versuch verwendeten A_p -Material ergab eine durchschnittliche Dichte von $1,70 \text{ g/cm}^3$. Das heißt im Proctor-Versuch ist keine höhere Lagerungsdichte erreicht worden, als in den verwendeten Aggregaten schon bestand, was auch die Werte aus der Pflugschleife für den A_1 -Horizont bestätigen.

Verglichen mit den Werten aus dem Vorgewende zeigt sich hier, daß mit dem einfachen Proctor-Versuch nach DIN 18127 ($A= 0,6 \text{ MNm/m}^3$) nicht die maximal angetroffene Verdichtung erreicht wurde. Mit höherer Verdichtungsarbeit, z.B. der verbesserten Proctor-Dichte ($A= 2,75 \text{ MNm/m}^3$), sind sehr wohl noch dichtere Packungen möglich.

4. Ergebnisse der morphologischen Untersuchungen:

Im Zusammenhang mit den oben dargestellten Lagerungsdichten sind zunächst Fragen nach der Anordnung der Schluffkörner (Korngefüge, Kornpackung), besonders in den dominierenden Fraktionen Grob- und Feinschluff von Interesse. Hier können vorerst nur qualitative Befunde mitgeteilt werden. Morphometrische Auswertungen sind im Gang. Über die makromorphologischen Untersuchungen wird an anderer Stelle berichtet.



50 μm —————

Abb. 2a: Schluffpackung aus dem Vorgewende. Dichter mauerartiger Kornverband

Abb. 2b: Mittlere Packungsart aus A_p -Material

Bedingt durch die ackerbauliche Bewirtschaftung ist das in Dünnschliffen zu beobachtende Gefüge nicht nur nach der räumlichen Anordnung, sondern auch in Bezug auf die Größen- und Mengenverteilung der Komponenten inhomogen.

Bereiche mit hohem Anteil von Grobschluff wechseln ab mit Linsen aus fast reinem Mittelschluff. Daneben kommen Zonen mit erhöhten Tonmengen oder fast reinen Tonakkumulationen vor. Auch Einmischungen aus dem A_1 - und dem B_t -Horizont sind zu erkennen. Trotzdem zeichnen sich Tendenzen zu einer deutlich dichteren Kornpackung ab, wenn zunächst die extremen Varianten herangezogen werden. In den früher durchgeführten Modellversuchen (SOMMER et al. 1972) konnte

dies noch nicht eindeutig festgestellt werden. Vor allem die Schliffproben aus dem Vorgewende zeigen einen sehr engen, mauerartigen Kornverband, dessen Zwischenräume weitgehend vom vorhandenen Tonmaterial erfüllt sind. Die noch erkennbaren Hohlräume liegen dann allgemein deutlich unterhalb 10 μm . In Abb. 2a ist eine derartige Anordnung dargestellt. Als Vergleich dient eine mittlere Packungsart aus A_p -Material (Abb. 2b). Die Bilder sind nach Phasenkontrastaufnahmen (Diapositive) über ein Projektionsgerät gezeichnet. Sie geben die natürlichen Lagerungsverhältnisse wieder, sind also nur wenig schematisiert.

5. Schlußfolgerung:

- Die höchsten Lagerungsdichten werden im mechanisch stark belasteten Vorgewende ($> 1,80 \text{ g/cm}^3$) gefunden.
- In den verschiedenen Belastungsvarianten zeigten sich in den Aggregaten und Stechzylindern charakteristische Dichteunterschiede.
- Im Proctor-Versuch (DIN 18127) wurden maximale Dichten von $d_{pr} \approx 1,70 \text{ g/cm}^3$ erreicht.
- Makroskopische Inhomogenitäten können mit angeschliffenen Monolithen dargestellt werden.
- Äußerlich homogen erscheinende verdichtete Zonen unterscheiden sich noch erheblich in der räumlichen Korngrößenverteilung und Anordnung der Körner.
- Phasenkontrast-Mikroskopie ist in Verbindung mit sehr dünnen Schliffen ($\approx 6 \mu\text{m}$) die geeignete Methode für die Untersuchung von Schluffkornpackungen.

6. Literatur:

- ALTEMÜLLER, H.-J. (1964): Die Anwendung des Phasenkontrastverfahrens bei der Untersuchung von Bodendünnschliffen. In: Jongerius, A. (Ed.): Soil Micromorphology, 371-390; Elsevier, Amsterdam
- ALTEMÜLLER, H.-J. (1974): Mikroskopie der Boden mit Hilfe von Dünnschliffen. In: Freund, H. (Ed.): Handbuch der Mikroskopie in der Technik, Bd. IV, Tl. 2, 309-367. Umschau Verlag, Frankfurt/M
- SOMMER, C., K. STOINEV & H.-J. ALTEMÜLLER (1972): Das Verhalten verschiedener Modellböden unter vertikaler Belastung. Landbauforschung Völkenrode 22, H. 1, 45-56; Braunschweig

Die Wirksamkeit vertikaler Grobporen in einer dichten Bodenmatrix auf das Wurzelwachstum und die Ausnutzung von Wasser und Nährstoffen in horizontaler Richtung

von

Bohne, H. +)

In den vergangenen Jahren wurde wiederholt die Bedeutung vertikaler Grobporen für die Erschließung eines tieferen Bodenvolumens herausgestellt. Die horizontale Ausnutzung von Wasser und Nährstoffen aus dem nicht oder nur wenig durchwurzelten Bereich zwischen den Grobporen wurde nicht untersucht. In zweijährigen Feldversuchen mit Spinat und in Gefäßversuchen mit Winterweizenkeimlingen wurden diese Fragen bearbeitet.

Gefäßversuche:

Die Versuche wurden mit Aggregaten aus dem P-Horizont eines Pseudogley-Pelosols ($52\% < 2\mu\text{m}$) und dem A_1 -Horizont einer Parabraunerde ($81\% < 60\mu\text{m}$) durchgeführt. 1 - 2 cm große Aggregate des Bodens wurden mit einer mittleren Lagerungsdichte von $1,66(\text{g} * \text{cm}^{-3})$ in Gefäße gefüllt. Beim Einfüllen des Bodens in die Gefäße wurden 6, 3 oder 2 durchgehende vertikale Poren (Durchmesser 3, 6 bzw. 8 mm) freigelassen. Die Varianten unterschieden sich also im Hinblick auf die Anzahl an Grobporen pro Gefäß und damit im Hinblick auf die Fließstrecke bis zur nächsten durchwurzelten Grobpore. In die Grobporen wurden die Keimlinge gepflanzt. Dabei wurden 12 Pflanzen gleichmäßig auf die Poren verteilt. Die Versuche wurden bis zum Wachstumsmaximum und bis zum Welken der Pflanzen durchgeführt. Während der Versuchszeit erfolgte keine weitere Wässerung.

Die Ergebnisse zeigen, daß die Ausnutzung von Wasser und Nährstoffen aus dem nicht durchwurzelten Bereich zwischen den Grobporen von der Fließstrecke bis zur nächsten durchwurzelten Pore abhängig ist. Bei der Variante mit Ton führten kurze Fließstrecken (= 6 Poren) zu einer intensiveren und schnelleren Ausnutzung des Wasservorrats, weil das gesamte zur Verfügung stehende Bodenvolumen entleert wurde. Bei längeren Fließstrecken (= 3 und 2 Poren) wurden porenferne Bereiche nicht entleert, obwohl dieses Wassers aufgrund seines Potentials noch verfügbar war. Ca verhielt sich hier ähnlich wie Wasser, d.h. die Ausnutzung wurde durch kurze Fließstrecken gefördert. Die Aufnahme von K war dagegen in den Varianten höher, in denen die Wasserausnutzung geringer war, d.h. bei langen Fließstrecken (= 3 und 2 Poren). Die Trockensubstanzproduktion des Sprosses

+) Institut für Bodenkunde, 3000 Hannover 21, Herrenhäuser Str. 2

wurde bei gleichzeitiger Verminderung des Transpirationskoeffizienten gefördert, wenn die Pflanzen auf 6 im Vergleich zu 3 oder 2 Poren verteilt waren.

Bei der Variante mit Schluff wurde die Ausnutzung des Wassers durch längere Fließstrecken (= 3 und 2 Poren) gefördert. Kurze Fließstrecken (= 6 Poren) führten hier zu einer besonders starken Entleerung der porennahe Bereiche zu Beginn des Wasserentzugs. Die damit einhergehende starke Abnahme der Wasserleitfähigkeit reduzierte den weiteren Wassertransport zur durchwurzelten Grobpore. Im Gegensatz zu der Variante mit Ton waren hier bei kurzen Fließstrecken die Trockensubstanzproduktion des Sprosses am kleinsten und der Transpirationskoeffizient am höchsten.

Feldversuche:

Die Feldversuche wurden auf einer Parabraunerde aus Löß durchgeführt. Es wurden eine gelockerte Parzelle ($d_B = 1,46 \text{ g*cm}^{-3}$) eine verdichtete und eine verdichtete Parzelle (d_B jeweils $1,52 \text{ g*cm}^{-3}$) mit künstlichen Sekundärporen erstellt. Während der Wachstumszeit der Spinatpflanzen wurden Wasserspannungen pflanzennah und pflanzenfern sowie auf unbepflanzten Parzellen mit der gleichen Lagerungsdichte gemessen.

Die vertikalen Grobporen in der dichten Matrix förderten die Wasserausnutzung in 25cm Tiefe ebenso wie die allgemeine Lockerung. Der Effekt der Grobporen machte sich besonders in trockenen Zeiten bemerkbar, während bei feuchter Witterung keine Unterschiede zwischen den Varianten auftraten. Auch die Wasserausnutzung in horizontaler Richtung wurde auf der verdichteten Parzelle mit Sekundärporen gegenüber der gelockerten Parzelle gefördert. Auf der gelockerten Parzelle entstanden besonders in trockenen Perioden hohe Gradienten der Wasserspannung um die Pflanzen herum. Das Wasser in 10cm Entfernung von der Pflanze war infolge der stark abnehmenden Wasserleitfähigkeit in der lockeren Struktur für die Pflanzen nicht mehr erreichbar. Die dichte Matrix förderte daher indirekt auch die Wasserausnutzung in horizontaler Richtung, da die Wasserleitfähigkeit mit zunehmender Austrocknung weniger schnell abnahm.

Der Ertrag war auf der verdichteten, mit künstlichen Sekundärporen versehenen Parzelle am höchsten.

Die hier beschriebenen Ergebnisse sind in den folgenden Literaturangaben ausführlich dargestellt.

Literatur

Bohne, H. und K.H. Hartge: Die Bedeutung vertikaler Grobporen für die Ausnutzung von Wasser und Ca sowie K in horizontaler Richtung.

Z. Pflanzenern. u. Bodenk., im Druck.

Bohne, H. und R. Lessing: Influence of artificial macropores on root growth and water extraction. In: Mechanics and related processes in structured agricultural soils. Hrsg., W.E. Larson et al., Kluwer Academic Press 1988, 234.

Abschätzung des Austrocknungsverhaltens von Kombinations-Basis-Abdichtungen für Deponien

von

Braun, G.*

Als *Stand der Technik* für die Basisabdichtung geplanter Deponievorhaben wird heute die Kombinationsdichtung angesehen (TA Abfall). Sie besteht aus einer mineralischen Dichtung (aus Ton), die mit einer Polyäthylenfolie bedeckt wird (Abb. 1).

Im folgenden soll gezeigt werden, daß bei grundwasserfernen Standorten die Gefahr besteht, daß die mineralische Dichtung im Laufe der Zeit austrocknet. Die Ursachen hierfür sind zwei physikalische Prozesse,

- die Wasserbewegung in flüssiger Phase, hervorgerufen durch Gravitation, und
- die Wasserbewegung in dampfförmiger Phase aufgrund eines Temperaturgradienten zwischen Deponiekörper und Grundwasserleiter.

Abb. 1



Bei Tönen, die in der Regel als mineralische Dichtung verwendet werden, setzt bereits bei $pF > 2$ Rißbildung ein. Außerdem verlieren Tone bei abnehmenden Wassergehalt ihr plastisches Verformungsvermögen, so daß selbst bei geringfügigen Setzungen des Deponiekörpers diese Rißbildung noch verstärkt wird.

* Büro für Angewandte Bodenphysik, D-4410 Warendorf 4

Damit verliert die mineralische Schicht ihre Funktion als Dichtung.

Mit Hilfe einer Computersimulation kann der zeitliche Verlauf des Austrocknungsprozesses unter vereinfachenden Annahmen abgeschätzt werden. Das Modell beruht auf einer numerischen Lösung (voll implizites finites Differenzenverfahren) einer erweiterten *Fokker-Planck*-Gleichung, die die Wasserbewegung in flüssiger und dampfförmiger Phase beschreibt.

Wir beschränken uns auf die Betrachtung der eindimensionalen, vertikalen Wasserbewegung unter Verwendung des Potentialkonzeptes. Bei Vernachlässigung des chemischen und osmotischen Potentials reduziert sich das Gesamtpotential auf die Summe aus Matrix-Potential ψ_m und Gravitations-Potential ψ_g , wobei für Wasser gilt: $\psi_g \equiv z$. Damit läßt sich das Darcy-Gesetz für den ungesättigten Bodenwasserfluß darstellen als

$$J_w = - K(\psi) \frac{\partial(\psi_m + z)}{\partial z}$$

mit $K(\psi)$: Wasserleitfähigkeit

Analog kann der Wasserfluß in dampfförmiger Phase dargestellt werden mit

$$J_v = - D_v \frac{\partial \rho}{\partial z} = - \beta \left(\frac{D_a p L}{R^2 T^3} \right) \frac{\partial T}{\partial z}$$

mit

- ρ : Wasserdampfdichte
- D_v : Wasserdampfdiffusionskoeffizient
- D_a : Wasserdampfdiffusionskoeffizient in Luft
- p : Dampfdruck
- L : latente Wärme des Wasserdampfes
- R : Gaskonstante
- T : Temperatur
- β : empirischer Faktor, abhängig von der Tortuosität der Poren und dem luftgefüllten Porenraum

Die latente Wärme des Wasserdampfes, der Dampfdruck und die Wasserdampfdiffusion sind eine Funktion der Temperatur. Sie wurden aus der Literatur (*Brutsaert, 1982, Philip and de Vries, 1957*) entnommen und - wie folgt - funktionalisiert:

$$\begin{aligned} D_a &= 2.22 + 0.156 T \\ L &= 2.5 - 0.0024 T \\ p_s &= 6.11 \exp(17.4 T / (239. + T)) \\ \beta &= \cos(\pi/2 S)^{0.6} \end{aligned} \quad (\text{Sättigung } 0 < S < 1)$$

Die β -Funktion gilt für einen Quarz-Sand mit einer Porosität von 40 % und einen Ton mit einer Porosität von 50 %.

Ergebnisse:

Es wurde angenommen, daß im Müllkörper eine konstante Temperatur von $T = 20$ Grad C und im Grundwasserleiter von $T = 10$ Grad C herrschen. Die bodenphysikalischen Funktionen $\Theta(\psi)$ und $K(\psi)$ wurden mit dem *van Genuchten* Modell parametrisiert.

Plot 1 Schmelzwassersand des Lysimeters Senne
Reuver - Ton aus dem Tagebau *Hambach II*

Plot 2 + 3 Schmelzwassersand des Lysimeters Senne
Ton : Yolo Light Clay (nach *Philip, J. R.*)

Als Anfangsbedingung wurde ein Zustand *nahe Sättigung* gewählt. Die Modellrechnungen basieren auf einer räumlichen Diskretisierung von 5 cm bei einer Schrittweite von 1 h. Die Plots zeigen die errechneten Zustände in Jahresschritten (Plot 1: 1-5 Jahre, Plot 2+3: 1-10 Jahre).

Plot 2 zeigt die Entwicklung bei Vernachlässigung des Wasserdampftransportes (Isothermie).

In allen Berechnungsfällen werden im Ton Werte von $pF > 2.5$ erreicht.

Inwieweit sich die Auflast des Müllkörpers auf die Wasserbewegungen im Ton auswirkt und einer Ribbildung entgegenwirkt, konnte hierbei nicht untersucht werden, da entsprechende Laborversuche noch ausstehen.

Literatur:

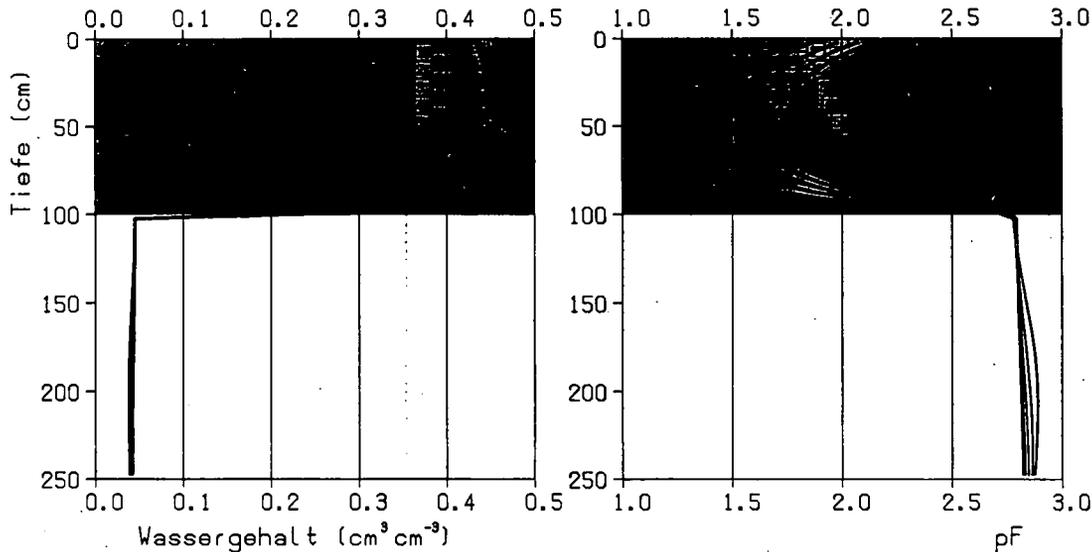
Nielsen, D.R., R.D. Jackson, J.W. Cary and D.D. Evans (ed)
Soil Water.
Soil Science Society of America, 1972.

Brutsaert, W.
Evaporation into the Atmosphere.
reidel, Dordrecht, 1982.

Philip, J.R. and D.A. de Vries
Moisture movement in porous materials under temperature gradients.
Trans. Am. Geophys. Union 38:222-232, 1957.

Bodenwasser-Charakteristik einer Deponie-Basisabdichtung Typ A
als Funktion der Zeit (Jahre)

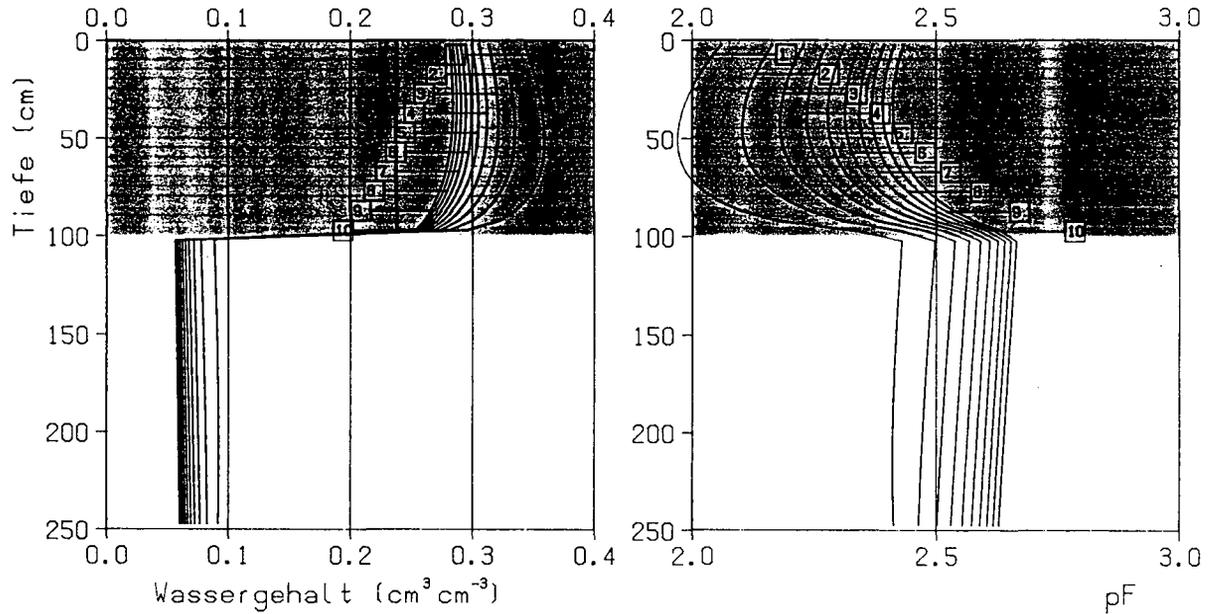
Annahmen : GW-Sp. 10 m Tiefe - Folienabdichtung - $dT/dz = 1 \text{ C/m}$



van Genuchten - Parameter -	θ_s ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	θ_r ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	α (cm^{-1})	n	k_f (m s^{-1})	TU - Berlin FB 14 - BK
Sand	0.4400	0.0100	0.0200	2.00	$0.12 \cdot 10^{-6}$	Plot 1
■	0.4570	0.0945	0.0084	1.09	$0.10 \cdot 10^{-10}$	

Bodenwasser-Charakteristik einer Deponie-Basisabdichtung Typ A
als Funktion der Zeit (Jahre)

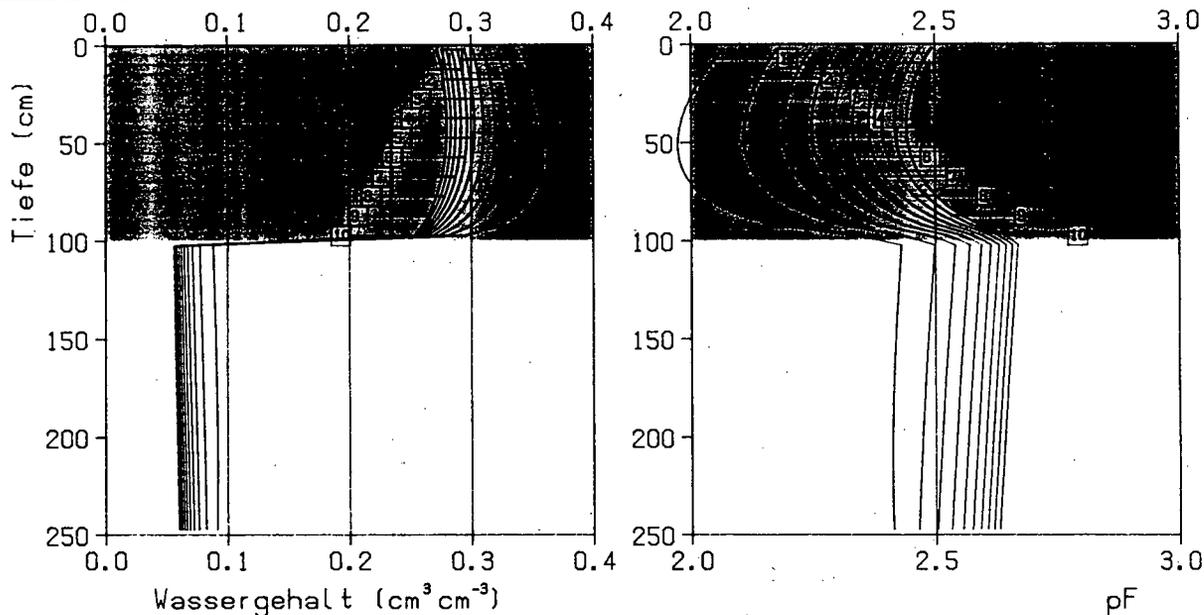
Annahmen : GW-Sp. 10 m Tiefe - Folienabdichtung - Isothermie



van Genuchten - Parameter -	θ_s (cm³ cm⁻³)	θ_r (cm³ cm⁻³)	α (cm⁻¹)	n	k_f (m s⁻¹)	TU - Berlin FB 14 - BK
Sand	0.4400	0.0100	0.0200	2.00	$1.16 \cdot 10^{-5}$	Plot 2
Ton	0.4950	0.1266	0.0257	1.44	$1.23 \cdot 10^{-7}$	

Bodenwasser-Charakteristik einer Deponie-Basisabdichtung Typ A
als Funktion der Zeit (Jahre)

Annahmen : GW-Sp. 10 m Tiefe - Folienabdichtung $dT/dz = 1 \text{ C/m}$



van Genuchten - Parameter -	θ_s ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	θ_r ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	α (cm^{-1})	n	k_f (m s^{-1})	TU - Berlin FB 14 - BK
Sand	0.4400	0.0100	0.0200	2.00	$1.16 \cdot 10^{-5}$	Plot 3
Ton	0.4950	0.1266	0.0257	1.44	$1.23 \cdot 10^{-7}$	

Einfluss von Anionen auf die Adsorption und den Transport von Kalzium und Magnesium

von

B. Buchter, R. Kuster, R. Schulin und H. Flühler*

Einleitung

Bei Adsorptionsstudien an Bodenmaterial wird häufig der Einfluss eines oder auch mehrerer Kationen auf ein anderes Kation untersucht. Dabei geht man meistens davon aus, dass Anionen keinen Einfluss haben. Sposito et. al. (1983) haben gezeigt, dass diese Annahme falsch ist.

Anionen können Kationen komplexieren. Die üblicherweise für Adsorptionsexperimente verwendeten Anionen, Chlorid und Nitrat, bilden mit zweiwertigen Kationen Komplexe der Formel MCl^+ bzw. MNO_3^+ (Metallkation). Diese werden ebenfalls adsorbiert und konkurrenzieren die Adsorption der zweiwertigen Kationen. Wird hingegen Perchlorat als Anion verwendet, bilden sich keine einwertigen Komplexe. Bei den im Boden üblicherweise vorkommenden pH-Werten bildet Sulfat keine einwertigen Komplexe.

Ziel dieser Arbeit war es, den Einfluss dreier anorganischer Anionen auf die Adsorption und den Transport von Kalzium und Magnesium zu untersuchen.

Material und Methoden

Das Bodenmaterial stammt von zwei Waldböden, Abist (Braunerde über Gley) und Lägern (Braunerde). Ersterer weist einen tieferen Tongehalt auf (19 gegenüber 34%) und damit auch einen kleineren Wert an austauschbaren Kationen (54 gegenüber 136 mmol I.E./kg). Beide Böden reagieren sauer (pH 4.0 bzw. 4.6 in Wasser). Die Böden wurden luftgetrocknet und gesiebt. Für die Versuche wurden Aggregaten der Grösse 2-4 mm verwendet, welche anschliessend mit $CaCl_2$, $Ca(ClO_4)_2$, $CaSO_4$, $MgCl_2$, $Mg(ClO_4)_2$ und $MgSO_4$ gesättigt wurden (Konzentration 0.02 M, ausser 0.01 M für $CaSO_4$).

Der Einfluss der Anionen wurde untersucht, indem

- a) die Summe der austauschbaren Kationen und die Gesamtazidität sowie
- b) Austausch-Isothermen mittels Schüttelexperimenten bestimmt und
- c) Säulenexperimente durchgeführt wurden.

* ETH Bodenphysik, CH-8092 Zürich

Resultate und Diskussion

Austauschbare Kationen und Gesamtazidität

Austauschbare Kationen wurden durch Verdrängen mit Ammoniumazetat bestimmt (Thomas 1982), die Gesamtazidität durch Verdrängen mit Bariumazetat und anschliessender Titration. Höchste Werte an austauschbaren Kationen ergaben sich sowohl bei Sättigung durch Kalzium- als auch durch Magnesiumlösungen bei der Verwendung von Chlorid als Anion. Verwendung von Perchlorat oder Sulfat führte zu deutlich niedrigeren, untereinander etwa gleichgrossen Werten. Warum? Kalzium und Magnesium werden auch als einwertige Komplexe adsorbiert und belegen so nur einen Ladungsplatz. Da indes jedem adsorbierten Kation Wertigkeit 2 zugeordnet wird, überschätzt man die Menge austauschbarer Kationen. Im Falle von Perchlorat und Sulfat können keine einwertigen Komplexe adsorbiert werden, da nicht vorhanden.

Erstaunlicherweise wird die Gesamtazidität durch Sättigung mit Kalzium- und Magnesiumlösungen nicht vermindert. Vielmehr scheint die Gesamtazidität sogar zugenommen zu haben. Eigentlich wäre zu erwarten gewesen, dass Kalzium und Magnesium Protonen und u.U. auch ein wenig Aluminium verdrängen würden.

Austausch-Isothermen

Es wurde angenommen, dass die Summe adsorbierter Kalzium- und Magnesiumkationen konstant sei und dass der Austausch folgender Gleichung gehorcht (Schulin et al., 1989)

$$K_{ij} = (s_i/c_i)/(s_j/c_j) = K_v^{1/v}$$

mit $i, j = \text{Ca, Mg}$. c_i und s_i bezeichnen die Konzentration des Kations i in Lösung bzw. am Tauscher. Mit K_{ij} wird der Selektivitätskoeffizient bezeichnet. Ein Wert von 1 würde bedeuten, dass beide Kationen vom Tauscher gleich stark gebunden werden.

Die Selektivitätskoeffizienten für Mg gegenüber Kalzium waren am kleinsten im Falle von Chlorid, d.h., bei Vorhandensein von Chlorid wird Kalzium gegenüber Magnesium am stärksten bevorzugt. Die Bevorzugung nimmt im Falle von Perchlorat ab und ist am geringsten bei Sulfat.

Säulenexperimente

Plexiglassäulen mit porösen Stahlplatten wurden mit den Bodenaggregaten gefüllt (Länge: 10.5 cm, Durchmesser: 6.35 cm) und unter gesättigten Verhältnissen und stationären Bedingungen durchspült ($q = 10 - 12 \text{ cm/d}$). Die erhaltenen Durchbruchskurven wurden parametrisiert, indem die klassische Dispersions-Konvektions-Gleichung den Messwerten angepasst wurde (Methode der kleinsten Fehlerquadrate, vgl. Schulin et al., 1989), wobei wie bei den Schüttelexperimenten konstante Summe der adsorbierten Kationen angenommen und der gleiche Selektivitätskoeffizient verwendet wurde.

Mit diesen Dispersivitätswerten und den im Schüttelexperiment bestimmten Selektivitätskoeffizienten wurde die Summe s_T der adsorbierten Kationen bestimmt. Für den Abistboden und für Chlorid als Anion lagen die s_T -Werte etwas über den Werten der austauschbaren Kationen, bestimmt mit der Ammoniumazetat-Methode, im Falle von Perchlorat und Sulfat und für den Lägerboden im Falle von Chlorid entsprachen sie etwa der Summe aus austauschbaren Kationen und Gesamtazidität. Für Perchlorat und Sulfat beim Lägerboden lagen die Werte beträchtlich darüber.

Zusammenfassung

Der mit der Ammoniumazetatmethode ermittelte Wert an austauschbaren Kationen ist bei Chlorid als Anion grösser als bei Perchlorat und Sulfat.

Kalzium wird gegenüber Magnesium mit Chlorid als Anion stärker bevorzugt als bei Perchlorat und Sulfat.

Die mit Säulenexperimenten bestimmten Summen der adsorbierten Kationen sind bei allen drei verwendeten Anionen Chlorid, Perchlorat und Sulfat grösser als die entsprechenden, mit der Standardmethode bestimmten Werte.

Literatur

- Schulin, R., A. Papritz, H. Flüher und H.M. Selim. 1989. Calcium and magnesium transport in aggregated soils at variable ionic strength. *Geoderma* 44:129-141.
- Spósito, G., K.M. Holtzclaw, L. Charlet, C. Jouany und A.L. Page. 1983. Sodium-calcium and sodium-magnesium exchange on Wyoming bentonite in perchlorate and chloride background ionic media. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:51-56.

Beziehungen zwischen Wurzelsystem-Parametern und der Wasseraufnahme von Kulturpflanzen

von
Ehlers, W. *)

Problemstellung

Die Verteilung des Wurzelsystems von Kulturpflanzen im Boden kann mit folgenden Parametern beschrieben werden: Wurzellängendichte, Wurzellänge pro Bodenschicht, Gesamtwurzellänge und Durchwurzelungstiefe. Bis heute ist der gemeinsame Einfluß dieser Wurzelsystem-Parameter auf die Wasseraufnahme von Pflanzen unter Feldbedingungen nicht umfassend beschrieben worden und Simulationsmodelle fußen in dieser Hinsicht auf mehr oder weniger empirischen Ansätzen. Unzureichende Einsicht in die Zusammenhänge mag darin begründet liegen, daß die Wasseraufnahmerate in einer Bodenschicht nicht nur von den erwähnten Parametern des Wurzelsystems beeinflußt, sondern auch von den wechselnden Feuchtebedingungen im Bodenprofil und der Rate der potentiellen Verdunstung verändert wird.

Ziel der vorgelegten Untersuchung war, die unter Feldbedingungen gemessenen Wasseraufnahmeraten von Kulturpflanzen mit den Parametern des Wurzelsystems in Beziehung zu setzen. Der Ansatz beschränkt sich auf Situationen, in denen die Wasseraufnahme nicht durch ungünstige Bodenbedingungen begrenzt wird. In einem nassen Boden kann das unzureichende Gasaustausch bedeuten, in einem trockenen Boden eingeschränkter Wasserfluß zur Wurzel bei hohem Kontakt-Widerstand im Übergangsbereich Wurzel-Boden. Wir wollen eine maximale Wasseraufnahmerate definieren, die weder durch die erwähnten bodenphysikalischen Zustände noch durch abnehmende Permeabilität alternder Wurzeln begrenzt wird. Diese maximale Aufnahmerate wird dann mit den Wurzelsystem-Parametern in Beziehung gesetzt, die vorliegen, wenn die maximale Aufnahme erfolgt. Mit dem Ansatz bleibt deswegen die Wasseraufnahme in einem nassen und in einem austrocknenden Boden außer Betracht.

Material und Methoden

Die Untersuchungen zur Wasseraufnahme von Kulturpflanzen wurden in Göttingen (G) und im Weizenanbaugürtel Westaustraliens 300 km östlich von Perth (P) durchgeführt. In G wurde Hafer über vier Jahre auf Löß-Parabraunerde angebaut, 1976 und 1977 im Rahmen eines Versuchs zum bearbeitungsfreien Ackerbau, 1982 und 1983 auf bearbeitetem Boden als Vergleichspflanze zu Ackerbohne. In P wurden auf drei sandigen Lehmböden über mehrere Jahre (1982 bis 1984) die Früchte Sommerweizen, Sommergerste, blaue Lupine und Felderbse bestellt.

Zu mehreren Zeitpunkten innerhalb der Vegetationsperiode wurde die Wurzellängendichte als Funktion der Bodentiefe gemessen: In G mit der Profilwandmethode, in P mit der Bohrkernmethode.

Die Wasseraufnahme durch die Wurzeln als Funktion der Tiefe und der Zeit wurde in G auf der Grundlage von Wassergehalts- und Wasserspannungsmessungen sowie der Leitfähigkeitsfunktionen ermittelt. Auf den sandigen Lehmböden in Westaustralien standen hingegen nur Wassergehalte als Berechnungsgrundlage zur Verfügung.

Ergebnisse und Diskussion

Der saisonale Trend der Wasseraufnahmeraten WA ist beispielhaft für den Hafer 1982 in G dargestellt (Abb. 1). Man erkennt, daß WA keine konstante Größe darstellt, sondern sich mit der Zeit ändert. Offenbar geht WA in Regenperioden zurück, wahrscheinlich wegen der geringen potentiellen Verdunstung. Auf der Suche

*) Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Georg-August-Universität, Von-Siebold-Str. 8, 3400 Göttingen

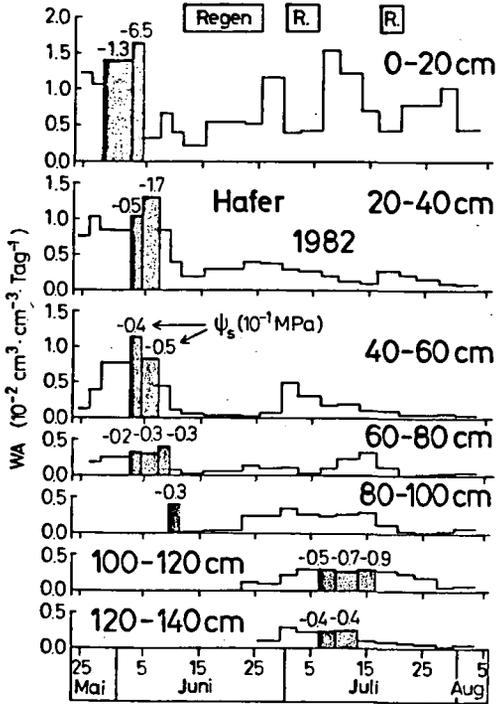


Abb. 1: Die Wasseraufnahmerate (WA) in verschiedenen Bodenschichten als Funktion der Zeit. Die maximalen Aufnahmeraten sind getönt. ψ_s ist das Bodenwasserpotential, bei dem die maximale Aufnahme erfolgte. Einige im Text erwähnte Regenperioden werden oben gezeigt (Hafer, Göttingen 1982).

nach der maximalen Wasseraufnahmerate WA_{max} wurden diese Regenperioden ausgeschlossen, weil sich infolge der Wasserinfiltration die exakte Bestimmung von WA als schwierig erwies. In den oberen 60 cm des Bodenprofils wurde WA_{max} in den einzelnen 20 cm-Schichten Ende Mai bis Anfang Juni registriert, in 60-100 cm um den 10. Juni und in den Schichten darunter erst im Juli. Im allgemeinen lagen die Werte für WA in oberen Schichten höher als in tieferen Schichten. Für die folgenden Analysen wurden für jede Bodenschicht die höchsten WA-Werte herausgesucht, über die Zeit gewichtet und als WA_{max} gemittelt. Diese WA-Werte wurden in Abb. 1 durch Schattierung hervorgehoben.

Im nächsten Schritt wurde aus den Zeitfunktionen der gemessenen Wurzellängendichten WD einzelner 20 cm-Schichten die WD -Werte interpoliert, die für die Periode maximaler Wasseraufnahme zuträfen. Die wiederum zeitgewichteten WD -Werte wurden in den einzelnen 20 cm-Schichten generell dann festgestellt, bevor noch die maximale WD in der Schicht erreicht wurde. Aus dieser Tatsache wurde die Hypothese abgeleitet, daß nicht nur die Bodenbedingungen für den Wasserfluß zur Wurzel und für die Wasseraufnahme optimal waren, sondern daß auch das Rindengewebe der noch wachsenden Wurzeln eine hohe Permeabilität für das Wasser aufwies, als WA_{max} in der betreffenden Schicht festgestellt wurde.

Weiterführende Überlegungen werden am Beispiel Hafer (1977, 1982) und Ackerbohne (1982) in Abb. 2 gezeigt. Die herausgesuchten Werte für WA_{max} einzelner Bodenschichten wurden als Funktion der entsprechenden WD dargestellt (Abb. 2a). In jedem Falle wird deutlich, daß WA_{max} mit WD korreliert ist. Bei der flach wurzelnden Ackerbohne (0-80 cm, Abb. 2a) wird Wasser zu ähnlich hohen Raten wie beim Hafer aufgenommen, aber bei viel geringerer WD. Hafer und Ackerbohne 1982 geben zu erkennen, daß der Zusammenhang zwischen WD und WA_{max} vermutlich nicht-linearer Natur ist. Nach Hinweisen aus der Literatur wurde deshalb in Abb. 2b WA_{max} als Funktion von $WD^{1/2}$ dargestellt, wodurch die Linearisierung verbessert wurde.

Beim Hafer 1977, bearbeitet, liegen die Werte aus drei Bodenschichten (40-60, 60-80, 80-100 cm) von der Regressionsgeraden weit entfernt. In dem Jahr war im Vergleich zum unbearbeiteten Boden durch die Bearbeitung das Wurzelwachstum des Hafers gefördert worden und die WD-Werte in den drei Schichten lagen entsprechend höher. Die Vermutung lag deshalb nahe, daß WA_{max} nicht nur von WD, sondern auch von der gesamten Wurzellänge SWL abhängt. Deshalb wurde die Wurzellänge in einer 20 cm-Schicht ($WL = WD \times$ Schichtdicke Δz) zu SWL im Bodenprofil ins Verhältnis gesetzt, die vorlag, als WA_{max} gemessen wurde. Die Abb. 2c zeigt die Verbesserung der Beziehung durch Normierung von WL durch SWL.

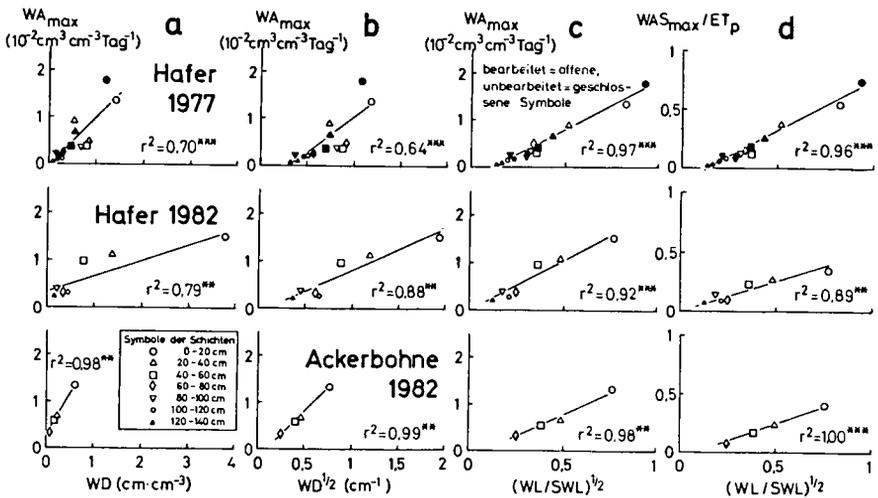


Abb. 2: Die maximale Wasseraufnahmerate (WA_{max}) als Funktion der Wurzellängendichte (WD) in Abb. 2a und als Funktion von $WD^{1/2}$ in Abb. 2b.

WA_{max} als Funktion der Wurzellänge (WL), die mit der Gesamtwurzellänge (SWL) normiert wurde ($(WL/SWL)^{1/2}$), in Abb. 2c.

Die maximale Wasseraufnahmerate in einer 20 cm-Schicht (WAS_{max}), normiert mit der potentiellen Verdunstung ET_p , als Funktion von $(WL/SWL)^{1/2}$ in Abb. 2d.

(Hafer und Ackerbohne, Göttingen 1977, 1982).

Schließlich galt bei diesen Überlegungen, auch WA_{max} durch die potentielle Evapotranspiration ET_p zu normieren, weil die Wasseraufnahme vom Verdunstungsanspruch beeinflusst wird. Um WA_{max} auf die Dimension von ET_p zu bringen, wurde die maximale Aufnahmerate in einer 20 cm-Bodenschicht berechnet ($WAS_{max} = WA_{max} \times \Delta z$). In Abb. 2d wurde die mit ET_p normierte WAS_{max} als Funktion der normierten WL aufgetragen, d.h. als Funktion von $(WL/SWL)^{1/2}$. Man erkennt, daß die Wasseraufnahme aus einzelnen Bodenschichten bei der Ackerbohne ebenso effektiv erfolgt wie beim Hafer, trotz der geringeren WD. Durch die doppelte Normierung wurden nicht nur bei den Beziehungen für die Kulturpflanzen in G, sondern auch in P, hohe r^2 -Werte erzielt.

In Abb. 3 sind alle Daten aus G und P, die sich aus der doppelten Normierung ergeben, nach Früchten getrennt, aber zusammengefaßt über die jeweiligen Meßjahre und Böden, dargestellt worden. In P wurde anstelle von ET_p zur Normierung E_{pan} benutzt, die mit dem "Class-A-Pan" gemessene potentielle Verdunstung. Die Regressionskoeffizienten liegen bei Leguminosen niedriger als bei Getreide, und niedriger in P als in G, eine Folge geringerer Transpirationsraten bei unzureichendem Blattflächenindex.

Nehmen wir an, die Funktionen entsprängen dem Ursprung des Koordinatensystems. Dann gilt die Gleichung:

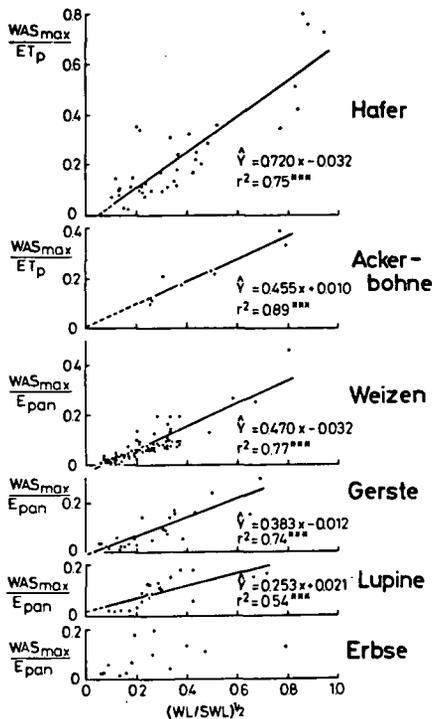


Abb. 3: Die normierte maximale Wasseraufnahmerate in einer 20 cm-Schicht (WAS_{max}/ET_p oder WAS_{max}/E_{pan}) als Funktion der normierten Wurzellänge in der Schicht $((WL/SWL)^{1/2})$. (Hafer und Ackerbohne in Göttingen, Weizen, Gerste, Lupine und Erbse in Westaustralien).

$$WAS_{\max}/ET_p = b \cdot (WL/SWL)^{1/2} \quad (1)$$

mit b als Steigung der Regressionsgeraden in Abb. 3. Um eine Gleichung für WA_{\max} zu erhalten, schreiben wir:

$$WA_{\max} \cdot \Delta z = b \left[(WD \cdot \Delta z)^{1/2} / SWL^{1/2} \right] \cdot ET_p \quad (2)$$

und

$$WA_{\max} = (\Delta z^{1/2} / \Delta z) \cdot b \cdot (WD^{1/2} / SWL^{1/2}) \cdot ET_p \quad (3)$$

Da Δz der Schichtdicke 20 cm entspricht:

$$WA_{\max} = 0,224 \cdot b \cdot (WD^{1/2} / SWL^{1/2}) \cdot ET_p \quad (4)$$

Gleichung (4) besagt, daß WA_{\max} mit zunehmender WD und ET_p steigt und mit zunehmender SWL fällt.

Für die "spezifische" Wasseraufnahmerate pro Einheit Wurzellänge UR können wir aus Gleichung (4) entsprechend ableiten:

$$UR_{\max} = WA_{\max} / WD = 0,224 \cdot b \cdot (WD \cdot SWL)^{-1/2} \cdot ET_p \quad (5)$$

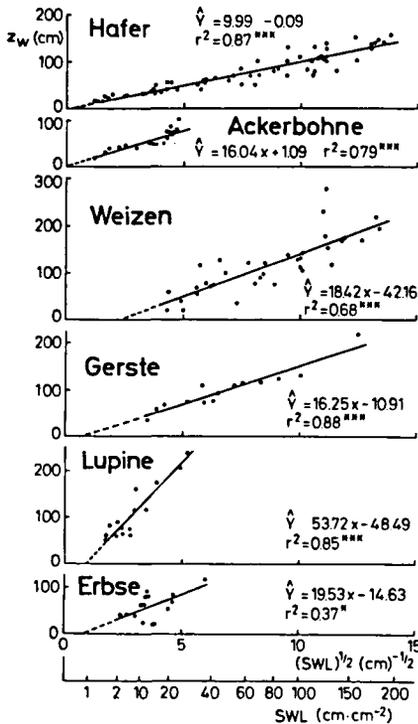


Abb. 4: Die Durchwurzelungstiefe (z_w) in Beziehung zur Gesamtwurzellänge (SWL). (Hafer und Ackerbohne in Göttingen, Weizen, Gerste, Lupine und Erbse in Westaustralien).

Der Ausdruck $SWL^{1/2}$ in Gleichung (4) und (5) bedeutet nicht nur, daß eine änderliche Anzahl von Wurzeln an der Wasseraufnahme im Bodenprofil teilhaben kann, sondern auch, daß mit steigender SWL das Wurzelsystem tiefer in den Boden hinabreicht. Abb. 4 zeigt die Beziehung zwischen Durchwurzelungstiefe z_w und $SWL^{1/2}$. Die Durchwurzelungstiefe z_w schließt 99% der Gesamtwurzellänge ein. Nehmen wir wieder an, daß die Funktionen wie in G für Hafer und Ackerbohne dem Koordinatenursprung entspringen, kann $SWL^{1/2}$ in Gleichung (4) und (5) durch z_w ersetzt werden.

$$WA_{\max} = 0,224 \cdot (b \cdot d) \cdot (WD^{1/2} / z_w) \cdot ET_p \quad (6)$$

$$UR_{\max} = 0,224 \cdot (b \cdot d) \cdot (WD^{1/2} \cdot z_w)^{-1} \cdot ET_p \quad (7)$$

In Gleichung (6) und (7) ist d die Steigung der Regressionsgeraden in Abb. 4. Nach diesen Gleichungen scheint erwiesen, daß die maximale Wasseraufnahmerate und die maximale spezifische Wasseraufnahmerate auf einfache Parameter des Wurzelsystems wie WD und z_w zurückgeführt werden können.

Schlußfolgerung

Die Wasseraufnahme durch die Wurzeln in einzelnen Bodenschichten erfolgt zu maximaler Rate, wenn die Boden- und Wurzeleigenschaften nicht begrenzend wirken und wenn ein ausreichender Blattflächenindex von den Pflanzen erreicht wurde. Diese maximale Aufnahmerate wird durch Wurzelsystem-Parameter bestimmt. Bei konstanter potentieller Verdunstung steigt die Aufnahmerate mit zunehmender Wurzellängendichte, mit zunehmender Gesamtwurzellänge fällt sie ab. Nicht die absolute Höhe der Wurzellängendichte ist entscheidend für die Wasseraufnahme in einer Schicht, sondern vielmehr ihr relativer Anteil an der gesamten Wurzellänge. Mit steigender Gesamtwurzellänge nimmt die Durchwurzelungstiefe zu. Deshalb wird die Aufnahmerate auch durch die Tiefe der Durchwurzelung beeinflusst. Je tiefer die Wurzeln streichen, desto geringer ist die Wasseraufnahmerate und die spezifische Wasseraufnahmerate. Die hohe spezifische Wasseraufnahmerate relativ flach wurzelnder Leguminosen wie Ackerbohne und Erbse erklärt sich deshalb nicht alleine aus der vergleichsweise geringen Wurzellängendichte, sondern auch aus der geringen Durchwurzelungstiefe. Der potentiell mögliche Wasserverbrauch von Kulturpflanzen wird weniger von der Wurzellängendichte als von der maximalen Durchwurzelungstiefe bestimmt. - Wir meinen, daß der Ansatz zur Verknüpfung maximaler Wasseraufnahmeraten mit Parametern des Wurzelsystems "Modellierer" in ihrem Bemühen unterstützen kann, den Senkterem von dynamischen Wasseraufnahme-Modellen realistischer zu beschreiben.

Danksagung

Die Deutsche Forschungsgemeinschaft unterstützte das Forschungsvorhaben mit einer Reisebeihilfe für Australien. Dr. Ann Hamblin und Dr. David Tennant stellten Ergebnisse aus ihren Felduntersuchungen zur Verfügung. Sie und Dr. Rienk R. van der Ploeg halfen mir mit zahlreichen Diskussionen.

Die Abschätzung der Evapotranspiration
eines Maisbestandes

von

T.A. Entenmann*, B.E. Allison** und R.R. van der Ploeg†

EINFÜHRUNG

Im Forschungsprojekt "Wasser-Abfall-Boden" des Landes Baden-Württemberg wurden auf der Horkheimer Insel nahe Heilbronn zwei Meßfelder zur Untersuchung der Transportvorgänge von Nitrat und Pestiziden im Boden eingerichtet. Es soll der Einfluß der Kulturpflanzen auf den Wasserhaushalt und der Beitrag dieser Kulturen zur Auswaschung von Nitrat und Pestiziden quantifiziert werden. Die Abschätzung der Evapotranspiration, als Einflußgröße des unterschiedlichen Wachstums der Kulturpflanzen auf den zwei Meßfeldern, wurde auf dem Standort mit der nach Doorenbos und Pruitt (1977) modifizierten Penman-Gleichung und der Priestley-Taylor-Gleichung (1972) durchgeführt. Weiter wurde eine getrennte Bestimmung der Evapotranspiration mit der potentiellen Evaporation nach der Methode nach Ritchie (1972) und der Transpiration mit der Penman-Monteith-Gleichung (1965) durchgeführt. Das CERES-Maize Pflanzenwachstumsmodell, ein 1984 in den USA entwickeltes Simulationsmodell zur Ertragsabschätzung für Mais, soll auf den Standort Horkheimer Insel angepaßt werden, als ein Mittel zur Abschätzung des Einflusses der Kultur Mais auf den Wasserhaushalt des Standortes.

MATERIAL UND METHODEN

Das Untersuchungsgebiet liegt südwestlich von Heilbronn im Neckartal. Der Bodentyp ist eine Auenbraunerde aus sandigem Lehm bis Lehm. Im ersten Projektjahr wurden in der Kultur Mais zahlreiche Wetter- und Pflanzendaten aufgezeichnet und erhoben. In einer automatisch registrierenden Wetterstation werden alle notwendigen Wetterdaten aufgezeichnet. Vom 31.05. bis 28.9.1988 wurde der Blattflächenindex, die stomatäre Leitfähigkeit der Blätter für Wasserdampf und die Trockenmassenentwicklung der Gesamtpflanze und des Korns wöchentlich bestimmt. Der von Doorenbos und Pruitt in die Penman-Gleichung eingeführte Anpassungsfaktor berücksichtigt das Verhältnis der Tag/Nachtgeschwindigkeit, die Höhe der maximalen Luftfeuchte und die Globalstrahlung. Aus diesen Komponenten wird ein Faktor ermittelt, der sich zwischen 0.8 und 1.2 befindet und mit steigendem Verhältnis der Tag-/Nachtwindgeschwindigkeit ansteigt. Die Bestimmung des Extinktionskoeffizienten für Mais erfolgte mit Stabsensoren für Global- und photosynthetisch aktive Strahlung von Juli bis zum letzten Meßzeitpunkt am 28.09.1988. Die Entwicklung

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre

** Institut für Pflanzenproduktion in den Tropen und Subtropen
Universität Hohenheim, Postfach 700562, 7000 Stuttgart 70

des Pflanzenbestandes, der Gesamttrockenmasse, des Kornertrags sowie die verschiedenen Wasserhaushaltskomponenten wurde mit dem Pflanzenwachstumsmodell CERES-Maize auf dem Standort Horkheim simuliert. Das Modell wurde von Jones et al. (1984) in einer interdisziplinären Arbeitsgruppe entwickelt. Aus Platzgründen wird für die weitere Beschreibung des Modells auf die Arbeit von Jones und Kiniry (1986) verwiesen.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Abschätzung der potentiellen Evapotranspiration nach der Gleichung von Priestley-Taylor und der modifizierten Penman-Gleichung ergab eine wesentlich höhere potentielle Evapotranspiration mit der modifizierten Penman-Gleichung (Abb.1). Die höhere Abschätzung der Evapotranspiration liegt in dem durch Doorenbos und Pruitt (1977) eingeführten Anpassungsfaktor. Vor allem an Tagen mit einem hohen Tag/Nacht-Windverhältnis mit gleichzeitig hoher Globalstrahlung, treten Differenzen der potentiellen Evapotranspiration zwischen den beiden Methoden auf, die bis zu 2 mm/Tag betragen können.

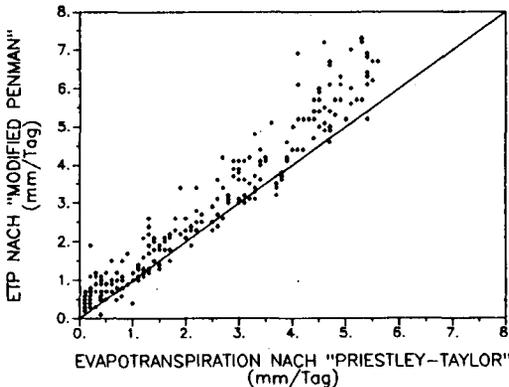


Abb. 1: Vergleich der nach Priestley-Taylor- und der nach der modifizierten Penman-Gleichung für 1988 errechneten potentiellen Evapotranspiration.

Neben dem Blattflächenindex hat für die Aufteilung der Strahlungsenergie für Transpiration und Evaporation der Extinktionskoeffizient k in den Gleichungen zur Errechnung der Evaporation und Transpiration eine Bedeutung. Dieser Faktor ist von Blattstruktur, Blattwinkel, Sonnenwinkel, dem Anteil direkter und diffuser Strahlung und Kultur abhängig. In der Arbeit von Ritchie (1972) wird der Extinktionskoeffizient für Mais als konstant für die gesamte Vegetationsperiode angenommen. Die Messungen für 1988 ergaben einen sich verändernden Extinktionskoeffizienten, der zu Beginn der Vegetation, bei einem Blattflächenindex von 1.5, bei 0.3 lag und, mit Erreichen des Blattflächenmaximums, 0.5 erreichte. Mit der Abnahme des Blattflächenindex ging ebenfalls der Extinktionskoeffizient wieder auf 0.3 zurück.

Die Abschätzung der Transpiration basiert auf der Penman-Gleichung, bei der durch Monteith (1965) die stomatäre und aerodynamische Leitfähigkeit für Wasserdampf des Pflanzenbestandes in die Gleichung miteinbezogen wurde. Die aerodynamische

Leitfähigkeit wurde nach dem Ansatz von Thom und Oliver (1977) errechnet. Die Messung der stomatären Leitfähigkeit ergibt für Mais ein differenziertes Bild. Es besteht ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Nettostrahlung und der stomatären Leitfähigkeit. Ebenfalls ist ein Zusammenhang zwischen dem Vegetationszeitpunkt und der stomatären Leitfähigkeit erkennbar. Es wurde nun ein Vergleich zwischen der Abschätzung der Evaporation, der Transpiration sowie der potentiellen Evapotranspiration durchgeführt (Abb.2). Die vor allem bei hohen errechneten Evapotranspirationsraten auftretenden Differenzen sind bedingt durch die Berücksichtigung der Windverhältnisse in der modifizierten Penman-Gleichung, die in der Gleichung zur Abschätzung der Transpiration nicht verwandt wird. Ansonsten wird eine gute Übereinstimmung der errechneten Resultate erzielt. Allerdings wird in der getrennten Ermittlung der Evapotranspiration der Einfluß der Kultur berücksichtigt, sodaß eine leichte Überschätzung der Evapotranspiration mit der modifizierten Penman-Gleichung angenommen werden kann.

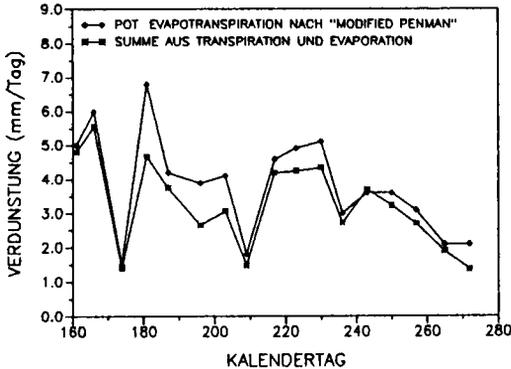


Abb. 2: Vergleich der potentiellen Evapotranspiration und der Summe der errechneten Transpiration und Evaporation auf dem Standort Horkheim.

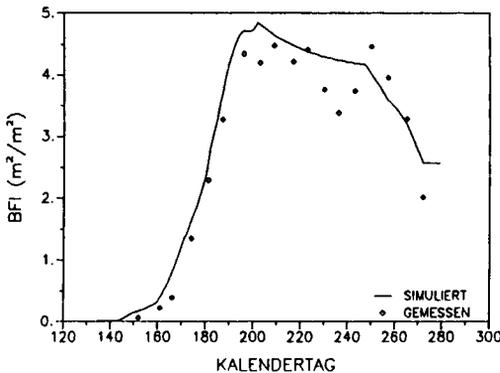


Abb. 3: Vergleich der gemessenen und simulierten Blattflächenentwicklung von Mais 1988 auf dem Standort "Naturmeßfeld Horkheimer Insel".

Eine weitere Überprüfung der Gleichungen kann in diesem Projekt durch den Bau zweier wägbarer Unterdrucklysimeter durchgeführt werden. Die Anpassung der Gleichungen an die Ergebnisse aus dem Lysimeter ermöglicht auch den Versuch, eine Abschätzung der aktuellen Evapotranspiration durchzuführen.

Bei der Simulation der Pflanzenentwicklung mit CERES-Maize zeigte sich in den ersten Simulationsläufen eine Unterschätzung der Blattflächenentwicklung im Stadium des Massenwachstums. Die Gleichung für die Blattflächenentwicklung wurde der gemessenen Anzahl an Blättern und der Blattflächenentwicklung angeglichen. In Abb. 3 ist die Blattflächenentwicklung über die Meßzeitpunkte wie auch das Ergebnis der Blattflächensimulation abgetragen. Nach dem Erreichen des Blattflächenmaximums zwischen dem 20. und 30. Juli schwanken die gemessenen Werte aufgrund von Inhomogenitäten im Feld. Ab Mitte September war dann eine rasche Abnahme des Blattflächen-indices erkennbar. Die Messungen wurden deshalb auch Ende September bis zur Ernte am 27.10.1988 eingestellt.

LITERATUR

- Doorenbos, J. und W.O.Pruitt. 1977: Crop water requirements. FAO, Irrigation and drainage paper No.24. Rome, Italy.
- Jones, C.A., J.T.Ritchie, J.R.Kiniry, D.C.Godwin und S.I.Otter. 1984: The CERES-Wheat and Maize Models. In: Proc. of the Internatl. Symp. on Minimum Data Sets for Agrotechnology Transfer, 21-26 March 1983, pp.95-100. Patancheru, A.P. 502 324, India: ICRISAT.
- Jones, C.A. und J.R.Kiniry. 1986: CERES-Maize: A simulation model of maize growth and development. Texas A&M University Press, College Station. 194 S.
- Monteith, J.L.. 1965: Evaporation and environment. Symp. Soc. exol. Biol., 19, 205-234.
- Priestley, C.H.B. und R.J.Taylor. 1972: On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameter. Monthly Weather Review 100, London, p.81-92.
- Ritchie, J.T.. 1972: Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. Water Resources Research, Vol. 8, No.5.
- Thom, A.S. und H.R.Oliver. 1977: On Penman's equation for estimating regional evaporation. Q. J. R. Met. Soc., 103, 345-357.

Bestimmung der Bodenwassercharakteristik pF und K_U von Bodenmonolithen mit einem Parameter-Identifikationsverfahren

von

Facklam, M. und G. Braun *

Um die Wasserbewegung in einem Boden mit Hilfe der *Fokker-Planck*-Gleichung berechnen zu können, muß die Bodenwassercharakteristik $\Theta = \Theta(h)$ (pF -Kurve) und $K = K(h)$ (Wasserleitfähigkeit als Funktion der Saugspannung) a priori bekannt sein. Die *klassischen* Laborverfahren bestimmen diese Funktionen unter stationären Randbedingungen und sind sehr zeitaufwendig. Außerdem haben sie die unangenehme Eigenschaft, die Variabilität der bodenphysikalischen Parameter offenzulegen, wenn Bodenproben mit den heute üblichen 100 cm^3 Stechzylindern entnommen und untersucht werden. Für den Bearbeiter stellt sich dann das Problem, aus der Punktwolke seiner Einzelmessungen die pF -Kurve zu finden, die für die Beschreibung der Wasserbewegung *in situ* geeignet ist. Diese Eichung seines Modells geschieht zumeist mit Hilfe einer *trial and error* - Prozedur, wobei die Parameter der Systemfunktionen solange modifiziert werden, bis ein *best fit* zwischen gemessenen und berechneten Werten erreicht ist.

Wenn die im Labor gemessene Bodenwassercharakteristik ohnehin *nachgeeicht* werden muß, sollte dann nicht aus Gründen der Zeitersparnis von vornherein und ausschließlich mit einem Parameter-Identifikationsverfahren gearbeitet werden? Wenn ja, dann lautet die zweite Frage: können aus dem Verhalten eines Bodens gegenüber Wasser die Systemfunktionen $\Theta(h)$ und $K(h)$ eindeutig bestimmt werden?

Zachmann et. al (1981) ließen per Computersimulation das Wasser einer aufgesättigten Bodensäule frei auslaufen, um aus der Auslaufcharakteristik die Systemfunktionen zu bestimmen. Obwohl sie damit von vornherein mögliche Modellstrukturfehler (Verfahrensgenauigkeit) ausschlossen, kamen sie zu dem Ergebnis, daß die Parameter-Identifikation von der verwendeten Methode abhing.

* Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, D-1000 Berlin 10

Hornung und Messing (1982, 1983) untersuchten ebenfalls einen hypothetischen Boden, der sich anfangs im hydrostatischen Gleichgewichtszustand befand, und kamen zu dem Ergebnis, daß bei konstanter Infiltration die gesuchten Parameter *nicht eindeutig* zu identifizieren waren. Dabei muß noch betont werden, daß das numerische Verfahren, das die Zielfunktion (= Auslaufcharakteristik) berechnete, identisch war mit dem Verfahren, das die jeweils mit anderen Parametern berechnete Funktion ermittelte. Somit waren ein Modellprozeßfehler (*Sacher*, 1983), der abhängig ist von der Diskretisierung in Raum und Zeit (Anwendungsgenauigkeit), und ein Modellstrukturfehler nicht vorhanden.

Bei der Identifikation von bodenphysikalischen Parametern von *real existierenden* Bodenmonolithen sind die genannten Fehlermöglichkeiten neben dem Problem der Eindeutigkeit gravierend. Allerdings sind die Probleme auch lösbar, wie wir im folgenden zeigen werden.

Bodenmonolithe, die z.B. über ein ausgeprägtes Makroporensystem verfügen, entziehen sich einer Parameter-Identifikation auf der Basis der *Fokker-Planck*-Gleichung. Ein Modellstrukturfehler wäre in diesem Fall unvermeidbar, es sei denn die Geometrie der Makroporen ist bekannt. Es muß also vorausgesetzt werden, daß sich die Wasserbewegungen im Boden ausschließlich mit dem *Darcy*-Gesetz beschreiben lassen.

Die Diskretisierung in Raum und Zeit (Modellprozeßfehler) hängt nur von der Leistungsfähigkeit des Computers und der Geduld des Projektleiters ab. Einen wesentlichen Einfluß auf das Ergebnis hat außerdem das - wegen der strengen Nichtlinearität der Wasserleitfähigkeitsfunktion - gewählte Linearisierungsverfahren (interblock conductivity, vgl. *Wind und van Doorne*, J. of Hydrology 24/1975).

Wie wir das Problem der *Nicht-Eindeutigkeit* lösen, soll am Beispiel des Lysimeters Senne-Sand aufgezeigt werden. Der Bodenmonolith ist ein Podsol aus recht einheitlichem Schmelzwassersand, dessen Ortsteinschicht durch Tiefumbruch gebrochen wurde. Zur Vereinfachung nehmen wir an, daß die Parameter θ_S , θ_R und K_S des *van Genuchten - Mualem* - Modells (1980) bekannt sind, und die Parameter α und n zu bestimmen sind. Die Zielfunktion ist das gemessene Sickerwasser des wägbaren *Friedrich-Franzen*-Lysimeters. Wir lösen die *Fokker-Planck*-Gleichung numerisch mit Hilfe eines voll impliziten finiten Differenzenverfahren (FDM) mit einer räumlichen Diskretisierung von $\Delta z = 10$ cm und einer automatischen (= ereignisabhängigen) Schrittweitenkontrolle Δt .

Die folgende Abbildung (1) zeigt Linien gleicher Korrelation zwischen berechnetem und gemessenem Sickerwasser. Die beste Übereinstimmung wird für $\alpha = 0.025$ und $n = 1.25$ erzielt mit $r = 0.9571$ - siehe Abb. (2). A b e r eine *nahezu optimale* Lösung ergibt sich auch bei gleichem α für einen weiten Bereich $1.25 < n < 2$. Die Abb. (3) verdeutlicht die Unsicherheit bei der Bestimmung des Parameters, der die Krümmung der pF-Kurve beschreibt. *Kool et. al* (1985) und *Parker et. al.* (1985) - publiziert in *SSSA-Journal* - kommen zu vergleichbaren Ergebnissen.

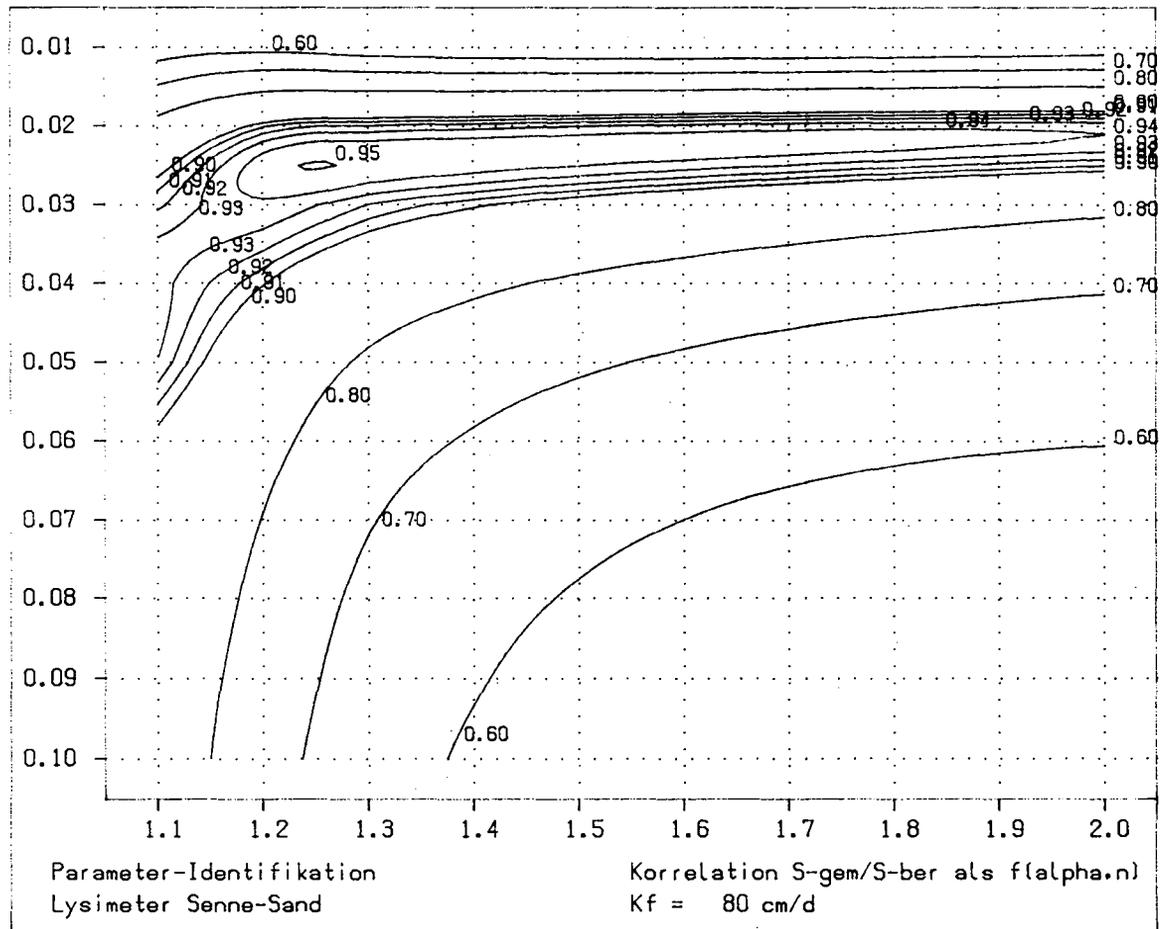


Abb. 1

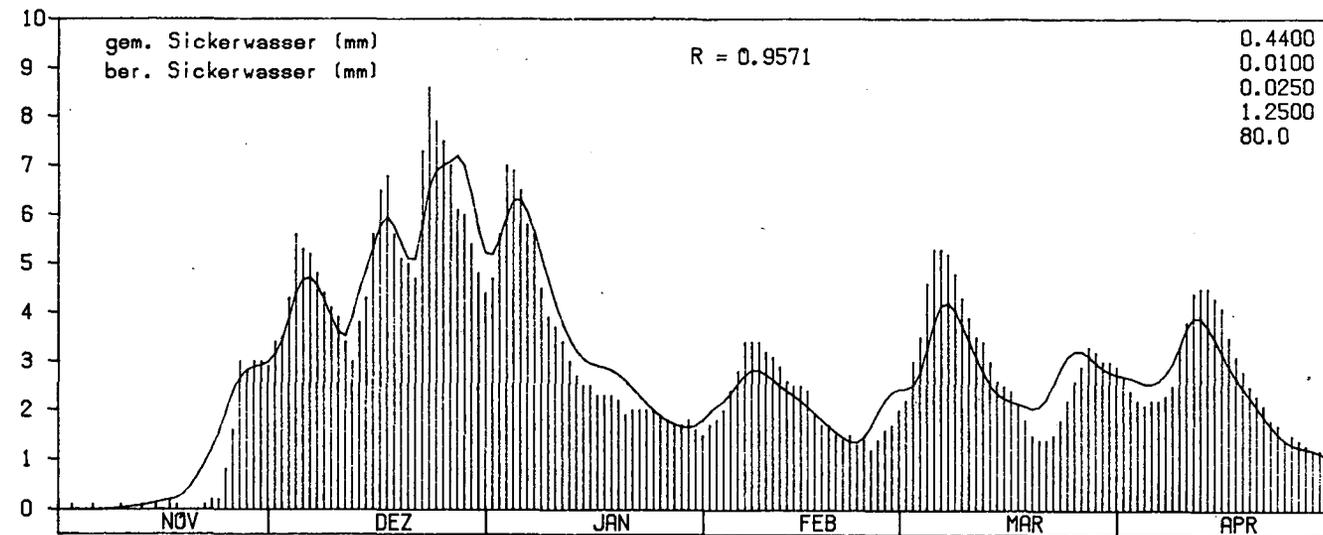
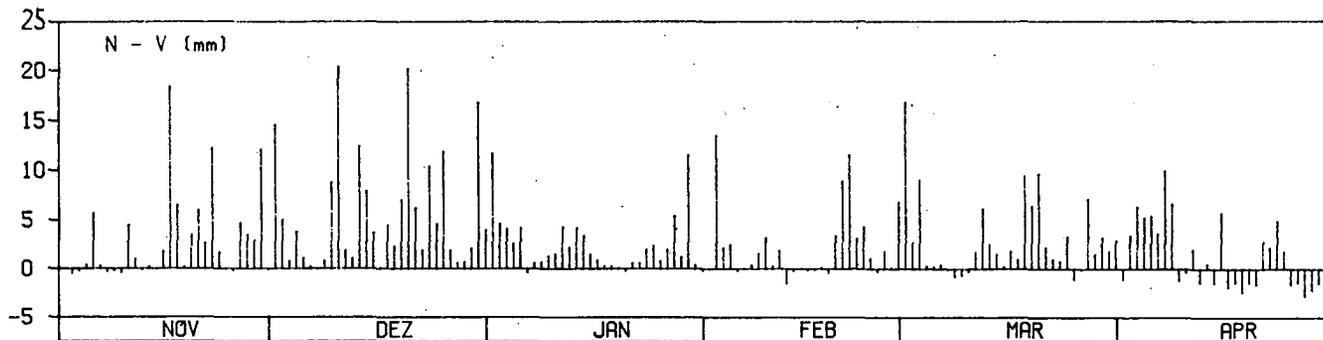
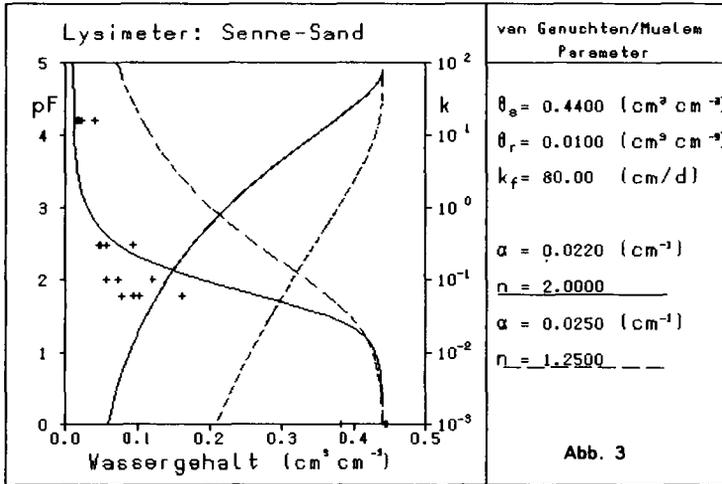


ABB: "2"



Eineindeutigkeit bei der Identifikation der Parameter kann jedoch erreicht werden, wenn zusätzlich zum gemessenen Sickerwasser auch der Gewichtverlauf des wägbaren Lysimeters betrachtet wird: das gemessene Gewicht als Funktion der Zeit weist Amplituden auf, die im Modell nur mit einer pF-Kurve mit $n = 2$ nachvollzogen werden kann. Auch wird das Gewicht des Bodenmonolithen im hydrostatischen Gleichgewicht von 4722 kg bei $n = 2$ nur geringfügig, bei $n = 1.25$ aber deutlich um 270 kg überschritten.

Leider sind einerseits 5-to-Lysimeter nicht gerade handlich und andererseits 100 cm^3 Stechzylinder wegen des Verhältnisses von Randfläche zum Volumen nicht günstig, um eine Parameter-Identifikation auszuführen. Wir verwendeten für die Entnahme von Bodenmonolithen deshalb als Kompromiß Acrylglaszylinder mit einem Durchmesser von ca. 18 cm und einer Höhe von ca. 30 cm.

Um sowohl die Adsorption als auch die Desorption bestimmen zu können, wurden die Monolithe zunächst vorgetrocknet und sodann auf einer Waage ein freier Wasserspiegel an die Unterkante der Bodensäule herangeführt (Abb. 4), bis sich ein hydrostatischer Gleichgewichtszustand einstellte. Danach wurde die Bodenprobe überstaut und das Sickerwasser als Funktion der Zeit registriert (Abb. 5). Bei beiden Experimenten sind die Randbedingungen instationär. Das in die Monolithe eindringende Wasser wird registriert und von einem angeschlossenen Rechner auf eine Diskette geschrieben.

Die Bodenwasserbewegungen werden in einem Rechner simuliert und die gesuchten Parameter mit einem indirekten Verfahren (= automatisches *trial and error* - Verfahren) bestimmt.

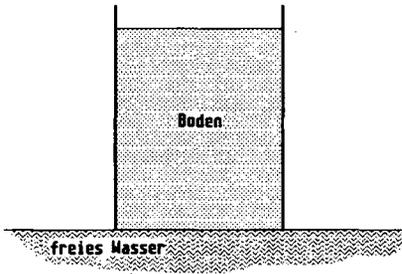


Abb. 4

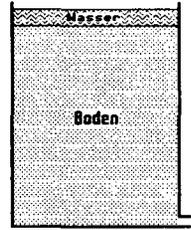
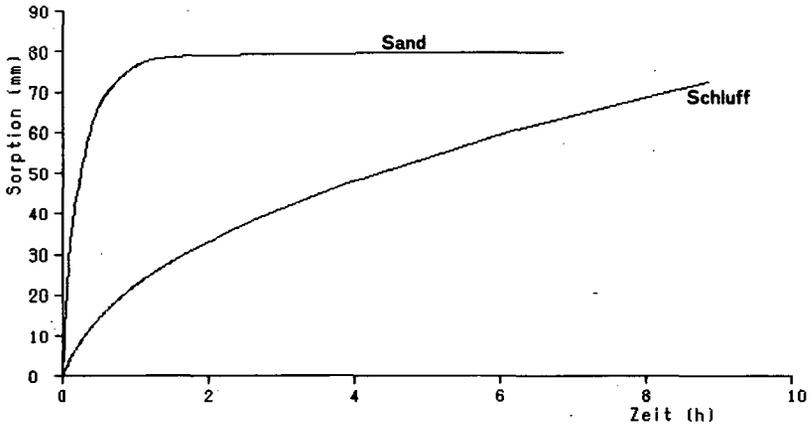


Abb. 5

Die folgende Abbildung (6) verdeutlicht, daß die Wasseraufnahme für jede Bodenart charakteristisch ist.



Literatur

- Hornung, U. and W. Messing (1982)
Identification of Soil Parameters for an Infiltration Problem.
In: K.P. Holz (ed). Finite Elements in Water Resources. Springer Verlag, Berlin
- Hornung, U. and W. Messing (1983).
Identification of Nonlinear Soil Physical Parameters from an Input-Output
Experiment. In: P. Deufhard (ed). Numerical Treatment of Inverse Problems
for Differential and Integral Equations. Birkhäuser, Boston
- 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.
- Sacher, H.P. (1983)
Berücksichtigung von Unsicherheiten bei der Parameterschätzung für
mathematisch-numerische Grundwassermodelle. Inst.f.Wasserbau, RWTH Aachen.
- Zachmann, D.W., P.C. DuChateau and A. Klute (1981)
The calibration of the Richards flow equation for a draining column by parameter
identification. Soil Sci.Soc.Am.J. 45:1012-1015.

**Tidegesteuerte Potentialänderungen und resultierende
Fließvorgänge in Vordeichsböden des Elbeästuars**

von

Fischer, S.M. und G. Miehlich **)

Fragestellung

Obwohl der Fragenkomplex Marschenwasserhaushalt bereits seit 10-15 Jahren intensiver untersucht wird, liegen bisher nur wenige detaillierte Kenntnisse zum Gesamtwasserhaushalt, bzw. zu ausgewählten Teilflüssen in Marschen vor.

Im Rahmen des SFB 327 - Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Faktoren in der Tideelbe- an der Universität Hamburg, führt das Institut für Bodenkunde in zwei Testarealen (Stade, Freiburg) Untersuchungen zu Austauschprozessen zwischen Feststoffen und Porenlösung in den Vordeichsböden des Elbeästuars durch.

Ziel ist es, auf der Basis bodenchemischer (vgl. SCHUSTER u. MIEHLICH in diesem Band) und bodenhydrologischer Untersuchungen, Stoffflüsse zu beschreiben und für ausgewählte Zeiträume zu bilanzieren.

Hydrologischer Untersuchungsansatz

Es werden zwei Untersuchungsschwerpunkte verfolgt. Ein längerfristig angelegtes Meßprogramm soll die Wechselbeziehungen zwischen Boden- bzw. Grundwasserhaushalt und dem Tidegeschehen in der Elbe sowie meteorologischen Parametern als externe Regelgrößen aufzeigen.

In besonderen hydrologischen Situationen (extreme Oberwasserabflüsse der Elbe, Spring- und Nipptiden, leichte Sturmfluten) ermöglicht die Installation einer mobilen Druckaufnehmereinheit sowie der ergänzende Einsatz von Tracern die Beschreibung zusätzlicher Teilflüsse in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung.

Begleitend werden bodenphysikalische Parameter der oberflächennahen Sedimente ermittelt.

**) Institut für Bodenkunde, Allende Platz 2
D - 2000 Hamburg 13

Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt das für die Vordeichsböden des Elbeästuars entwickelte Wasserhaushaltsschema am Beispiel des Testareales Stade. Neben einer Zweiteilung in einen tidebeeinflussten bzw. tideunbeeinflussten Teilkreislauf, ist die Vielzahl, insbesondere der tidegesteuerten Teilflüsse charakteristisch. Die Häufigkeit und Intensität ihres Auftretens ist von der Ausprägung jeder einzelnen Tide abhängig und wird darüberhinaus vom Systemzustand des tidefreien Teilkreislaufes modifiziert. Sieht man von Vorlandsüberflutungen einmal ab, so sind es die Schilfgürtelzone und die den tidebeeinflussten Priel benachbarten Vorlandsbereiche, die kontinuierlich dem Tideeinfluß ausgesetzt sind. Hieraus ergibt sich ein nach Lage und Ausdehnung variabler Überschneidungsbereich beider Subsysteme.

Die Abbildungen 2a und 2b zeigen die Potentialverläufe im ersten und zweiten Grundwasserleiter unmittelbar am Prielrand und ca. 30 m entfernt im Beetkörper im Verlauf einer Trocken- und Naßphase (Die Trennung der beiden aus alternierenden Lehm- und Feinsandschichten aufgebauten Grundwasserleiter erfolgt durch eine Schicht lehmigen Ton). Ergänzend sind die zugehörigen Tidehochwasserstände dargestellt. Tidegesteuerte Potentialänderungen zeigen sich primär im zweiten Grundwasserleiter wobei das Maß ihrer Änderung vom jeweiligen Tidewasserstand abhängig ist. Ein Einfluß auf die Potentialverläufe im ersten Grundwasserleiter ist erst bei hohen Tidewasserständen erkennbar. Der Potentialgradient bedingt, jahreszeitlich modifiziert (Naßphase, Trockenphase), bis auf wenige Ausnahmen (hohe Springtiden, Sturmfluten) abgesehen, eine ständig prielwärts gerichtete Wasserbewegung im ersten und zweiten Grundwasserleiter.

In Abbildung 3 ist die tidewasserstandsabhängige Potentialverteilung im Vertikalschnitt (Potentialisolinien und Potentialoberfläche) im Bereich des Prielrandes dargestellt (Niedrigwasser- und Hochwasserzeitpunkt). Mit dem Einsetzen der Flut stellt sich eine in ihrer Ausprägung tidewasserstandsabhängige Umkehrung der prielwärts gerichteten Wasserbewegung in der gesättigten Zone ein. Diese Fließrichtungsänderung setzt in ca. 2 - 4 m Entfernung mit ihrem Maximum ein und baut sich über relativ kurze Distanz (10 - 15 m) in den Beetkörper hinein ab. Resultat ist ein im Prielrandbereich oszillierender Grundwasserkörper, dessen Verweilzeit im Prielrandbereich gegenüber einem freien Abstrom in das Priel deutlich verlängert ist, der aber in der Bilanz der Änderung der Fließrichtungen aus dem Beetkörper in das Priel abströmt. Ein in den zweiten Grundwasserleiter eingebrachter Tracer (Kaliumbromid) bestätigt bisher diese Überlegungen.

Zusammenfassung

Im Verlauf normaler Tiden sprechen die Potentialhöhen und -verläufe in der gesättigten Zone und die Tidewasserstände gegen eine Infiltration von Elbwasser in den Beetkörper. Lediglich im

Verlauf hoher Springtiden und bei Sturmfluten dringt Elbwasser in die ungesättigte und gesättigte Zone des Beetkörpers ein.

Die tideinitiierten Potentialänderungen und die resultierenden Änderungen der Fließrichtung werden als Rückstaueffekte in der gesättigten Zone des ersten und zweiten Grundwasserleiters interpretiert, die sich aufgrund des tidewasserstandsabhängigen Gegenpotentials im Priel und der damit einhergehenden Verringerung des Grundwasseraustrittes in dasselbe einstellen.

Der Tideeinfluß beschränkt sich, wenn man von hohen Springtiden und Sturmfluten einmal absieht, auf den unmittelbaren Prielrandbereich und den elbseitigen Teil des Schilfgürtel und reicht je nach Tideverlauf und Zustand des tideunbeeinflussten Teilkreislaufes nicht weiter als 10 - 20 m in das untersuchte Vorland hinein.

Die im Jahresverlauf bedeutsamsten Reaktionen im bodenhydrologischen und bodenchemischen System werden von den wenigen sommerlichen und herbstlichen Überflutungen hervorgerufen (Auffüllphasen der ungesättigten Zone) und nicht von der Vielzahl der Überflutungen im Verlauf des Winterhalbjahres.

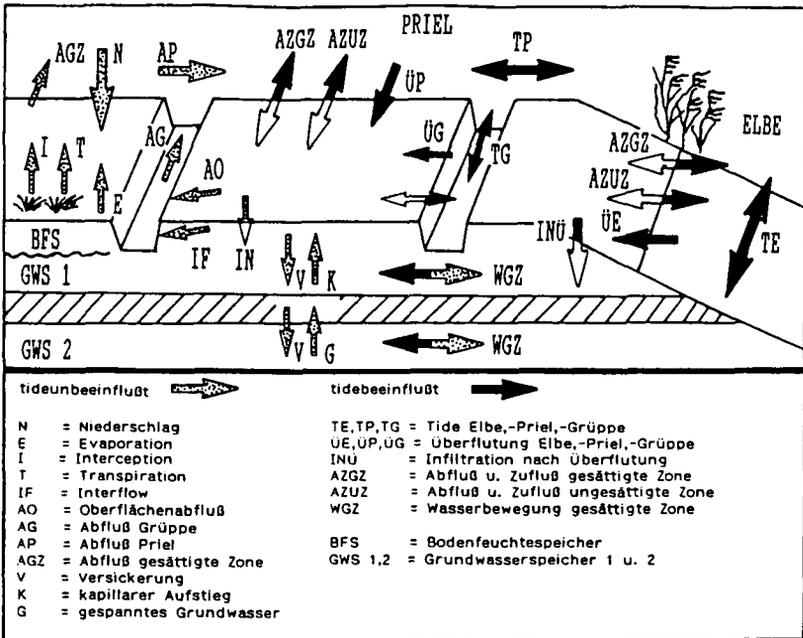


Abb. 1

Trockenphase

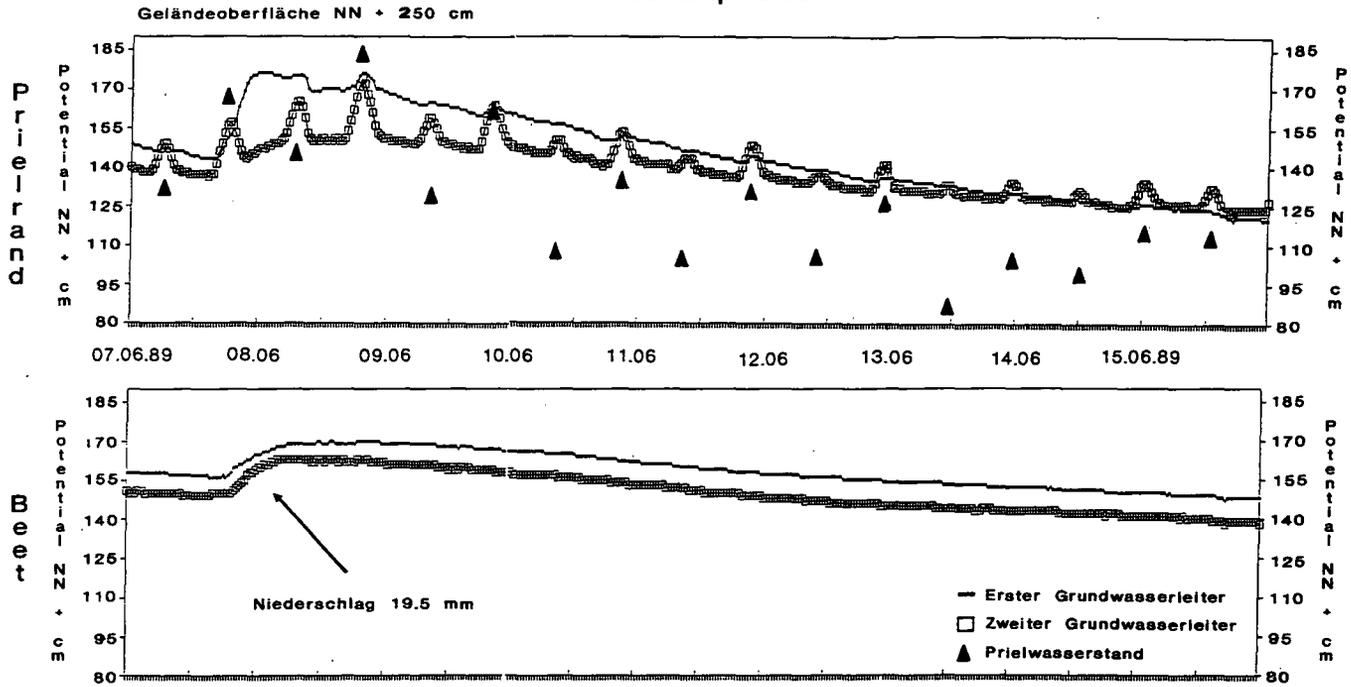


Abb. 2a

Naßphase

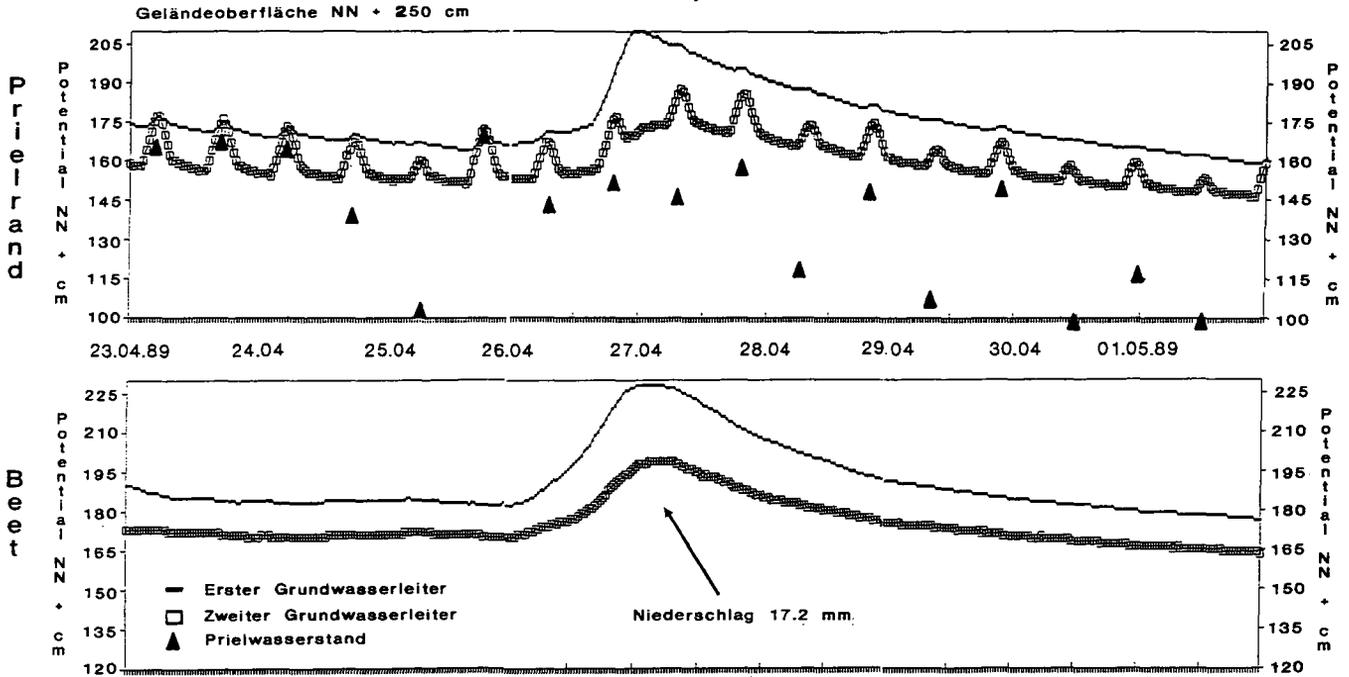
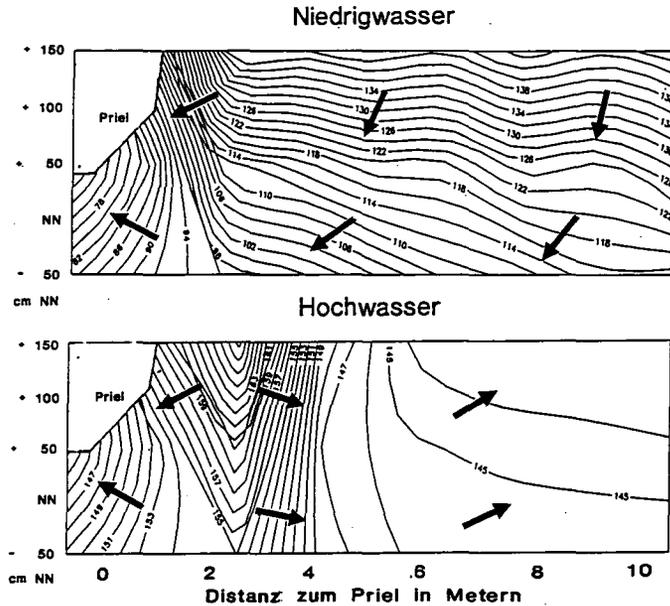


Abb. 2b

Potentialisolinien



Potentialoberflächen

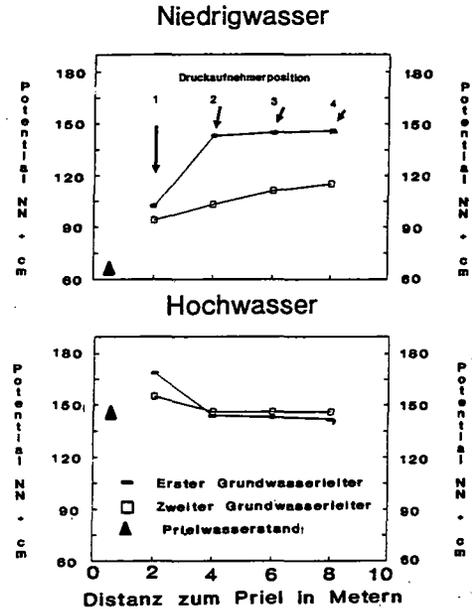


Abb. 3

LOCKERUNG DICHTER AGGREGATE LÖSSBÜRTIGER BÖDEN DURCH FROST

von

Flörkemeier, H., H.G. Frede und B. Meyer

1 FRAGESTELLUNG

Die Fruchtbarkeit lössbürtiger Böden beruht wesentlich auf...

- dem hohen *Speichervermögen* von leicht pflanzenverfügbarem Wasser in Poren von 30-3 μm \varnothing
- schwer pflanzenverfügbarem Wasser in Poren von 3-0,3 μm \varnothing
- der guten *Durchdringbarkeit* für Pflanzenwurzeln.

Beide gehen durch Verdichtung verloren (vgl. BMFT-Bericht SAUER-BECK et al. in diesem Band!).

Mechanische Lockerung durch Bearbeitungsgerät, Pflanzenwurzeln und Fauna vermag nur die Durchdringbarkeit wieder anzuheben, nicht aber die innere Lockerheit der Bodenmatrix.

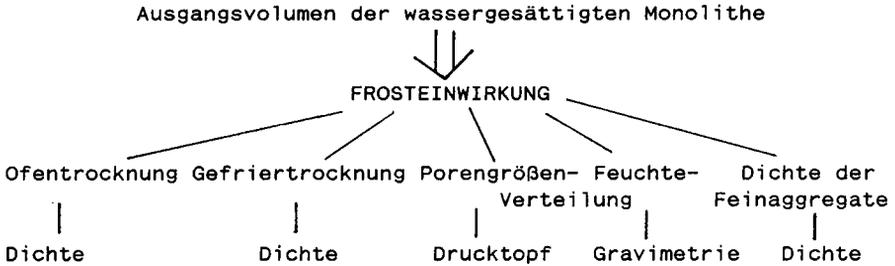
Dazu sind natürliche Kräfte und Wirkungen erforderlich, wie z.B. das völlige Trennen der Schluffkörner durch Aufschlänmen und Wieder-Sedimentieren-Lassen.

Ob auch in den Boden eindringender *Frost* zu einer Wiederauflockerung der Primärstruktur, des Korngefüges, führen kann und gegebenenfalls durch Bodenbearbeitung mechanisch zu unterstützen ist, ist das Thema vorliegender Arbeit.

2 ARBEITSHYPOTHESE

Dichte Löss- und Lössboden-Aggregate, die mit Wasser gesättigt sind, erfahren beim Eindringen von Frost die Ausbildung von Eislamellen, welche Makroporen erzeugen. Es erscheint möglich, daß auch das in den Intergranularporen gefrierende Wasser deren Vergrößerung und damit Regenerierung bewirkt. Die Relation zwischen dem Ausmaß beider Prozesse dürfte von der Menge bzw. kapillaren Zufuhr des Wassers und dem Temperaturgradienten abhängen.

7 VERSUCHSABLAUF



8 BEOBACHTUNGEN UND MEßERGEBNISSE

8.1 ALLSEITIG KONZENTRISCHES GEFRIEREN Aa

Der maximale Volumengewinn im gefrorenen Zustand bei vorheriger vollständiger Wassersättigung folgt

$$V = 0,09 \cdot n \cdot V$$

V = Monolith-Volumen [qcm]

n = Porenanteil des Monolith

Nach dem Tauen und/oder Trocknen kann der Volumengewinn wieder verloren gehen (Reversibilität) oder teilweise erhalten bleiben (Irreversibilität).

Ergebnis

Selbst mehrmaliges Gefrieren bei verschiedenen Temperaturen bringt, wenn man anschließend trocknet, keinen irreversiblen Gewinn an Poren, sondern nur eine unbedeutende Umverteilung der Poren gegenüber dem Monolith im feuchten Ausgangszustand.

8.2 EINSEITIG GERICHTETES GEFRIEREN OHNE KAPILLARE WASSERZUFUHR Ba

Einseitig gerichtetes Gefrieren von oben bei konstantem Wassergehalt des Monoliths führt zu einer Umverteilung des Wassers innerhalb des Bodenkörpers. Eislinnenbildung im oberen Bereich verlagert Wasser von unten nach oben.

Das Ausmaß verringert sich mit sinkender Gefrieretemperatur und entsprechend kurzer Gefrierdauer (Abb. 1). Erreicht die Gefrierfront die untere wasserarme Zone so wird der Boden dort nur noch durch Intragranular-Eis verkittet. Der Gewinn des Monoliths an Volumen = Poren, der sich im oberen Abschnitt vollzieht, verringert sich mit sinkender Temperatur und entsprechend kurzer Gefrierdauer (Abb. 2). Der Gewinn an Poren ist nur ein Gewinn an Makroporen. Diese Makroporen sind aber z.T. REVERSIBEL (Abb. 2).

Abb. 1

Einseitig gerichtetes Gefrieren ohne kapillare Wassernachlieferung - Wasserverteilung innerhalb des Monoliths

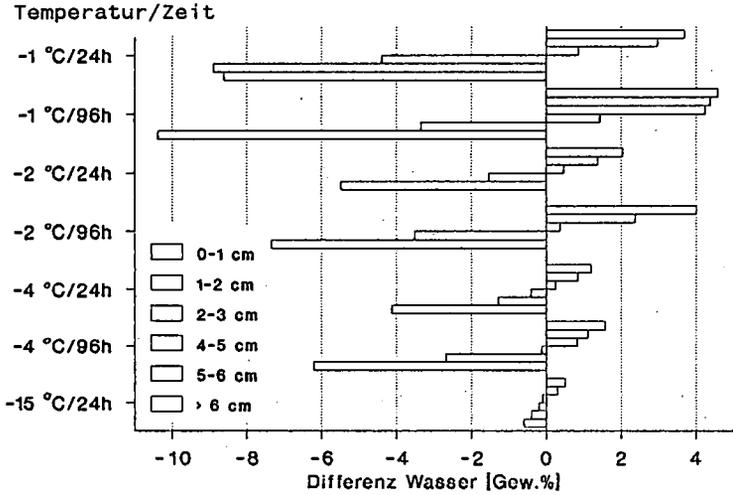
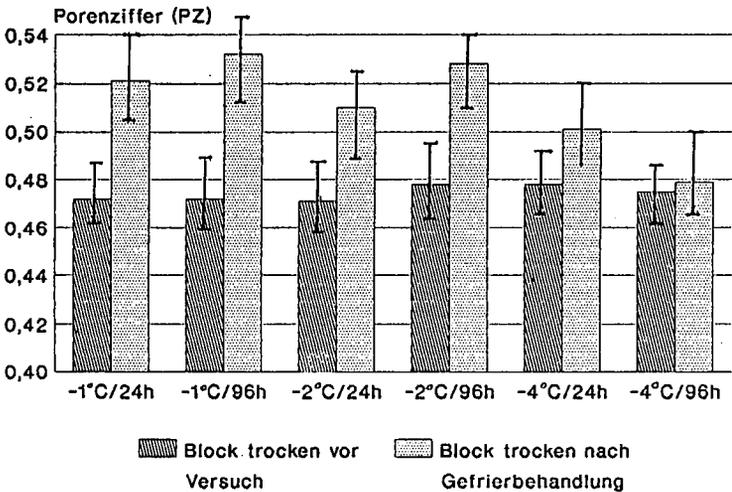


Abb. 2

Einseitig gerichtetes Gefrieren ohne kapillare Wassernachlieferung Porenziffer der Monolithe



8.3 EINSEITIG GERICHTETES GEFRIEREN MIT KAPILLARER WASSERNACHLIEFERUNG Bb

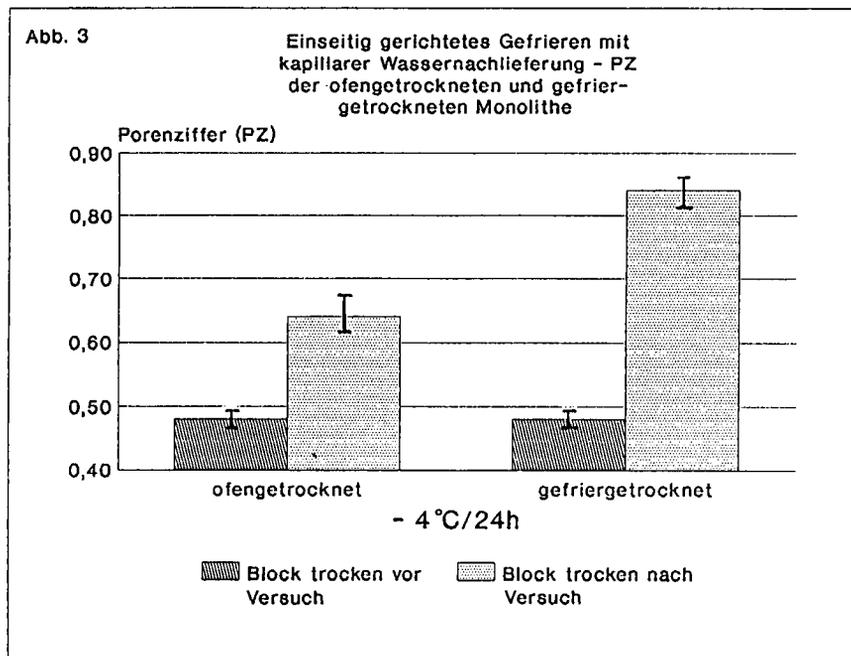
Wie bei Ba, nur viel intensiver, zerteilen die während des Gefrierens entstehenden Eislamellen die Matrix in feine Platten-Aggregate. Die Dichte der Bruchstücke des Ausgangs-Monoliths bleibt jedoch gleich der Dichte der Platten-Aggregate des gefrorenen Monoliths. Es findet also keine Vergrößerung oder Vermehrung der feinen Porengröße statt, die in den Intergranularen enthalten sind. Diese dienen allein dem Wassertransport zu den Eislinnen.

8.4 IRREVERSIBILITÄT UND REVERSIBILITÄT DER LAMELLÄREN MAKROPOREN

Beim Auftauen und *kapillaren Abfluß* des Schmelzwassers der Eislamellen nach unten, versintern (vernarben) die Bodenplättchen z.T. wieder. Dadurch geht ein großer Teil der gewonnenen Makroporen wieder verloren (Reversibilität -Abb. 3).

Bei vollständiger *Sublimation* des Lamellen-Eises bleibt der Porengewinn vollständig (Irreversibilität -Abb. 3).

Zergleiten und Zerschneiden der Plättchen beim *oberflächlichen Tauwasser-Abfluß* erhöht den Grad struktureller "Unordnung" und kann dadurch einen höheren Anteil an Irreversibilität des Porengewinns bewirken. (Einfluß der Ummantelung <--> Nichtummantelung des Monoliths)



9 DEUTUNG

Nur wenn es gelänge, voll mit Wasser gefüllte Intergranular-Poren zum Gefrieren zu bringen, könnte mit deren Aufweitung durch Frost gerechnet werden. Dies wäre aber bestenfalls beim Schockgefrieren sehr kleiner, wassergesättigter Oberflächen-Aggregate denkbar. Natürliche Prozesse der Abkühlung gesättigter, isolierter oder in die Bodenmatrix eingebetteter Aggregate lößbürtiger Böden können

- a) bei den gegebenen Gradienten und Fortschreiten der Temperatur,
- b) bei den gegebenen Gradienten und der Strömung des Kapillarwassers,

eine Differenzierung in *Eislinsen* (Lamelleneis in Makroporen unter Entleerung der Intergranularporen) und verbleibendes *Menisken-Eis* (gefrorene Menisken zwischen den Körnern um eine Intergranularporen herum) oder *Menisken-Wasser* bewirken.

10 FOLGERUNG

Frosteinwirkung auf verdichtete lößbürtige Böden kann zwar unter entsprechenden Bedingungen eine Wiederauflockerung bewirken, die jedoch allein in der Bildung von Makroporen besteht. Wider Erwarten findet keine Aufweitung der intergranulären Hohlräume statt. Die Primärstruktur bleibt dicht. Verdichtung von Böden ist also durch Frosteinwirkung nur partiell behebbar.

11 HYPOTHESE

Die Zerteilung verdichteter Körper aus lößbürtigen Böden in lamelläre Aggregate durch Frosteinwirkung schafft beim Auftauen zahlreiche "Vernarbungs-" oder "Versinterungsstellen". Es ist denkbar, daß in diesen "Narben", ähnlich wie beim Sediment eines Bodenbreies, lockere Kornpackungen entstehen und daß bei wiederholter Umstrukturierung durch Frost deren Anteil am Gesamtvolumen der Matrix wächst.

Transportverhalten von Ionen in Wechselwirkung mit der Bodenmatrix in einem ackerbaulich genutzten Sandboden

von

Gerke, H. und R. Förster^{*)}

I. Einleitung

Zur Untersuchung des Transportverhaltens von Ionen in Wechselwirkung mit der Bodenmatrix wird ein auf physikochemischen Gesetzmäßigkeiten basierendes mathematisches Modell verwendet. Dieses Modell (EQTRN) eignet sich insbesondere dazu, Hypothesen über die Bedeutung von Prozessen, chemischen Verbindungen oder von Modellvereinfachungen für den Stofftransport zu testen. Es werden Ergebnisse von Modellsimulationen sowie berechnete und gemessene Durchbruchkurven von Perkolationsexperimenten vorgestellt, die im Zusammenhang mit der Modellvalidierung entstanden. Im Mittelpunkt stehen Untersuchungen über die Auswirkungen einer Düngung sowie von Salzfällung und -lösung auf die Verlagerung von Kationen und Anionen im Profil und auf die Ionenkonzentrationen im Effluenten von ungestörten Bodensäulen eines Sandstandortes.

II. Material und Methoden

Im Ionenverlagerungsmodell EQTRN (Equilibrium Chemistry and TRansport Model, FÖRSTER 1986, FÖRSTER 1987, FÖRSTER & GERKE 1988, 1989) wird der Ionentransport mit der Konvektions-Dispersions-Gleichung beschrieben und zwar in der erweiterten Form des 2-Regionen-Modells nach VAN GENUCHTEN & WIERENGA (1976). Im Teilmodell 'Gleichgewichtskemie' werden als Wechselwirkungen mit der Bodenmatrix der Kationenaustausch mit dem Gapon-Ansatz und die Salzlösung und -fällung mit dem Löslichkeitsgleichgewicht beschrieben. Die Bildung von Ionenpaaren in der Bodenlösung wird mit dem Massenwirkungsgesetz und das Gleichgewicht zwischen dem CO₂-Partialdruck in der Bodenluft und dem Carbonat in der Bodenlösung mit dem Henry'schen Gesetz modelliert. Die Aktivitäten der Ionenspezies werden nach der Debye-Hückel-Theorie berechnet. Eine ausgeglichene Ladungs- und Massenbilanz wird gewährleistet. Das Modell basiert auf der Annahme lokalen thermodynamischen Gleichgewichts in der Bodenlösung; seine Besonderheiten bestehen darin, daß alle Prozesse auf der Basis von Ionenspezies berechnet werden und daß das chemische System über die berücksichtigten Ionen, Spezies, Salze u.a. frei wählbar ist ('Multikomponenten-Ansatz'). Die für die vorliegende Untersuchung im Modell berücksichtigten Komponenten sind in Tabelle 1 aufgeführt. Mit 'Basionen' werden diejenigen Ionen (Gesamtsummen) bezeichnet, für die die Transportgleichung explizit gerechnet wird.

Zur Kalibrierung und Validierung des Modells wurden Perkolationsexperimente an ungestörten Bodensäulen vom Intensiv-Untersuchungs-

^{*)} Sonderforschungsbereich 179, Institut für Geographie und Geoökologie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, D-3300 BRAUNSCHWEIG

standort 'Sand' des SFB 179 (vgl. z.B. GERKE & FORSTER 1989) bei Nienwohlde, Kreis Ülzen, durchgeführt (vgl. GERKE et al. 1988, UTERMANN & RICHTER 1989).

<u>'Basionen'</u>	
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ⁺⁺ , Mg ⁺⁺ , Cl ⁻ , SO ₄ ⁻⁻	
<u>Ionenspezies in der Bodenlösung</u>	
H ⁺ , OH ⁻ , Na ⁺ , K ⁺ , Ca ⁺⁺ , Mg ⁺⁺ , Cl ⁻ , SO ₄ ⁻⁻ CO ₃ ⁻⁻ , HCO ₃ ⁻ , H ₂ CO ₃ ^o , NaCO ₃ ⁻ , NaHCO ₃ ^o CaCO ₃ ^o , CaHCO ₃ ⁺ , MgCO ₃ ^o , MgHCO ₃ ⁺ , HSO ₄ ⁻ NaSO ₄ ⁻ , KSO ₄ ⁻ , CaSO ₄ ^o , MgSO ₄ ^o	
<u>austauschbare Kationen</u>	
H ^{e x} , Na ^{e x} , K ^{e x} , Ca ^{e x} , Mg ^{e x}	
<u>Salze</u>	<u>Gas</u>
CaCO ₃ (s) , CaSO ₄ (s)	CO ₂

Tab. 1: Im Modell EQTRN berücksichtigte Komponenten.

In der vorliegenden Untersuchung wird Bezug genommen auf die Bodensäulen aus dem A_p-Horizont und auf die Variante (Nr. 3) mit kombinierter Kalium- und Natriumsulfatdüngung (300kg/ha Kalium als K₂SO₄ und 176kg/ha Natrium als Na₂SO₄). In der Tabelle 2 sind die im Modell verwendeten Parameter aufgeführt.

L = 35 cm	K ^c (K/c _a) = 0.25
q = 1.85 cm/Tag	K ^c (Na/c _a) = 0.25
θ = 0.292 cm ³ /cm ³	K ^c (K/c _a) = 2.0
D _b = 7.3 cm ² /Tag	K ^c (Mg/c _a) = 0.25
TRD = 1.3 g/cm ³ (Feinboden)	P _{co2} = 1%

Tab. 2: Modellparameter für Säule 3.

Die Säulenlänge L, die Fließgeschwindigkeit q, die Trockenraumdichte TRD und der Wassergehalt θ wurden gemessen. Der Dispersionskoeffizient D_b wurde aus der gemessenen Durchbruchskurve für Sulfat ermittelt, der Partialdruck für Kohlendioxid P_{co2} geschätzt und die Selektivitätskoeffizienten K^c grob kalibriert. Die Ionen-

Ionen-Konzentrationen in mmol/l						
Na	K	Ca	Mg	Cl	NO ₃	SO ₄
.522	.767	1.472	.247	2.538	.000	.561
von .435	.128	.499	.411	.282	.357	≈2.200
bis 1.305	.256	1.996	.823	.705	1.071	
139.32	139.32	.000	.000	.000	.000	139.32
						Düngung

Tab.3: Ionenkonzentrationen in der Hintergrund-, Boden- und Düngertilösung für Säule 3.

konzentrationen in der Hintergrundlösung, im Vergleich zu derjenigen in der Bodenlösung sowie die Konzentrationen in der Düngerlösung sind in Tabelle 3 zusammengefaßt.

III. Ergebnisse und Diskussion

Im Tiefenprofil sind in Abbildung 1 die Auswirkungen der Düngung mit Kalium- und Natriumsulfat (vgl. Tab. 3) an den Konzentrationsverläufen der Ionen in der obersten Tiefenstufe (etwa 10 cm) zu erkennen. Durch die Zufuhr von Kalium- und Natriumionen steigt deren Konzentration in der Bodenlösung an. Dies führt zu Änderungen der Austauscherbelegung, wobei Calcium- und Magnesiumionen Kalium- und Natriumionen verdrängen. Entsprechend der geringeren Selektivität bleibt die Belegung mit Natrium gering. Die Änderungen am Austauscher führen zu einem Anstieg der Magnesium- und insbesondere der Calciumkonzentrationen in der Lösung. Bei gleichzeitigen hohen Sulfatkonzentrationen wird ab einer Calciumkonzentration von etwa 13 mmol/l das Löslichkeitsprodukt von Calciumsulfat (Gips) überschritten und es kommt zur Ausfällung. Aufgrund der Salzbildung wird das Konzentrationsmaximum von Calcium begrenzt. Auch die Sulfatkonzentration wird leicht verringert. Der Salzpeak ist zu diesem Zeitpunkt in einer Tiefe von 4-5 cm zu erkennen. Durch die mit konstanter Rate infiltrierende Hintergrundlösung wird das Salz von oben her wieder aufgelöst, die Konzentrationen in der Lösung nehmen wieder ab und es beginnt eine Umbelegung am Austauscher. Dabei setzt, eine Verdrängung von Kalium- und Natriumionen durch Calciumionen ein.

In Abbildung 1 sind zum Vergleich auch die Konzentrationsprofile dargestellt, die sich ergeben, wenn die Möglichkeit der Salzausfällung nicht im Modell berücksichtigt wird. Es ist zu erkennen, daß die Konzentrationsmaxima der Sulfat-, Calcium- und Magnesiumionen schon um einige cm tiefer verlagert wurden als im Simulationslauf mit Salzbildung. Außerdem ist in den obersten 1-2 cm Tiefe die Belegung des Austauschers mit Kalium- und Natriumionen höher und mit Calciumionen geringer, während dementsprechend die Kalium- und Natriumkonzentrationen in der Lösung geringer und die der Calciumionen über denen in der Version mit Salzbildung liegen. An diesem Beispiel wird deutlich, daß unter den vorliegenden Versuchsbedingungen eine Vernachlässigung der Salzbildung im Modell zu erheblichen Fehlern in der Berechnung der Ionenkonzentrationen in den obersten 0-15 cm Tiefe und im Zeitraum kurz nach der Düngung führen würde.

Ein Vergleich mit Meßwerten in ähnlich hoher Auflösung über das gesamte Bodenprofil hinweg ist nahezu unmöglich. Verglichen werden sollen allerdings die simulierten mit den gemessenen Ionenkonzentrationen im Perkolat nach Verlassen der Bodensäule in 35 cm Tiefe. In der Abbildung 2 sind die Auswirkungen der Vernachlässigung der Salzbildung im Modell auf die Durchbruchkurven von Kationen und Anionen im Effluenten in 35 cm Tiefe dargestellt. Die Zeichen geben die Meßwerte und die durchgezogenen und gestrichelten Kurven die Simulationsergebnisse an. Es ist zu erkennen, daß die Vernachlässigung der Salzbildung zu einer geringfügigen Ververlegung, Verteilung des Anstieges und Erhöhung der Konzentrationsmaxima führt. Eine Ausnahme zeigt sich beim Verlauf der Natriumkonzentration. Hier führt die Vernachlässigung der Salzbildung zu einer leichten Verringerung des Konzentrationsmaximums. Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der beiden Modellversionen fallen

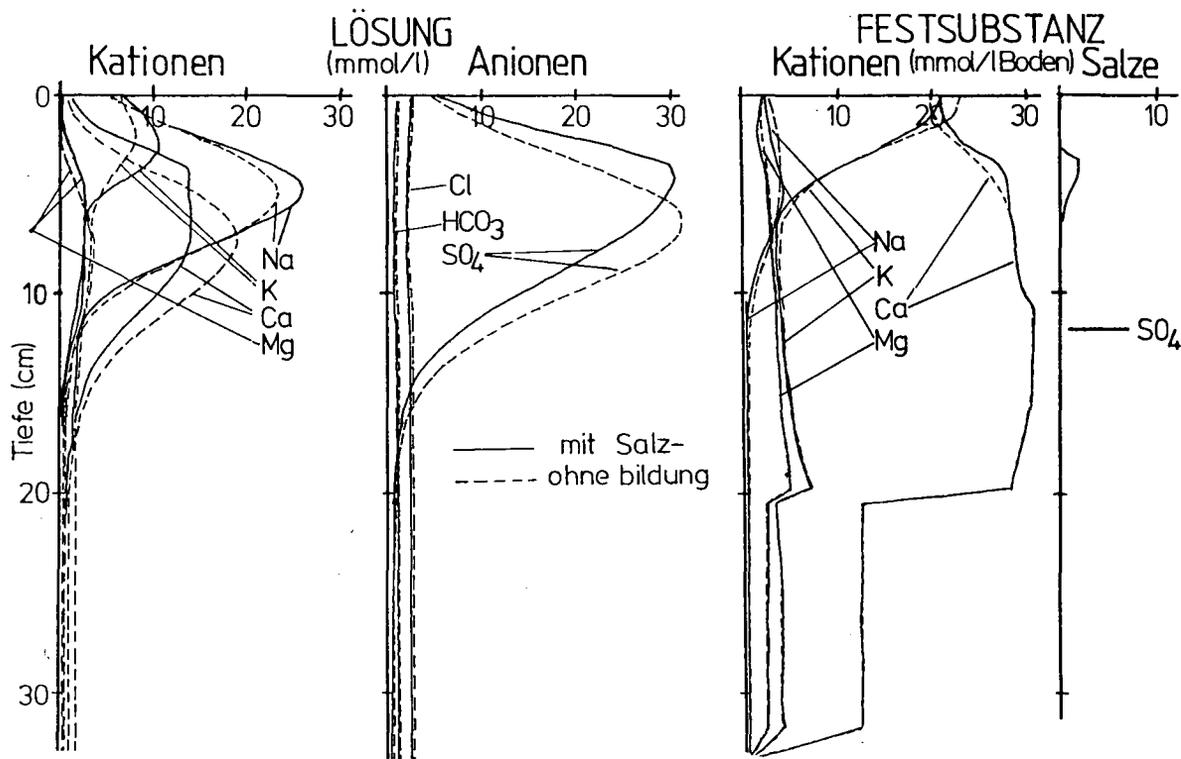


Abb. 1: Mit dem Modell EQTRN berechnete Ionenkonzentrationen in der Bodenlösung sowie in der Festsubstanz als Funktion der Tiefe in Bodensäule Nr. 3 unter quasi-stationären Fließbedingungen. Dargestellt ist ein Vergleich der Ergebnisse mit und ohne Berücksichtigung von Salzbildung im Modell zum Zeitpunkt von 0.2 Porenvolumen nach der Düngung.

Durchbruchskurven

35 cm

S Salzbildung

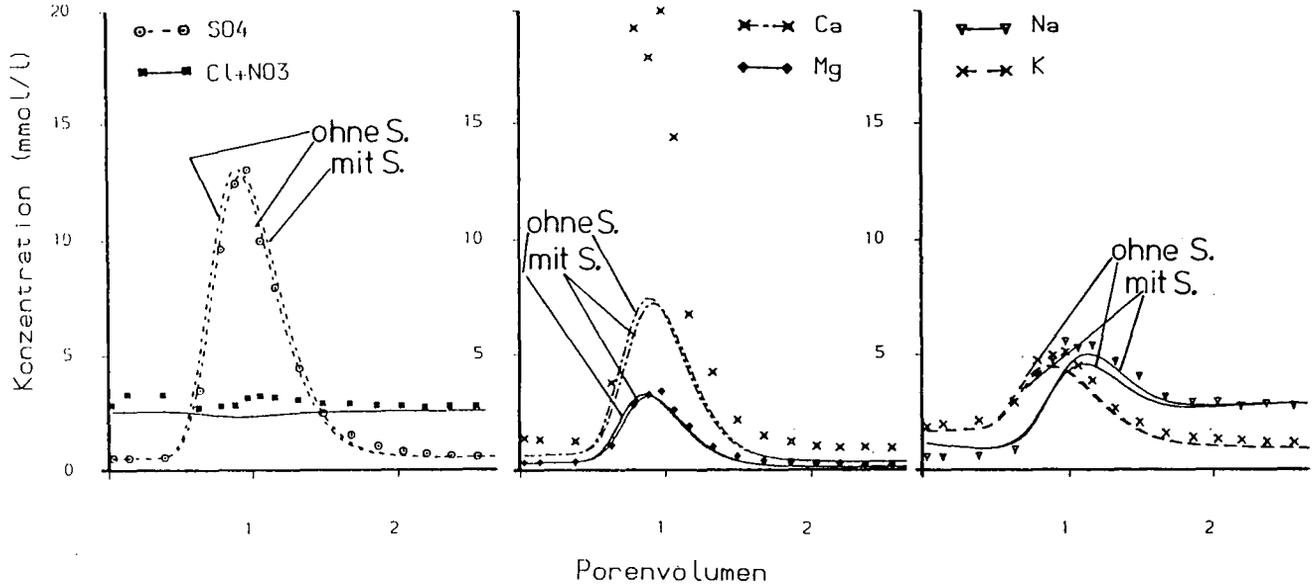


Abb. 2: Ionenkonzentrationen im Effluenten einer 35 cm langen ungestörten Bodensäule als Funktion der Zeit unter quasi-stationären Fließbedingungen von $q=1.85$ cm/Tag. Dargestellt sind Meßwerte und Simulationsergebnisse mit und ohne Salzbildung. Ein Porenvolumen entspricht dem Zeitraum, in der das wassergefüllte Porenvolumen einmal ausgetauscht wurde.

im Effluenten in dieser Tiefe (35 cm) jedoch kaum ins Gewicht, wenn man sie jeweils mit den Meßwerten vergleicht. Allein an den vorliegenden Meßwerten läßt sich somit die Hypothese der Salzbildung nicht belegen.

IV. Zusammenfassung

Die Ionenverlagerung im Boden wurde mit Hilfe des 'Multikomponenten'- Modells EQTRN untersucht. Anhand von Simulationsergebnissen lassen sich die Auswirkungen einer Düngung mit Natrium- und Kaliumsulfat auf die Ionenkonzentrationen bei einem Perkolationsexperiment an ungestörten Sand-Bodensäulen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung studieren. Ein Ausfällen von Salzen führt zu einer Abflachung der Konzentrationsmaxima und zu einer Verzögerung der Verlagerung bei allen Ionen außer beim Natrium. Wird Salzausfällung und -lösung als Prozeß nicht im Modell berücksichtigt, werden stark abweichende Konzentrationsverläufe errechnet. Die Differenzen sind besonders in den obersten Bodenschichten und direkt nach der Düngung am größten.

V. Literatur

- Förster, R. (1986): A multicomponent transport model. - Geoderma, 38: 261-278.
- Förster, R. (1987): Ein Konvektions-Diffusions-Transportmodell mit Multispezies-Kationenaustausch, Ionenkomplexierung und Aluminium-hydroxosulfat zur Simulation der Sulfatspeicherung in sauren Waldböden. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben 28/A, Göttingen.
- Förster, R. & H. Gerke (1988): Ein Multikomponenten Transport- und Reaktionsmodell zur Beschreibung der Stoffdynamik in Böden I. Prozesse, mathematisches Modell, Numerik, Parametersensitivitäten. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 57, 159-164.
- Förster, R. & H. Gerke (1989): Integration von Modellen des Wasser- und Stofftransports sowie physikochemischer Wechselwirkungen zur Analyse von Agrar-Ökosystemen. - Verhandlgn. Gesellsch. f. Ökologie XVIII, 18. Jahrestagung Essen 1988 (im Druck).
- Gerke, H., R. Förster, J. Utermann & B. Brandes (1988): Ein Multikomponenten Ionentransport- und Reaktionsmodell zur Beschreibung der Stoffdynamik in Böden. II. Bodensäulenversuche und ihre Beschreibung mit dem Modell. - Vortrag, Kommissionen I/II, Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bonn, 9.11.1988.
- Gerke, H. & R. Förster (1989): Untersuchungen zur Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie XVIII, 18. Jahrestagung Essen 1988 (im Druck).
- Utermann, J. & J. Richter (1989): Kalibrierung eines Transportmodells für wechselwirkende Ionen im Boden. - Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (in Vorbereitung).
- Van Genuchten, M.Th. & P.J. Wierenga (1976): Mass Transfer Studies in Sorbing Porous Media: I. Analytical Solutions. - Soil Sci. Soc. Am. J. 40, 473-480.

GRUNDWASSERBELASTENDE PROZESSE IN DER HAMBURGER ELBMARSCH KONZENTRATIONSVERTEILUNGEN UND IHRE INTERPRETATION

von

A.Gröngröft & G.Miehlich¹

Einleitung und Problemstellung

Die hydrologische Situation der Hamburger Elbmarsch ist in hohem Maße anthropogen geprägt. Während zunächst nur Eindeichungen und Oberflächenentwässerungen dafür zu Sorgen hatten, daß eine landwirtschaftliche Nutzung der Flußmarsch möglich wurde, so müssen heute eine Reihe zusätzlicher Maßnahmen als hydrologisch wirksam betrachtet werden. Die wichtigsten Eingriffe in das System sind:

- o das Abschneiden von Altarmen der Elbe,
- o die Vertiefung der Stromrinne
- o die Anlage von Hafenecken
- o die Entnahme von oberflächennahem Grundwasser
- o die Aufhöhung weiter Flächen für Hafenumschlag, Gewerbe und Industrie

Als Folge dieser Eingriffe haben sich großflächig Strömungsgeschwindigkeit, Strömungsrichtung und Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers verändert. Eine klare Abgrenzung "natürlicher" Grundwasser von anthropogen beeinflussten Grundwassern ist aufgrund dieser Veränderungen zur Zeit nicht möglich.

Im Rahmen eines umfangreichen Projekts zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülflächen /1/ waren u.a. folgende Fragen zu beantworten:

- o Welchen Einfluß haben Hafenschlick-Spülflächen auf die Grundwasserqualität ?
- o In welchem Maße tragen andere Prozesse zur Veränderung der Grundwasserzusammensetzung bei ?
- o Wie kann eine Überwachung der Grundwasserqualität auf Dauer erfolgen ?

Kennzeichnung des Untersuchungsgebiets

Die Untersuchungen wurden in der Süderelbmarsch durchgeführt. Innerhalb dieses großflächig als Obstanbau und Grünland genutzten

¹ Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende-Platz 2, D 2000 Hamburg 13

Gebiets wurde der hafenseitige Randbereich untersucht, in dem mehrere aktuell genutzte Spülfelder, Altspülfelder und aufgehöhte Hafen- und Industrieflächen liegen. Von der Gesamtfläche des Bearbeitungsgebiets (ca.30 km²) sind rund 41 % aufgehöht. Das Untersuchungsgebiet grenzt an mehreren Seiten an Tidegewässer (Elbe, Hafenbecken), die Wasser in den oberflächennahen Aquifer abgeben. Die Grundwasserströmung erfolgt zu einer vor dem Geestrand liegenden Kette von Förderbrunnen (Wasserwerk Süderelbmarsch), aus denen Hamburg jährlich 7 Mio.m³ Trinkwasser fördert /2/. Das Untersuchungsgebiet ist durch folgenden Sedimentabfolge gekennzeichnet:

- o Auftragsmaterialien ca.6 m, nicht flächendeckend, überwiegend rezenter Flußsand, z.T. mit belastetem Hafenschlick /3/. Stauwasser.
- o Marschsedimente bis 8 m, holozän, feinkörnig, ± humos, stellenweise mit Sandzwischen-schichten.
- o Sande 12-25 m, quartär bis frühholozän, meist an der Basis Kies - Geröll und oben feinsandig. 1.Hauptaquifer.
- o Glimmerton, Mergel ca. 50 m, Tertiär, in Rinnen quartäre Schichten, meist Aquiclude.

Datengrundlage

In die Auswertung fließen unsere Analysen von Wässern aus dem 1. Hauptaquifer seit 1984 ein. Beprobte wurden alle Grundwassermeßstellen (Peilbrunnen, Multi-Level-Brunnen nach /4/) des Gebiets. Ausbau und Verteilung der Meßstellen erfolgte durch unterschiedlichen Programme. Die Beprobung der Peilbrunnen erfolgte mit standardisierten Verfahren. Das Datenmaterial zeigt Tab.1.

	Anzahl Entnahmestellen	Anzahl Proben
Peilbrunnen	92	419
Multi-Level-Brunnen (n=8)	56	167
Summe	148	586

Tab.1

An den Proben wurden physikochemische Kenndaten, anorganische Hauptbestandteile, Schwermetalle und Arsen analysiert (19 Parameter). Von den bis zu 12 Datensätzen je Entnahmestelle ging in diese Auswertung der jeweilige Median ein, da i.d.R. Konzentrationsveränderungen nur in geringem Maße feststellbar waren.

Konzentrationsmuster im 1. Hauptaquifer

Die regionale Verteilung der Wasserinhaltsstoffe wurde für jeden Parameter durchgeführt (für Teilgebiet vgl./5/,/6/). Zusammengefaßt ergab sich:

- o Die meisten Parameter zeigen erhebliche Streuungen in den

Konzentrationen

- o Die Verteilungsmuster der Parameter sind unterschiedlich.
- o Zum Teil beruhen die Konzentrationsunterschiede auf vertikalen Konzentrationssschichtungen.

Korrelation der Wasserinhaltsstoffe

Um die Abhängigkeiten der Parameter von einander zu prüfen, wurden alle Medianwerte gegeneinander linear korreliert. Es ergab sich folgende Korrelationsmatrix (Tab.2).

	pH	Cl ⁻ Na ⁺	SO ₄ ²⁻ Ca ²⁺ Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻ K ⁺ NH ₄ ⁺ Mn ²⁺ Fe ²⁺	As	Zn
pH	■	+				
Cl ⁻ Na ⁺	+	■				
SO ₄ ²⁻ Ca ²⁺ Mg ²⁺			■			
HCO ₃ ⁻ K ⁺ NH ₄ ⁺ Mn ²⁺ Fe ²⁺				■		
As					■	
Zn						■

Tab.2 Korrelationsmatrix von 148 Grundwasserentnahmestellen (Medianwerte)

- + : signifikant positiv p<0.001
- : signifikant negativ

Die Martix verdeutlicht, daß zwischen den drei Anionen Chlorid, Sulfat und Hydrogencarboant keine hochsignifikante Korrelation besteht, wohl aber zwischen den Kationen und den Anionen. Die Parameter (außer pH, Zn, As) lassen sich daher in drei Gruppen sortieren, in denen alle Parameter signifikant positiv miteinander korrelieren. Es erschien uns daher möglich, gezielt anhand der Verteilungsmuster der Anionen auf grundwasserbelastende Prozesse zu schließen.

Ableitung von grundwasserbeeinflußenden Prozessen

In den Abb. 1-3 werden die Medianwerte der Anionen Chlorid, Sulfat und Bicarbonat gegeneinander dargestellt, in Abb. 4 die Beziehung

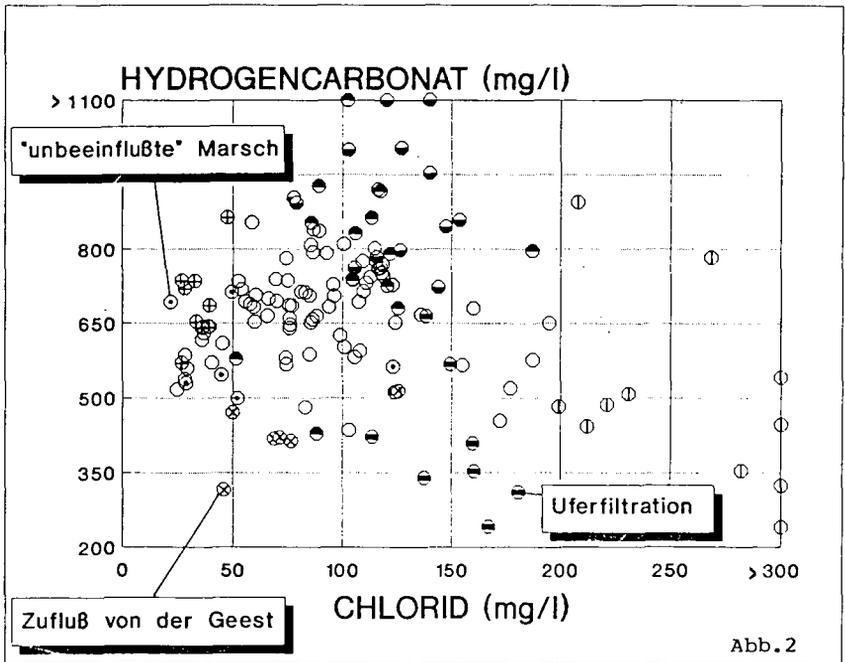
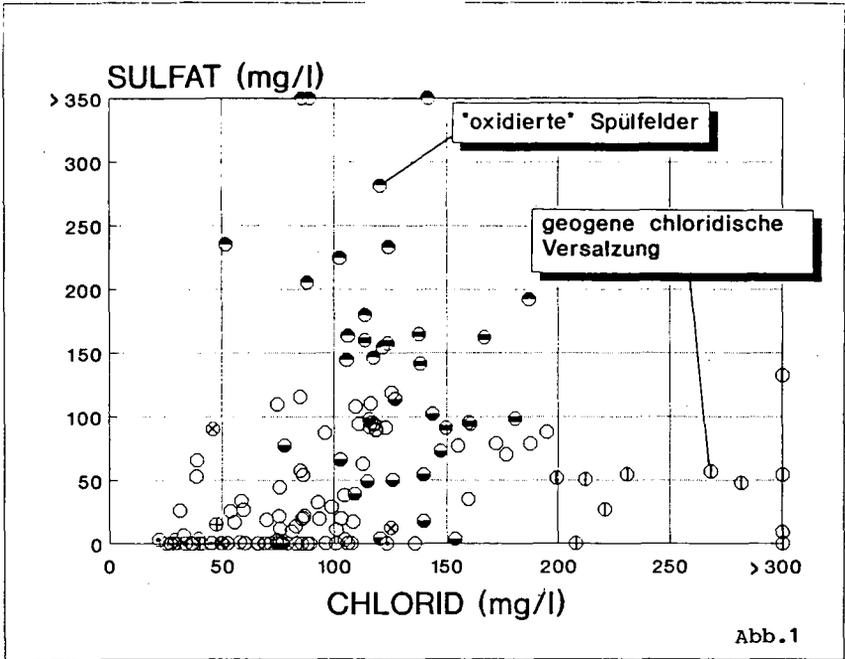
von Chlorid und Ammonium. Unter Berücksichtigung von Lage und Verfilterung war es möglich, ein Teil der Meßstellen in Gruppen zusammenzufassen. Diese Gruppen stehen auf allen Graphiken zusammen, sind also durch ein spezifisches Anionenmuster gekennzeichnet, so daß jeder Gruppe ein grundwasserqualitätsbestimmender Prozess zugeordnet werden konnte. Tab.3 zeigt die erkannten Prozesse und gibt die relativen Gehalte der drei Anionen an. Durch diese Auswertung konnten zunächst 71 Meßstellen zugeordnet, bei den übrigen sind Überlagerungen mehrerer Prozesse für die Zusammensetzung entscheidend.

Prozess	Relativer Gehalt		
	Chlorid	Sulfat	Bicarbonat
geogene Versalzung	hoch	niedrig	niedrig
Uferfiltration	mittel	mittel	niedrig
Zusickerung Spülfelder "oxidiert"	mittel	hoch	mittel
"reduziert"	mittel	niedrig	hoch
Abgabe von Porenwasser bei Konsolidierung	niedrig	niedrig	mittel
Zustrom von der Geest	niedrig	niedrig	niedrig

Tab. 4 Grundwasserqualitätsbestimmende Prozesse

Literatur

- /1/ MIEHLICH, G., B.MAASS u. A.GRÖNGRÖFT (1985): Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder. I. Problem und Untersuchungsansatz. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 43, 265-270.
- /2/ BAUBEHÖRDE HAMBURG (1983): Fachplan Wasserversorgung Hamburg. Amt für Wasserwirtschaft.
- /3/ TENT, L. & S. WILD (1986): Sedimentuntersuchungen im Hamburger Hafen - Schwermetalle. Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm Heft 2, 37 S., Hamburg.
- /4/ BÖTTCHER, J., O.STREBEL & W.DUYNISVELD (1985): Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteins-Aquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). Z.dt.geol.Ges. 136, 543-552.
- /5/ GRÖNGRÖFT, A., B.MAASS, S.FRANKE & G.MIEHLICH (1988): Grundwasserbeschaffenheit im Bereich belasteter Hafenschlick-Spülfelder - Analyseergebnisse und ihre Bedeutung für Überwachungsprogramme. in WOLF, K. et al.: Altlastensanierung '88. 1379-1388, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- /6/ GRÖNGRÖFT, A. & G.MIEHLICH (1989): Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder im Raum Hamburg-Moorburg. Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm Heft 4, 112 S., Hamburg.



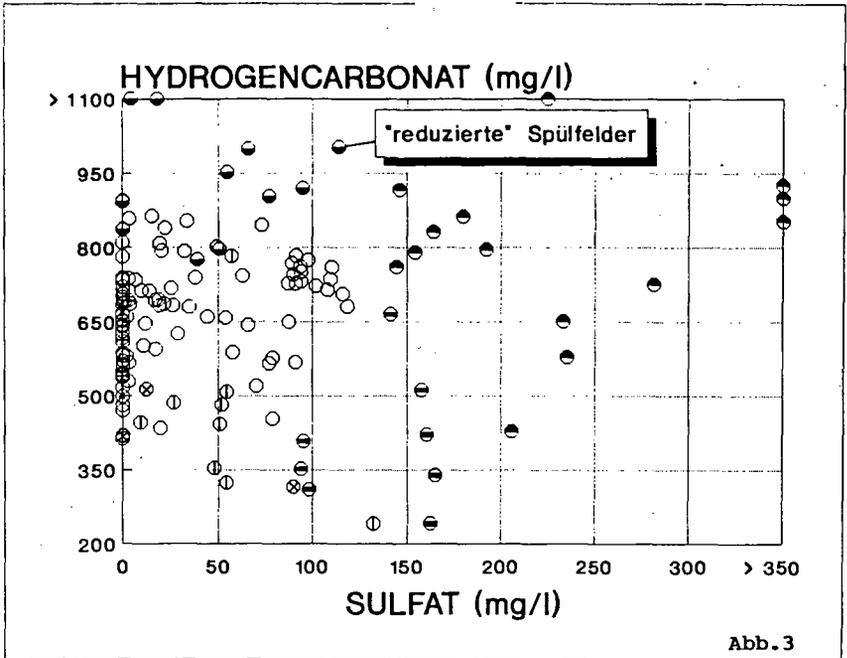


Abb. 3

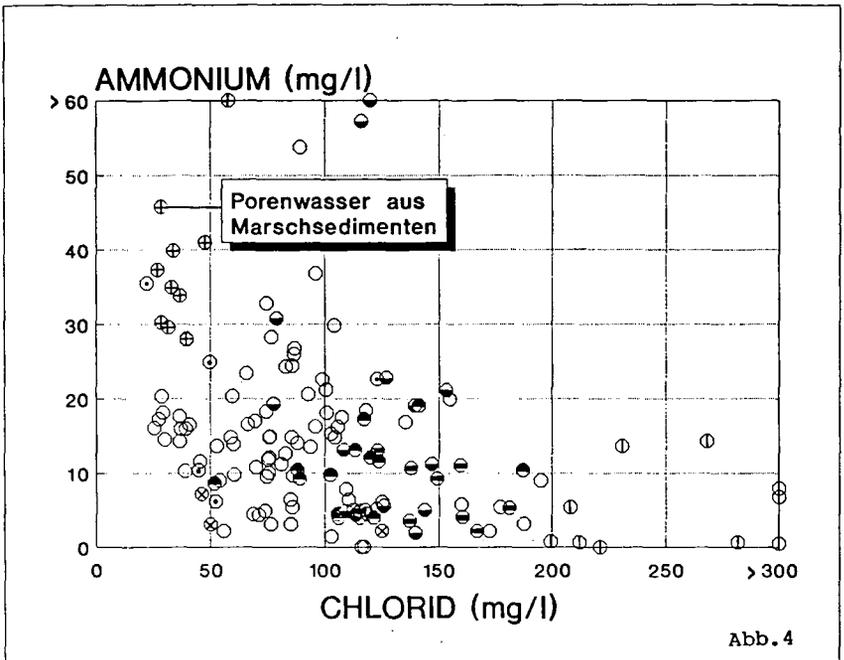


Abb. 4

Die Bedeutung des Entwässerungsgrades sowie der Struktur von Böden für die chemische Zusammensetzung der mobilen Bodenlösungen

von

T. Gruler, R. Horn *) u. R. Hantschel **)

Kurzfassung:

Zur Beschreibung von chemischen und physikalischen Transportprozessen in strukturierten Böden werden in neueren Untersuchungen sehr viel häufiger, als dies in der Vergangenheit der Fall war, die einzelnen Porengrößenanteile berücksichtigt und damit auch zwischen den Inter- und Intraaggregatporenräumen unterschieden. Hantschel et al. (1986) konnten für gesättigte und strukturierte Bodenproben nachweisen, daß die chemische Zusammensetzung der perkolierten Bodenlösung deutlich von der unter Gleichgewichtsbedingungen ermittelten chemischen Zusammensetzung abweicht. Je intensiver der Boden strukturiert war, desto stärker differierte die chemische Zusammensetzung der entsprechenden Lösungen. Welche Bedeutung zusätzlich zu derjenigen der Bodenstruktur der Entwässerungsgrad hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung des Perkolats hat, wurde in der vorliegenden Arbeit mit Hilfe einer neu entwickelten Perkulationsapparatur aufgezeigt, wobei der Unterdruck in der Bodenprobe sowie in dem perkolierenden Bodenwasser exakt getrennt steuerbar ist. Je stärker wasserungesättigt der strukturierte Boden ist, desto langsamer fließt das Wasser im Boden, so daß bei längerer Verweildauer chemische Sorptions- und Desorptionsprozesse vollständiger zwischen der perkolierenden Bodenlösung und der Bodenmatrix ablaufen können. Zur Verdeutlichung des Einflusses von Bodenstruktur und Entwässerungsgrad auf die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung zeigt Abb. 1 exemplarisch die Magnesium- und H-Ionenäquivalentanteile in

*) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel 1

***) GSF Neuherberg, Ingolstädter Landstr. 1, 8531 Neuherberg

der Gleichgewichtsbodenlösung (GBL), Perkolationsbodenlösung (PBL) und in den auf 60 cm Wassersäule (WS) entwässerten (PBLu) strukturierten Bodenproben des Bv 1-Horizonts einer podsolierten Braunerde aus Phyllit in Wülfersreuth (Wü-Bv1). Mit sinkender Fließgeschwindigkeit der perkolierenden Lösung in den strukturierten Proben (60 cm WS) nimmt der Äquivalentanteil an H-Ionen im Perkolat ab, während der Anteil an basisch wirkenden Kationen (z.B. Mg) als Ergebnis der mit der längeren Verweildauer und der daher induzierten günstigeren Ionennachlieferung per Massenfluß und Diffusion einen höheren Äquivalentanteil im Perkolat besitzen. Darüberhinaus läßt sich auch eine vollständigere Abpufferung der Protonen im Boden mit zunehmender Verweildauer nachweisen, die von der PBL über die PBLu zur GBL, d.h. innerhalb von 24 Stunden deutlich ansteigt.

Eine umfassende Beschreibung der neu entwickelten Apparatur und Diskussion erfolgt an anderer Stelle.

Literatur:

Hantschel, R., M. Kaupenjohann, R. Horn und W. Zech (1986): Kationenkonzentrationen in der Gleichgewichts- und Perkolationsbodenlösung (GBL und PBL) - ein Methodenvergleich. Z. Pflanzenern. u. Bodenkd. 149, 136-139

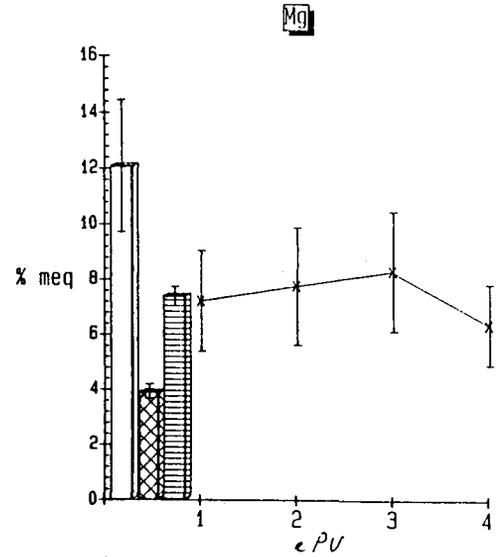
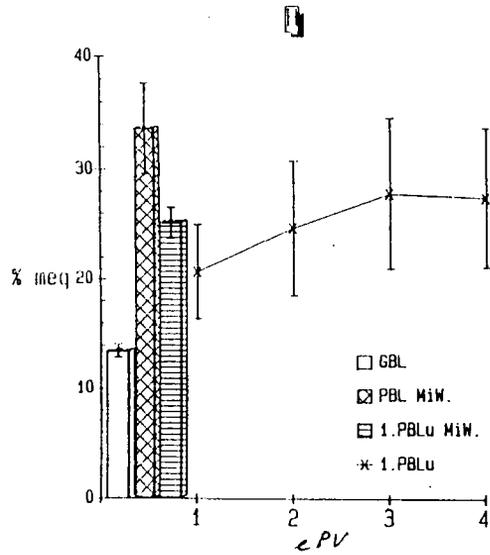


Abb. 1: Wü-Bvl: Mg- und H-Äquivalentanteile in den PBL_u-Fraktionen 1-4, im PBL_u-Mittelwert, in der GBL und der PBL.



Bodenfeuchtemessungen im Sahel der Republik Niger

von

Grunert, J.¹ und Erdmann, K.-H.²1. Einführung:

Gemessen an der großen Bedeutung des Bodenwasserhaushalts in sahelischen Ökosystemen, finden sich Feuchteuntersuchungen in der Literatur auffallend selten. Bekannt sind die Messungen an Altdünensanden im Raum Dakar, die Anfang der siebziger Jahre vorgenommen wurden. (DANCETTE, C. 1974; POUPON, H. u. BILLE, J.C. 1974). Dancette führte im Rahmen landwirtschaftlicher Versuche längerfristige Bodenfeuchtemessungen durch, die in Form von Diagrammen dargestellt sind und Auskunft über die Änderung des Feuchtegehaltes im Boden während eines Jahres geben.

Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt im Gourma (Mali) mit Hilfe der Doppelring-Infiltrationsmethode dienten der Bestimmung sahelischer Ökosystemtypen (BARTH, H.K. 1978). Sie wurden durch Saugspannungsmessungen ergänzt. Barth strebte mit der Messung der Infiltrationsraten, die Ende Oktober durchgeführt wurde, keine Bestimmung absoluter Werte an, sondern es ging ihm um die "relative Vergleichbarkeit der Meßdaten als Bewertungsgrundlage der Wasserhaushaltsmerkmale verschiedener Bodenformen" (zit. S. 89).

2. Zielsetzung und Methodik

Während einer fünfwöchigen Geländekampagne in Zentral-Niger (23.8. - 25. 9. 86) wurden, vorwiegend an Dünensanden, regelmäßige Bodenfeuchtemessungen durchgeführt. Es erschien sinnvoll, ein meridionales, die Isohyeten senkrecht schneidendes Landschaftsprofil durch den Sahel vom Südrand der Sahara bis zum Süd-Sahel zu legen, um charakteristische Feuchteänderungen zu erfassen (Fig. 1). Als Zeitpunkt für die Untersuchung wurde das Ende der Regenzeit gewählt. Im Monat September war mit dem höchstmöglichen Durchfeuchtungsgrad des Bodens zu rechnen. Das Maß der Durchfeuchtung stellt in semiariden und derart dürrgefährdeten Zonen wie dem Sahel eine wichtige Kenngröße für landschaftsökologische Bewertung eines Pflanzenstandortes dar (BARTH 1978).

Die Messungen wurden mit einem "CM-Gerät für die Wasserbestimmung in Baustoffen" der Fa. Riedel - de Haen durchgeführt. Sie beruhen auf dem Manometer-Prinzip, d.h. das im Boden vorhandene Haftwasser (Einwaage je nach geschätztem Wassergehalt 5, 10 oder 15 gr. Boden) wird durch Reaktion mit Calciumcarbid (CaC_2) mittelbar bestimmt. Bei der (heftigen) Reaktion wird Acetylen (C_2H_2) freigesetzt, das dann volumetrisch gemessen werden kann. Außerdem entsteht Ätzkalk (CaO). Die Reaktion erfolgt nach dem Schema: $\text{Ca C}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca O} + \text{C}_2\text{H}_2$ (quantitative Umsetzung).

¹ Geographische Institute der Universität Bonn, Abteilung für spezielle und angewandte physische Geographie, Meckenheimer Allee 166, 5300 Bonn 1

² MAB-Geschäftsstelle, Geographische Institute der Universität Bonn, Meckenheimer Allee 166, 5300 Bonn 1

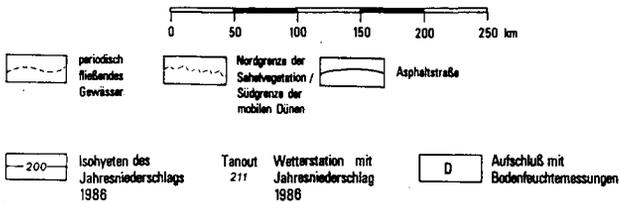
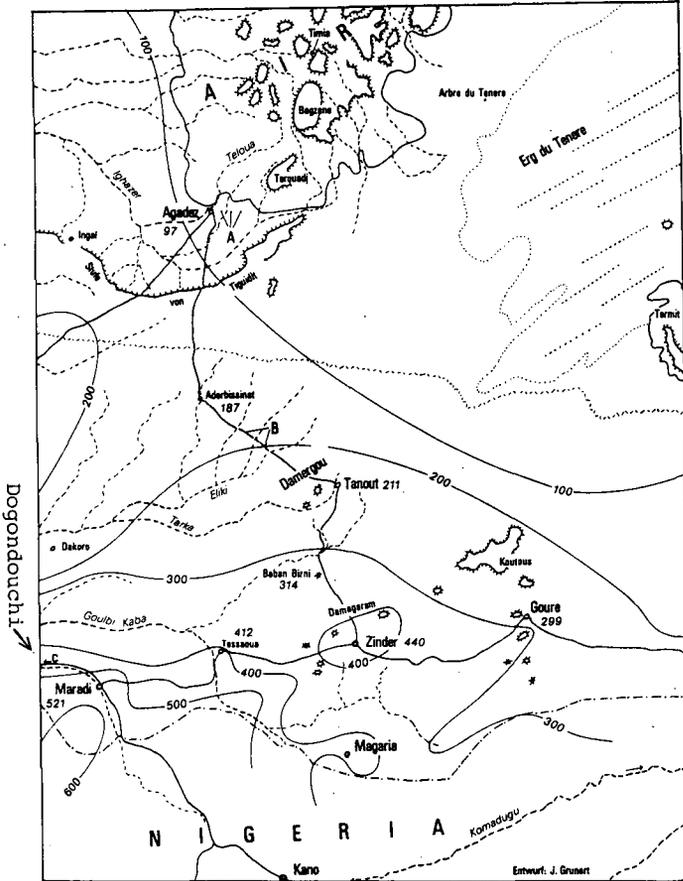


Fig.1: Topographische Karte des zentralen Niger (Grundlage: Carte de la Rép. du Niger 1 : 2 500 000 ; I.G.N., Paris). Die Bodenfeuchtemesspunkte sind mit Buchstaben bezeichnet. Die Niederschlagsangaben sind dem Annuaire Mété. du Niger 1986 entnommen.

Probenbezeichnung und Entnahmetiefe	Boden- art	Feldka- peziti- tät (FK)	Nutz- bare FK	Totwasser (Volt Wasser)	Bodenfeuchte (Gew. Wasser)		Lagerungs- dichte		Boden- feuchte (Vol%)	pflanzenverfü- gbares Wasser (pF < 4,2) zum Zeitp. Mess.	
					OM-Wert gem.	OM-Wert + 40%	St.	eff.			
11.9.86 1/1 3 cm	S	9	6	3	0,0	0,0	2	1,4	0,0	- 3,0	B: Nord-Sahel
	u'S	31	21	10	0,0	0,0	2	1,4	0,0	- 10,0	
	S	14	10	4	0,0	0,0	2	1,4	0,0	- 4,0	
11.9.86 2/1 3 cm	u'S	31	21	10	0,0	0,0	2	1,4	0,0	- 10,0	
	u'S	31	21	10	6,5	9,1	2	1,4	12,7	+ 2,7	
	slU	33	22	11	6,5	9,1	3	1,6	14,6	+ 3,6	
	l'S	27	20	7	4,0	5,6	2	1,4	7,8	+ 0,8	
	l'S	27	20	7	3,0	4,2	2	1,4	5,9	- 1,1	
11.9.86 3/1 3 cm	slU	33	22	11	0,0	0,0	3	1,6	0,0	- 11,0	
	S	14	10	4	2,0	2,8	2	1,4	3,9	- 0,1	
	S	14	10	4	3,3	4,6	2	1,4	6,5	+ 2,5	
	t'S	14	10	4	3,5	4,9	2	1,4	6,7	+ 2,7	
	t'S	29	18	11	1,5	2,1	2	1,4	2,9	- 8,1	
	t'S	27	15	12	0,0	0,0	3	1,6	0,0	- 12,0	
20.9.86 3/1 2 cm	S	14	10	4	0,0	0,0	2	1,4	0,0	- 4,0	C: Süd-Sahel
	S	14	10	4	2,9	4,1	2	1,4	5,7	+ 1,7	
	S	14	10	4	3,2	4,5	2	1,4	6,3	+ 2,3	
	t'S	22	14	8	7,8	10,9	3	1,6	17,5	+ 9,5	
	t'S	27	15	12	8,5	11,9	3	1,6	19,0	+ 7,0	
22.9.86 1/1 3 cm	t'S	22	14	8	5,0	7,0	3	1,6	11,2	+ 3,2	
	t'S	22	14	8	5,0	7,0	3	1,6	11,2	+ 3,2	
	S	14	10	4	2,0	2,8	2	1,4	3,9	- 0,1	
	S	14	10	4	2,3	3,2	2	1,4	4,5	+ 0,5	
	S	14	10	4	3,5	4,9	2	1,4	6,9	+ 2,9	
	S	14	10	4	4,2	5,9	2	1,4	8,2	+ 4,2	
	S	14	10	4	5,2	7,3	2	1,4	10,2	+ 6,2	
	S	14	10	4	5,4	7,6	2	1,4	10,6	+ 6,6	
	t'S	22	14	8	6,2	8,7	3	1,6	13,9	+ 5,9	
	t'S	27	15	12	7,5	10,5	3	1,6	16,8	+ 4,8	
22.9.86 2/1 10 cm	S	14	10	4	6,0	8,4	2	1,4	11,8	+ 7,8	

Tab.1: Bestimmung des pflanzenverfügbaren Wassers (nach: Bodenkundliche Kartieranleitung 1883, S. 84, 126/7 und 146/7)

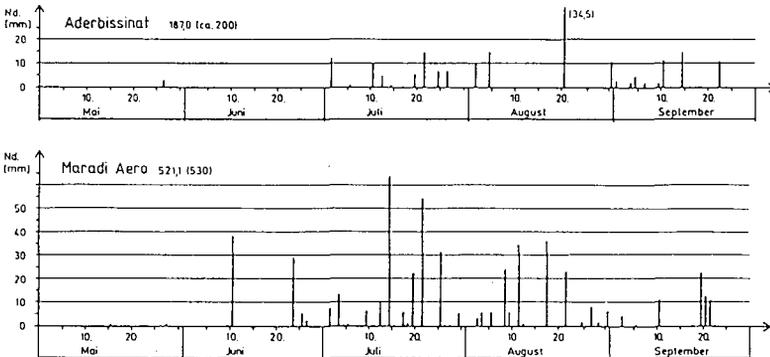


Fig.2: Tagesniederschläge 1986 (aus: Ann. Met. du Niger 1986)

Der im Boden vorhandene Wassergehalt wird aus der Einwaage in gr. und dem Manometerdruck in bar nach einer Tabelle bestimmt und als Prozentwert in gr., bezogen auf die Trockensubstanz der Probenmenge angegeben. Ein Meßvorgang dauert etwa 15 Min. Nach Angabe des Herstellers liegen im Trockenschrank gemessene H₂O-Werte (in Gew%) im Mittel um etwa 40 % höher als die mit Hilfe des CM-Geräts ermittelten H₂O-Werte (in Gew%). Die mit dem CM-Gerät gemessenen Werte erhielten daher einen Zuschlag von 40 % (x 1,4). Die Methode ist einfach, schnell und billig und für unzugängliche Gebiete geeignet. In kurzer Zeit können zahlreiche Meßdaten gewonnen werden.

3. Die Unterssuchungsgebiete

Im folgenden wird ein Landschaftsprofil aus dem nigrischen Nord- und Südsahel mit der zugehörigen Bodencatena vorgestellt. Landschaftsprofil B stammt aus dem Altdünengebiet zwischen Aderbissinat und Tanout mit etwa 200 mm Nd/a, Landschaftsprofil C von der teilweise mit Altdünensanden bedeckten Schichtstufenlandschaft des Ader Douchi zwischen Maradi und Dogondouchi mit etwa 500 mm Nd/a (vgl. Fig. 2).

LANDSCHAFTSPROFIL B (Fig. 3)

- 1 Cambic/Luvic Arenosol (reliktisch): stark verfestigter (sesquioxidreicher) Altdünensand des Ogolien/Kanemien (20 000 - 15 000 y.b.p.) mit halbvertrockneter Dornsavannen-Vegetation - zu 60 % vertrocknet.
- 2 Cambic Arenosol: verbraunter, jungholozän umgelagerter (5000 - 4000 y.b.p.) (Alt-)Dünensand mit stark degradiierter Dornsavannenvegetation - zu 30 % vertrocknet.
- 3 Cambic Arenosol: verbranntes, humoses Dünensand-Kolluvium mit galeriewaldartiger, grüner Savannenvegetation.

LANDSCHAFTSPROFIL C (Fig. 4)

- 1 Lithosol: Lateritplateau des Continental Terminal (C.T.) mit dünner Dünensandauflage und degradiierter "brousse tigré"-Vegetation (Combretaceen - Savanne).
- 2 Lithosol (nicht dargestellt): Stufenhang in den tertiären Verwitterungstönen (= Tonsteine) des C.T. mit degardierter Combretaceen - Savanne
- 3 Cambic/Luvic Arenosol: rotverwitterter, vom Regen aufgeweichter (in trockenem Zustand stark verfestigter sesquioxidreicher) Altdünensand des Ogolien/Kanémien (20 000 - 15 000 y.b.p.) mit akazienreicher (Acacia albida), stark degradiierter Trockensavanne. In den distalen Teilen der Altdünenrampen wird Hirse (Pennisetum) angebaut. Die Altdünensande werden hier von jungholozänen, lockeren Dünensanden überlagert.
- 4 Vertisol (nicht dargestellt): ton- und schluffreiches, humoses Kolluvium in einer Mare-Depression, die zeitweilig überschwemmt ist (HW) und im ursprünglichen Zustand eine üppige, akazienreiche (Acacia nilotica) und grasreiche Savannenvegetation trägt.
- 5 Zum Vergleich: Luvisol (reliktisch) auf ältesten (100 000 - 50 000 y.b.p.), südsahelischen Dünensanden. Rotverwitterter, ton- und sesquioxidreicher Dünensand mit baumreicher (Acacia, Balanites, Boscia u.a.) Trockensavanne. Die schweren Böden eignen sich nicht für den Hirseanbau.

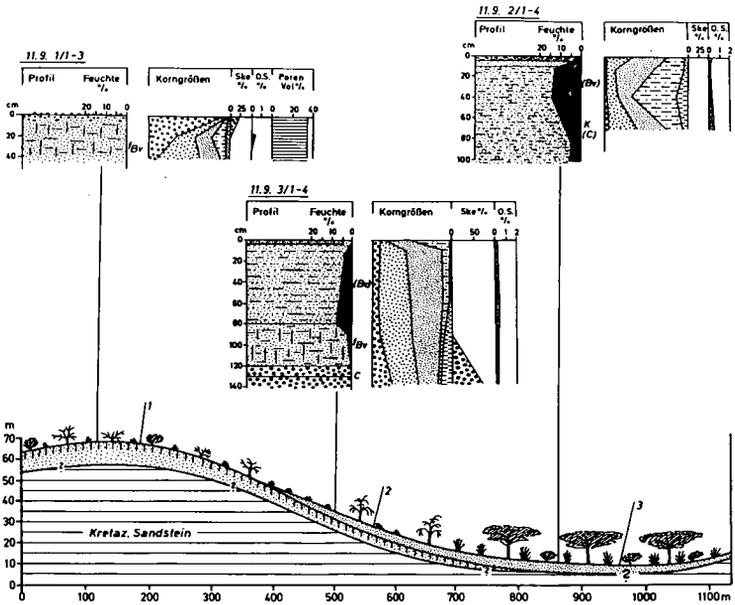


Fig.3: LANDSCHAFTSPROFIL B, Nord-Sahel (südlich Aderbissinat, Flachmuldenrelief)

Legende zu Fig.3 und Fig.4: Feuchte gerissene Linie = gemessene F. (Gew.%) ; schraffiert = berechnete F. (Vol.%) ; schwarz = berechnete pflanzenverfügbare F. (Vol.%)

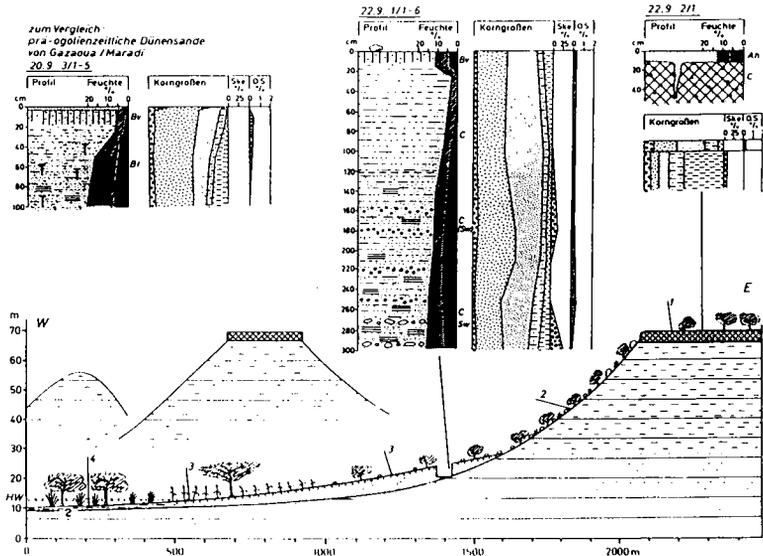


Fig.4: LANDSCHAFTSPROFIL C, Süd-Sahel (Dogondouchi)

4. Ergebnisse (vgl. Tab. 1)

1. Die Durchfeuchtung der Dünenande im Nord-Sahel bis etwa zur 200 mm Isohyete (Raum Aderbissinat/Tanout, Profilgruppe B) betrifft auf ebenem und geneigten Gelände bei autochthonem Wasserangebot nur die oberen Substratschichten. Die reliefbestimmenden Altdünenrücken des Ogolien / Kanemien (20000 - 15000 y.b.p.) sind stark verfestigt und weisen daher sehr schlechte Infiltrationsbedingungen auf. Die angelagerten jungholozänen (5000 - 4000) Dünenande sind dagegen locker und können gut infiltriert werden. Die gespeicherte Wassermenge am Ende der "normalen" Regenzeit 1986 ist jedoch gering.

In Talsenken dagegen, bei überwiegend allochthonem Wasserangebot, reicht kräftige Durchfeuchtung in sandigem Kolluvium nachweislich bis 1 m Tiefe. Daraus wird auf eine Versickerung bis in das nur wenige Meter unter Flur liegende Grundwasser geschlossen.

2. Die Dünenande im Süd-Sahel, zwischen der 400 und der 600 mm Isohyete (Raum Maradi/Dogondouchi, Profilgruppe C) sind am Ende der Regenzeit völlig durchfeuchtet, unabhängig von der jeweiligen Reliefposition und davon, ob sie einen infiltrationshemmenden, verfestigten Boden tragen, oder eine durch Beackerung gelockerte Oberfläche (Hirseanbau) aufweisen. Ein Durchsickern des Regenwassers bis zum Grundwasser und dessen jährliche Auffüllung scheint sicher. Übertragen auf den gesamten Süd-Sahel bedeutet dies eine weiträumige Anhebung des Grundwasserspiegels am Ende der Regenzeit, insbesondere im Bereich der alten Ergs, die etwa 50 % der Gesamtfläche einnehmen. Die Altdünen(gebiete) des Süd-Sahel stellen daher zweifellos wichtige Wasserreservoir dar.

Ganz im Gegensatz dazu steht der Wassermangel der im Süd-Sahel von Niger ebenfalls weitverbreiteten Lateritplateaus des Continental Terminal. Die Infiltrationsrate auf den Plateaus ist extrem gering, die Versickerung beschränkt sich auf Klüfte, in denen das Regenwasser in die Tiefe geleitet wird. Der größte Teil der Niederschläge fließt daher oberflächlich ab und erhöht das zur Regenzeit ohnehin reichliche Wasserangebot in den tiefer liegenden, meist mit Dünenand oder Kolluvien bedeckten Vorländern. Hier kommt es zur Überschwemmung der großen Mare-Depressionen. Die ausgedehnten Flachseen können einige Wochen überdauern.

5. Verwendete Literatur:

ANNUAIRE MÉTÉOROLOGIQUE DU NIGER (1986): Direction de la Météorologie nationale, Niamey, ca. 150 p.

ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 331 S. Stuttgart, Schweizerbart.

BARTH, H.K. (1978): Die Bestimmung sahelischer Ökosystemtypen mit Hilfe von Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt mit Beispielen aus dem Sahel Malis. - Geomethodica, 3, S. 51 - 91

DANCETTE, C. (1974): Les besoins en eau des plantes de grande culture de Sénégal. - Reprint from Isotope and radiation techniques in soil physics and irrigation. Internat. Atomic Energy Agency, Wien, p. 351 - 371

POUPON H. & BILLE, J.C. (1974): Influence de la sécheresse de l'année 1972 -1973 sur la strate ligneuse. - La Terre et la Vie, 28, p. 49 - 75

Zeitliche Veränderung bodenphysikalischer Parameter
im A_p -Horizont und deren modellhafte Beschreibung

von

Habbel, P. und H. Gerke⁺)

I. Einleitung

In Simulationsmodellen zur Beschreibung der Wasserbewegung und des Stofftransportes im Boden werden zumeist zeitlich konstante Modellparameter verwendet. Bei konventioneller Bodenbearbeitung gibt es starke zeitliche Veränderungen bodenphysikalischer Eigenschaften, insbesondere im A_p -Horizont. Veränderungen des Gesamtporenvolumens und der Porengrößenverteilung durch Bearbeitung wurden von mehreren Autoren gemessen (z.B. EHLERS, 1973; CASSEL, 1983).

Im Mittelpunkt der vorliegenden Arbeit standen die Fragen, ob sich zeitliche Veränderungen der $\psi(\theta)$ und $K(\psi)$ - Funktion messen und mit Parameterfunktionsmodellen darstellen lassen, und ob Änderungen der Parameter solcher Parameterfunktionsmodelle mit Einflüssen von Bearbeitung, Bodenorganismen und Bestandesentwicklung in Verbindung gebracht werden können.

II. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden am A_p -Horizont einer Parabraunerde aus Löß durchgeführt. Die Versuchsfläche befindet sich bei Neuenkirchen, Kreis Goslar und liegt im Untersuchungsgebiet des SFB 179. Die Probennahme erfolgte mit 250 cm³ Stechzylindern (112 Stück) in drei Tiefenstufen (1-6, 8-13 und 15-20 cm unter Geländeoberfläche) an fünf Terminen im Zeitraum vom 30.6.1987 bis 12.5.1988. Es wurde eine etwa 7x7 m großen Fläche in 240 Parzellen eingeteilt. Die Auswahl der zu beprobenden Meßparzellen erfolgte mit Zufallszahlen. Abbildung 1 zeigt die Bodentemperaturen, die Niederschlagsverteilung und die Bestandesentwicklung im Meßzeitraum sowie die Bearbeitungsmaßnahmen und Beprobungstermine. Eine Bodenbearbeitung erfolgte am 10.11.1987 in einem Arbeitsgang mit einer Gerätekombination von Pflug, Kreiselegge und Packer. In Abbildung 2 ist die Unterteilung einer Meßparzelle für die Stechzylindereutnahme dargestellt. Der vierte Teilbereich der Meßparzelle dient als Ersatzfläche.

Die Bodenproben wurden im Labor auf keramischen Platten kapillar aufgesättigt. Die Wassergehalts- Wasserspannungsbeziehung (pF-Funktion) wurde von 2 bis 330 cm Wassersäule (WS) im Unterdruckverfahren (keramische Platten) und im Bereich von 1000 bis 15000 cm WS im Überdruckverfahren (Drucktöpfen) bestimmt.

Die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit wurde mit der Durchflußmethode bei den Saugspannungsstufen 30, 50 und 70 cm WS mit einer Meßanlage nach BENECKE (1978), beschrieben von OPARA-NADI (1979) ermittelt.

⁺) Sonderforschungsbereich 179, Institut für Geographie und Geoökologie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, D-3300 BRAUNSCHWEIG

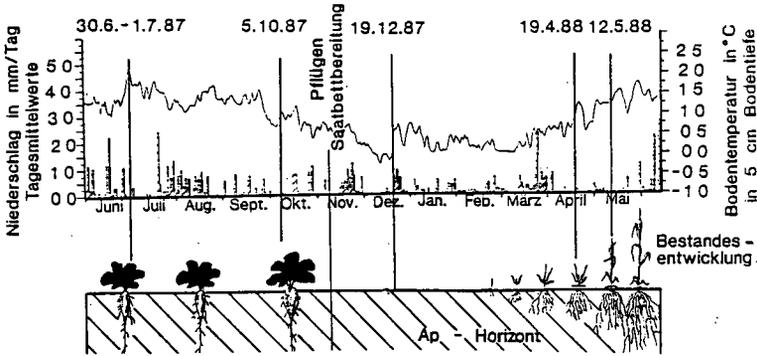


Abb. 1: Übersicht über den Meßzeitraum

Unterteilung der Meßparzelle

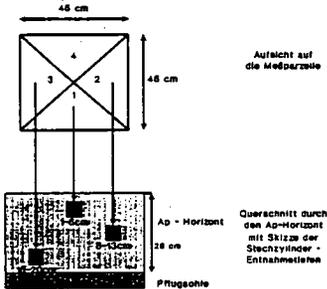


Abb. 2: Unterteilung der Meßparzelle

Die pF- Funktion wird mit Gleichung (1) nach dem Modell von VAN GENUCHTEN (1980) beschrieben.

$$S_e = (1 + (\alpha h)^n)^{-m} \quad \text{mit } m=1-1/n. \quad (1)$$

Der relative Wassergehalt S_e wird nach Gleichung (1a) bestimmt.

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (1a)$$

Die Parameter θ_s und θ_r repräsentieren den Sättigungs- und den residualen Wassergehalt; alpha entspricht dem Inversen von h_a , wobei h_a den Lufteintrittspunkt bei n gegen unendlich darstellt. Die Parameter m und n bestimmen die Form der Funktion.

Die Beschreibung der hydraulischen Leitfähigkeit als Funktion der Saugspannung erfolgt mit Gleichung (2) nach einem Ansatz von MUALEM (1976).

$$K_r = \sqrt{S_e} (1 - (1 - S_e^{1/m})^m)^2 \quad (2)$$

Die relative hydraulische Leitfähigkeit K_r berechnet sich nach Gleichung (2a).

$$K_r = K(\psi) / K_s \quad (2a)$$

Der Parameter K_s ist die hydraulische Leitfähigkeit bei Wassersättigung.

III. Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 3 ist das mittlere Gesamtporenvolumen (GPV) pro Termin und Tiefe und der Fehler des Mittels dargestellt. Im Dezember (nach der Bodenbearbeitung) ist ein Anstieg des GPV in der Tiefenstufe 1 (1-6 cm) von 43 auf 49 Vol% zu erkennen, während in den Tiefenstufen 2 (8-13 cm) und 3 (15-20 cm) das GPV bei etwa 44 Vol% bleibt (Rückverdichtung durch den Packer). Zwischen den April- und Maiterminen (Wachstumsphase des Winterweizens) nimmt das GPV zu.

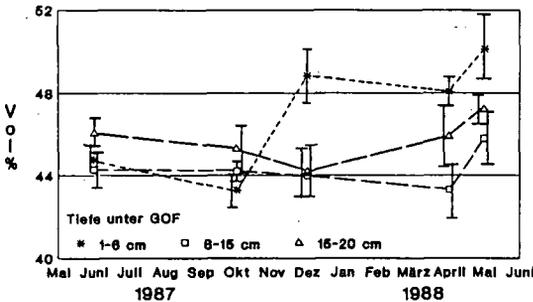


Abb. 3: Gesamtporenvolumina als Funktion der Zeit.

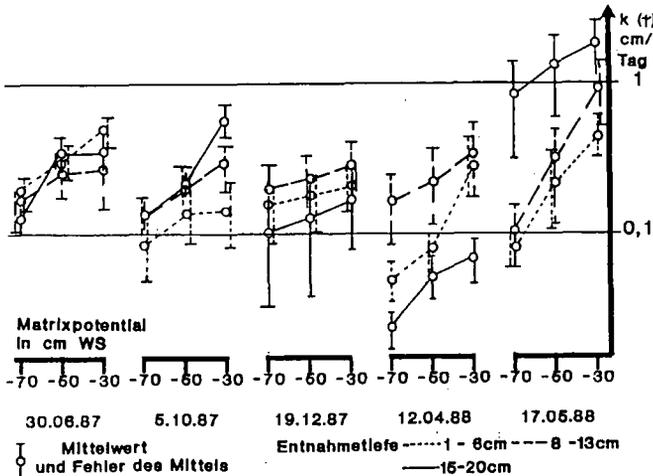


Abb. 4: Ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit als Funktion der Saugspannung (Mittelwerte aus 5 Wdh. und Fehler des Mittels).

Die spezifischen Porenvolumina (vgl. EHLERS 1973) zeigen im Zeitraum von April bis Mai 1988 eine Zunahme der Mittelporen- bei einer Abnahme der Grobporenanteile (nicht dargestellt). Die Ergebnisse der Untersuchung der hydraulischen Leitfähigkeit sind in Abbildung 4 dargestellt und lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Es wurden Unterschiede in der Leitfähigkeit im Saugspannungsbereich 30-70 cm WS von mehr als einer Zehnerpotenz (unter 0.1 bis über 1 cm/Tag) gemessen.
2. Die Leitfähigkeitsfunktionen am 19.12. (nach Bodenbearbeitung) verlaufen in allen Tiefenstufen flacher und etwa auf gleichem Niveau bei einer hohen Streuung. Dies wird hervorgerufen durch die homogenisierende Wirkung der Bodenbearbeitung und eine Zerstörung des Sekundärporensystems.
3. Im Frühjahr (April und Mai) werden die Funktionsverläufe steiler. Zwischen den Terminen im April und Mai kommt es zu einem Anstieg der Leitfähigkeit, besonders in Tiefenstufe 3. Dies deutet auf die erneute Bildung eines Sekundärporensystems hin.

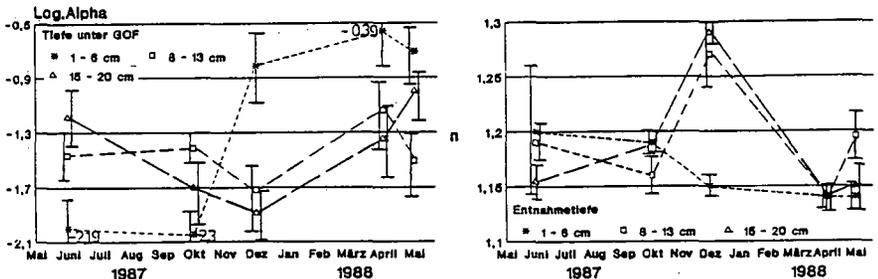


Abb. 5: Die Modellparameter alpha und n als Funktion der Zeit

Die Modellparameter des VAN GENUCHTEN / MUALEM Modells wurden durch Anpassung an die gemessenen pF-Werte ermittelt und in Abbildung 5 im Zeitverlauf dargestellt.

Der Parameter n stieg im Dezember nach der Bodenbearbeitung deutlich in den Tiefenstufen 2 und 3 an, d.h. die pF-Kurve verläuft steiler. In der Änderung dieses Parameters kommt der Effekt der Homogenisierung des Bodens (Packer) zum Ausdruck, die zu einheitlicheren Porengrößen führt. In der Tiefenstufe 1 nimmt n hingegen ab; dies weist auf die Bildung von weniger einheitlichen Porengrößen in dieser Tiefe hin (Entstehung von Sekundärporen durch die Arbeit der Kreiselegge).

Die Abnahme von n zum April hin, die eine Abflachung der pF-Funktion bedeutet, könnte mit der erneuten Bildung eines Sekundärporensystems in Verbindung stehen. Dies wiederum kann nur im Zusammenhang mit der Aktivität von Wurzeln und Bodenorganismen stehen.

Der Parameter alpha erhöht sich in Tiefenstufe 1 nach der Bodenbearbeitung. Die damit beschriebene Verlagerung des theoretischen Lufteintrittspunktes in niedrigere Saugspannungsbereiche läßt sich durch Zunahme des Grobporenanteils erklären. Das Absinken von alpha in Tiefenstufe 2 und 3, d.h. Erhöhung des Lufteintrittspunktes, kann auf die Rückverdichtung durch den Packer zurückgeführt werden. Im Ansteigen von alpha in den Tiefen 2 und

3 im Frühjahr 1988 könnte sich wiederum die Entstehung eines Sekundärporensystems widerspiegeln.

IV. Schlußfolgerungen

Im Zeitraum eines Jahres konnten deutliche zeitliche Veränderungen der $\psi(\theta)$ - und $K(\psi)$ -Funktionen im A_p -Horizont festgestellt werden. Diese Veränderungen lassen sich durch Änderungen der Parameter eines Parameterfunktionsmodells darstellen. Die Parameteränderungen lassen sich mit dem Aufbau und der Zerstörung eines Sekundärporengefüges infolge von Bearbeitungsmaßnahmen, Bestandentwicklung und Bodenorganismen-tätigkeit folgendermaßen in Zusammenhang bringen:

- Die Bodenbearbeitung mit Pflug und Packer führt durch die Homogenisierung des Bodens und durch die Zerstörung des Sekundärporensystems zu einheitlicheren Porengrößen. Dies führt zu einem steileren Verlauf der pF -Kurve und zu einem Anstieg des Parameters n .
- Die Entstehung von Grobporen durch die Arbeit der Kreiselegge oder eines Sekundärporensystems durch biologische Aktivität ruft ein Ansteigen des Parameters α und eine Abnahme von n hervor.

Die Auswirkung der Verwendung zeitlich variabler Modellparameter auf die Wasser- und Stoffbilanzen ackerbaulich genutzter Böden sind mit Modellsimulationen zu prüfen.

V. Literatur

- Benecke, P. (1978): Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. - Habilitationsschrift, Forstl. Fak., Univ. Göttingen.
- Ehlers, W. (1973): Gesamtporenvolumen und Porengrößenverteilung in unbearbeiteten und bearbeiteten Lößböden. - Zeitschrift Pflanzenernährung und Bodenkunde 134, 193-207.
- Cassel, D. (1983): Spatial and Temporal Variability of Soil Physical Properties following Tillage of Norfolk Loamy Sand.- Soil Sci. Soc. Am. J. 47, 196-201.
- Opara-Nadi, O.A. (1979): A Comparison of some Methods for Determining the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils in the Low Suction Range. - Göttinger Bodenkundliche Berichte 57, 1-104 (Diss.).
- Mualem, Y. (1976): A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. - Water Resources Research 12, 513-522.
- 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.

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des Sonderforschungs-bereichs 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen" an der TU Braunschweig.

Die Spannungsverteilung in der festen Matrix eines Bodens

K.H. Hartge* und R. Speerschneider**

Der Gefügezustand eines Bodens wird im allgemeinen durch die Bodendichte δ_B (bzw. Porenvolumen, -ziffer) beschrieben. Diese Maßzahlen geben keinen Hinweis auf den Zustand des im Boden vorliegenden Kräftesystems. Die Kenntnis dieses Zustandes hätte aber Bedeutung beispielsweise für die Vorhersage der Wirksamkeit von Bodenlockerungen.

Im Labor kann durch Drucksetzungsversuche (HARTGE, 1986) an ungestörten und geschütteten Proben eines Bodens die Beziehung zwischen Porenziffer und vertikaler Spannung und der Verdichtungs-zustand ermittelt werden. Diese Methode gibt jedoch keine Auskunft über die horizontalen Spannungen im Boden.

Es wurde deshalb versucht, die Spannungsverteilung in der festen Bodenmatrix durch Approximation der Ruhedruckkoeffizienten (K_0) aus der Kombination der einfach zu bestimmenden vertikalen und horizontalen Eindringwiderstände (EW) zu beschreiben. Für den Ruhedruckkoeffizient gilt:

$$K_0 = \text{horizontale Spannung/vertikale Spannung}$$

Ausgehend von der Annahme, daß der Boden im Bereich einer Sondenspitze (Abb.1) hauptsächlich rechtwinklig zur Vorschubrichtung geschoben wird, läßt sich folgende Annäherung ableiten:

$$K_0 = \text{EW vertikal/EW horizontal}$$

Innerhalb eines Baumstreifens wurden nach Aushub einer 2,6 m langen Profilgrube zwischen Fahrbahn und Straßenbahngleisen die räumliche Verteilung der Bodendichte und der Eindringwiderstände bestimmt. Zur EW-Messung im Abstand von 20 cm zur Profilwand diente ein Eijkelkamp-Handpenetrometer mit 3 cm² Querschnittsfläche der Sondenspitze. Als Substrat lag bis in 90 cm Tiefe humoser, lehmiger über verhärtetem, marmoriertem Sand vor.

Die klassische Auswertung wies höhere Bodendichten in Straßen- als in Gleisnähe nach (Abb.2a). Die K_0 -Werte (Abb.2b) nahmen ebenfalls zur Straße hin zu, wo sie deutlich über 1 lagen. Im Abstand von 40 cm zur Straße und in 60 cm Tiefe überstieg der vertikale EW den Meßbereich des Penetrometers (>0,8KN). Für den darunterliegenden Bereich wurde daher EW-vert. = 0,8 KN gesetzt.

Schlußfolgerungen

- 1) Die Ruhedruckkoeffizienten K_0 wurden mit Hilfe der Kombination vertikaler und horizontaler EW-Werte approximiert.
- 2) K_0 -Werte >1 (horiz. Spannung > vert. Spannung) in Straßennähe weisen auf besonders starke Überkonsolidierungen in diesem Bereich hin.
- 3) Zunehmende Verdichtung verläuft hier parallel mit höheren K_0 -Werten, d.h. größeren horizontalen Spannungen.

Literatur

Hartge, K.H. 1986: The Reference Base for Compaction State of Soils. CATENA-Supplement, 11, 73-78.

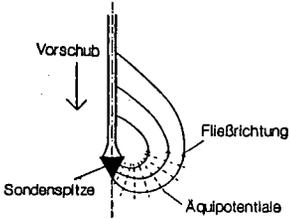


Abb. 1: Bodenbewegung im Bereich einer Sondenspitze (Hypothese)

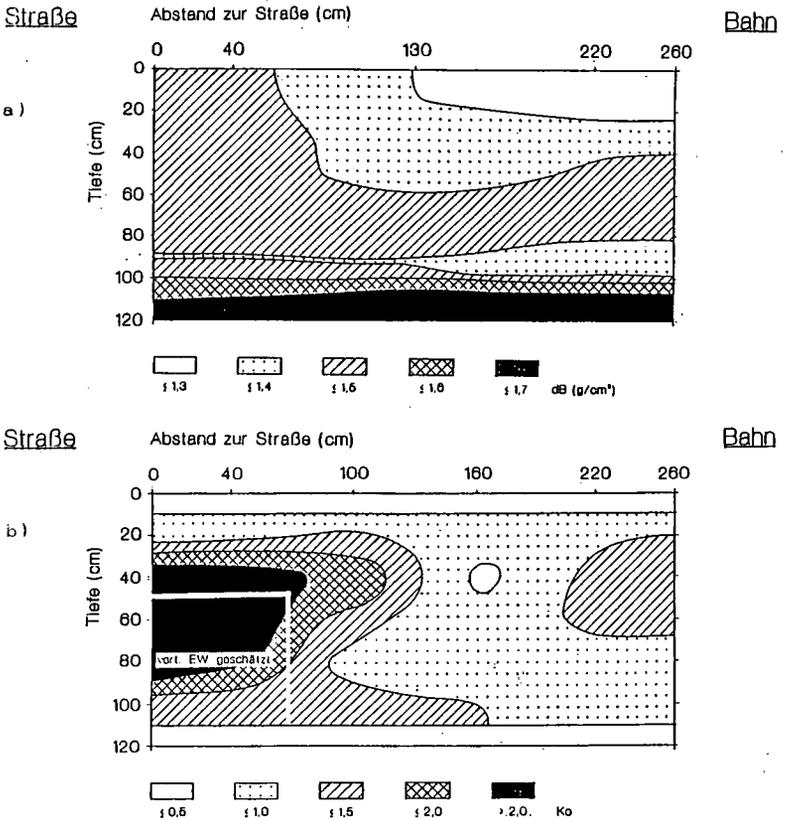


Abb. 2: Bodenbereich innerhalb eines Baumstreifens
 a) Verteilung der δB -Werte
 b) Verteilung der K_o -Werte

**Bau eines wägbaren Unterdrucklysimeters zur Erfassung
des Herbizidaustrages unter Feldbedingungen**

von

Helfesrieder K., C. Bartilla und R.R. van der Ploeg*

Einleitung

Auf dem Naturmeßfeld Horkheimer Insel bei Heilbronn (Baden-Württemberg) werden im Rahmen des Forschungsprojektes "Wasser-Abfall-Boden" (PWAB) Untersuchungen zur Verlagerung von Nitrat und ausgewählten Herbiziden, unter zwei Bewirtschaftungsvarianten, durchgeführt (Teutsch et al., 1989). Zur Erfassung des Wasserhaushaltes und der Austräge werden zwei Lysimeter eingesetzt.

Neben Rand- und Oaseneffekten sind für Abweichungen im Wasser- und Stoffhaushalt zwischen Lysimeter und umliegendem Feld vorwiegend die Verwendung von nicht gewachsenen (geschütteten) Erdkernen, der Sickerwasserstau an der Sohle des Lysimeters sowie ein verändertes Temperaturregime verantwortlich (Czeratzki, 1966; Mukammal et al., 1971). Solche Fehlerquellen können vermieden werden, wenn für den Bau eines Lysimeters gewachsene Erdkörper verwendet werden, an deren Sohle durch ein Dränsystem eine ungestörte Wasserbewegung in und aus dem Erdkern ermöglicht wird. Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern werden in dem Heft *DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft* gegeben (DVWK, 1980).

Aufbau der Lysimeter

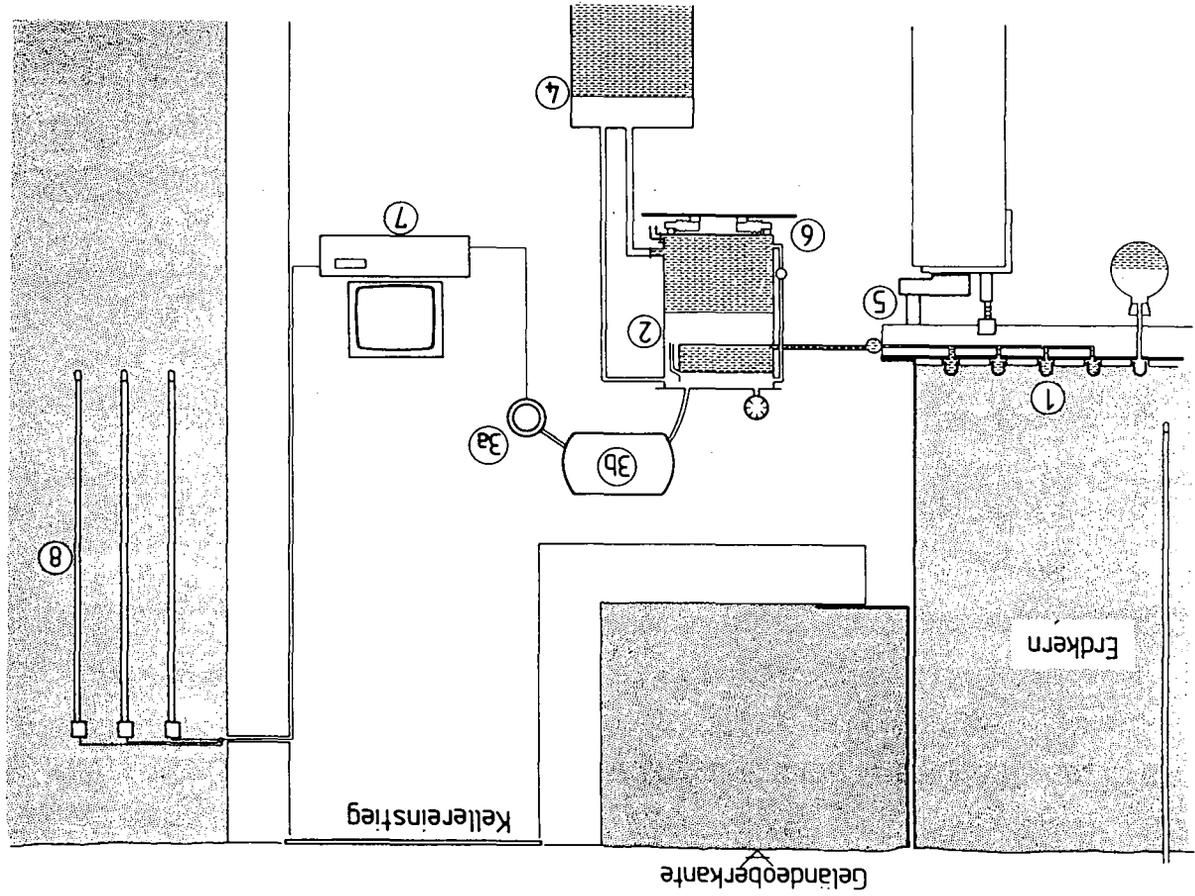
Die Erdkerne der Lysimeter wurden als ungestörte Bodenmonolithe gewonnen. Sie besaßen eine Oberfläche von 2 m² und sind 1,6 m tief. Zu ihrer

Gewinnung wurden Metallzylinder, an deren unteren Enden Schneiden angeflanscht waren, mit Hilfe eines Baggers in die Erde gedrückt. Um den Widerstand beim Eintreiben der Zylinder möglichst gering zu halten wurden sie außen frei geschachtet. Das Abscheren der Erdkerne erfolgte mittels zweier Eisenplatten, die zwischen Zylinder und Schneide zusammengezogen wurden. Die Lysimeterkeller wurden in den Gruben, die durch die Gewinnung der Erdkerne entstanden waren, gebaut. Zum seitlichen Abschluß der Lysimetertöpfe gegenüber dem umliegenden Erdreich wurde ein zweiter Metallzylinder verwendet. Der Spalt zwischen den zwei Zylindern beträgt nur 1-1,5 cm. Die Metallwände und der enge Spalt sollen einen guten Temperatureaustausch zwischen Umgebung und Erdkern und damit ein möglichst natürliches Temperaturregime im Lysimeter ermöglichen.

Wie oben bereits erwähnt wurde liegt der wesentliche Vorteil eines Unterdrucklysimeters darin, daß die Wasserbewegung aus dem Erdkern (Sickerung) bzw. in den Erdkern (kapillarer Aufstieg) entlang des gleichen hydraulischen Gradienten erfolgt wie im natürlichen Boden. Um dies zu erreichen wurde ein Unterdrucksystem entwickelt. Es besteht aus 180 keramischen Kerzen (P-80) am Boden des Lysimetertopfes, einer Vakuumpumpe mit Vakuumsreservoir sowie einem Behälter mit dem der Zu- und Abfluß, aus dem Erdkern, über die Gewichtsänderung bestimmt wird. Jede Kerze besitzt einen eigenen Anschluß; dadurch kann der Abfluß aus jeder Kerze getrennt bestimmt werden. Dies bietet den Vorteil, daß beim Ausfall einzelner Kerzen das System funktionsfähig bleibt; außerdem können Randeffekte bzw. eine inhomogene Wasserbewegung im Erdkern erfasst werden. Die Wasserproben für die Herbizidanalyse werden über 20 spezielle Kerzen aus Edelstahlinter direkt abgesaugt. Abbildung 1 zeigt einen schematischen Querschnitt durch die Lysimeteranlage.

Abbildung 1: Querschnitt durch die Lysimeteranlage mit Bodenmonolith, Wiegesystem und Dränsystem.

- 1 Dränboden mit 180 Keramik- und 20 Edelstahlkerzen.
- 2 Behälter zum Auffangen des Sickerwassers.
- 3a Vakuumpumpe
- 3b Vakuumsreservoir
- 4 Wasservorrat
- 5 Druckaufnehmer zur Erfassung der Gewichtsänderung des Lysimeters.
- 6 Druckaufnehmer zur Erfassung der Gewichtsänderung des Behälters.
- 7 Kleinrechner zur Datenerfassung und Steuerung des Unterdrucks.
- 8 Pressure-Transducer-Tensiometer.



Das Wiegesystem für die Erdkerne und für die Behälter zur Erfassung des Zu- und Abflusses besteht aus jeweils drei parallel geschalteten Druckaufnehmern, die an einen Meßverstärker angeschlossen sind. Eine Gewichtsänderung des Monolithen kann auf 100 g genau bestimmt werden, was bei einer Oberfläche von 2 m² einer Auflösung von 0,05 mm entspricht.

An die Kerzen wird ein Unterdruck angelegt, der dem Matrixpotential des umliegenden Feldes, in gleicher Tiefe, entspricht. Das Matrixpotential wird mit automatisch registrierenden Pressure-Transducer-Tensiometern erfasst. Ein Kleinrechner registriert die Tensionen und steuert damit die Vakuumpumpe. Zusätzlich werden im Lysimeter und im umliegenden Feld in verschiedenen Tiefen die Temperaturen mittels Pt 1000 Thermofühlern und die Matrixpotentiale mittels Tensiometern und Gipsblöcken gemessen und ebenfalls von dem Kleinrechner aufgezeichnet.

Die meteorologischen Größen Globalstrahlung, photosynthetisch aktive Strahlung, Luftfeuchte und -temperatur, Windweg und -richtung sowie Niederschlag werden von einer Wetterstation neben dem Lysimeter erfasst. Der Einbau einer Vorrichtung zur Berücksichtigung des Oberflächenabflusses ist geplant.

Literatur

- Czeratzki, W. 1966. Die Bewegung des Bodenwassers in Unterdrucklysimetern unter dem Einfluß von Verdunstung und Frostwirkung bei verschiedenem Bodenzustand. Landbauforschung Völkenrode. 16. Jg., Heft 2: 143-154.
- DVWK. 1980. Regeln zur Wasserwirtschaft. Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern. Heft 114. Herausgeber: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Mukammal, E.I., G.A. McKay und V.R. Turner. 1971. Mechanical balance electrical readout weighing lysimeter. Boundary Layer Meteor. 2:207-217.
- Teutsch, G., B.E. Allison, S.H. Eberle, G. Kahnt, H. Kobus, R.R. van der Ploeg und A. Reuter. 1989. The environmental research field site "Horkheimer Insel": Research program, instrumentation and first results. Zur Veröffentlichung eingereicht in IAHR Journal.

Einfluß der Belastungsdauer auf die Spannungs-
verteilung in Böden

von

R. Horn, M. Kirby und Thomas Baumgartl*)

Kurzfassung:

In der Literatur ist wiederholt beschrieben worden, daß aufgrund der mit steigender Fahrgeschwindigkeit der Traktoren einhergehenden kürzeren Belastungsdauer und gleichzeitig hohem Wassersättigungsgrad des Bodens keine nennenswerten bleibenden Deformationen (= Spurrillen) im Boden auftreten müssen und erst durch dynamische Belastungen (= durch Schlupf induzierte Knetung) eine Homogenisierung der Bodenstruktur und damit abnehmende Stabilität hervorgerufen wird. Es stellt sich die Frage, in welchem Ausmaß die Parameter der Spannungsgleichung nach Terzaghi durch Bodenbelastung verändert werden. Hierzu wurden Belastungsversuche an homogenisiertem Bodensubstrat (Bodenart: Ls, Lagerungsdichte $\delta B = 1.3 \text{ g/cm}^3$, Vorentwässerungsgrad: 40 hPa) durchgeführt, wobei mit einem Einachsschlepper der Boden mit zwei Fahrgeschwindigkeiten (1 bzw. 3 km/h) belastet worden ist. Während der Überfahrungen wurde die Spannungsverteilung im Boden in unterschiedlicher Tiefe und Abstand von der Lotrechten mit Druckaufnehmern sowie in den entsprechenden Tiefen die Änderungen der Wasserspannung mit Tensiometern erfaßt. Aus den Ergebnissen wird deutlich, daß je kurzfristiger der Boden belastet wird, desto weniger tief, aber stärker horizontal wird der Druck fortgepflanzt. Je geringer die Fahrgeschwindigkeit ist, desto deutlicher wird der X-Faktor bei gleicher Wasserspannung zu größeren Werten hin verschoben. Je trockener der Boden ist, desto weniger deutlich sind diese Änderungen ausgeprägt. Außerdem nehmen im Verlauf der Befahrung die über die

*) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel 1

festen Mineralpartikel übertragenen effektiven Spannungen ab, bei Entlastung hingegen wieder deutlich zu, da durch setzungsbedingte Porenverteilung kurzfristig höhere Matrixpotentiale auftreten. Nach Abschluß der Belastung sind die effektiven Spannungen im Vergleich zum Ausgangszustand erhöht, wobei die durch langsamere Fahrgeschwindigkeit hervorgerufene stärkere Setzung zu vergleichsweise größeren effektiven Spannungen führt.

Schlußfolgerung:

Während der mechanischen Belastung steigt der Anteil der Neutralspannungen an der Gesamtspannung, wodurch die über die festen Bodenpartikel übertragenen wirksamen Spannungen abnehmen. Je länger die Belastungsdauer ist, desto deutlicher kommt es zu einer Porengrößenverteilung, so daß in der Folge auch die X-Faktoren bei gleichem pF-Wert sowie die effektiven Spannungen steigen. Damit wird ebenfalls die mechanische Belastbarkeit des Bodens erhöht. Eine ausführliche Darstellung wird an anderer Stelle publiziert.

Tracerversuch zur gesättigten Wasserbewegung
und Stoffausbreitung in torfigen Sedimenten

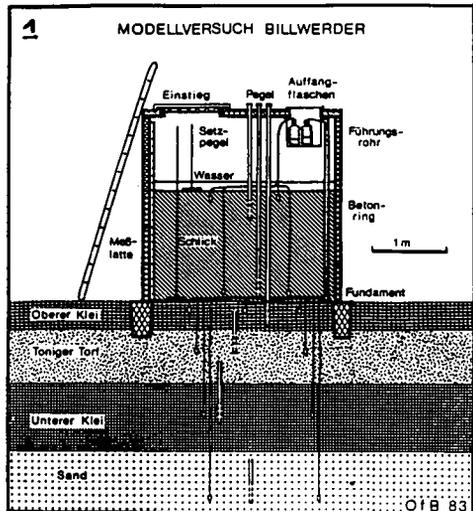
Kofod, M., Gröngröft, G. und Miehlich, G.¹⁾

O. Problem

Für die Entsorgung der jährlich anfallenden ca. 2 mio. Kubikmeter Baggergut aus dem Hamburger Hafen werden große Ablagerungsflächen benötigt. Am Institut f. Bodenkunde beschäftigt sich eine Arbeitsgruppe mit der von diesen Flächen ausgehenden Grundwassergefährdung (MIEHLICH 82, MIEHLICH 86, WEITZ 87, GRÖNGRÖFT/MIEHLICH 89). Hierzu gehört auch die Beurteilung von zukünftigen Spülfeldstandorten. Intensiv untersucht wurde ein von den Behörden projektiertes 160 ha großes Areal in der Marsch (HH-Billwerder). Zunächst wurde über eine Kartierung im 50m-Raster der Aufbau des den Spülfelduntergrund bildenden Boden erfaßt. Demnach ist das Areal primär durch folgenden Schichtfolgetyp gekennzeichnet: 50 cm Oberer Klei, ca. 50 cm Torf bis toniger Torf, 150 cm Unterer Klei, Sand (Aquifer) (Abb 1). Wichtige Materialkenngrößen sind :

	Adsorption pot. KAK	Tongehalt %	C org. %	Wasserleitf. Median d. Kf
Oberer Klei	450 meq/kg	60	3	7*10 ⁻⁷
Torf	800 meq/kg	-	27	4*10 ⁻⁴
toniger Torf	650 meq/kg	55	16	5*10 ⁻⁵
Unterer Klei	450 meq/kg	55	9	4*10 ⁻⁸
Sand	42 meq/kg	1	0,1	5*10 ⁻⁵

Aufgrund intensiver Gefügebildung stellt der Obere Klei im Gegensatz zu dem Unteren Klei keine ausreichende Sickerwasserbarriere dar. Zudem ist der Obere Klei von einem engem Netz Drainagegräben durchzogen. Der Untere Klei stellt zwar einen wirksamen Schutz gegen das Eindringen von Sickerwasser in den Aquifer dar, ist aber häufig von "Torfrinnen" durchschnitten (Abb. 2). Die Messung der hydraulischen Potentiale ergab, daß momentan während des größten Teils des Jahres der Wasserspiegel im Aquifer gespannt ist und über dem in der Torfschicht liegt. D.h.

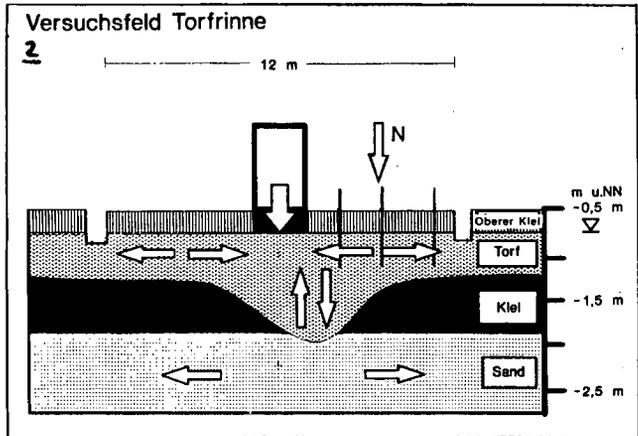


¹⁾ Institut f. Bodenkunde, Allende Platz 2, 2 HH 13

an den Torfrinnen quillt das Grundwasser in die Torfschicht hoch und wird in den Drainagegräben abgeführt. Es ist zu befürchten, daß nach Einrichtung eines Spülfeldes und damit Änderung der hydraulischen Gradienten das Sickerwasser (Spülfeldporenwasser, Niederschlagswasser) über die Torfschicht lateral zu den Torfrinnen abfließen kann und dort in den Aquifer eintritt. Weitere hydrologische und bodenphysikalische Untersuchungen und speziell ein Tracerversuch sollten deshalb die Dränwirksamkeit der Torfschicht näher erfassen.

2. Versuchsaufbau

Um die Versickerung von Schadstoffen durch die zukünftige Spülfeldbasis zu testen, waren auf der projektierten Spülfeldfläche mehrere Betonsilos (Durchmesser 2,5 m) aufgestellt worden. Sie wurden mit Baggergut gefüllt und mit verschiedenen Einrichtungen zur Beprobung des Porenwassers der Sedimentschichten versehen (Abb.



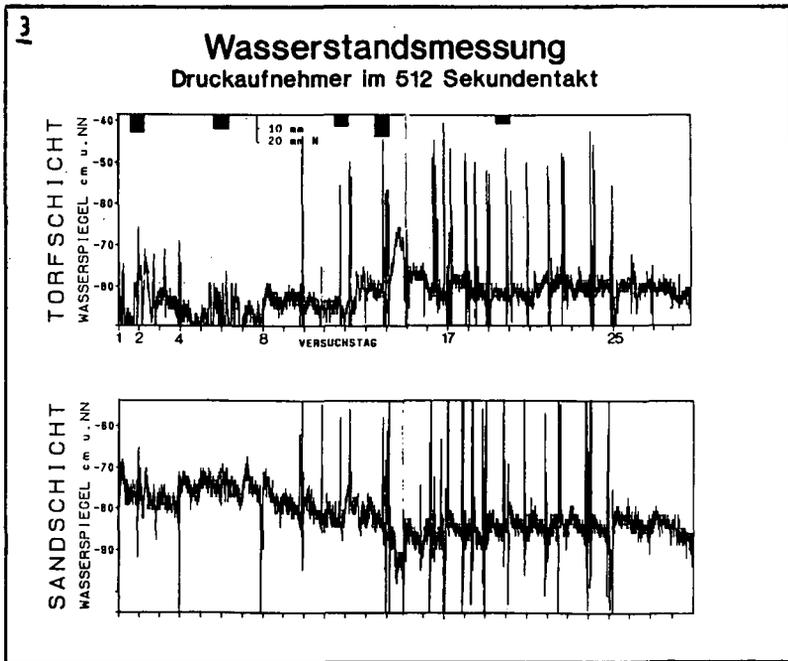
1+2). Für den Tracerversuch wurden die Testflächen zusätzlich mit einem dichten Netz PVC-Pegel (Durchmesser 2 cm) versehen. Die Testflächen werden an zwei Seiten durch Drainagegräben begrenzt. Dann wurden die Silos zweimal mit 360 l Leitungswasser bewässert. Bezogen auf die Grundfläche des Silos entspricht dies 70 mm Wassersäule, auf die Testfläche von 15 x 15 m bezogen ca. 1,5 mm. Dem Bewässerungswasser war KBr zugesetzt (ca. 1000 mg/l Br, 500 mg/l K).

Für die Erfassung der die laterale Ausbreitung antreibenden Gradienten wurden in den Pegeln die Wasserstände der torfigen Schicht mit einem Lichtlot gemessen. Die Genauigkeit beträgt hierbei aufgrund der Nivellierfehler und der Ablesung am Lichtlot in 0,5 cm Stufen ca. +/- 1 cm. Zusätzlich waren zwei Druckaufnehmereinheiten in der Torf- und in der Sandschicht eingebaut (Meßtakt 512 s, Auflösung 1 cm Wassersäule). Mit ihnen sollten punktuell die kurzzeitigen Wasserspiegelschwankungen erfaßt werden.

Über die PVC-Pegel wurden in unterschiedlichen zeitlichen Abständen nach der Bewässerung Proben aus dem Torfporenwasser mit einem Teflonschlauch abgesaugt. Die Konzentrationen von Ca + Mg (AAS), Na+K (Flammenphotometer), Cl (Titration), Br (ISE) wurden bestimmt. Da die bromidsensitive Elektrode bei geringen Bromidkonzentrationen auch auf Chlorid anspricht, wurden die Messwerte rechnerisch korrigiert (Kofod 87).

3. Ergebnisse

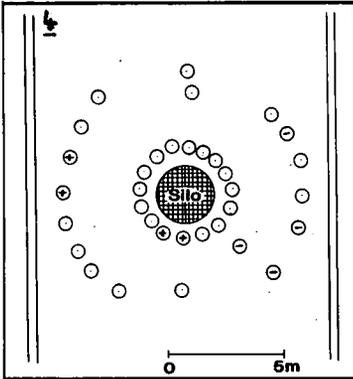
Außerordentlich überraschend waren die Ergebnisse der Wasserstandsmessungen mit den Druckaufnehmern (Abb. 3). Neben starken, durch Druckwellen ausgelösten Meßwertausschlägen - wahrscheinlich verursacht durch anfahrende Förderbrunnen - kann eine Tagesrhythmik des Wasserspiegels beobachtet werden, die bis zu 10 cm betrug und sich vom gespannten Grundwasser des Aquifers in die Torfschicht durchpaust. Dies belegt den guten hydraulischen Kontakt zwischen der Torf- und der Sandschicht. Neben dem Anfangsgradienten nach Aufgabe des mit dem Tracer versetzten Wassers, muß auch dieser pulsierende Wasserspiegel als Antrieb für eine laterale und diffuse Ausbreitung angesehen werden.



Erwartet wurde eine Sickerwasserausbreitung zu den Drainagegräben hin. Hingegen zeigte der flächige über die PVC-Pegel erfaßte Wasserspiegel in der Torfschicht trotz zeitlich stark schwankender Wasserstände zu keinem Messstermin einen lateralen Gradienten und damit auch keine bevorzugte mögliche Ausbreitungsrichtung an (Abb. 4). Dies deutete auf eine gleichmäßig ausgeprägte hohe Wasserleitfähigkeit im gesamten Torfkörper.

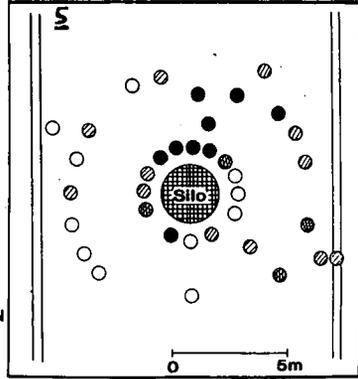
Die räumliche Verteilung der Bromidkonzentrationen zeigte nach beiden Bewässerungen eine rasche Ausbreitung des Sickerwassers in kanalisiert Bahnen an (Abb. 5). Da das Verteilungsbild nach der zweiten Bewässerung nicht verändert war, können die zufälligen Anfangsbedingungen nicht für das Muster verantwortlich sein, sondern nur die den lateralen Transport begünstigenden Makroporen im Torf.

Testfeld Torfrinne 11B



Wasserstände cm u. NN

Testfeld Torfrinne



Bromidverteilung Br mg/l

Wasserst
cm u. NN

- ⊕ 85
- ⊕ 86
- ⊕ 87

Br mg/l

- > 40
- 10-40
- 5-10
- ⊗ 1-4
- 0-1

Betrachtet man den zeitlichen Konzentrationsverlauf des Br in der Hauptausbreitungsrichtung, so lassen sich drei Phasen herausgliedern (Abb. 6,7,8 Bewässerungen sind durch schwarze Dreiecke markiert). Die Bromidkonzentrationen steigen nach der Bewässerung durch konvektiven Transport auch in den 5 m entfernten Pegeln sehr schnell an (Phase I Ausbreitung des Sickerwasser in den Makroporen).

In den folgenden Tagen nimmt die Konzentration durch Mischung mit Porenwasser aus nicht angeflossenen Bereichen rasch ab (Mischungsphase). Diese Mischung wird durch die tagesrhythmischen Wasserspiegelschwankungen in der Torfschicht unterstützt.

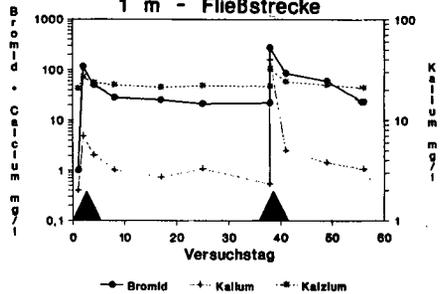
Die Konzentrationen verbleiben dann auf einem erhöhten Niveau. Eine weitere Abfuhr von Sickerwasser oder Zumischung von unbeeinflussten Wasser findet nur langsam statt (Stagnationsphase).

Der Transport von K und Ca in den Makroporen ist noch bis zu den 2,5 m Pegeln erkennbar. In 5 m Entfernung ist für

6

Stoffausbreitung Feld "Torfrinne"

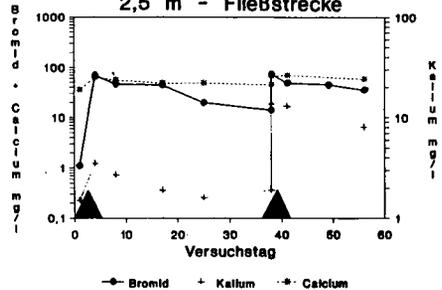
1 m - Fließstrecke



7

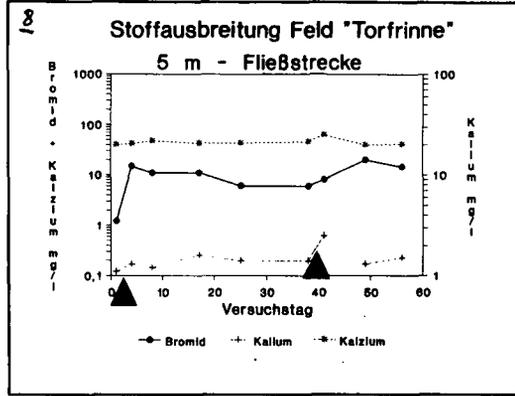
Stoffausbreitung Feld "Torfrinne"

2,5 m - Fließstrecke



K ein langsames Ansteigen der Konzentrationen zu beobachten.

Zur Abschätzung der Retention von Kationen während des Makroporenflusses (Phase I) wurde berechnet, wie sich die Konzentrationen von K und Ca in Relation zu dem Tracer Bromid verändert haben. In der folgenden Tabelle sind die Kationenkonzentrationen rechnerisch auf die Anfangskonzentration des Bromids von 1000 mg/l bezogen.



Bewässerungswasser	Br 1000	K 500	Ca 50 mg/l
~~~~~	~~~~~	~~~~~	~~~~~
Sickerw. 1 m-Pegel	1000	50	500
~~~~~	~~~~~	~~~~~	~~~~~
Sickerw. 2,5m-Pegel	1000	25-100	250-750
~~~~~	~~~~~	~~~~~	~~~~~
Sickerw. 5,0m-Pegel	1000	25-50	250-750

Demnach verringerte sich die Kaliumkonzentration von 500 auf 50 mg/l bei dem Durchfluß der Schlickschicht und dem lateralen Transport durch 1 m Torf. Die Calciumkonzentrationen steigen hingegen von 50 auf 500 mg/l an. Calcium wird stark aus der Schlickschicht herausgelöst. Die Berechnungen werden mit zunehmender Entfernung zum Betonsilo aufgrund der geringen absoluten Konzentrationsänderungen ungenauer. Die Werte streuen um die für die 1 m Pegel berechneten Konzentrationen. Demnach kam es auch bei dem Makroporenfluß bis zu den 5 m Pegeln zu keiner deutlichen Retention von K und Ca.

4. Fazit

Ergebnis des Tracerversuchs hinsichtlich der lateralen Ausbreitung von Sickerwasser in der Torfschicht ist :

- o Es tritt trotz geringer hydraulischer Gradienten eine schnelle Stoffausbreitung durch Makroporenfluß auf
- o Es tritt eine verzögerte Mischung mit Porenwasser aus den immobilen Zonen auf, die durch die anthropogen bestimmten tagesrhythmischen Wasserspiegelschwankungen unterstützt wird
- o Der Makroporenfluß ist mit einer verringerten Retention von Kationen im Torf verbunden

o Insgesamt ergibt sich in der untersuchten Fläche eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Ausbreitung von Sickerwasser

Das Ergebnis läßt den Schluß zu, daß die Bewertung der hydrologisch bedeutsamen Substrateigenschaften aufgrund von Mittelwerten (hier z.B. Kf-Werte) an diesem Standort ungenügend ist. Die große zeitliche und räumliche Variabilität stellt spezielle Anforderungen an den Untersuchungsaufwand und den Methoden bei der Erfassung des Stofftransports innerhalb solcher Flächen.

#### Literatur:

GRÖNGRÖFT, A.; MIEHLICH, G. (1989) : Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülflächen im Raum Hamburg-Moorburg. Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm Heft 4.

KOFOD, M. (1987) : Die Bedeutung von lateraler Wasserbewegung und Stoffausbreitung in den Torfschichten der "Billwerder Marsch" für die Gefährdung des Grundwassers" Unveröff. Diplomarbeit im Fach Geographie, Hamburg.

MIEHLICH, G. et al. (1982) : Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülflächen. 1. Zwischenbericht. Unveröff. Bericht an das Amt f. Strom- und Hafenaufbau, Hamburg.

MIEHLICH, G. et al (1986): Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder. Francopbericht. Unveröff. Bericht an das Amt f. Strom- und Hafenaufbau, Hamburg.

WEITZ, A. et al. (1987): Schwermetalle in der Bodenlösung ackerbaulich genutzter Hafenschlick-Spülfelder in Abhängigkeit vom Versauerungsgrad. Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch., 53, 323-330.

**LOCKERUNG DICHTER AGGREGATE LÖSSBÜRTIGER BÖDEN BEI DER AUFNAHME VON WASSER**

von

Kuhn, S., H.-G. Frede u. B. Meyer

Institut für Bodenwissenschaft, Universität Göttingen *

**1. FRAGESTELLUNG**

Die Fruchtbarkeit lössbürtiger Böden beruht wesentlich auf:

- dem hohen Speichervermögen von leicht pflanzenverfügbarem Wasser in Poren von 30-3  $\mu\text{m}$  Durchmesser
- schwer pflanzenverfügbarem Wasser in Poren von 3-0.3  $\mu\text{m}$  Durchmesser
- der guten Durchdringbarkeit für Pflanzenwurzeln

Beide Eigenschaften gehen durch Verdichtung verloren (siehe BMFT-Mittellg. SAUERBECK u. Mitarb. in diesem Band !).

Eine mechanische Lockerung durch Bearbeitungsgeräte, Pflanzenwurzeln und Fauna vermag nur die Durchdringbarkeit wieder anzuheben, nicht aber die innere Lockerheit der Bodenmatrix.

Dazu sind natürliche Kräfte und Wirkungen erforderlich wie z.B. das völlige Trennen der Schluffkörner durch Aufschlüssen und sedimentieren lassen.

Es ist zu prüfen, ob das in trockene Aggregate eindringende Wasser durch Luftquellung zu einer Wiederauflöckerung der Primärstruktur, des Korngefüges, führen kann und gegebenenfalls durch Bearbeitung mechanisch zu unterstützen wäre.

**2. ARBEITSHYPOTHESE**

Dichte Löss- und Lössboden-Aggregate, welche soweit ausgetrocknet sind, daß ihre Poren mit Luft gefüllt sind, erfahren bei kapillarer Wasseraufnahme eine Quellung. Intergranular-Luft wird von Kapillarwasser eingeschlossen und komprimiert. Werden die umgebenden Körner durch Verdickung der Kontaktstellen-Wasser-Menisken leicht verschiebbar, vergrößert die Luftblase die Intergranular-Pore.

**3. MATERIAL UND METHODEN****3.1 Modell-Meßkörper**

Bodenmaterial aus dem Löss-C Horizont (5% Feinsand, 10% Ton, 10%  $\text{CaCO}_3$ ) wurde zu sandgrossen Felnaggregaten zerdrückt und auf 17  $\text{H}_2\text{O}$  % Gew.Trm. angefeuchtet. Mit einer Hydraulik-Pressen wurden daraus Zylinder mit etwa 8 cm Durchmesser, 6 cm Höhe und 300  $\text{cm}^3$  Volumen hergestellt. Die weiteren Eigenschaften dieser Monolithe sind :

Trockendichte	= 1.80 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$
Porenziffer (PZ)	= 48 * $10^{-2}$
Porenvolumen	= 32.5 % Vol.
wassergefüllt	30.5 % Vol.
luftgefüllt	2.0 % Vol.
Tension des Wassers ca.	200 cm WS (pF 2.3)

* von Sieboldt-Str.4, D 3400 GÖTTINGEN

Tab.1 : Vergleich der Porengrößen-Volumenanteile der Monolithe mit perkolativ abgesetztem Löss.

pF	Poren-Äquivalent- durchmesser [ $\mu\text{m}$ ]	Gepresste Monolithe [PZ*10 ² ]	Löss, perkolativ abgesetzt [PZ*10 ² ]
< 1.8	>50	0	3
1.8-2.0	50-30	0	3
2.0-2.3	30-15	3	3
2.3-2.5	15-10	5	4
2.5-2.8	10- 6	7	7
2.8-3.0	6-3	4	14
3.0-3.7	3-0.6	12	25
3.7-4.2	0.6-0.2	3	4
> 4.2	< 0.2	14	13
gesamt		48	76

### 3.2 Mess-Methoden

zu messende Größe	angewendetes Verfahren
Volumen-Änderung der Monolithe	früher: Schleblehre jetzt: Laser-Volumenometer (Eigen-Konstruktion)
Geschwindigkeit der Wasseraufnahme, Feuchterverteilung im Monolith	gravimetrisch
Porengrößen-Mengenanteile	Überdruckverfahren, Keramische Platte
Aggregatdichte	Tauchwiegung nach Kunstharz-Ummantelung bzw. Öltränkung

### 3.3 Versuchsvarianten

#### Ausgangs-Wassergehalt der Monolithe

Durch unterschiedliche Vorentwässerung der Monolithe wurden folgende drei Wassergehalte eingestellt:

- Pressfeucht ( etwa pF 2.3 )
- Entwässert ( pF 3.5 )
- Getrocknet ( pF > 7 )

#### Geschwindigkeit der Wasseraufnahme

Über keramische Platten von unterschiedlicher gesättigter Leitfähigkeit wurde die Geschwindigkeit der Wasseraufnahme der Monolithe von deren Unterseite her in "gering" und "mäßig" variiert. In einer weiteren Variante (Geschwindigkeit = "groß") nahm der Monolith das Wasser direkt aus der freien Wasseroberfläche kapillar über die Unterseite auf.

### 3.4. Versuchsablauf

Nach der Bestimmung von Ausgangsvolumen und -Wassergehalt erfolgte die Aufsättigung mit den genannten Geschwindigkeitsvarianten. Nach Abschluß der Aufsättigung wurde das Quell-Volumen der Monolithe gemessen (nicht regelmäßig). Nach Trocknung bei 105°C wurde das Endvolumen (Rückschrumpf-Volumen) gemessen. Die Differenz zwischen diesem und dem Ausgangsvolumen stellt den irreversiblen Porenraumgewinn dar .

### 4. BEOBACHTUNGEN, MESSERGEBNISSE

#### 4.1. Zonenbildung

Grundsätzlich bilden sich beim kapillaren Aufsättigen die drei Zonen A, B, C (siehe Skizze 1).

Zonenfolge und Ausprägung werden durch die Geschwindigkeit der Wasseraufnahme modifiziert (Skizzen 2 und 3).

- Zone A: Noch nicht kapillar befeuchtet.
- Zone B: Matt schwach schattiert durch Intergranular-Befeuchtung, leichte Quellung.
- Zone C: Glänzend stark schattiert durch Sekundärporenbildung mit Wasserfüllung, starke Quellung.

Die volle Sättigung ist möglich unter Beibehaltung des Strukturzustandes der Zone B bei geringer und der Zone C bei hoher Geschwindigkeit der Wasseraufnahme.

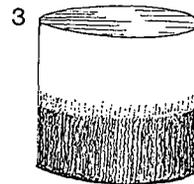
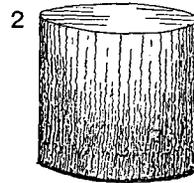
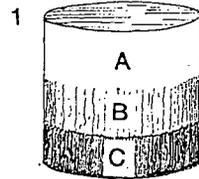
#### 4.2. Messergebnisse zur Quellung

Der irreversible, d.h. nach Quellung und Rückschrumpfung verbleibende, Porenraumgewinn ist in Abb. 1 für sämtliche Versuchsvarianten zusammenfassend dargestellt.

Abnehmender Ausgangs-Wassergehalt und zunehmende Geschwindigkeit der Wasseraufnahme steigern den irreversiblen Porenraumgewinn.

#### 4.3 Beobachtungsergebnisse zur Porenbildung

Langsame kapillare Wasseraufnahme (Zone B) erzeugt wenige, m.o.w. in Wanderrichtung des Wassers verlaufende flächige Grobporen, die bei mässiger kapillarer Wasseraufnahme etwas weiterklaffen. Sie schließen sich bei Austrocknung größtenteils wieder.



Skizze 1-3 :1 Zonenbildung  
2 bei langsamer Sättigung  
3 bei schneller Sättigung

Beispiel:	Ausgangs-PZ	$48 \cdot 10^{-2}$
	Reversibler Quell-Gewinn	$\pm 3 \cdot 10^{-2}$
	Irreversibler Quell-Gewinn	$+ 2 \cdot 10^{-2}$

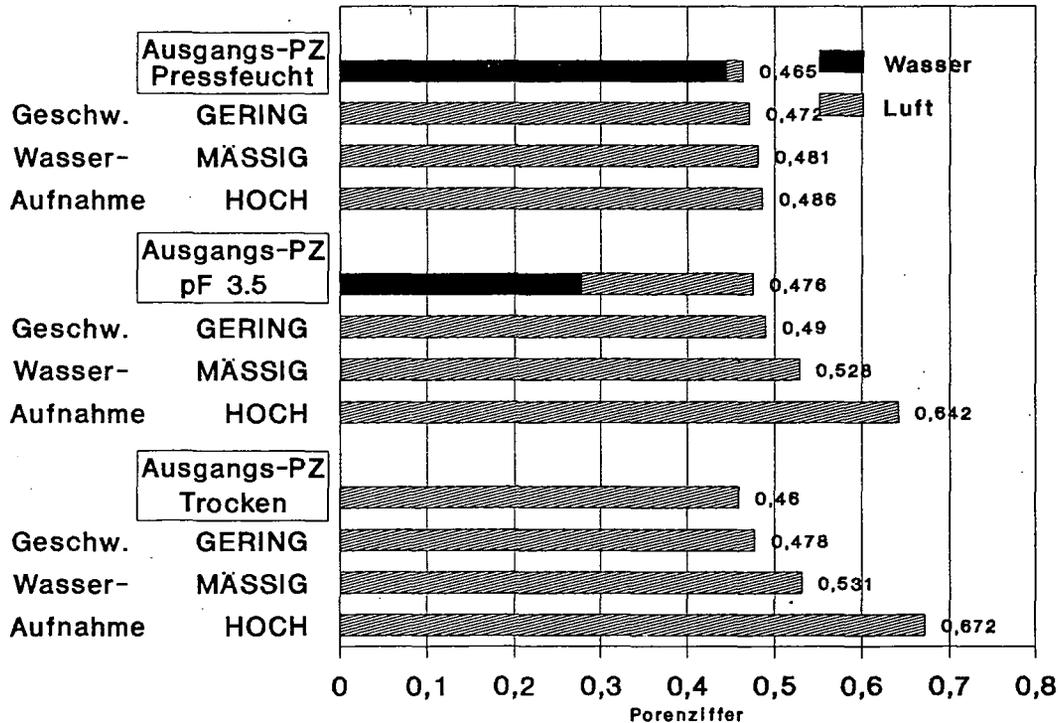
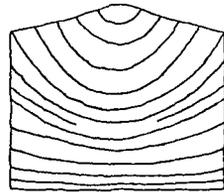


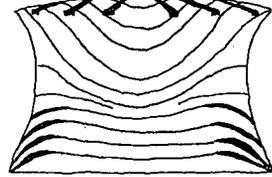
Abb. 1: Irreversibler Porenraumgewinn bei unterschiedlicher Vorbefeuchtung und anschließender Sättigung mit varlierter Geschwindigkeit.

Schnelle kapillare Wasseraufnahme (Zone C) erzeugt Lamellen-Poren parallel zur Front des eindringenden Wassers an der Grenze B/C. Das Voreilen der Wasserfront im Mantelbereich der Monolithe führt zur Schalen-Anordnung der Lamellen-Poren (Skizze 4). Die Entstehung der Lamellen-Poren bewirkt eine Abhebung der Zone B von C und Ausbildung einer Calotte auf dem Monolith. Sehr rasche Wasseraufnahme der Monolithe führt zu deren Verformung (Skizze 5). Durch Abgleiten der Lamellen-Aggregate auf den wassergefüllten Lamellen-Poren entsteht die Form eines Kühlturms. Das Zerfließen des Calotten-Huts ist von der Bildung radialer Vertikalspalt-Poren begleitet. Die nicht durch Gleitung verformten Lamellen-Poren schließen sich beim Trocknen wieder: Reversibler Gewinn an Makroporen.



Skizze 4 : Anordnung der Lamellen-Poren

5.



Skizze 5 : Zergleiten bei schneller Sättigung

Entregelung der Lamellen-Aggregate durch Gleiten, Lamellen-Poren-Verdickung und Dichte-Abnahme in der Mantelzone erzeugen dagegen einen irreversiblen Gewinn an Makroporen.

Beispiel:	Ausgangs-PZ	$48 * 10^{-2}$
	Reversibler Quell-Gewinn	$\pm 5 * 10^{-2}$
	Irreversibler Quell-Gewinn	$+21 * 10^{-2}$

## 5.DEUTUNG

Drei Phasen struktureller Reaktion folgen der kapillaren Wasseraufnahme gepreßter Monolithe:

### 1 "Passive Quellung"

- Zone B - nicht auf Quellung des Tons, der schon gequollen ist, beruhend, sondern etwa bei Unterschreitung von  $pF$  3.5 einsetzend.

In der Endphase des Pressens von Bodenmaterial verhalten sich bisher plastisch verformbare Korn-Aggregate zunehmend wie "starre" Kompartimente innerhalb der Boden-Matrix. Sie werden unter Entstehung elastischer Spannungen zusammen-gezwungen und in diesem Zustand durch Wassermensken oder Adhäsionskräfte "verklebt" (Beispiel: Pinzette, am offenen Ende mit Klebstoff verklebt, Skizze 6). Wasseraufnahme "löst" die Verklebung und bewirkt eine elastische Entspannung unter Aufreißen von Klüften an ehemaligen Unstetigkeitsstellen unter Quellung. (Der Klebstoff der Pinzette wird gelöst: "Pinzetten-Effekt")

### 2 "Luft-Quellung"

Erforderlich sind:

A Einschluß von Luftblasen in Intergranularporen

B Leichte Verschlebbarkelt der die Pore als Wand umgebenden Körner - also niedrige Menisken-Tension.

Vorkommen: In einem Saum etwas unterhalb der gegen Zone B hin vorrückenden Front von Zone C, wenn diese Infolge rascher Wasserzufuhr stark "dendritisch" ausgebildet ist.

"Dendritisch": Bezirke mit gröberen Kapillaren sättigen sich schneller mit Wasser auf als die homogenen Matrixbezirke mit feinen Intergranular-Poren und umklammern diese - umgekehrt zur langsamen Aufsättigung, bei der erst die feinen Intergranularporen gefüllt werden und deren Luftinhalt durch die noch trockenen gröberen Kapillaren entweichen kann. Luft-Einschluß und -Kompression führen - anders als nach der Arbeitshypothese (s.o.!) erwartet - in fortschreitender Front zu deren Austreibung aus den Intergranularporen und

deren Vereinigung in Luft-Lamellen-Blasen, bei deren Bildung Aufweilungsarbeit gegen die Auflast der noch starren Zonen A und B geleistet wird. Die dabei entstehenden Lamellen-Aggregate werden durch Luftquellung innerhalb der Intergranularporen offensichtlich nicht wie erhofft gelockert. Dies ergibt sich aus Dichtemessungen der feinen Aggregat-Plättchen sowie Entwässerungscharakteristiken. Die Luftquellung allein erzeugt im Wesentlichen Makroporen, und diese schließen sich bei Austrocknung meist wieder.

### **3 Aggregat-Fließen**

Größere Beständigkeit von erzeugten Lamellen-Poren entsteht durch "Entregelung" des Lamellen-Aggregat-Verbandes durch Zergleiten oder Zerfließen, so daß bei nachfolgender Trocknung keine engen Flächenkontakte mehr möglich sind. Zerfließen verdickt zugleich die Lamellen-Poren und vermehrt dadurch ihren Volumenanteil.

## **6. FOLGERUNGEN**

"Luft-Quellung" im Verlauf der Befeuchtung wasseraufnahmefähiger verdichteter Boden-Aggregate kann zwar eine Wiederauflöckerung bewirken, jedoch nur durch Erzeugung von Makro- oder Sekundärporen. Eine Regeneration, d.h. Vergrößerung der Intergranular-Poren, wird wider Erwarten nicht beobachtet. Die Aussage, wenn auch bislang nur aufgrund eines Befeuchtungs- und Wiederaustrocknungsganges gewonnen, wird sich auch durch Wiederholung des Vorganges am selben Objekt nicht ändern. Je stärker die Austrocknung, je geschwinder die Wasseraufnahme und je höher der schließliche Sättigungsgrad des Bodenaggregats, desto größer ist der Gewinn an irreversiblen Makroporen.

## **7. HYPOTHESE**

Zerlegung von kompakten, dichten Aggregaten lössbürtiger Böden durch Luftquellung in zahlreiche zergleitende Feinlamellen erzeugt im Aggregat-Inneren große Oberflächen. Deren Verklebung bei wiederholter Befeuchtung und Austrocknung könnte "Narben" schaffen, in denen - ähnlich wie bei der Sedimentation im Bodenbrei - eine neue lockere Primärstruktur entsteht. Eine schnelle Regeneration verdichteter Primärstrukturen ist auch hierdurch nicht zu erwarten. Bodenverdichtung bleibt gefährlich, weil die volle Reversibilität nach wie vor fraglich ist.

Sicherung von Altlasten durch Oberflächenabdichtung - Ergebnisse aus hydrologischen Felduntersuchungen auf der Deponie Georgswerder, Hamburg

von

Melchior, S. und G. Miehlich*

**1. Einleitung**

Die nachträgliche Abschirmung der Schadstoffe gegenüber möglichen Transportmedien ist die am häufigsten angewandte Strategie zur Sicherung von Altlasten. Sanierungsmaßnahmen, die auf eine Entnahme und Behandlung oder auf einen in-situ Abbau der Schadstoffe zielen, sind vielfach aus technischen, ökologischen oder finanziellen Gründen nicht durchführbar. Bei der Einkapselung von Altlasten und beim Aufbau neuer Deponien spielen Oberflächenabdichtungen eine zentrale Rolle. An solche Abdecksysteme werden verschiedene Anforderungen gestellt:

- (1) Als Systeme sollen sie die Infiltration von Niederschlägen in den Müllkörper verhindern, als Pflanzenstandort geeignet sein, eine zuverlässige Gasfassung ermöglichen und langfristig gegen Erosion, Setzungen, Frost, Verockerung und Dichtsetzen der Dränagen, biologische Aktivität und Austrocknung stabil sein.
- (2) Neben der reinen Systemeffizienz muß die Gesamtwasserbilanz des Standortes in seiner zeitlichen Dimension betrachtet werden: je schneller ein Abdecksystem realisiert werden kann (d.h. je einfacher es zu planen, zu bauen und zu kontrollieren ist), desto geringer wird die vom Standort ausgehende Kontamination sein.
- (3) Aus gesamtgesellschaftlicher Sicht kommt zu den genannten Anforderungen noch die Notwendigkeit, kostengünstige Systeme einzusetzen, um bei vorgegebenen Finanzrahmen eine möglichst große Zahl der vorhandenen Altlasten sichern zu können.

Den unter (1) aufgelisteten Anforderungen kann nur durch mehrschichtige Systeme, meist eine Kombination aus Decksstrat, Dränschicht, Dichtsystem und Gasdränage, begegnet werden. Als Dichtelemente stehen derzeit Kunststoffdichtungsbahnen (meist Polyethylen hoher Dichte, PEHD), mineralische Dichtschichten aus verdichtet eingebauten bindigen Sedimenten und Kapillarsperren (feinkörnige, nicht bindige Lockersedimente über grobkörnigen, nicht bindigen Lockersedimenten) zur Verfügung. Aufgrund schlechter Erfahrungen mit einfachen Dichtungen in der Vergangenheit werden zur Zeit meist Kombinationsdichtungen aus diesen Elementen geplant und gebaut. Jedes der verschiedenen Dichtelemente unterliegt beim Bau spezifischen, meist witterungsbedingten Gefährdungen, so daß bei notwendigerweise hohen Qualitätsansprüchen jede sorgfältig geplante Oberflächendichtung zu einer zeit- und kostenaufwendigen Baumaßnahme mit entsprechendem Qualitätssicherungsprogramm wird.

Obwohl in den letzten Jahren eine Reihe von Abdecksystemen gebaut wurden, liegen kaum Daten zur Funktion dieser Systeme vor. Die Kenntnisse zu den physikalischen Prozessen in Dichtsystemen sowie zu deren Langzeitverhalten sind begrenzt. Standardisierte Bau- und Prüfverfahren sind kaum entwickelt. Seit 1986 werden daher auf der Deponie Georgswerder in Hamburg Felduntersuchungen zur Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme mit dem Ziel durchgeführt, Basisdaten zur Entwicklung in Richtung auf die genannten Anforderungen (1) bis (3) optimierter Systeme zu

* Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 2 Hamburg 13

lieferrn. Über das Untersuchungskonzept und den Aufbau der Anlage wurde bereits in MELCHIOR und MIEHLICH (1987) berichtet. Darin sind auch die verschiedenen Testvarianten beschrieben. Wir verweisen insbesondere auf Abb. 2 in dieser Veröffentlichung. Eine etwas umfangreichere Darstellung liegt mit MELCHIOR u. MIEHLICH 1989 vor, so daß wir uns hier auf die Darstellung der ersten Ergebnisse beschränken. Aus diesen Ergebnissen greifen wir die Abflußdaten heraus und werden vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse den derzeit vorliegenden Entwurf der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall zur TA Abfall diskutieren.

## 2. Ergebnisse

### 2.1 Wasserbilanz 1988

1988 lag der Niederschlag in Georgswerder mit rund 800 mm etwas über dem langjährigem Mittel. Die Evapotranspiration betrug 400 mm (als Restgröße der Wasserhaushaltsgleichung bestimmt). Der Bodenfeuchtevorrat des Decksubstrats nahm um rund 30 mm ab. Dabei ist zu beachten, daß der Bau der Felder erst Ende 1987 abgeschlossen war, so daß das relativ feucht eingebaute Decksubstrat im Jahr 1988 seine erste Austrocknung erfahren hat und sich die Grasvegetation erstmals in diesem Jahr voll entwickelt hat.

Bei den Abflüssen ergibt sich folgendes Bild:

- o Oberflächenabfluß tritt bei beiden Hangneigungen (S-Felder 20%, F-Felder 4%) auf. Abflußvolumen und -intensität sind jedoch bei den steilen Feldern höher als bei den flachen Varianten (17 bzw. 4 mm). Trotz der im Winter 1987/88 nur spärlich entwickelten Vegetation trat kaum Erosion auf.
- o Lateralen Abfluß im Decksubstrat gibt es nur bei den steilen Testfeldvarianten. Dieser Fluß trägt zwar nur weniger als 1% zur Gesamtwasserbilanz bei, er ist jedoch als Phänomen interessant, da der Übergang vom Decksubstrat zur Dränschicht im Prinzip eine Kapillarsperre darstellt. Im bindigen Decksubstrat reicht jedoch die hydraulische Leitfähigkeit nicht aus, um einen höheren Anteil der infiltrierenden Wasservolumina lateral abzuführen.
- o Die größten Schwankungen in den Flußraten treten in den Dranschichten auf. Erstaunlicherweise hat die Hangneigung keinen Einfluß auf die Gesamtmenge des Abflusses (360 mm, 44% des Niederschlags). Lediglich die Flußintensität liegt bei den steilen Feldern deutlich höher (die maximalen Flußraten liegen dort 1988 mit 900 l/h mehr als doppelt so hoch wie bei den F-Feldern).
- o Die unterhalb der Dichtsysteme aufgefangenen Wasservolumina betragen mit 0,6 bis 7,1 mm deutlich weniger als 1% des gefallenem Niederschlags.

### 2.2 Durchsickerung der Dichtsysteme

Unterhalb der verschiedenen Dichtsysteme werden die anfallenden Wasservolumina in kiesgefullten Auffangwannen gefaßt und zur Messung abgeleitet. In den Abb. 1 bis 3 sind die Ergebnisse dieser Messungen in ihrem Zeitverlauf dargestellt. Die Messungen beginnen während des Testfeldbaus, der bei den steilen Feldern in der 40. und bei den flachen Feldern in der 48. Kalenderwoche endete (in dieser Zeit noch einige Meblucken aufgrund der Bautätigkeiten in den Meschachten). In Abb. 1 und 2 werden die Flußraten auf den Feldern S2 bzw. F2, deren Dichtsysteme jeweils als Kombinationsdichtungen mit PEHD-Dichtungsbahn über Geschiebemergeldichtung ausgebildet sind, mit den Flußraten der Felder S1 und F1 verglichen, die lediglich eine mineralische Dichtschicht aus Geschiebemergel ohne darüberliegender Dichtungsbahn aufweisen.

Insgesamt sind die Flußraten sehr niedrig. Sie liegen während der letzten Wochen des Baus, in denen die Dränschicht und das Decks substrat aufgebracht wurden, deutlich höher und gehen dann zurück. Die PEHD-Dichtungsbahnen auf den Feldern S2 und F2 wurden beim Einbau intensiv überwacht und sind daher als wasserdicht anzusehen (die Frage ihrer Langzeitstabilität stellt sich erst in wesentlich längeren Zeiträumen). Von dieser Voraussetzung ausgehend handelt es sich bei den dort gemessenen Wasservolumina (schwarze Balken in Abb. 1 und 2) nicht um eine Durchsickerung des Dichtsystems, sondern um eine Porenwasserabgabe der mineralischen Dichtschicht unter der Dichtungsbahn infolge ihrer Restkonsolidierung nach Aufbringung der zusätzlichen Auflast von Dränschicht und Decks substrat (insgesamt 1 m mächtig). Diese Hypothese wird dadurch untermauert, daß bei den entsprechenden Feldern ohne Dichtungsbahn beim Bau zunächst identische Flußraten und später durchweg höhere Flußraten gemessen werden. Die dort auftretenden Flußraten (die weißen Balken in Abb. 1 und 2) stellen somit die Summe aus Porenwasserabgabe des Geschiebemergels und Durchsickerungsrate durch die mineralische Dichtschicht dar. Diese letzte Annahme ist etwas simplifizierend, da die Konsolidation der mineralischen Dichtschichten aufgrund der unterschiedlichen Randbedingungen (mit und ohne Überdeckung durch die Kunststoffdichtungsbahn) nicht völlig synchron verläuft. Der Verlauf der Abflüsse läßt jedoch keinen großen Unterschiede im Verlauf der Konsolidierung auf den verschiedenen Feldern vermuten.

Ende 1988 geht die Porenwasserabgabe aus dem Geschiebemergel gegen Null. Das Versiegen des Wasserflusses auf den Feldern S2 und F2 deckt sich dabei mit einem Rückgang der hydraulischen Potentiale in den Dichtschichten, die zu diesem Zeitpunkt erstmals Werte um +1,1 annehmen, die mit den Potentialen in den begrenzenden Schichten in Einklang stehen, nachdem zuvor deutlich höhere Gradienten aufgrund des Porenwasserdruckes gemessen wurden. Änderungen des volumetrischen Wassergehalts wurden im Zuge der Porenwasserabgabe nicht gemessen, wurden jedoch auch nicht erwartet, da die Gesamtporenwasserabgabe mit 61 und 169 Litern auf S2 und F2 äußerst gering ist (bei einer Feldgröße von 500 m² sind dies 0,12 bzw. 0,34 mm). Die zu beobachtenden Unterschiede zwischen den S- und den F-Feldern decken sich erstaunlich gut mit den unterschiedlichen Einbauwassergehalten des Mergels.

Reduziert man die 1988 auf den Feldern S1 und F1 unter den Dichtsystemen gemessenen Wasservolumina (1,9 bzw. 7,1 mm) um die auf die Vergleichsfeldern S2 und F2 bestimmten Porenwasserabgabemengen (0,6 bzw. 3,4 mm), so verbleiben sehr geringe Durchsickerungsraten (1,3 bzw. 3,7 mm). Zum Vergleich: als Genehmigungsaufgabe für Deponiedichtungen wird zur Zeit meist das Unterschreiten einer hydraulischen Leitfähigkeit von  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s gefordert. Bei diesem kf-Wert und einem Gradienten von 1 würde sich eine Durchsickerungsrate von 30 mm/a oder 300 Liter/Woche und Testfeld ergeben. Aus den vorliegenden Daten auf den kf-Wert der mineralischen Dichtschicht zu schließen ist jedoch nicht möglich, da die Durchsickerungsbedingungen durch die Schichten maßgeblich durch die herrschenden Porenwasserdrücke gesteuert werden. Es bestehen jedoch bisher zumindest keine Anzeichen für ein Versagen der Dichtungen. Nach Abklingen dieser Porenwasserdrücke wurde auf Testfeld F1 ein Tracerversuch gestartet, um Fließwege und Verweilzeiten in der mineralischen Dichtschicht näher zu untersuchen.

Die besten Ergebnisse wurden bisher mit der erweiterten Kapillarsperre auf Testfeld S3 erzielt (Abb. 3). Fast 100 % der Zusickerung in die Kapillarschicht wird in dieser lateral abgeführt und strömt nicht über die Schichtgrenze. Lediglich während des Baus wurde einige Liter aus dem Kapillarsblock gefaßt.

Bis jetzt funktionieren demnach alle getesteten Systeme besser als erwartet und als durch die Genehmigungsaufgaben gefordert. Die weiteren Messungen werden zeigen, ob dies so bleibt. Auf Standorten, an denen geeignete Materialien zur Verfügung stehen, sollten erweiterte Kapillarsperren als mögliche Dichtsysteme in Betracht gezogen werden.

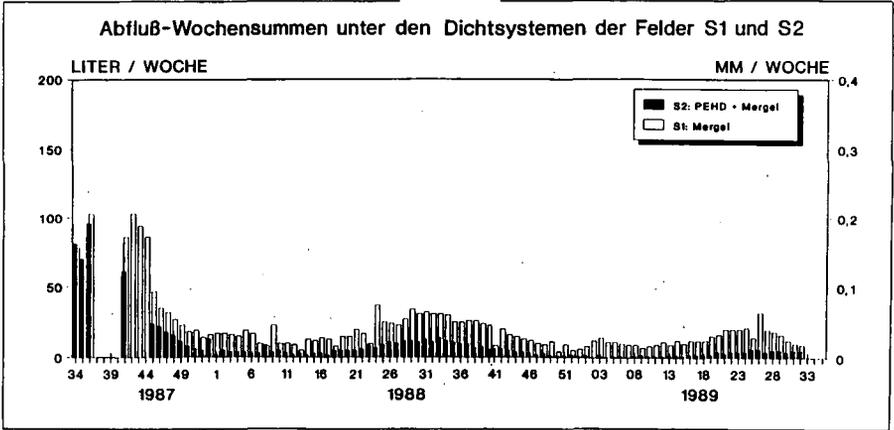


Abb. 1

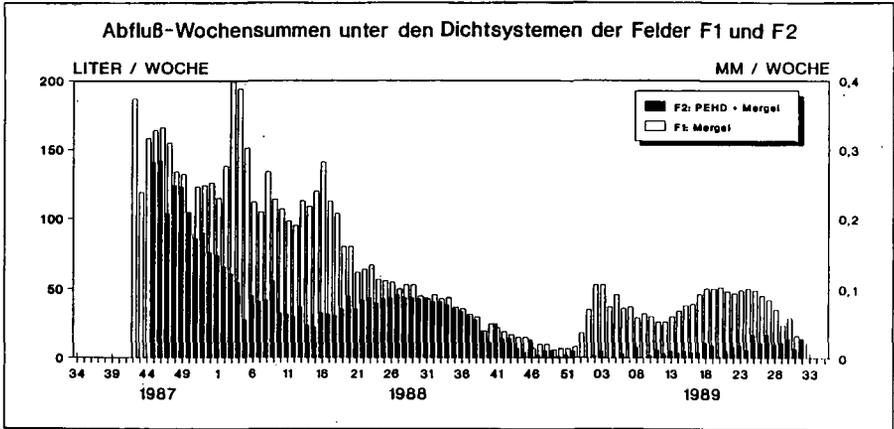


Abb. 2

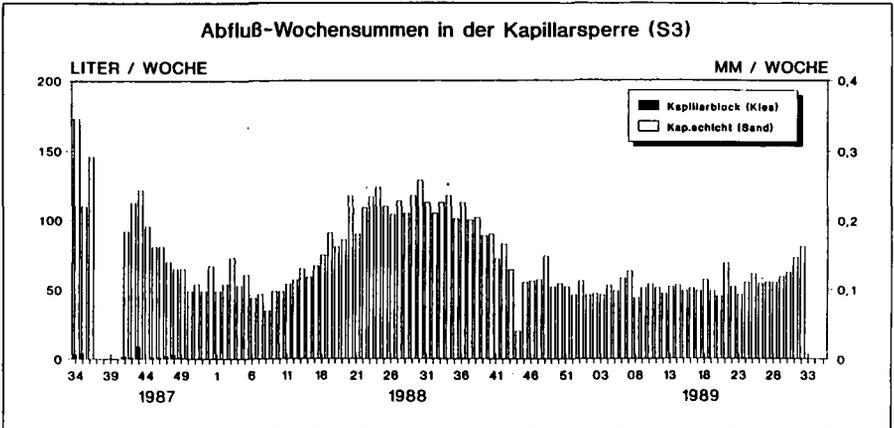


Abb. 3

### 3. Bewertung der vorliegenden Entwürfe zur TA Abfall, Teilbereich Deponieabdichtung

Vor dem Hintergrund unserer Ergebnisse bedürfen die gegenwärtigen Entwürfe zur Technischen Anleitung Abfall, Teilbereich Deponieabdichtung (DRESCHER 1988) trotz einer Reihe wesentlicher Neuerungen u.E. in einigen Punkten einer vertieften Diskussion:

- o Es soll dort ein bestimmter Typ als Dichtsystem festgeschrieben werden (Preßverbund aus Kunststoffdichtungsbahn über mineralischer Dichtschicht). Dies entspricht zwar dem gegenwärtigen Stand der Technik, die Festschreibung behindert u.E. jedoch Weiterentwicklungen. Andere Systeme und technische Konzepte, z.B. erweiterte Kapillarsperren als Oberflächendichtsysteme, sollten bei Eignungsnachweis auch genehmigungsfähig sein.
- o Für eine Reihe von Parametern, die z.T. nur indirekt die Funktion von Dichtsystemen beeinflussen (z.B. Tongehalt, Schichtmächtigkeiten), werden eng definierte Werte vorgeschrieben. Für andere Parameter, z.B. die Tonmineralzusammensetzung von Basisdichtungen, fehlen Vorgaben. Das bislang gut funktionierende Abdecksystem der Deponie Georgswerder wäre nach diesen Vorgaben nicht genehmigungsfähig gewesen. Als Nachweis der Wirksamkeit der Dichtsysteme wird jedoch lediglich ein im Labor zu ermittelnder Wert für die gesättigte Wasserleitfähigkeit von unter  $5 \cdot 10^{-10}$  m/s (bei  $i=30$ ) gefordert, dessen Übertragbarkeit auf Feldbedingungen fragwürdig ist. U.E. wären Nachweise der Systemdurchlässigkeit von Oberflächendichtungen gegenüber Wasser und Gas und von Basisdichtungen zusätzlich gegenüber gelösten und dispergierten Stoffen unter Feldbedingungen zu fordern und angesichts der hohen Gesamtkosten solcher Baumaßnahmen auch von den Kosten her vertretbar.
- o Die Anforderungen an Oberflächen- und Basisdichtungen sind unterschiedlich und sollten getrennt definiert werden. Statt der Vorgabe technischer Lösungen und der Festlegung von Materialkennwerten, die nicht ursächlich die Systemwirksamkeit bestimmen, wahrscheinlich aber standortbezogene und problemorientierte Lösungen im Einzelfall einschränken, sollten besser die Verfahren der Qualitätssicherung nach Art und Umfang deutlicher vorgegeben werden. Dabei sollte stärker zwischen Eignungsprüfungen vor Baubeginn zur Auswahl geeigneter Baustoffe und Bautechnologien, sowie der Qualitätssicherung beim Bau und dem Langzeitmonitoring nach Abschluß des Baus unterschieden werden.

#### Literatur

- DRESCHER, J. (1988): Deponiedichtungen für Sonderabfalldeponien - Arbeitspapier. Müll und Abfall 7, 281-295 und 8, 338-347.
- MELCHIOR, S. u. G. MIEHLICH (1987): Untersuchungen zum Wasserhaushalt mehrschichtiger Oberflächendichtsysteme auf der Deponie Georgswerder, Hamburg. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55/I, 213-218.
- MELCHIOR, S. u. G. MIEHLICH (1989): Hydrological Studies on the Effectiveness of Different Multilayered Caps. Sardinia '89, 2nd International Landfill Symposium in Porto Conte, Sardinien. 13.S.



**SICKERUNG VON WASSER UND DISPERSIVER TRANSPORT NICHT SORBIERBARER  
SOLUTE IN ACKERKRUME UND UNTERBODEN VON SANDBÖDEN**

von

B. Meyer u. J. Stlegemann

**FRAGESTELLUNG UND WEG**

Auf Grund ihrer geringen Wasserspeicherkapazität (FK) unterliegen Sandböden einer relativ erhöhten Auswaschungsgefahr für nicht sorbierbare Stoffe in der Bodenlösung wie Nitrat und andere Anionen (DUYNISVELD, 1987).

Die  $A_p$ -Horizonte dieser Sandböden mit unterschiedlichen Gehalten an organischer Substanz in Form von Moderhumus-Partikeln stellen die wesentliche Speicher- und Transferzone zwischen Boden und Pflanze für Wasser bzw. darin gelöste Stoffe dar. Der Verlust von (Nähr-)Stoffen aus dieser Transferzone ist für den Landwirt als pflanzenbaulichen Nutzer meist nicht rückgängig zu machen. Der Verlust wird andererseits für nachgeordnete Nutzer des Sickerwassers bzw. des Grundwasser-Reservoirs zur qualitätsmindernden Eintragsgröße.

Die hohe Auswaschungsgefahr macht die ackerbaulich genutzten Sandböden zum Gegenstand vielfältiger Forschungsbemühungen, den Austrag von Stoffen wie z.B. Nitrat bis hin zu Pflanzenschutzmitteln nicht nur zu messen, sondern auch mit Hilfe von Modellansätzen zu kalkulieren (siehe Mittlgn.DBG 57, 1988).

Mit diesen Ansätzen soll der Versuch gemacht werden auf zahlreiche grundlegende und anwendungsorientierte Fragen des Stofftransports bzw. seiner zeitlichen und räumlichen Auswirkung im porösen Medium Boden Antworten zu finden.

Prediktive Kalkulationsansätze und Modelle benötigen dafür unter anderem zuverlässige Transportparameter, um den spezifischen Transportverlauf naturnah zu simulieren. Ein Fernziel der vorliegenden Untersuchung ist es, den Nährstoff-Austrag bestimmter durch Gemüsebau intensiv genutzter Sandböden zu messen, und die erforderlichen Interpolationen durch Modellversuche und Berechnungen vorzunehmen. Dazu dienen Tracerversuche im Labor und Feld. Dabei stehen, die auftretenden Vermischungsvorgänge bei der Verdrängung kurzer, zonaler Tracerinputs (slug) zu verfolgen. Die Versuche laufen bei unterschiedlichen Filter- bzw. Porenwassergeschwindigkeiten. Es wird angestrebt im Labor mit ähnlich niedrigen Porenwassergeschwindigkeiten zu arbeiten, wie sie im Freiland im Winterhalbjahr abschnittsweise auftreten.

Zum Verhalten des Moderhumus beim Stofftransport wird von folgender Arbeitshypothese ausgegangen. In den Sandböden- $A_p$ -Horizonten sind koprogene "Moderhumus-Schwämmchen", in denen "ruhendes" Wasser gespeichert ist, in einem kompakten Körper aus Sandkörnern eingebettet. Dessen poröses Medium leitet überschüssiges Wasser kapillar oder filmförmig schnell ab.

Die aus den Tracerversuchen gewonnenen Durchbruchkurven dienen zur Bestimmung der Transportparameter (Dispersionskoeffizient etc.) mit Hilfe eines Rechenmodells. Abschließend werden die in Labor- und Feldversuchen ermittelten Transportparameter im Hinblick auf ihre gegenseitige Übertragbarkeit geprüft und verglichen.

---

* von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

## MATERIAL UND METHODEN

Die Feld- und Laboruntersuchungen beziehen sich auf Sande der Saale-Elszeit im nordöstlichen Teil des Landkreises Hannover auf verschiedenen landwirtschaftlich genutzten Standorten mit ähnlicher Korngrößenzusammensetzung, aber unterschiedlichen Gehalten an organischer Substanz. Für zwei Standorte mit den Böden A, B und C werden einige Ergebnisse mitgeteilt. A und B haben jeweils 30 cm mächtige A_p-Horizonte, C ist B_v-Material des Standortes B.

A und B sind schwach schluffige bis mittelsandige Sande (u'S - uS), C ein reiner Sandboden, der aus technischen Gründen durch Abseibung von Fraktionen < 63 µm (Anteil = 12 %) befreit wurde. Deutliche Unterschiede zwischen den Bodenmaterialien A, B und C bestehen in den Gehalten an organischer Substanz (A = 5,48 %, B = 0,84 %, C < 0,17 %).

Die Feldversuche gestalteten sich wie folgt: An den Standorten A und B wurden Kunststoffzylinder mit einer Oberfläche von 471 cm² und einer Länge von 35 cm eingetrieben. Die abgegrenzten ungestörten Bodenmonolithe wurden am 17.01.88 mit einer Chloridtracelerlösung injiziert: 60 ml (1,2 mm) einer Cl-Tracelerlösung (CaCl₂) mit einer Konzentration (C₀) von 17690 mg Cl/Liter.

Die Verdrängung des zonalen Tracer-Inputs erfolgte dann durch natürliche Niederschläge. Die Probenahme zu einzelnen Terminen erfolgte in jeweils 7 Kompartimenten mit einer Schichtstärke von 5 cm. Zu jedem Termin wurden 2 Zylinder entnommen und separat analysiert. Die Trockendichte der Böden wurde in unmittelbarer Nachbarschaft der Versuchszylinder bestimmt. Ebenso erfolgte eine Kontrolle der gravimetrischen Wassergehalte des betreffenden Horizontes innerhalb der Messperiode.

Im Labor wurde parallel zu den Arbeiten im Feld eine Säulen-Versuchsanlage errichtet. Das auf 4 mm abgesiebte Bodenmaterial der Standorte A und B wurde in 30 cm lange Säulen gefüllt und verdichtet. Mittels zeitgeschalteter Beregnung wurde ein "steady-state" eingestellt, wobei die Bodenfeuchten etwa denen des Freilandes angepaßt waren. Die Feuchte der Bodensäulen wurde durch Wägung der ganzen Säule bzw. der beim Zerlegen anfallenden 1 cm Schichten gravimetrisch bestimmt.

Wie im Freiland erhielten auch die Laborsäulen einen zonalen Tracer-Input von 30 ml (1,6 mm), jedoch aus einer Cl-Lösung mit einer C₀ von 23520 mg Cl/Liter, entsprechend einer Chloridmenge von 706 mg je Säule. Der Austrag des aufgetragenen Chlorids durch eine Kurzintervall-Beregnung wurde 1 bis 2 mal täglich im Sickerwasser, sowie in der Feld-Bodenlösung durch Titration mit Silbernitratlösung bestimmt.

Die Bestimmung der Transportparameter für die Labor- und Feldmessdaten erfolgte mit einem Anpassungsprogramm für Durchbruchkurven von Parker und van Genuchten (1984). Es operiert nach dem Prinzip der Minimierung der Summe der kleinsten Abstandsquadrate. Die aus den errechneten Transportparametern resultierende Durchbruchkurve sollte mit einer möglichst geringen Abweichung der gemessenen Durchbruchkurve soweit wie möglich angeglichen sein. Das Modell fußt auf der einfachsten mathematischen Beschreibung (Gl.1) eines Systems mit dispersivem und konvektivem Fluß (NAUMAN u. BUFFHAM 1983).

$$(Gl.1) \quad \delta C / \delta t = D \cdot \delta^2 C / \delta z^2 - V_p \cdot \delta C / \delta z$$

Darin ist C die Konzentration [mg/cm³], D der Dispersionskoeffizient [cm²/Tag], V_p die Porenwasser-Geschwindigkeit [cm/Tag], z die Entfernung [cm] und t die Zeit [Tage]. Das Modell gliedert sich in verschiedene Teile zur Bearbeitung des speziellen Datenmaterials, welches im Falle der Freilandmessdaten als residente (volume-averaged) bzw. für die Labormessdaten flußbezogene (flux-averaged) Konzentration angesehen werden muß (PARKER, 1984).

Das Modell unterstellt konstanten Flux durch ein homogenes Bodenprofil mit konstantem Wassergehalt. In einer ersten Annahme wird eine mögliche Retardation ausgeschlossen. Es werden keine Quellen und Senken vorgegeben.

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Abb. 1 zeigt die im Labor gemessenen und berechneten Cl-Durchbruchskurven für jeden Boden, zum einen über das Porenvolumen, zum anderen über die Zeit (Abb. 1/ingeschobene Graphik) abgetragen sind. Alle Kenngrößen der Säule bzw. die gemessenen und errechneten Transportparameter stehen am rechten Rand der Graphik. Gleiches gilt für die in Abbildung 2 dargestellten Feldversuche an den Standorten A und B zu 2 Zeitpunkten.

Die Massenbilanz der Säulen ergibt einen Austrag von 97-100 % des Chlorideintrags. Die Maxima der relativen Konzentration ( $C/C_0$ ) der Durchbruchskurven sind unterschiedlich: A = 0,034, B = 0,072, C = 0,088. Die bei C benötigte Zeit für den Traceroutput ist um etwa die Hälfte geringer gegenüber A. Ein geringerer Gehalt an organischer Substanz in der Bodenmatrix senkt die maximale Konzentration und erhöht den Zeitbedarf für den Durchbruch. Die errechneten Dispersionskoeffizienten  $DK$  liegen mit 0,69 - 5,02  $\text{cm}^2/\text{Tag}$  im Bereich der Werte, die von BEESE und van der PLOEG 1979 für einen  $A_p$ -Horizont einer Lößparabraunerde mitgeteilt worden sind: 0,5 und 1,8  $\text{cm}^2/\text{Tag}$  bei einer Porenwasser-Geschwindigkeit ( $V_p$ ) von 0,76 und 2,46  $\text{cm}/\text{Tag}$ . De Smedt et. al. (1984) ermittelten für einen reinen Sandboden, entsprechend C, einen  $DK$  von 8,81  $\text{cm}^2/\text{Tag}$  bei einer  $V_p$  16,8  $\text{cm}/\text{Tag}$ . Beide Autoren rechnen mit immobilen Bodenwasseranteilen bis 15 %.

Die Cl-Durchbruchskurve ist für Boden A (Abb. 1) flach und breit, für die Böden B und C zunehmend steiler und schmaler. Ihr symmetrischer Verlauf nähert sich stark dem Idealbild für nicht reagierende Lösungen (KIRKHAM u. POWERS 1972, NAUMAN u. BUFFHAM 1983). Dem Ideal angenähert erreichen erste Tracermengen die untere Grenze der Säule nach Verdrängung von 0,5 Porenvolumen (PV), das Maximum des Traceraustrags bei 1 PV. Abweichungen zeigt die Durchbruchskurve des Bodens A, die um 0,15 PV gegenüber 1 PV vorverlegtes Durchbruchmaximum besitzt.

Eine befriedigende Kurvenanpassung ist in diesem Fall durch die Einführung eines Retardationsfaktors in das Rechen-Modell möglich. Dieser Faktor verändert sowohl den  $DK$  wie die  $V_p$  (PARKER u. van GENUCHTEN 1984, BEAR 1972).

Die Feldmessungen am 1.02.88 für die Standorte A und B bestätigen die Laborergebnisse: A hält zu diesem Zeitpunkt noch die gesamte applizierte Tracermenge in der Krume 0 bis 35 cm, während B einen deutlichen Verlust an Tracer aufweist. Wie im Laborversuch ist das unterschiedliche Austragsverhalten auf die durch die Bodenwassergehalte differenzierte Porenwasser-Geschwindigkeit zurückzuführen. Die Kurven der Cl-Verlagerung im Freiland basieren im Unterschied zu denen im Labor nicht auf "flux-averaged" sondern "resident" Konzentrationen. Sie spiegeln trotzdem die Resultate der entsprechenden Laborsäulen zufriedenstellend wider. Wie im Labor benötigt die Tracerpassage durch Boden des Standortes A deutlich mehr Zeit als durch Boden B (Siehe Abb. 2 Aufgabe/Austrag). Die relativen Konzentrationen ( $C/C_0$ ) am 1.02.88 liegen mit 0,029 für A und 0,057 für B in der Größenordnung der in den Laborsäulen gemessenen. Einschränkend hinzugefügt sei, daß die Werte unterschiedlichen Passagestrecken zuzuordnen sind. Die aus den Niederschlägen einer Messperiode ermittelten mittleren  $V_p$ -Werte für die Standorte A und B entsprechen größenordnungsmäßig den in den Säulen-Versuchen gewählten.

Die Feld- und Laboruntersuchungen zeigen einen deutlichen Einfluß der organischen Substanz des Moderhumus auf die Tracerpassage in den untersuchten Sandboden- $A_p$ -Horizonten. Sie verursacht eine Erhöhung der Wasserspeicherkapazität, was bei gleicher Korngrößenverteilung der Mineralsubstanz und vorgegebener Perkolationsrate zu einer abnehmenden  $V_p$  führt. Abnehmende  $V_p$  verringert die Dispersion, wie BERTSCH (1978) in einer Literaturübersicht zeigt.

Man kann die Annahme machen, daß das in den ca. 100 bis 150 µm großen Moderpartikeln gespeicherte Wasser als "ruhend" nicht bei der Sickerwasser-Passage verdrängt werden kann oder muß. Dies müßte infolge diffusiver Cl-Ionen-Verteilung zwischen bewegtem und ruhendem Wasser zu einer "Schwanzbildung" der Durchbruchskurve führen. Das ist aber nicht zu beobachten und führt zu dem Schluß: Die diffusive Einstellung des Ionen-Gleichgewichts ist sehr rasch, d.h. die einzelnen Moderhumus-Schwämmchen sind so klein, so homogen verteilt und haben eine so große zugängliche Oberfläche, daß keine "diffusive Retention" erfolgt - zumindest nicht bei den hier behandelten Humusgehalten.

Die Moderhumuspartikel entsprechen den bei BEESE (1982) formulierten Vorstellungen von "Quasi-Aggregaten", die einerseits zur Vorverlegung des Durchbruchs (Wasser verdrängung < IPV) führen, andererseits jedoch kein "Tailing" der mitgeführten nicht sorbierbaren Solute verursachen.

Die weitgehende Übereinstimmung von Labor und Feldmessergebnisse gestattet bei diesen Sandböden mit "gestörten" Laborsäulen Freilandverhältnisse zu simulieren. Das Vermischen bzw. die anschließende Rückverdichtung entspricht schließlich auch der landwirtschaftlichen Praxis der Bodenbearbeitung von Sandböden.

#### LITERATUR

Bear, J., 1972: Dynamics of fluids in porous media. American Elsevier Publishing Comp, Inc., N.Y. S. 579-663

Beese, F., 1982: Gesetzmäßigkeiten beim Transport gelöster Stoffe im Boden. Beiträge zur Hydrologie, Sonderheft 4, Kirchzarten, S. 267-300

Beese, F., R.R. van der Ploeg, 1979: Simulation des Anionen-Transportes in ungestörten Bodensäulen unter stationären Fließbedingungen. Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk. 142, S. 69-85

Bertsch, W., 1978: Die Koeffizienten der longitudinalen und transversalen hydrodynamischen Dispersion - ein Literaturüberblick. Deut. Gewässerkundl. Mitteiln. (22), Heft 2, S. 37-46

De Smedt, F., et. al. 1986: Study of tracer movement through unsaturated sand. J. of Hydrologie, 85, S. 169-181

Duynisveld, W.H.M. 1987: Einfluß von Standorteigenschaften auf Nitratauswaschung und Nitratbestand im Wurzelraum bei Ackerböden während der Hauptauswaschungsperiode. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 55/1, S. 141-145

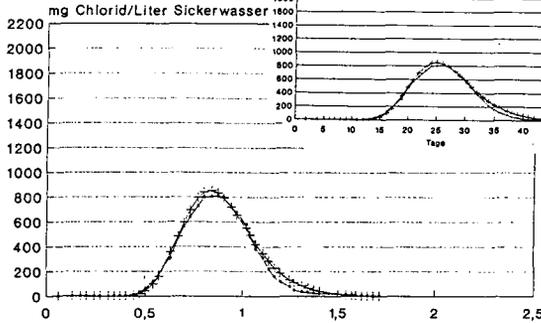
Kirkham, D., W.L. Powers, 1972: Advanced Soil Physics. Wiley-Interscience, S. 379-425

Nauman, E.B., B.A. Buffham, 1983: Mixing in continuous flow systems. John Wiley & Sons, Inc., S. 94-133

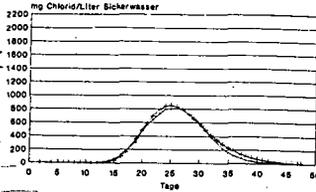
Parker, J.C., 1984: Analysis of solute transport in column tracer studies. Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 48, S. 719-724

Parker, J.C., M. Th. van Genuchten, 1984: Determining transport parameters from laboratory and field displacement experiments. Bull. 84-3, Va. Agric. Exp. Stn., Blacksburg, S. 1-96

**SKÄLE 1 BEFÜLLT MIT BODEN A**  
**GEHALT AN ORG. SUBSTANZ 5,48 %**



DURCHBRUCHSKURVE IN ABHÄNGIGKEIT VON DER ZEIT

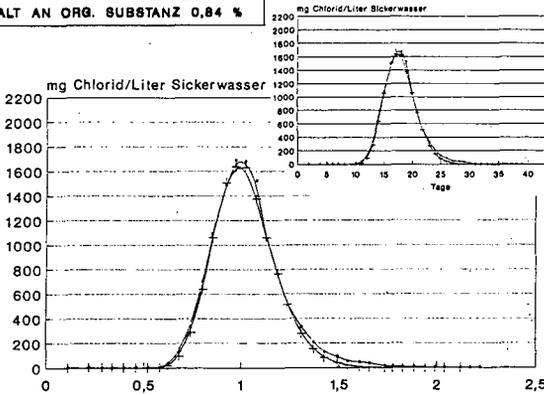


GEMESSENE UND  
 BERECHNETE TRANSPORTPARAMETER

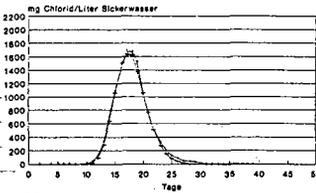
- $V_d = 0,55$  [CM/TAG]
- $V_p = 1,07$  [CM/TAG]
- $D^* = 0,77$  [CM²/TAG]
- $R^* = 0,88$  [-]
- $P_i = 0,46$  [TAG]
- $C_i = 3,0$  [MG/LITER]
- $C_e = 23520$  [MG/LITER]
- $L = 32$  [CM]
- $T_d = 1,30$  [G/CM²]
- $\theta = 0,927$  [CM³/CM³]

Stoffbilanz Chlorid: Aufgabe 705 [mg Cl]  
 gemessener Austrag 682 [mg Cl]  
 Wiederfindung 97 [%]  
 maximale relative Konz.  $C_i/C_e = 0,034$   
 $\lambda^*$  berechnete Transportparameter

**SKÄLE 2 BEFÜLLT MIT BODEN B**  
**GEHALT AN ORG. SUBSTANZ 0,84 %**



DURCHBRUCHSKURVE IN ABHÄNGIGKEIT VON DER ZEIT

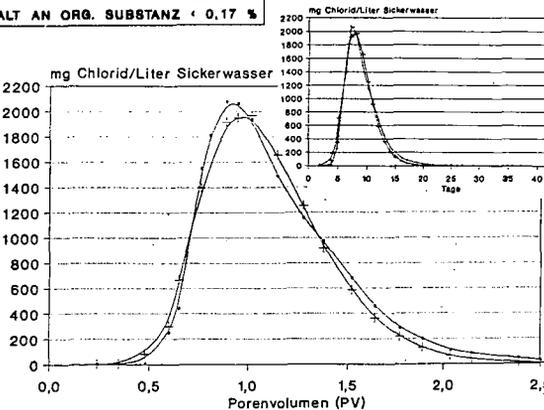


GEMESSENE UND  
 BERECHNETE TRANSPORTPARAMETER

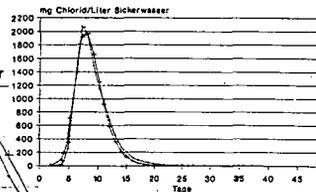
- $V_d = 0,24$  [CM/TAG]
- $V_p = 1,82$  [CM/TAG]
- $D^* = 0,69$  [CM²/TAG]
- $R^* = 1,01$  [-]
- $P_i = 0,46$  [TAG]
- $C_i = 3,0$  [MG/LITER]
- $C_e = 23520$  [MG/LITER]
- $L = 32$  [CM]
- $T_d = 1,52$  [G/CM²]
- $\theta = 0,187$  [CM³/CM³]

Stoffbilanz Chlorid: Aufgabe 705 [mg Cl]  
 Austrag 705 [mg Cl]  
 Wiederfindung 100 [%]  
 maximale relative Konz.  $C_i/C_e = 0,072$   
 $\lambda^*$  berechnete Transportparameter

**SKÄLE 2 BEFÜLLT MIT BODEN C**  
**GEHALT AN ORG. SUBSTANZ 0,17 %**



DURCHBRUCHSKURVE IN ABHÄNGIGKEITEN VON DER ZEIT



GEMESSENE UND  
 BERECHNETE TRANSPORTPARAMETER

- $V_d = 0,33$  [CM/TAG]
- $V_p = 2,79$  [CM/TAG]
- $D^* = 5,02$  [CM²/TAG]
- $R^* = 0,99$  [-]
- $P_i = 0,46$  [TAG]
- $C_i = 3,0$  [MG/LITER]
- $C_e = 23520$  [MG/LITER]
- $L = 32$  [CM]
- $T_d = 1,52$  [G/CM²]
- $\theta = 0,187$  [CM³/CM³]

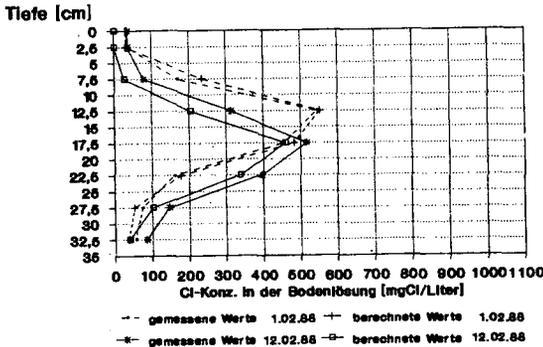
Stoffbilanz Chlorid: Aufgabe 705 [mg Cl]  
 Austrag 637 [mg Cl]  
 Wiederfindung 99 [%]  
 maximale relative Konz.  $C_i/C_e = 0,088$   
 $\lambda^*$  berechnete Transportparameter

— gemessene Werte    + berechnete Werte

Abb. 1: Durchbruchkurven eines zonalen Tracerinputs in Abhängigkeit vom Porenvolumen (PV) der Böden A,B und C. Gemessene und nach Gl. 1 berechnete Cl-Durchbruchkurven bei gleicher Filtergeschwindigkeit von 0,34 [cm/Tag] (+/- 0,01 cm)

**BENUTZTE ABKÜRZUNGEN**

- Filtergeschwindigkeit =  $V_d$  [cm/Tag]    Initiale Cl- Konzentration =  $C_i$  [mg/cm³]  
 Porenwassergeschwindigkeit =  $V_p$  [cm/Tag]    Tracer Cl- Konzentration =  $C_o$  [mg/cm³]  
 Dispersionskoeffizient =  $D$  [cm²/Tag]    Säulenlänge =  $L$  [cm]  
 Retardation =  $R$  [-]    Trockenraumdichte =  $\gamma_d$  [g/cm³]  
 Pulsdauer =  $P_t$  [Tag]    Wassergehalt =  $\theta$  [cm³/cm³]

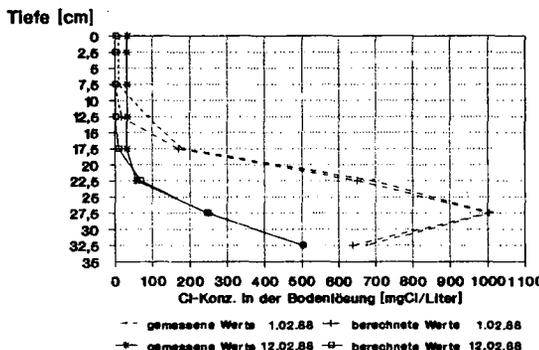


**STANDORT A                      ORG. SUBSTANZGEHALT 6,48 %**  
**Cl-TIEFENVERLAGERUNGSPROFIL AM 1.02.88 UND 12.02.88**

- 1.02.88**  
 GEMESSENE UND  
 BERECHNETE TRANS-  
 PORTPARAMETER  
 $V_d = 0,234$  [CM/TAG]  
 $V_p = 0,74$  [CM/TAG]  
 $D^* = 0,61$  [CM²/TAG]  
 $R^* = 0,69$  [-]  
 $P_t = 0,38$  [TAG]  
 $C_i = 36,0$  [MG/LITER]  
 $C_o = 17690$  [MG/LITER]  
 $L = 35$  [CM]  
 $T_d = 1,44$  [G/CM³]  
 $\theta = 0,323$  [CM³/CM³]

- 12.02.88**  
 GEMESSENE UND  
 BERECHNETE TRANS-  
 PORTPARAMETER  
 $V_d = 0,21$  [CM/TAG]  
 $V_p = 0,65$  [CM/TAG]  
 $D^* = 0,35$  [CM²/TAG]  
 $R^* = 0,81$  [-]  
 $P_t = 0,38$  [TAG]  
 $C_i = 39,0$  [MG/LITER]  
 $C_o = 17690$  [MG/LITER]  
 $L = 35$  [CM]  
 $T_d = 1,44$  [G/CM³]  
 $\theta = 0,323$  [CM³/CM³]  
 Stoffbilanz Chlorid: Aufgabe 1061 [mg Cl]  
                                          gemessener Anstrag 0 [mg Cl]  
 Wiederfindung im Zylinder 105 [%]  
 maximale relative Konz. C/C_o 0,029  
 *) berechnete Transportparameter

- Stoffbilanz Chlorid: Aufgabe 1061 [mg Cl]  
                                          gemessener Anstrag 0 [mg Cl]  
 Wiederfindung im Zylinder 104 [%]  
 maximale relative Konz. C/C_o 0,091  
 *) berechnete Transportparameter



**STANDORT B                      ORG. SUBSTANZ 0,84 %**  
**Cl-TIEFENVERLAGERUNGSPROFIL AM 1.02. UND 12.02.88**

- 1.02.88**  
 GEMESSENE UND  
 BERECHNETE TRANS-  
 PORTPARAMETER  
 $V_d = 0,234$  [CM/TAG]  
 $V_p = 2,05$  [CM/TAG]  
 $D^* = 0,99$  [CM²/TAG]  
 $R^* = 1,03$  [-]  
 $P_t = 0,38$  [TAG]  
 $C_i = 10,0$  [MG/LITER]  
 $C_o = 17690$  [MG/LITER]  
 $L = 35$  [CM]  
 $T_d = 1,62$  [G/CM³]  
 $\theta = 0,142$  [CM³/CM³]

- 12.02.88**  
 GEMESSENE UND  
 BERECHNETE TRANS-  
 PORTPARAMETER  
 $V_d = 0,21$  [CM/TAG]  
 $V_p = 1,48$  [CM/TAG]  
 $D^* = 0,88$  [CM²/TAG]  
 $R^* = 1,01$  [-]  
 $P_t = 0,38$  [TAG]  
 $C_i = 10,0$  [MG/LITER]  
 $C_o = 17690$  [MG/LITER]  
 $L = 35$  [CM]  
 $T_d = 1,62$  [G/CM³]  
 $\theta = 0,142$  [CM³/CM³]  
 Stoffbilanz Chlorid: Aufgabe 1061 [mg Cl]  
                                          gemessener Anstrag 790 [mg Cl]  
 Wiederfindung im Zylinder 25 [%]  
 maximale relative Konz. C/C_o 0,028  
 *) berechnete Transportparameter

- Stoffbilanz Chlorid: Aufgabe 1061 [mg Cl]  
                                          gemessener Anstrag 351 [mg Cl]  
 Wiederfindung im Zylinder 67 [%]  
 maximale relative Konz. C/C_o 0,057  
 *) berechnete Transportparameter

**Abb. 2: Verlagerungskurven für einen zonalen Tracerinput (17.01.88) für die Standorte A und B zu zwei Zeitzuständen (1.02.88 u. 12.02.88). Chlorid-Tiefenverlagerung in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge.**

# Die Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Gelände unter Gleichgewichtsbedingungen

von

Othmer, H., V. Rothe & H.-R. Bork[†]

## 1 Einleitung

Die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit ( $K_u$ ) ist ein essentieller Parameter für die Simulation der Bodenwasserbewegung. Die korrekte Bestimmung dieses Parameters ist für die Modellkalibrierung und -validierung unerlässlich. Die  $K_u$  - Werte werden größtenteils an ungestörten Bodenproben im Labor ermittelt. Probleme ergeben sich bereits, wenn eine ungestörte Probenahme nicht möglich ist, z.B. bei steinigem oder locker gelagerten Substraten. Zu beachten ist ferner, daß ein heterogen aufgebautes Profil mit Stechzylindern nur unzureichend bodenhydrologisch charakterisiert werden kann. Werden im Labor die Proben mit keramischen Platten in Kontakt gebracht (OPARA-NADI 1979), so registriert man bei grobkörnigen Proben im Bereich hoher Wassergehalte/Matrixpotentiale lediglich die hydraulische Leitfähigkeit dieser Keramiken - nicht aber die der Bodenprobe. Um diesen Schwierigkeiten aus dem Weg zu gehen, bietet sich die Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Gelände an.

## 2 Untersuchungsmethoden

### 2.1 Theoretischer Hintergrund

In Analogie zur gesättigten Strömung kann die Wasserbewegung in der ungesättigten Bodenzone mit der Darcy-Buckingham-Gleichung

$$q = -K \nabla H$$

beschrieben werden, wobei  $q$  die Flußrate ( $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$ ),  $K$  die hydraulische Leitfähigkeit ( $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$ ) und  $H$  das hydraulische Potential darstellen. Die hydraulische Leitfähigkeit  $K$

[†] Sonderforschungsbereich 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen", TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

kann als Funktion des Matrixpotentials  $\psi_m$  oder als Funktion des volumetrischen Wassergehaltes  $\theta$  betrachtet werden. Letztere Beziehung besitzt den Vorteil, weitaus weniger durch die Hysterese beeinflusst zu sein (HILLEL 1982), erstere dagegen ist meßtechnisch besser erfassbar (OPARA-NADI 1979). Betrachtet man ausschließlich die vertikale Strömung bzw. sind die Flüsse in X- und Y-Richtung vernachlässigbar klein, so ergibt sich

$$q = -K(\theta, \psi_m) \left( \frac{\partial H}{\partial z} \right).$$

Liegen ferner in einem porösen Medium stationäre Strömungsverhältnisse vor, so gilt

$$\frac{\partial q}{\partial t} = 0, \quad \frac{\partial \theta}{\partial t} = 0, \quad \frac{\partial H}{\partial t} = 0$$

und die Kontinuitätsgleichung braucht nicht berücksichtigt zu werden. Die hydraulische Leitfähigkeit ergibt sich nach diesen Vereinfachungen aus dem Quotienten von Flußrate und hydraulischem Gradienten (FLÜHLER et al. 1976, HILLEL 1982):

$$K(\theta, \psi_m) = - \frac{q}{\left( \frac{\partial H}{\partial z} \right)}$$

## 2.2 Aufbau des Feldexperiments

Um unter Feldbedingungen stationäre Strömungsverhältnisse herstellen zu können, wurde eine Feld-K_v-Anlage konstruiert (Abb. 1). Sie besteht aus einem 16 m² großen Aluminiumgestell von 30 cm Höhe. Je m² sind 9 Teflonschläuche (Innendurchmesser 1.0 mm) im Abstand von 33 cm regelmäßig angeordnet. Alle Kapillarschläuche besitzen die gleiche Länge und sind an insgesamt 4 Verteilerflaschen angeschlossen. Die Verteilerflaschen haben eine Schlauchverbindung zu einem Wasserbehälter am Rande des Aluminiumgestells, der wiederum mit einem 3000 l - Wassertank verbunden ist. Dieser Zwischenbehälter besitzt eine Zulaufregulierung. Er dient zur Regulierung der Druckhöhe  $d$ . Abhängig von  $d$  kann die Tropfrate  $r$  verändert werden, indem der Zwischenbehälter angehoben oder abgesenkt wird. Die Rate  $r$  ist der Flußrate  $q$  äquivalent, wenn oberhalb der Bodenoberfläche kein Wasser verlorengeht (Oberflächenabfluß, Verdunstung). Das Aluminiumgestell ist gegen Verdunstung und Niederschläge mit einer Filzmatte und einer Plastikplane abgedeckt. Die untersuchte Fläche wurde vegetationsfrei gehalten. Die Messungen des Wassergehaltes und des Matrixpotentials fanden in einem zentralen Bereich von 4 m² statt. Ein äußerer Bereich von 4 m² soll bei hohen Wassergehalten den lateralen Abstrom aus dem Zentralbereich kompensieren. Um Probleme mit Hysterese und Redistribution zu vermeiden, wurde mit der niedrigsten Infiltrationsrate begonnen. Wir applizierten folgende Raten: 0.24, 0.58, 0.70, 1.30 und 2.7 mm · h⁻¹.

Das Matrixpotential wurde mit Druckaufnehmer-Tensiometern (PDCR 840/I, Fa. DRUCK), die an einen Datalogger angeschlossen waren, gemessen (Meßintervall: 30 Minuten). Wassergehalte und Matrixpotentiale wurden in 10 cm Abständen von 30 bis 100 cm Tiefe und in 20 cm Abständen von 100 bis 160 cm Tiefe gemessen. In den Tiefen 30 bis 60 cm waren je Tiefe zwei Tensiometer installiert, sonst war je Tiefe ein Tensiometer eingebaut. Jeweils im Zentrum zwischen 4 Tropfern wurde ein Tensiometer installiert. Durch die automatische Registrierung

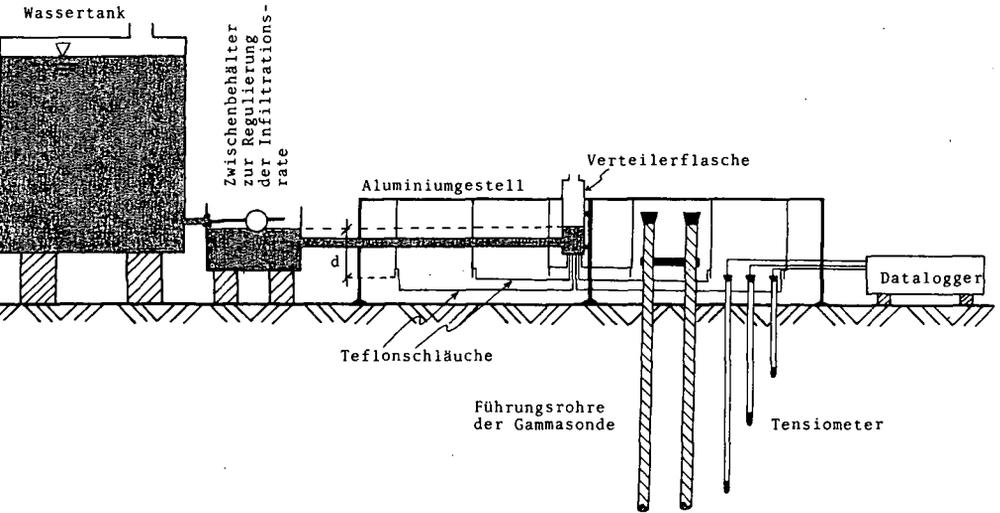


Abbildung 1: Schematischer Aufbau der Feld- $K_u$ -Anlage ( $d$  = Druckhöhe für Tropfrate  $r$ )

des Matrixpotentials war eine permanente Kontrolle der Anlage gegeben. Störungen und Fehlfunktionen der  $K_u$ -Anlage konnten damit besser nachvollzogen werden und die Qualität der stationären Bedingungen ließ sich effektiv kontrollieren.

Für die Messung des Wassergehaltes kam eine Gamma-Doppelrohrsonde (TROXLER 2376) zum Einsatz. Die Wassergehaltsmessung erfolgte jeweils nachdem sich im gesamten Profil steady-state Bedingungen eingestellt hatten. Bei einer Tropfrate von  $0.24 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$  wurde dieser Zustand in 170 cm Tiefe nach 2 Wochen, bei  $2.7 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$  nach 6 Tagen erreicht. Im Anschluß an die Wassergehaltsmessung wurde die Tropfrate erhöht. Nach Beendigung des Versuches wurde die Gamma-sonde am Versuchsstandort kalibriert. Bei unseren Messungen hatte es sich gezeigt, daß der Massenabsorptionskoeffizient ( $\mu_s$ ) des Bodens einen starken Einfluß auf die Bestimmung des volumetrischen Wassergehaltes hat. Geringste Änderungen dieses Koeffizienten führten zu erheblichen Wassergehaltsänderungen. Im Gegensatz zu RA-WITZ et al. (1982) war es nicht möglich einen mittleren ( $\mu_s$ )-Wert zu benutzen.

Die Experimente fanden auf dem Intensiv-Untersuchungsstandort 'Sand' des SFB 179 statt (Ldkr. Uelzen, Gemeinde Nienwohlde). Die Substratabfolge besteht aus 30 - 40 cm Geschiebedecksand unter dem bis in 80 cm Tiefe ungeschichtete, ab 80 cm geschichtete Schmelzwassersande folgen. In den ungeschichteten Sanden sind dünne (bis 2 mm) verwürgte Ton-Eisen-Bänder ausgebildet. In den geschichteten Sanden orientieren sich die teilweise bis zu 5 cm starken Bänder an der Schichtung des Sandes, setzen oder dünnen stellenweise aber auch aus. Als Bodentyp ist eine Bänderparabraunerde-Braunerde entwickelt.

Im Jahre 1971 wurde der Standort im Zuge einer Flurneuordnung umgebrochen. Zwischen 30 und 50 cm Tiefe entstand durch das Tiefpflügen des ehemaligen Waldstandortes ein horizontaler Wechsel von Geschiebedecksand und Schmelzwassersand.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 2 sind Matrixpotentialmeßwerte für den Zeitraum vom 31.5. bis zum 7.6.1989 in 50 und 60 cm Tiefe dargestellt. Bis zum 1.6.1989 war eine Tropfrate von  $0.24 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ , ab dem 1.6. (17 Uhr) eine Rate von  $0.58 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$  eingestellt (der Versuch begann am 24.4.1989). Auffällig ist der rasche Anstieg der Matrixpotentiale in 50 cm Tiefe und etwas verzögert in 60 cm Tiefe. Die Tensiometer 50-1 und 60-1 zeigen bereits bei diesen Raten niedrigere Matrixpotentiale an als 50/60-2. Mit steigender Tropfrate nehmen diese Unterschiede weiter ab. Nachforschungen ergaben, daß 50/60-1 direkt über einem verwürgten Ton-Eisen-Band eingebaut waren. Der Einfluß der Bänderung zeigt sich in den geschichteten Sanden noch wesentlich deutlicher: Die hydraulischen Gradienten, die sich normalerweise um den Wert 1 bewegen, nehmen bis gegen Null ab.

Die Zeitreihen in Abb.2 zeigen außerdem gleichmäßige Schwankungen der Matrixpotentialwerte in einem 24-Stunden-Rhythmus. Durch die Sonneneinstrahlung wurde tagsüber das Wasser im Tank erwärmt, wodurch sich die Viskosität des Wassers verringerte. Betrachtet man die hydraulische Leitfähigkeit je Tag, können diese Schwankungen vernachlässigt werden. Rein stationäre Strömungsverhältnisse sind jedoch nicht gegeben, so daß man genau genommen von quasistationärer Strömung sprechen muß:

$$\frac{\partial H}{\partial t} \approx 0.$$

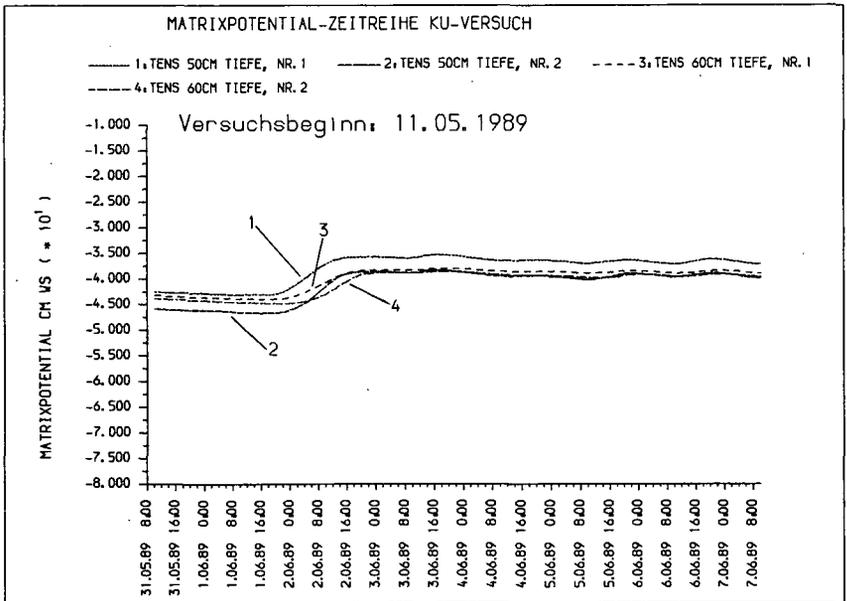


Abbildung 2 : Zeitreihen der Matrixpotentiale aus 50 und 60 cm Tiefe zur Kontrolle der quasistationären Strömung

Die ermittelten  $K_u$ -Werte stellen nur einen Ausschnitt aus der gesamten K-Kurve dar. Sie dienen lediglich zur Anpassung einer K-Funktion nach VAN GENUCHTEN (1980). Die K-Funktion selbst wird aus der Form der pF-Kurve nach einem Ansatz von MUALEM (1976) abgeleitet. Für das Tiefenintervall 50 - 60 cm zeigt Abb. 3 ein Beispiel dieser Anpassung.

Im Dauerbetrieb der Anlage traten am häufigsten Probleme mit Luft in den Zulaufschläuchen zu den Verteilerflaschen auf. Vor allem bei höheren Tropfraten und hohen Temperaturen wird in den Zulaufschläuchen zu den Verteilerflaschen Luft aus dem Wasser freigesetzt. Daher ist die thermische Isolierung der Anlage ein wichtiger Punkt.

Die Feld- $K_u$ - Anlage kann durch die Wahl des Kapillardurchmessers so eingerichtet werden, daß K-Werte im Bereich hoher Matrixpotentiale im quasistationären Zustand im Gelände

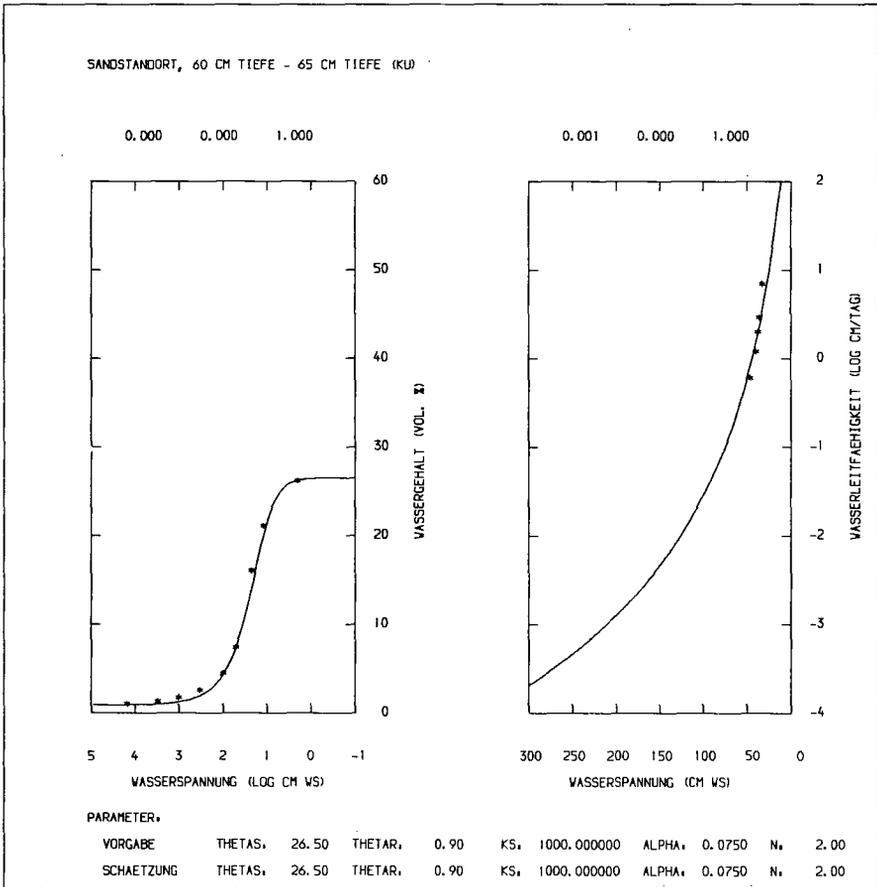


Abbildung 3 : Anpassung der pF- und der K-Kurve mit Hilfe des VAN GENUCHTEN-Modells an Meßwerte aus 60 cm Tiefe

bestimmt werden können. Gerade dieser Bereich ist für Untersuchungen zur Wasserbewegung interessant. Oberhalb 50 cm WS Saugspannung kann man die K-Funktion bequem aus der pF-Kurve ableiten. Im Bereich hoher Wassergehalte bestehen aber erhebliche Unsicherheiten bei der Ableitung, die mit dieser Feldmethode beseitigt werden können.

Auf Sandstandorten ist die Anlage ausgezeichnet einsetzbar. Andere Feldmethoden besitzen hier wesentliche Nachteile. Die Krustenmethode (BOUMA 1977) umfaßt zwar den gleichen Meßbereich wie die  $K_v$ -Anlage, doch kann nur eine begrenzte Anzahl von Krusten mit unterschiedlichen hydraulischen Leitfähigkeiten hergestellt werden. Ein weiteres Problem ist das 'fingering' beim Übergang des Wassers von der Krustenunterseite in den Boden (HILLEL 1982). Geeignet zur Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit in situ sind ebenso Regensimulatoren. Ihr apparativer Aufwand ist erheblich (Netzanschluß, gleichmäßige Niederschlagsverteilung) und häufig verschlammte bei ihrem Einsatz die Bodenoberfläche. HILLEL und BENYAMINI (1974) geben als Untergrenze ihrer Anlage eine Regenrate von  $0.8 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$  an. Feldmethoden, bei denen zuvor das gesamte Bodenprofil aufgesättigt werden muß, sind auf Sandstandorten ohnehin kaum einsetzbar.

## 4 Literatur

- BOUMA, J. (1977): Soil survey and the study of water in unsaturated soils. Soil Survey Papers 13:, 107p. Wageningen (Netherlands Soil Survey Institute).
- FLÜHLER, H., P. GERMANN, F. RICHARD und J. LEUENBERGER (1976): Bestimmung von hydraulischen Parametern für die Wasserhaushaltsuntersuchungen in natürlich gelagerten Böden. Ein Vergleich von Feld- und Laboratoriumsmethoden. Z. Pflanzenern. Bodenk. 139:329-342.
- HILLEL, D. (1982): Introduction to soil physics. XIII+364p. New York (Academic Press).
- HILLEL, D. und Y. BENYAMINI (1974): Experimental comparison of infiltration and drainage methods for determining unsaturated hydraulic conductivity of a soil profile in situ. Proc. FAO/IAEA Symp. Isotope and Radiation Techniques in Studies of Soil Physics, 271-275, Vienna.
- MUALEM, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res. 12:381-391.
- OPARA-NADI, O.A. (1979): A comparison of some methods for determining the hydraulic conductivity of unsaturated soils in the low suction range. Göttinger Bodenk. Ber. 57:1-104.
- RAWITZ, E., H. ETKIN und A. HAZAN (1982): Calibration and field testing of a two probe gamma gauge. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:461-465.
- VAN GENUCHTEN, M.T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44:892-898.

## **Infiltration des Stammabflusswassers einer Buche - Ist Wasserfluss in Makroporen nachweisbar? (Kurzfassung)**

A. Papritz, H. Flühler, H. Wunderli und H.P. Läser¹

**Zielsetzung:** Wasserfluss in Makroporen kann in einem Boden zu rascher Benetzung führen. Ziel der Untersuchung war es daher, abzuklären, (1) wie rasch eine Nassfront in einen Waldboden infiltriert, und (2) welche kleinräumigen Muster der Potentialverteilung dabei beobachtet werden können. Die Interpretation der Resultate von (1) und (2) sollte Rückschlüsse über das Auftreten von Wasserfluss in Makroporen erlauben.

**Versuchsanlage:** Die Untersuchung wurde in einem Buchenbestand durchgeführt, der auf einer sauren, tonreichen Braunerde über Molasse stockte. Im Infiltrationsbereich des Stammabflusswassers einer Buche wurden in den Tiefen 15 cm und 57 cm 22 bzw. 24 Tensiometer installiert. Die Tensiometer beider Tiefen waren je auf einer geraden Linie tangential zum Stamm angeordnet. Der horizontale Abstand zwischen den Tensioometern einer Linie betrug 6–7 cm, die kürzeste radiale Entfernung des Transsektes von der Stammbasis belief sich auf ca. 1 m. Das Matrixpotential wurde alle 10 Minuten erfasst.

**Resultate:** Abbildung 1 zeigt den räumlich-zeitlichen Potentialverlauf in der Tiefe 15 cm während eines Gewitters am 6. Juli 1988. Die ersten Druckanstiege wurden 10-20 Minuten nach dem geschätzten Infiltrationsbeginn des Stammabflusswassers in der Transsektmitte verzeichnet. An den Transsektändern wurde der Druckanstieg wesentlich später registriert bzw. blieb vollständig aus. Unterschiede in Zeitpunkt und Ausmass der Potentialzunahme bestanden aber auch im Kleinbereich (Koordinate 66 cm). Zonen mit hohem Potential dehnten sich in horizontaler Richtung relativ langsam aus.

Die schnellsten Potentialzunahmen erfolgten in 57 cm Tiefe an zwei Messpunkten mit gleicher zeitlicher Verzögerung wie in 15 cm Tiefe. Die übrigen Messpunkte zeigten aber einen deutlich verzögerten Druckanstieg (Zunahme nach rund 70–90 Minuten). Durch die Infiltration verstärkte sich die Heterogenität der Potentialverteilung in 57 cm Tiefe.

¹Bodenphysik ETH, CH-8092 Zürich

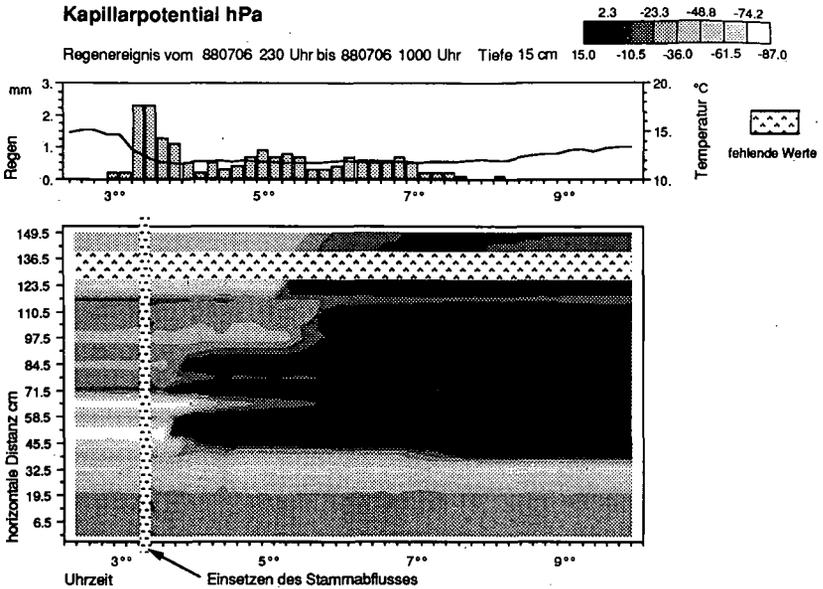


Abb. 1: Zeitlich-räumlicher Potentialverlauf in 15 cm Tiefe während eines Gewitters am 6. Juli 1989

Ein Vergleich des zeitlich-räumlichen Potentialverlaufs während der Gewitter vom 6. und 24. Juli zeigte, dass - bei vergleichbaren Niederschlagsintensitäten - schnellste Druckanstiege mit gleicher zeitlicher Verzögerung erfolgten, obwohl am 24. Juli der Boden viel stärker ausgetrocknet war.

**Schlussfolgerungen:** Ein Modellansatz, der die Wasserbewegung mit dem Darcy-Gesetz beschreibt, liefert Vorstellungen, die mit unseren Beobachtungen in mehreren Punkten nicht übereinstimmen.

Insbesondere widersprechen folgende Tatsachen einem solchen Modell:

- (1) Die schnellsten Druckanstiege erfolgen bei vergleichbaren Niederschlagsintensitäten weitgehend unabhängig vom Ausgangspotential.
- (2) Die Druckwelle breitet sich von der Stammbasis bis zu den Tensiometern rasch, im Kleinbereich zwischen den Tensiometern aber langsam aus.

Im Einsickerungsbereich des Stammabflusswassers führt folglich Wasserfluss in Makroporen zu einer raschen, räumlich weitreichenden Verteilung des infiltrierenden Wassers.

Wasserhaushaltskomponenten als Funktion der Zeit  
und Tiefe in Abhängigkeit von der Stammertfernung  
in einem Altkiefernbestand

von

Rakei, A.K.; Renger, M. und Roth, C.H.*

Einleitung

Im Rahmen von Untersuchungen zur Frage der Ursachen von Waldschäden werden seit August 1986 kontinuierlich die Wasserhaushaltskomponenten eines Altkiefernbestandes im Berliner Grunewald ermittelt. Diese Messungen werden in unterschiedlichen Baumabständen durchgeführt, um eine Aussage über die räumliche Variabilität der prozentualen Wasseraufnahme bzw. Versickerung zu ermöglichen und eine differenzierte Bilanzierung des Wasserhaushalts zu erzielen .

Entscheidend für die Beurteilung der Ursachen der Waldschäden ist dabei die Frage nach einem möglichen Wasserstreß während der sommerlichen Trockenperiode im aktiven Vegetationszeitraum

Material und Methodik

Die Untersuchungsfläche liegt im einem Altkiefern- Eichen- Mischbestand. An 2 baumorientierten Meßfeldern wurden in 6 Tiefen (20, 50, 90, 140, 200 und 270 cm) und in 4 Abständen (30, 100, 200 und 300 cm) Tensiometer installiert (nach Borer, 1980). Die Messungen erfolgten mittels Einstich-Tensiometers .

Die Wassergehalte wurden in 3 Abstände (50, 150, 300 cm) von 0 - 300 cm Tiefe (10 cm Intervall) indirekt über ein Eichkurve mit Hilfe einer Neutronentiefensonde, Modell Wallingford, ermittelt.

Die Wurzellängendichte wurde mittels Stechzylinder (500 ccm) in 6 Tiefen (20, 50, 90, 140, 200 und 270 cm) und in 3 Abständen (30, 100 und 200 cm) bestimmt.

-----

* TU Berlin ,Inst.f.Ökologie, Salzuffer 11-12 1000 Berlin 10

Die Wasserhaushaltsgleichung lautet:

$$S = FN - [ I + ET_{akt} +/- R ]$$

$ET_{akt}$  = aktuelle Evapotranspiration (mm)  
FN = Freilandniederschlag (mm)  
I = Interzeption (mm)  
S = Versickerungsrate (mm)  
+/-R = Bodenwasservorratsänderung (mm)

Die aktuelle Evapotranspiration wird nach Renger (1977) berechnet. Voraussetzung für diese Berechnung ist:

- Gleichzeitige Wasserspannungs- und Wassergehaltsmessungen. (Die maximale Tiefe bei der Berechnung liegt bei 270 cm.)
- Während des Berechnungszeitraums muß eine Wasserscheide unterhalb des Wurzelraums vorhanden sein .

### Ergebnisse und Diskussion

Der Boden ist ein Rostbraunerde aus Geschiebesand (fsmS), der unter dem Auflagehumus eine schwach podsolierte Schicht zeigt. Das Profil hat eine nFK von 95 mm auf 1 Meter Tiefe bezogen. Die nFK nimmt mit der Tiefe nach unten hin ab .

Das Jahr 1987 zeichnet sich als ein feuchtes Jahr aus, während in 1988 sowohl im Frühjahr als auch im Herbst Trockenperiode vorlagen. Die Monate Juni, Juli und August, in denen sonst Trockenstreß auftritt, waren im Jahr 1987 relativ feucht, hingegen war 1988 der Monat August fast niederschlagsfrei.

Abb.1 zeigt die Ergebnisse der Wurzeluntersuchung. Aus der Abbildung ist zu erkennen, daß die Wurzellängendichte mit der Tiefe nach unten hin abnimmt und in 100 cm Abstand am größten ist.

Die Wasserspannungen in gleicher Tiefe nehmen in Richtung des Baumstammes zu, so daß im stammnahen Bereich die Werte 2 bis 3 mal höher liegen (Abb.2 - 3). Borer (1980) stellte bei einer Douglasie und Kreuzer (1981) bei einer Fichte denselben Effekt fest. Die höchste Wasserspannung wurde in 100 cm Baumabstand gemessen, die Werte in 140 cm Tiefe waren höher als in 90 cm Tiefe .

In den niederschlagsarmen Monaten August bis Oktober 1988 kam es zu einer Austrocknung des Bodenprofils bis zu einer Tiefe von 140 cm .

Die Gesamtwassergehalte der beiden Jahren bestätigen, daß bei 150 cm Abstand der Wurzelwasserentzug am größten ist .

Im Herbst wurden daher die geringsten Wassergehalte bei 150 cm Abstand gemessen. Im Oktober 1988 wurde der Bodenwasservorrat bis zu einer Tiefe von 1 m bei allen Abständen ausgeschöpft. Bei 150 cm Abstand vom Baumstamm wurde der Bereich des permanenten Welkepunktes überschritten (Tab.1).

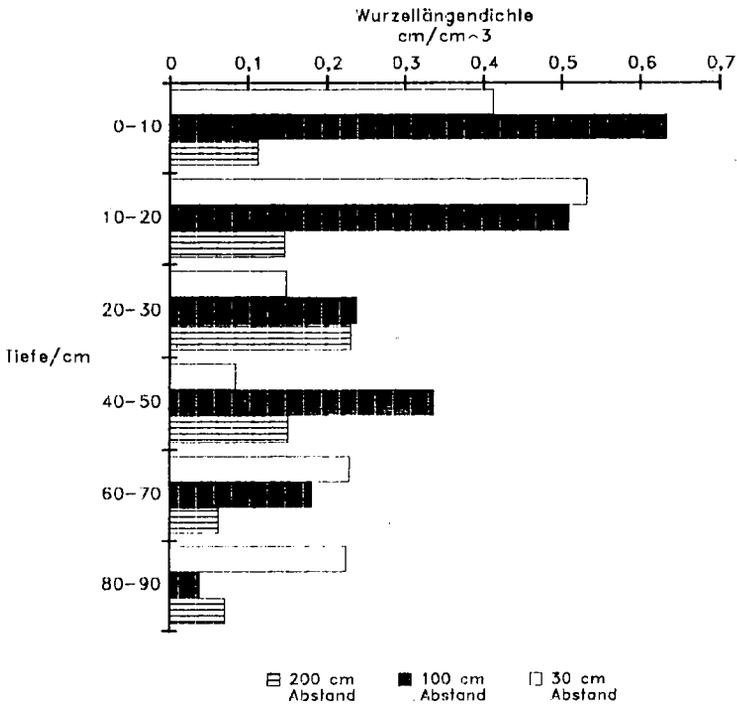
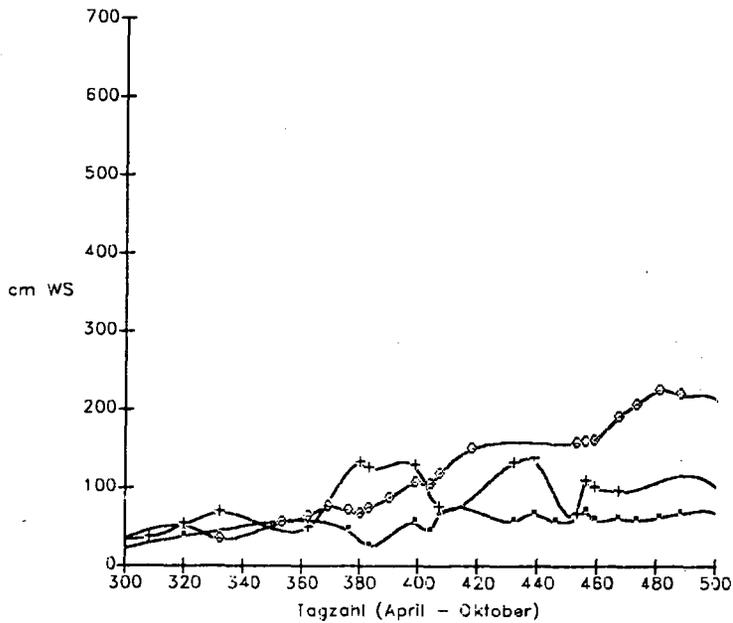


Abb.1 Wurzellängendichte als Funktion der Tiefe in Abhängigkeit von der Stammentfernung

Tab. 1 Gesamtwassergehalte (0 bis 100 cm Tiefe) und Wassergehalte in % NFK als Funktion der Zeit und Baumabstandes

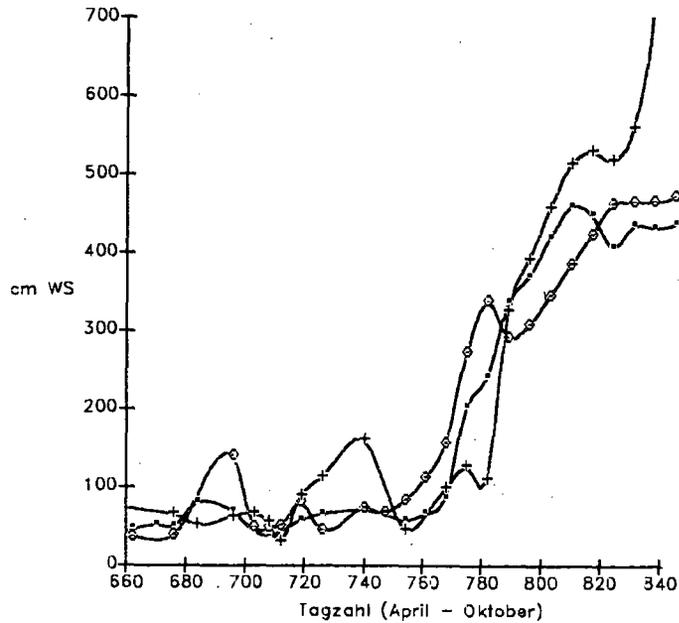
Baumabstand (cm)	Februar 1988 (mm) (% nFK)	Juni 1988 (mm) (% nFK)	Oktober 1988 (mm) (% nFK)
300 cm	136,1 (102,0)	129,9 (96,0)	35,9 (-3,0)
150 cm	133,1 (99,0)	86,6 (50,0)	19,5 (-20,0)
50 cm	147,1 (113,0)	67,4 (29,5)	31,3 (-8,0)

Ganglinien der Wasserspannung  
Jahr 1987  
Tiefe 90cm



— 300 am Abstand    —○— 100 am Abstand    —+— 30 am Abstand

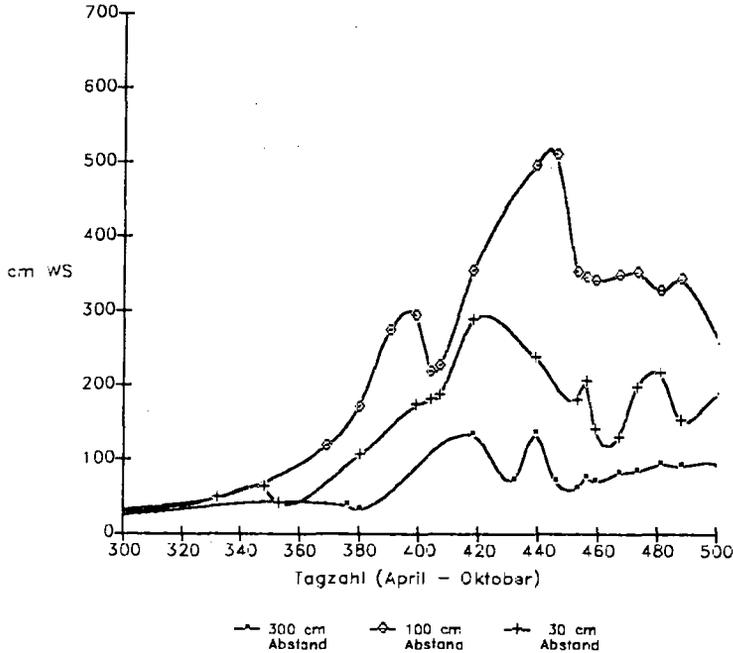
Ganglinien der Wasserspannung  
Jahr 1988  
Tiefe 90cm



— 300 am Abstand    —○— 100 am Abstand    —+— 30 am Abstand

Abb.2 Ganglinien der Wasserspannung in 90 cm Tiefe in Abhängigkeit von der Stammertfernung: links 1987, rechts 1988

Ganglinien der Wasserspannung  
Jahr 1987 Tiefe 140cm



Ganglinien der Wasserspannung  
Jahr 1988 Tiefe 140cm

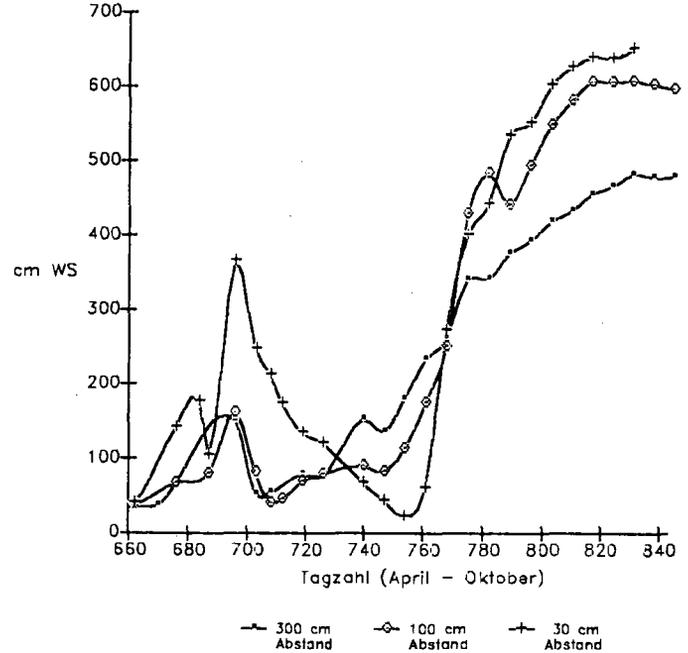


Abb.3 Ganglinien der Wasserspannung in 140cm Tiefe in Abhängigkeit von der Stammertfernung: links 1987, rechts 1988

In Tab.2 sind die Bilanzen für 1987 dargestellt. Bei 150 cm Abstand kommt es zu 20 % höheren Evapotranspirationsraten als bei 300 cm Abstand, entsprechend sind die Versickerungsraten niedriger. Dies zeigt, daß die Versickerungsraten aufgrund unterschiedlicher Verdunstung und Durchwurzelungsdichte variieren.

Tab.2 Wasserhaushaltskomponenten für das hydrologische Jahr 1987 (April-März)

Baumabstand (cm)	FN (mm)	ET _{akt} (mm)	ETI (mm)	+/-R (mm)	S (mm)	ET _{pot} (mm)
< 50 cm	733,0	313,8	479,0	+82,7	171,3	513,0
50-150cm	733,0	377,0	542,2	+52,2	138,6	513,0
> 150 cm	733,0	338,4	503,6	+61,8	167,6	513,0

### Zusammenfassung

In einem 140 jährigen Altkiefern-Eichen-Mischbestand werden seit August 1986 kontinuierlich die Wasserspannung und der Wassergehalt gemessen.

Die Ergebnisse zeigen, daß zwischen Wasserspannung und Baumentfernung eine radiale Beziehung besteht, d.h die Wasserspannungen nehmen in gleicher Tiefe in Richtung des Baumstammes bis 140 cm Tiefe zu .

Während der 2.Trockenperiode 1988 (August bis Oktober) wird das pflanzenverfügbare Wasser bis 1 m Tiefe völlig ausgeschöpft. In 150 cm Abstand vom Baumstamm wird der PWP überschritten.

Aus der unterschiedlichen Verdunstung in verschiedenen Baumabstände ergibt sich eine unterschiedliche Versickerungsrate. Dieses wird durch Unterschiede in der Wurzellängendichte und der Bestandesniederschläge verursacht.

### Danksagung

Die dieser Veröffentlichung zugrunde liegenden Arbeiten sind Bestandteil des interdisziplinären Projekts "Ballungsraumnahe Wald-Ökosysteme", das als gemeinsames FE-Vorhaben vom Umweltbundesamt und der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin finanziert und in deren Auftrag durchgeführt wird (FE-Nr. 10803046/30)

### Literaturangabe:

- Renger, M., Strebel, O. 1977: Abschlußbericht d. DFG-Forschungsvorhabens, Ha 334/7, 9, 13, 15, 16  
Borer, F., 1980: Dissertationsarbeit ETH Nr. 6529  
Kreutzer, K., 1981: Mitt. Dt. Bodenk. Gesellsch., 30.

## Eine Methode für Stofftransportuntersuchungen in der ungesättigten Zone - Erste Ergebnisse -

von

Rambow, J., Lennartz, B. und P. Widmoser *

Eine neue Labormethode für Stofftransportuntersuchungen an Bodenmonolithen unter wasserteilgesättigten Bedingungen wird vorgestellt. Diese Methode ermöglicht die Variation der Stofftransport beeinflussenden Größen: Porenwasserdruck, Flußrate und Bodenwassergehalt. Erste Versuchsergebnisse mit konservativen Tracern lassen sich wie folgt zusammenfassen: (i) Der Bodenwassergehalt und der Porenwasserdruck zeigen in sandigen Substraten eine dynamische Beziehung. (ii) Für das selbe Substrat konnten beim Vergleich zwischen dem stationären und dem instationärem Wasserfluß keine signifikanten Unterschiede beim Durchbruchverhalten nicht reaktiver Stoffe festgestellt werden. (iii) Der Chlorid-Durchbruch erfolgt mit zunehmender Aggregatgröße früher.

### **Problemstellung**

Die Böden landwirtschaftlich genutzter Flächen sowie naturnaher Standorte sind zunehmend Belastungen durch Umweltchemikalien ausgesetzt. Für ein wirksames Bodenschutzkonzept sind daher Untersuchungen zum Verhalten von Chemikalien in Böden notwendig.

Der Transport gelöster Stoffe wird wesentlich durch den Bodenwasserhaushalt bestimmt. Um diese Abhängigkeiten zu erkennen und modellhaft zu beschreiben, sind Untersuchungen unter variablen, aber genau kontrollierbaren Wasserverhältnissen notwendig (LEISTRA et al. 1980). Zu diesem Zweck wurde eine Säulenversuchsanlage, die wasserungesättigte Bedingungen zuläßt, entwickelt. Bei der Konzeption des Versuchsaufbaus wurde auf die Möglichkeit das Wasserregime zu regulieren, besonderen Wert gelegt. Im einzelnen wurden folgende Kriterien berücksichtigt:

- (frei) dosierbare Regenmenge
- (frei) wählbarer Unterdruck
- permanente Perkolatentnahme
- ständige Kontrolle von Wassergehalt und -spannung und zugeführter Regenmenge

* Inst. für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Uni. Kiel, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel 1

### **Versuchsanlage (Abb.1)**

Die Versuchsanlage ist in drei Baugruppen gegliedert:

- Regnereinheit
- Säule
- Unterdrucksystem (-schleuse)

Der aus Kunststoff gefertigte Regner hat 44, über den Säulenquerschnitt verteilte, Einmalkanülen ( $\varnothing$  0.6 mm).

Der Tropfer wird aus einem Vorratsbehälter von einer elektromagnetischen Membranpumpe mit variabler Hubgröße gespeist. Zur Kontrolle der Regenmenge wird der Vorratsbehälter permanent gewogen. Die Regenfrequenz wird über eine Zeitschaltuhr variiert.

Die PVC-Säulen ( $\varnothing$  15 cm, Länge 15 u. 30 cm) besitzen mit einem Höhenunterschied von jeweils 2.5 cm mehrere Schraubanschlüsse zur Aufnahme von Tensiometern. Die Wasserspannungen in den einzelnen Bodenkompartmenten werden alle 10 sec über Druckaufnehmer registriert.

Bohrungen für Wassergehaltsbestimmungen mit einer Gamma-Sonde sind vorgesehen.

Die Bodensäule wird am unteren Ende durch ein Membranfilter (Porung 8  $\mu$ m) und eine aus inertem Kunststoff (Supralen RCH 1000 porös) gefertigten Trägerplatte begrenzt. Der angelegte Unterdruck wird ständig kontrolliert und bei Bedarf über ein Magnetventil nachgeregelt. Die Steuerung erfolgt alarmabhängig durch einen Datalogger.

Das anfallende Perkolat wird in einem Glasgefäß gesammelt. Mit Hilfe einer Schleuse kann dieses entleert werden, ohne in den angelegten Unterdruck eingreifen zu müssen.

Die Unterdruckschleuse besteht aus drei Magnetventilen, die das Sammelgefäß beim Entleeren zum einen gegenüber dem Unterdruck absperren, zum anderen den Ablauf öffnen. Bei der Umkehrung des Schaltvorganges muß lediglich das Sammelgefäß neu evakuiert werden, wodurch Schwankungen von  $< 2$  hPa im Unterdrucksystem entstehen. Das Öffnen der Schleuse wird zeitabhängig gesteuert.

Das Perkolat wird von einem Fraktionssammler aufgenommen.

Die Kontrolle und Steuerung des Unterdrucks sowie die Aufzeichnung der Tensiometerwerte erfolgen mittels Echt-Zeit-Software auf einem Laborrechner. Alle Werte können direkt auf einem Fließbild verfolgt werden.

### **Erste Versuchsergebnisse**

In einem geplanten Forschungsvorhaben soll das Verhalten von Herbiziden in der ungesättigten Bodenzone untersucht werden.

Als Vorbereitung hierzu wurde zur Überprüfung der Anlage eine Reihe von Versuchen zum Bodenwasserhaushalt und zum Verhalten nicht-reaktiver Stoffe durchgeführt.

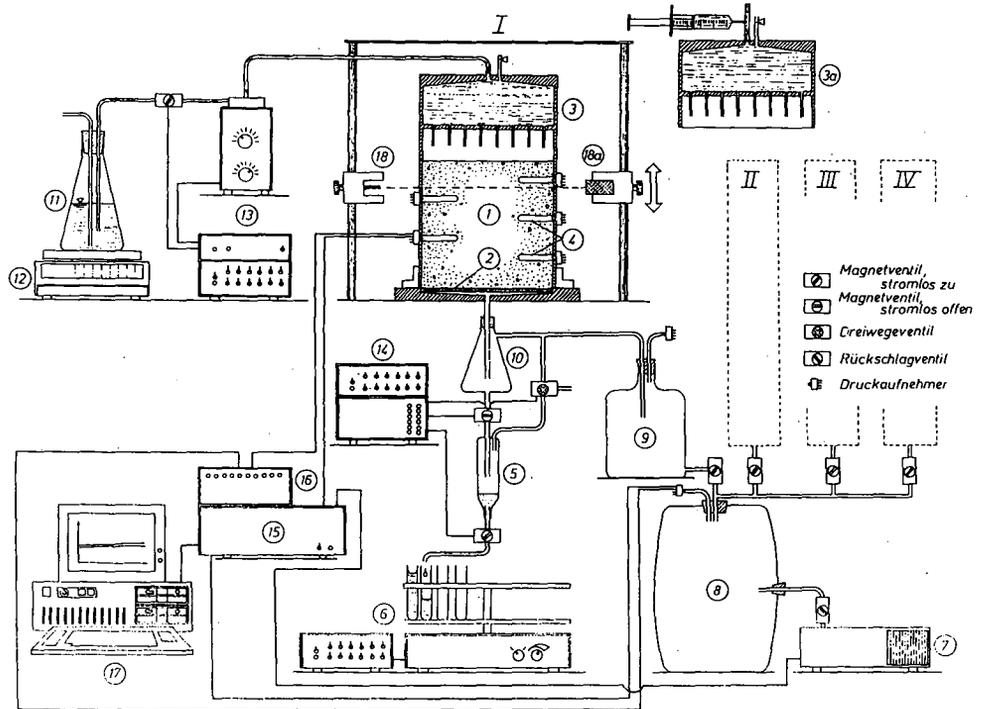
Zur Kontrolle der Tensiometeranpassung wurden zunächst vergleichende Untersuchungen von stationären und nicht-stationären Fließbedingungen vorgenommen (Abb. 2).

Die mit humosem Sand (Ap-Horizont, Hohn, S.-H.) 14 cm hoch befüllten Säulen wurden bei einem angelegtem Unterdruck von 50 hPa mit einer Intensität von 2.65 mm/h beregnet.

**Legende für Abbildung 1:**

**I - IV Säulensysteme**

- ① Bodenmonolith in PVC - Säule
- ② Filterplatte
- ③ Tropfer mit Perkolationslösung
- ③a Tropfer mit Tracerlösung
- ④ Tensiometer mit Druckaufnehmer
- ⑤ Unterdruckschleuse
- ⑥ Fraktionssammler mit Zeitsteuerung
- ⑦ Vakuumpumpe
- ⑧ Unterdruckvorratsbehälter für Systeme I-IV
- ⑨ Unterdruckgefäß für Säulensystem I
- ⑩ Unterdruckpuffer
- ⑪ Mariottsche Flasche mit Perkolationslösung
- ⑫ Digitalwaage
- ⑬ Impulsmembranpumpe mit Zeitsteuerung
- ⑭ Stromversorgung und Zeitsteuerung für Unterdruckschleuse
- ⑮ Meßwertfassung ( A/D - Wandler )
- ⑯ Konstantspannungsquelle für Druckaufnehmer
- ⑰ PC für Datenerfassung und -verarbeitung
- ⑱ Strahlungsquelle ( Gamma - Sonde ) (geplant)
- ⑲a Gammastrahlendetektor (geplant)



**Abb. 1: Säulenversuchsanlage für Stofftransportuntersuchungen in der ungesättigten Zone**

Am Säulenablauf stellte sich ein DARCY-Fluss  $q = 0.34 \text{ cm/h}$  ein. Dieses stationäre Fließgleichgewicht wurde durch Erhöhung der Regenmenge auf  $22.1 \text{ mm/h}$  bei gleichem Unterdruck gestört ( $t = 0$ ). Es zeigt sich, daß die Veränderungen der Tensionen und des Wasserflusses nicht zeitgleich erfolgen. Sowohl bei der ersten Änderung (nach ca. 5 min.), wie bei der Wiedereinstellung (nach ca. 38 bzw. 54 min) des Gleichgewichtes, sind zeitliche Differenzen zwischen den Tensiometerwerten und dem DARCY-Fluss feststellbar. Dies deutet auf eine dynamische Beziehung von Saugspannung und Wassergehalt im Boden hin. Dieses Phänomen wird bei WICHTMANN et al. (1989) ausführlich behandelt.

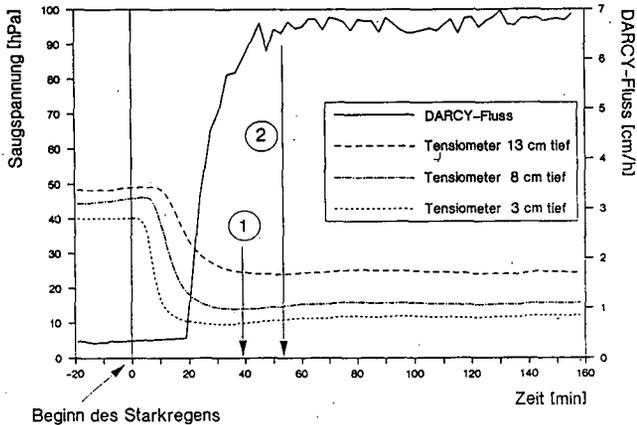


Abb.2: Anpassung von Saugspannung und DARCY-Flusses nach Erhöhung der Regenintensität bei konstantem Unterdruck (50 hPa)

### Fließzustand und Stofftransport

Die Bedeutung des Fließzustandes (stationärer und instationärer Fluß) auf den Transport nicht-reaktiver Stoffe in sandigen Substraten wurde überprüft (Abb.3).

Die 14 cm hoch mit humosem Sand befüllte Säule wurde in der stationären Variante mit  $2.65 \text{ mm/h}$  kontinuierlich, vor und nach Tracerapplikation, berechnet. Beim instationären Fall wurde aus einem vergleichbaren Zustand ausgehend die Regenmenge drastisch auf  $22.1 \text{ mm/h}$  nach der Tracerzugabe erhöht (s.a. Abb.2). Der angelegte Unterdruck betrug in beiden Fällen 50 hPa.

Da sich der Wassergehalt während des Versuches in der dynamischen Variante ändert, ist eine vergleichende Darstellung nur auf durchflossene ml bezogen möglich.

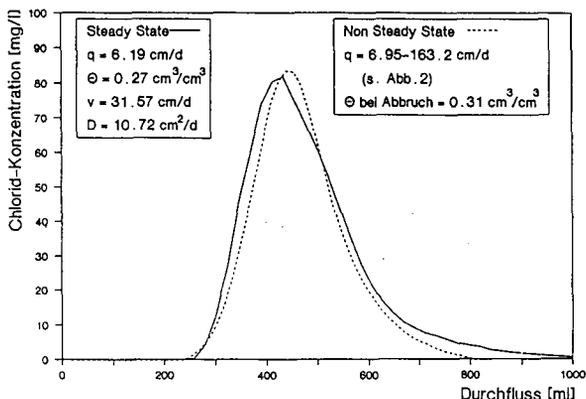


Abb.3: Chlorid-Durchbruchverhalten bei unterschiedlichen Fließbedingungen (stationär/instationär)

Die Durchbruchkurven zeigen keine signifikanten Unterschiede auf. Das "tailing" ist beim stationären Fluß etwas größer als bei der dynamischen Variante. Der Einfluß des Fließzustandes auf das Durchbruchverhalten scheint damit bei sandigen Substraten gering zu sein.

Der ähnliche Kurvenverlauf läßt keine Aussage über reaktive Stoffe und stärker aggregierte Böden zu. Hier sind im Gegenteil stärkere Unterschiede, z.B. auf Grund veränderter Adsorptionsbedingungen, zu erwarten.

### Vergleich verschiedener Aggregatgrößen

Zur Beschreibung des Aggregateinflusses auf Stofftransportvorgänge wurden 2 Säulen 13 cm hoch mit lufttrockenen, abgesiebten Aggregaten aus dem Go-Horizont einer jungen Kalkmarsch (Meldorfer Bucht) befüllt. Die Aggregatgröße betrug 1-3 bzw. 3-6 mm.

Abb.4 zeigt bei einem angelegten Unterdruck von 25 hPa den Verlauf der Chloridkonzentration im Perkolat für beide Aggregatgrößen. Anstieg und Durchbruch des Tracers erfolgen bei den größeren Aggregaten - auf das Wasservolumen der Bodensäule bezogen - früher. Darüber hinaus zeigt die Cl-Durchbruchskurve (BTC) für die 3-6 mm Aggregate ein stärkeres "tailing".

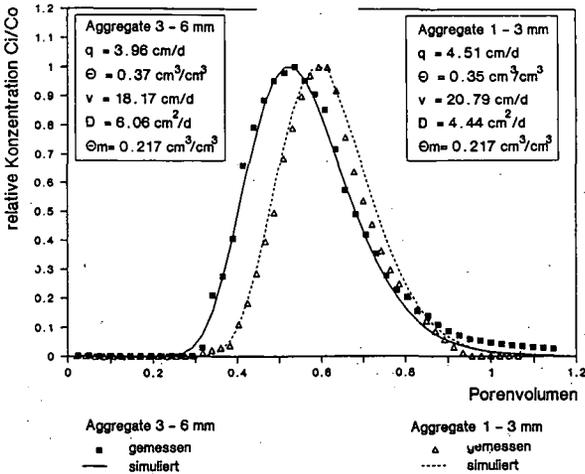


Abb.4: Einfluß der Aggregatgröße auf das Durchbruchverhalten von Chlorid

Der frühe Durchbruch bei beiden Aggregatgrößen (PV = 0.53 bzw. 0.61) wird durch den relativ hohen Anteil immobilen Wassers ( $\Theta_{im} = 0.153$  bzw. 0.133) verursacht. Dies bestätigt frühere Arbeiten (NKEDI-KIZZA et al. 1983; Schulin et al. 1986).

Die Anpassung der Modellkurven an die gemessenen BTCs und die Bestimmung der Parameter erfolgte mit dem Programm CXTFIT von PARKER und VAN GENUCHTEN (1984).

Das Ein-Region-Modell beschreibt für beide Aggregatgrößen den Kurvenverlauf recht genau. Die Anpassung der Modellkurven an die gemessenen Werte auf dem Desorptionsast konnte auch mit dem Zwei-Regionen-Modell nicht optimiert werden.

### Literatur

LEISTRA, M., R.H. BROMILOW und J.J.T.I. BOESTEN 1980: Measured and Simulated Behaviour of Oxamyl in Fallow Soils. Pesticide Science 11, 379-388.

NKEDI-KIZZA, P., J.W. BIGGAR, M.TH. VAN GENUCHTEN, P.J. WIERENGA, H.M. SELIM, J.M. DAVIDSON and D.R. NIELSEN 1983: Modeling Tritium and Chloride 36 Transport Through an Aggregated Oxisol. Water Resources Research 19-3, 691-700.

PARKER, J.C. und M.TH. VAN GENUCHTEN 1984: Determining Transport Parameters from Laboratory and Field Tracer Experiments. Bulletin 84-3, Virginia Agricultural Experiment Station, Blacksburg.

SCHULIN, R.; H. FLÜHLER; R.S. MANSELL and H.M. SELIM 1986: Miscible Displacement of Ions in Aggregated Soils. Geoderma 38, 311-322.

WICHTMANN, W., D. GÜNTHER und P. WIDMOSER 1989: Beobachtungen zum dynamischen Fließverhalten in wasserungesättigten Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. (in diesem Band).

Untersuchungen und Vorstellungen zum Interflow

von

Ringe, H. ⁺)

Beim Interflow handelt es sich um Wasser, daß sich im Bodenbereich oberhalb des Grundwasserspiegels seitlich ausbreitet. In Veröffentlichungen treten immer wieder neue und teilweise widersprüchliche Vorstellungen zum Interflow auf. Für den Zeitraum von 1949 bis 1988 wurden 18 verschiedene Beschreibungen und Definitionen des Begriffes Interflow gefunden. Diese unterscheiden sich durch die für die Definition herangezogenen Kriterien und durch eine unterschiedlich starke Einengung des Begriffes Interflow. Kriterien, die des öfteren Verwendung finden, sind: Geeignete Geländeoberfläche, dichtere Schicht im Untergrund als im Oberboden, Niederschlagsintensität, Ausbreitungsgeschwindigkeit, Ausbreitungsform, Sättigungsgrad des Bodens, Austritt von Wasser aus dem Boden.

In Freilanduntersuchungen wurde folgenden Fragen nachgegangen:

- 1) Tritt Interflow nur in Hängen auf?
- 2) Tritt er nur während oder kurz nach Niederschlägen auf?
- 3) Tritt er nur bei Wasseraustritt aus der Profilwand auf?

Für die Untersuchungen wurde das leicht wellige Umfeld einer Tongrube ausgewählt. Über dem schwer wasserdurchlässigem Unterkreideton befindet sich eine 1.7 m mächtige Lößschicht. Der zu untersuchende Bereich wird durch einen Graben begrenzt (vgl. Abb. 1), der zeitweise kein Wasser führte. In dem Bereich zwischen Graben und Grubenrand wurden Tensiometer und Grundwasserrohre eingebaut. Aus den Meßwerten wurden die hydraulischen Potentiale (YH) der Meßorte berechnet, anschließend Potentialfelder (YH) gezeichnet. Es zeigte sich, daß nahezu während des gesamten Untersuchungszeitraumes seitliche Wasserausbreitung (Ausbreitungsformen I1, I2, I3) oberhalb der wasserstauenden Schicht auftrat (Abb. 2). Ausgangspunkt der seitlichen Wasserbewegung war entweder die Grabensohle oder der Bereich unterhalb der Grabensohle, nur an ganz wenigen Tagen die Bodenoberfläche.

Desweiteren zeigt die Abbildung 2, daß seitliche Wasserausbreitung nicht nur während und kurz nach Tagen mit Niederschlägen auftrat, sondern auch in Perioden, in denen über einen längeren Zeitraum kein Niederschlag fiel.

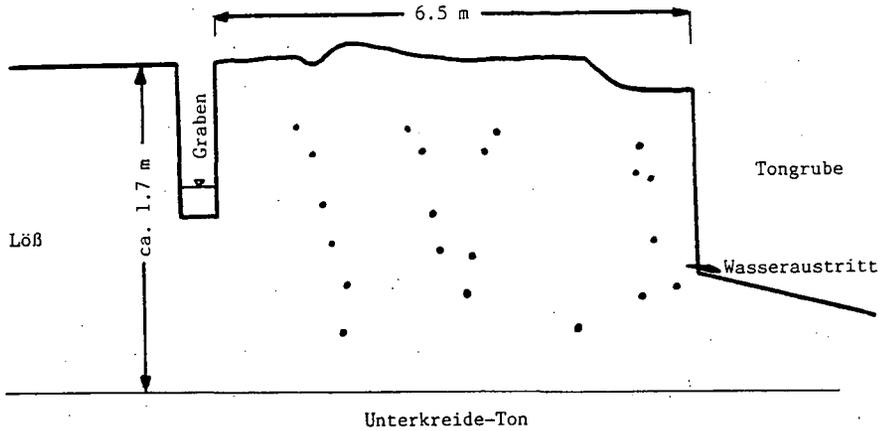
In den Abschnitten mit seitlicher Wasserausbreitung wurde an einigen wenigen Tagen Wasseraustritt an der Profilwand beobachtet, jedoch blieb in der Mehrzahl der Tage die Wand trocken (Abb. 2).

Es ist festzustellen, daß die drei betrachteten Kriterien ("Hang", "Niederschlagsereignis", "Wasseraustritt") für eine umfassende Definition des Begriffes Interflow nicht geeignet erscheinen.

Literatur:

RINGE, H. (1989): Erfassung des Interflow bei vorgegebenen Randbedingungen Dissertation Universität Hannover (in Vorbereitung zum Druck)

+ ) Inst. f. Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21



**Abbildung 1:**

Geomorphologische Situation des Standortes

• : Einbauorte der Tensiometer bzw. Grundwasserrohre

1. Hälfte des Meßzeitraumes

a:	I4	I3	I1	I2	I3	I4	I3		
b:	■		■	■	■	■	■		
c:	ja		nein			ja			
	9.5.	13.	17.	21.	25.	29.	3.6.	7.	13.6.

2. Hälfte des Meßzeitraumes

a:	I3	I1	I2							
b:				■						
c:	ja		nein			ja		nein		
	13.6	17.	21.	25.	29.	3.7.	7.	11.	15.	18.7.

**Abbildung 2:**

Beobachtungen zur hydrologischen Situation

a) Ausbreitungsformen im Zeitraum vom 9.5. bis 18.7.

I1 - I3 Formen mit überwiegend seitlicher Wasserausbreitung

I1: über die gesamte Höhe des Meßfeldes

I2: überwiegend in der unteren Hälfte des Meßfeldes

I3: überwiegend in der oberen Hälfte des Meßfeldes

V Form mit überwiegend vertikaler Wasserausbreitung

b) Perioden mit (■) und ohne Niederschlag ( )

c) Beobachtung von Wasseraustritt an der Profilwand

Zur Bestimmung der Oberflächenfeuchte des Bodens  
mit einem Infrarotreflexionsphotometer

von  
W. Schäfer *

### 1. Einleitung

Die Methode wurde angewandt im Rahmen eines BMFT-Forschungsprojektes zur Erfassung der Bodenerosion durch Wind.

Bodenpartikel werden in der Regel nur dann vom Wind ausgeblasen, wenn der Boden weitgehend abgetrocknet ist. Dabei reicht es schon aus, wenn nur die oberste, mm-mächtige Bodenschicht abgetrocknet ist. Daraus ergab sich die Meßaufgabe der berührungsfreien, kontinuierlichen Messung der Bodenfeuchtigkeit an der Geländeoberfläche von vegetationsfreien Ackerböden.

### 2. Zum Meßprinzip

IR-Strahlen, die den Wellenlängenbereich  $0,75 \mu - 100 \mu$  umfassen, sind in der Lage, die im Molekül auftretenden Eigenschwingungen auf ein höheres Energieniveau anzuheben. Dabei wird IR-Strahlung absorbiert (Pohl, 1958).

Wassermoleküle zeigen Absorptionsmaxima bei den Wellenlängen 1000, 1430, 1940, 2930 und 4720 nm, wobei zu den größeren Wellenlängen hin jeweils mehr Energie absorbiert wird (WEYER, 1985). Für Reflexionsmessungen scheiden i.a. die Wellenlängen 2930 und 4720 nm (Mittleres IR) meßtechnisch aus, da dort nicht mehr genügend Energie zum messenden Detektor reflektiert wird (PIER-ELECTRONIC). Für die hier dargestellten Messungen werden die Banden bei 1430 und 1940 nm (Nahes IR) herangezogen.

### 3. Aufbau des Reflexionsphotometers (Abb. 1)

Für die Messungen wurde ein Reflexions-Photometer der Fa. PIER-ELECTRONIC verwandt. Das Licht einer Wolframglühlampe gelangt über Linsen und Spiegel auf das zu messende Material. Über einen Hohlspiegel wird der reflektierte Anteil auf einen Detektor fokussiert. Die dort entstehende elektrische Spannung wird zur Auswerteeinheit geleitet. Die Eindringtiefe der Meßstrahlung liegt bei einer Meßwellenlänge von 1940 nm bei ca. 0,3 mm. Die gemessene Reflexion ergibt sich aus dem Verhältnis von Absorption/Streukoeffizient. Der Streukoeffizient ergibt sich aus den Streueigenschaften des Produktes. Zur Eliminierung von Abweichungen eines veränderten Streukoeffizienten wird das Verhältnis der Reflexionswerte bei 1940 nm zu 1700 nm dargestellt. Im Strahlengang befindet sich ein Filterrad mit zwei Interferenzfiltern für die Meß- und eine Vergleichswellenlänge. Die Vergleichswellenlänge ist zur Kompensation von Lampenalterung, Verstärkungs- und Entfernungsänderungen und Reflexionsänderungen des Meßgutes erforderlich.

---

* Bodentechnologisches Institut, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 2800 Bremen.

#### 4. Eichung

Das Absorptionsspektrum, vor allem die relativen Intensitäten der Wasserbanden, hängen sehr vom Bindungszustand, den Wasserstoffbrücken und anderen Einflüssen ab. D.h. die Feuchte beeinflusst die Reflexion nicht in allen Stoffen (Böden) gleich, sondern unterschiedlich. Daher ist für jeden Boden die Erstellung einer Eichkurve notwendig. Gleichzeitig wird mit der Eichkurve die Grundreflexion des Bodens erfaßt, die vor allem durch die Körnung und org. Substanz des Boden beeinflusst wird.

#### 5. Ergebnisse

##### 5.1 Erstellung von Eichkurven

Zur Erstellung von Eichkurven wurde die Bodenprobe zunächst gleichmäßig befeuchtet und homogenisiert. Während des Abtrocknungsvorganges an der Luft bzw. im Trockenschrank wurde die Probe in kurzen Intervallen nach vorheriger Homogenisierung in den Strahlengang des IR-Photometers gebracht und anschließend sofort gravimetrisch der Wasserverlust bzw. der Wassergehalt bestimmt. Als Beispiel für eine Eichung ist in Abb. 2 die Eichkurve eines mittelsandigen Feinsandes im Bereich 0-10 Gew.% Feuchte dargestellt. Das Ergebnis zeigt eine enge lineare Beziehung zwischen dem gravimetrisch bestimmten Wassergehalt (WGew.%) und der IR-Reflexion, die als Spannungswert an der Auswerteinheit abgelesen wird. Die Eichung läßt auch erkennen, daß mit dieser Methode eine Wassergehaltsbestimmung bis zum trockenen Boden (bei 105° C getrocknet) möglich ist.

##### 5.2 Feldmessungen

Das in oben beschriebener Weise geeichte Meßgerät wurde im Feld (Sandboden) aufgebaut, die Meßsignale wurden stündlich im Datalogger gespeichert. Als Beispiel ist in Abb. 3 ein Zeitreihenplott dargestellt, der folgende Schlußfolgerungen zuläßt:

- a) Niederschläge (= erhöhte Feuchtigkeit an GOF) wurden deutlich angezeigt (GOF = Geländeoberfläche),
- b) die Abtrocknungsgeschwindigkeit an der GOF läßt sich gut verfolgen,
- c) die Feuchtigkeit an der GOF verläuft relativ unabhängig von der Bodenfeuchte in größeren Tiefen (5-20 cm Tiefe),
- d) der nächtliche Anstieg der Bodenfeuchtigkeit in der 48. - 60. Stunde (Vgl. Abb. 3) ist nicht auf Niederschlag, sondern auf Taubildung oder kapillaren Wassertransport an die GOF zurückzuführen.

5.3 Bodenfeuchtigkeit an der Geländeoberfläche u. Saugspannung  
Obiges Meßergebnis zeigt, daß der Feuchtigkeitsverlauf an der GOF offenbar nur relativ selten mit der Feuchtigkeit in größeren Bodentiefen korreliert. Dies muß nicht immer so sein, es sind auch Perioden vorstellbar, in denen die Feuchtigkeit an der GOF mit der Feuchtigkeit in größeren Bodentiefen im Gleichgewicht steht. Mißt man zu einem solchen Zeitpunkt die Feuchtigkeit an der GOF, ist auch eine Information über die Feuchtigkeit unterhalb der GOF zu erwarten.

Zur Überprüfung dieser Schlußfolgerung wurde mit dem IR-Photometer die Oberflächenfeuchte von Stechzylinderproben gemessen, deren Bodenfeuchte vorher in ein Gleichgewicht mit verschiedenen Saugspannungen gebracht wurde. Das Ergebnis ist in Abb. 4 dargestellt und zeigt, daß sich fast identische Eichkurven ergeben. D.h. man kann

durchaus von der mit dem IR-Photometer gemessenen Oberflächenfeuchte auf die Saugspannung innerhalb der Stechzylinderprobe (0-5 cm Tiefe) schließen.

Abb. 5 zeigt, daß eine solche Eichung auch weit über  $pF$  4,2 hinaus bis zum trockenen Boden (bei  $105^{\circ}C$ ) möglich ist.

Bei sehr niedrigen Saugspannungen ( $W_{max} - pF$  1,0) haben sich die Bodenteilchen mit einer größeren Wasserhülle umgeben, was zu einem stark veränderten Streukoeffizienten führt. Die Folge ist eine mehr oder weniger starke Abweichung von der bei geringeren Wassergehalten linearen Beziehung (vgl. Abb. 5).

### 6. Zusammenfassung

- Das Gerät ist meßtechnisch relativ einfach zu handhaben und arbeitet weitgehend störungsfrei
- Berührungsfreie, kontinuierliche Messungen sind möglich
- Wassergehaltmessungen sind über einen weiten Feuchtigkeitsbereich (FK bis zum bei  $105^{\circ}C$  getrockneten Boden) möglich
- Die geringe Eindringtiefe der Strahlung (0,3 mm) ist zu beachten
- Einflüsse von äußeren Parametern (z.B. Sonnenlicht, Kunstlicht) sind zu berücksichtigen.

### 7. Literatur

BOWERS, S.A. u. R.J. Hanks, 1964: Reflection of radiant energy from soils. Soil Science, Vol. 100, No. 2, 130-138.

HOFMANN, K., 1963: Feuchtemessung durch Infrarotreflexion. Chemie-Ing.-Techn. 35, 55-62.

PIER-ELECTRONIC GmbH: Optische Feuchtemessung mit Reflexions-Photometer - unveröffentlichtes Manuskript der Fa. PIER-ELECTRONIC, Nassaustr. 35, 6238 Hofheim-Wallau.

POHL, R.W., 1958: Einführung in die Physik - Optik und Atomphysik. 10 Aufl., 352 S. Springer Verlag, Berlin 1958

WEYER, L.G., 1985: Near-Infrared Spectroscopy of organic substances. Applied Spectroscopy Reviews, 21, (1 u. 2), 1-43.

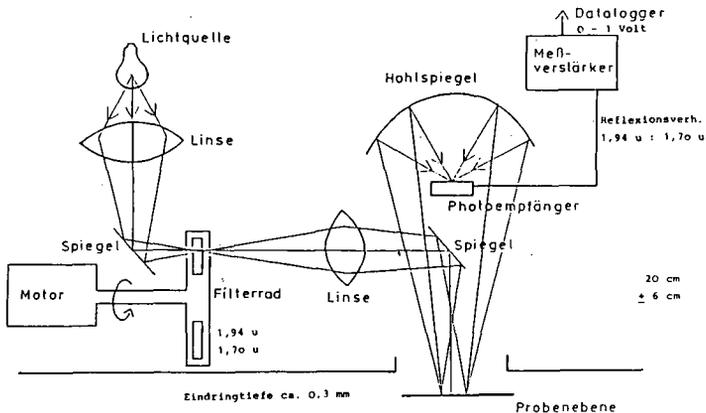


Abb. 1: Aufbau des Infrarotreflexions-Photometers

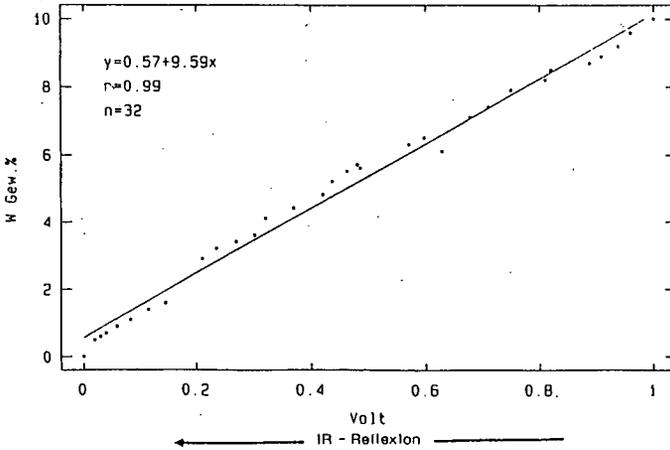


Abb. 2: Eichkurve eines mittelsandigen Feinsandes (mSfs) mit 2 % org. Subst. im Bereich 0-10 Gew.% Bodenfeuchte.  
Ordinatenachse: Gravimetrisch bestimmter Wassergehalt (Gew. %)  
Abszissenachse: IR-Reflexion (R), gemessen als Spannung (Volt)  
0 Volt: bei 105° C getrockneter Boden (R min.)  
1 Volt: 10.0 Gew.% Wassergehalt im Boden (R max.)

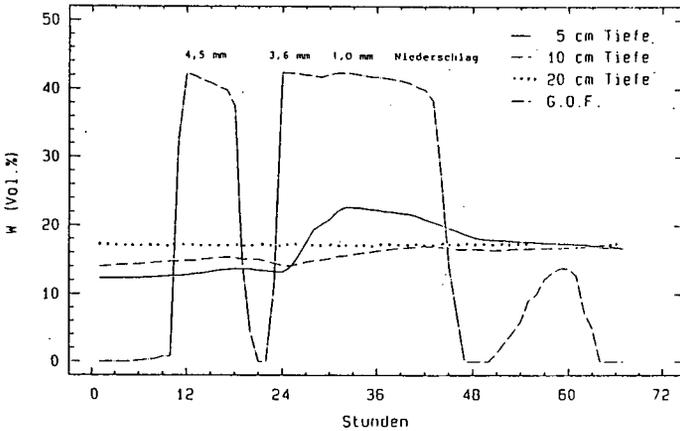


Abb. 3: Zeitreihenplott (72 Std.) des Wassergehaltes an der Geländeoberfläche (GOF), gemessen mit IR-Photometer, und in größeren Bodentiefen, gemessen mit Tensiometern. Bodenart: mSfs, 2 % org. Subst.

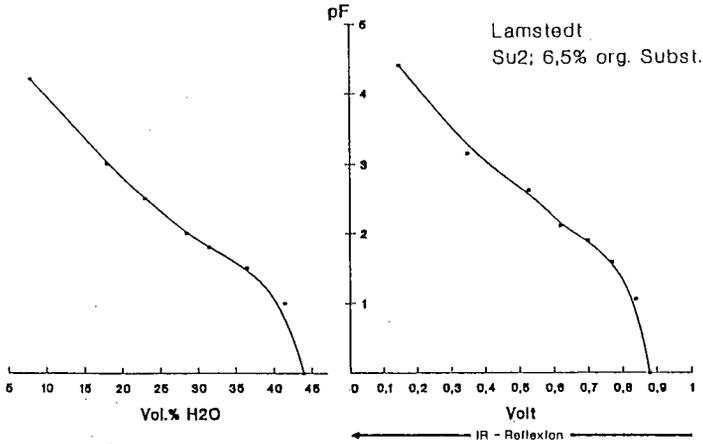


Abb. 4: Wassergehalt (Vol.%) des Bodens in Stechzylinderproben (100 ml) und IR-Reflexion (gemessen als Spannung in Volt) der Bodenoberfläche in Abhängigkeit von der Saugspannung (pF).

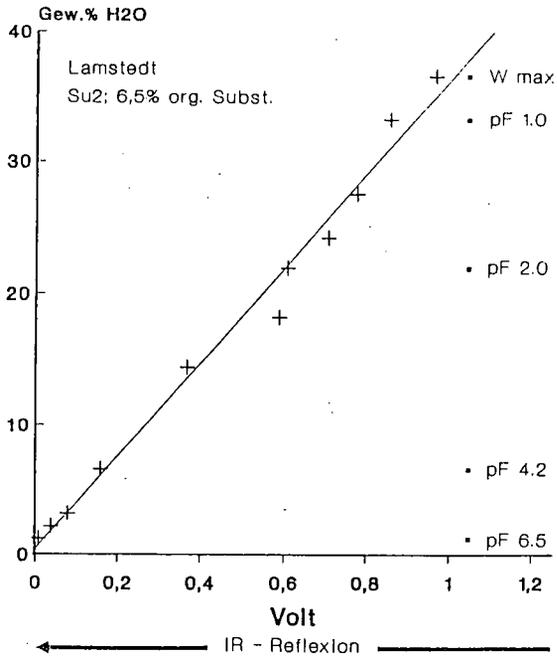


Abb. 5: Wassergehalt (Gew.%) des Bodens in Stechzylinderproben (100 ml) und IR-Reflexion (gemessen als Spannung in Volt) der Bodenoberfläche in Abhängigkeit von Saugspannung (pF ~ -∞ bis pF 7,0).



Gefügeentwicklung in gespültem und geschüttetem Neuland  
aus Löß und Hafenschlick

von

Schneider, R. und Schröder, D.*)

Einleitung

Zum Studium von Gefügebildung und -entwicklung bietet sich Neuland an. Es entsteht unter anderem nach Abgrabung von Braunkohle, wie im Rheinischen Braunkohlenrevier durch Verspülung und Schüttung schluffreichen Lößmaterials und in der Wetterau durch Schüttung tonigeren Lößsubstrates, oder durch Verspülung von Hafenschlick bei Emden.

Da es zwar schon einige Untersuchungen über rekultivierte Lößböden u.a. von HEIDE (1954) und über den Emdener Hafenschlick von REUTZEL (1966) gibt, jedoch erst wenige Erkenntnisse über die Gefügeentwicklung derartigen Neulandes vorliegen (z.B. SCHRÖDER 1988; SUNKEL 1983), soll in dieser Arbeit der Frage nachgegangen werden, wie die Gefügebildung und -entwicklung in den sehr unterschiedlichen Substraten abläuft.

Material und Methoden

Die Bodenart der untersuchten, rekultivierten Lößböden des Rheinischen Braunkohlenreviers ist vorwiegend stark lehmiger Schluff mit 17-20% Ton, 70-80% Schluff und 1-10% Sand.

Die Bodenart des Rekultivierungsgutes der Wetterau ist meist schluffig toniger Lehm mit 25-35% Ton.

Die Kohlenstoffgehalte des jungen Rekultivierungsmaterials dieser Gebiete betragen 0,2-0,3% und steigen nach 20-25 Jahren im Oberboden auf 0,6-0,8%. Damit einher geht ein langsamer Anstieg der biologischen Aktivität.

Der verspülte Hafenschlick mit primär hohen Kohlenstoffgehalten

*) Universität Trier, FB III, Bodenkunde, Postfach 3825, 55 Trier

von 3-4% und hoher biologischer Aktivität wird in zwei Varianten unterteilt, zum einen die tonigen, auslauffernen Standorte mit 50-60% Ton, zum anderen die sandigen, auslaufnahen Bereiche mit bis zu 70% Sand, der fast ausschließlich der Feinsandfraktion angehört.

Die Substrate aller Untersuchungsgebiete sind karbonathaltig (6-8%  $\text{CaCO}_3$ ) mit pH-Werten um 7,5.

Die Untersuchungen erfolgten in den Jahren 1987-1989 an Böden unterschiedlicher Entwicklungsdauer.

Die bei den Untersuchungen verwendeten physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Methoden sind zitiert bei Schröder (1988). Drucksetzungsuntersuchungen wurden an Stechzylinderproben (Durchmesser 100 mm, Höhe 31,8 mm) unter drainierten Bedingungen, nach 6 kPa Vorentwässerung, mit mehreren Auflaststufen durchgeführt. Für Kluffberechnungen wurden die Böden schichtweise abgetragen, die Klüfte freigelegt und diese dann im Gelände und am Foto vermessen.

### Ergebnisse und Diskussion

#### Gefügemorphologische Befunde

Das frisch verspülte Lößmaterial des Rheinischen Braunkohlenreviers ist kohärent gelagert. In den Unterböden ändert sich daran in den ersten Jahrzehnten vielfach wegen unsachgemäßer Bewirtschaftungsweise kaum etwas. In der Krume dagegen kann sich bei schonender Bodenbearbeitung, allmählicher Humusakkumulation und zunehmender biologischer Aktivität ein Subpolyeder- bis Krümelgefüge ausbilden, das jedoch aufgrund der geringen Ton- und Humusgehalte sehr labil ist. Bei nicht neulandgemäßer Bewirtschaftungsweise (Bodendruck, hoher Zuckerrübenanteil, geringe Humuszufuhr etc.) können Subpolyeder und Krümel kaum gebildet werden, beziehungsweise bestehen. Es entsteht dann oft ein bröckeliges und klumpiges Gefüge.

Die Unterböden geschütteter Lößstandorte haben nach guter Rekultivierung ein ausreichend poröses Mischgefüge aus einer "Lößmatrix" und sogenannten "Rollaggregaten". Bei ungünstigen Rekultivierungsbedingungen dagegen treten in den Unterböden häufig Verdichtungen und Plattigkeit auf. Es findet dann nahezu keine Gefügeneubildung statt.

Das Gefüge der Neulandböden der Wetterau wird geprägt durch die Heterogenität des Rekultivierungsmaterials und die vor

Bewirtschaftungsbeginn auf allen Flächen durchgeführte Tieflockerung.

Während in den Unterböden verbreitet lockerungsbedingte, klumpige Aufbruchsstrukturen auftreten, sind die älteren, rund 20 Jahre alten Böden unterhalb der Krume meist dicht gelagert, was auf die Rekultivierung und Bewirtschaftung zurückzuführen ist.

Der verspülte Hafenschlick unterscheidet sich in seiner Entwicklung deutlich vom rekultivierten Lößmaterial. Drei Jahre nach Spülende, zum Beginn der Bewirtschaftung, ist das Spülgut etwa 30-40 cm tief gereift. Infolge Entwässerung und Setzung bei zunehmender Reifung entwickelt sich im Unterboden ein System aus Klüften und Großprismen. In 10-15 Jahre altem Hafenschlick-Neuland beginnen die Klüfte in etwa 50 cm Tiefe mit 20-30 mm Breite, verjüngen sich bis zur alten Oberfläche in ca. 120 cm Tiefe auf 2-3 mm und sind durchweg unverfüllt.

Im Zuge der weiteren Entwicklung des Hafenschlicks kontrahieren die Großprismen zunehmend. Dabei werden die Klüfte auf bis zu 100-120 mm in 30 Jahre altem Schlick geweitet und mit überlagerndem Material verfüllt. Die Sedimentschichtung bleibt trotz der starken Umstrukturierung erhalten.

In den Krumen entstehen bearbeitungsbedingt vornehmlich Bröckel. Die Gefügeentwicklung der sandigen Hafenschlick-Bereiche ist durch Sandlagen, ebenso wie durch hohe Sandgehalte des Ausgangsmaterials deutlich eingeschränkt.

#### Bodenphysikalische Eigenschaften

Die älteren gespülten Neulandstandorte des Rheinischen Braunkohlenreviers besitzen etwas höhere Porenvolumina als die jungen Flächen (Tab. 1). Das ist nicht mit einer Porenvolumenzunahme infolge der zeitlichen Entwicklung zu erklären, sondern mit einer schonenderen Erstabwirtschaftung der älteren Flächen mit leichteren Maschinen. Das nahezu völlige Fehlen von Grobporen im Unterboden der jungen gespülten Flächen belegt die Notwendigkeit einer sachgemäßen Bewirtschaftung.

Bei den geschütteten Böden geht das Porenvolumen bis auf 36% zurück was mit rekultivierungsbedingten Primärverdichtungen erklärbar ist.

Die jungen Rekultivierungsflächen der Wetterau lassen noch den Einfluß der auf allen Flächen durchgeführten Tieflockerung erkennen. Gesamt- u. Grobporenvolumen, Luft- und Wasserdurchlässigkeit sind in den Lockerungszonen größer, das Trockenraumgewicht ist

niedriger als in den entsprechenden Tiefen der alten Standorte.

Tab. 1: Physikalische Eigenschaften gespülter und geschütteter Böden aus Löß unterschiedlichen Alters (Mittelwerte aus 3 bzw. 4 Profilen)

Horizont	Tiefe	GPV	P>50µm	P50-10µm	P10-0,2µm	P<0,2µm	ka	kf	Rt	Ew	ΔGMD
	(cm)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(µm ² )	(cm/d)	(g/cm ³ )	(N/cm ² )	(mm)
Böden aus gespültem Löß			Köln/Bergheim								
1. jung (7-8 Jahre), n=3											
jYAp	0-30	44,1	8,1	3,6	21,3	11,1	9,0	22,0	1,50	17	4,6
jY1	30-50	38,4	0,5	2,2	23,3	12,4	2,7	4,9	1,64	27	5,0
jY2	50-70	37,9	0,0	1,3	23,8	12,8	1,3	4,6	1,66	26	
jY3	> 70	39,0	0,5	2,0	23,7	12,8	2,3	4,6	1,62	24	
2. alt (22-25 Jahre), n=3											
jYAp	0-30	45,2	12,0	4,1	18,5	10,6	28,1	32,3	1,46	18	4,3
jY1	30-50	40,4	4,4	2,5	22,3	11,2	13,1	8,0	1,60	27	5,1
jY2	50-70	41,9	2,9	2,8	24,7	11,5	1,9	5,0	1,55	17	
jY3	> 70	41,9	3,1	2,6	23,8	12,4	1,2	4,2	1,56	16	
Böden aus geschüttetem Löß			Köln/Bergheim								
1. jung (7-8 Jahre), n=3											
jYAp	0-30	44,8	10,9	4,1	18,0	11,8	21,7	15,8	1,48	19	4,1
jY1	30-50	40,1	6,0	4,5	16,5	13,1	10,4	16,4	1,60	30	4,7
jY2	50-70	39,8	4,8	5,4	16,3	13,3	2,7	9,8	1,61	31	
jY3	> 70	42,2	7,4	5,4	16,1	13,3	3,2	10,8	1,55	24	
2. alt (22-25 Jahre), n=3											
jYAp	0-30	42,5	8,6	4,4	17,0	12,5	11,7	30,0	1,53	23	4,3
jY1	30-50	37,8	3,9	4,1	17,4	12,4	0,8	3,0	1,71	41	4,6
jY2	50-70	36,3	0,4	5,2	17,2	13,5	0,7	3,7	1,70	42	
jY3	> 70	38,7	1,8	7,0	17,2	12,7	1,5	7,7	1,64	32	
Böden aus geschüttetem Löß			Wetterau								
1. jung (4-7 Jahre), n=4											
jYAp	0-30	43,5	7,5	1,9	14,0	20,1	10,4	98,4	1,52	21	4,2
jY1	30-50	41,5	6,7	1,9	12,9	20,0	9,7	32,6	1,57	28	4,1
jY2	50-70	39,8	4,1	1,4	14,1	20,2	5,4	45,0	1,62	40	
jY3	> 70	37,9	1,4	1,2	12,3	23,0	0,8	5,3	1,68	38	
2. alt (15-20 Jahre), n=4											
jYAp	0-30	45,2	7,9	2,7	13,3	21,3	16,6	21,5	1,46	20	1,7
jY1	30-50	37,1	2,9	2,1	10,8	21,3	5,5	13,0	1,69	>50	3,6
jY2	50-70	37,4	2,6	2,2	13,3	19,3	2,2	2,8	1,68	47	
jY3	> 70	38,3	2,9	1,7	14,5	19,2	1,8	3,4	1,66	45	

Zum Porenvolumen des tonigen Hafenschlick-Neulandes ist zu sagen, daß es mit zunehmendem Alter infolge Entwässerung und Setzung von anfänglich 75-80% auf 60-65% bei rund 30 Jahre alten Standorten zurückgeht, wobei das Trockenraumgewicht von 0,5 auf 1,0 g/cm³ ansteigt (Tab. 2).

Um die Einflüsse der Klüftung der Unterböden, auf das Porenvolumen und die Porenverteilung ermitteln zu können, wurden die Klüfte und Prismen mehrerer Standorte freigelegt, vermessen und die Volumenanteile der Klüfte berechnet. Daraus ergibt sich für die Unterböden von 50-90 cm Tiefe ein um durchschnittlich 2-3% höheres Porenvolumen als bei den Stechzylinderuntersuchungen allein. Dieses mehr an Poren kommt dem Grobporenanteil zugute.

Das gilt sowohl für die 10-15 Jahre alten tonigen Böden mit ihren schmalen aber unverfüllten Klüften, als auch die 30-35 Jahre alten Standorte mit bis zu 12 cm breiten, jedoch verfüllten Klüften.

Tab. 2: Physikalische Eigenschaften gespülter Böden aus Hafenschlick unterschiedlichen Alters (Mittelwerte aus 3 Profilen)

Horizont	Tiefe (cm)	GPV (%)	P>50µm (%)	P50- 10µm (%)	P10- 0,2µm (%)	P<0,2 µm (%)	ka (µm ² )	kf (cm/ d)	Rt (g/ cm ³ )	Ew (N/ cm ² )	ΔGMD (mm)
<b>Tonige Varianten</b>											
1. jung (3-5 Jahre), n=3,											
jYAp	0-30	74,7	5,8	3,9	31,0	34,0	147,3	45,1	0,63	8	0,1
jY1	30-50	77,8	7,8	4,1	32,7	32,8	7,7	533,6	0,55	6	0,3
jY2	50-70	75,6	7,3	4,3	31,4	32,6	18,4	146,5	0,61	6	
jY3	> 70	79,1	9,7	3,7	33,3	32,4	82,9	685,9	0,52	5	
2. mittel (13-15 Jahre), n=3											
jYAp	0-30	61,7	8,1	3,0	19,5	31,1	16,3	168,6	0,95	15	0,9
jY1	30-50	67,4	9,1	2,6	20,2	35,5	20,5	284,3	0,81	20	0,4
jY2	50-70	69,4	7,4	1,8	20,2	41,0	16,3	233,0	0,76	18	
jY3	> 70	71,8	6,6	1,6	23,1	40,5	23,0	384,0	0,70	13	
3. alt (30 Jahre), n=3											
jYAp	0-30	60,6	8,4	2,7	20,6	28,9	24,1	358,8	1,00	16	1,8
jY1	30-50	65,3	4,6	5,2	17,0	38,5	19,2	159,0	0,88	19	0,7
jY2	50-70	63,7	8,1	3,7	18,2	34,4	19,3	242,1	0,91	18	
jY3	> 70	66,4	6,3	5,7	24,3	31,1	18,3	860,4	0,84	20	
<b>Sandige Varianten</b>											
1. mittel (13-15 Jahre), n=3											
jYAp	0-30	58,0	10,5	3,3	18,3	25,9	33,3	164,4	1,05	17	1,8
jY1	30-50	66,1	9,5	3,2	23,3	30,1	20,5	275,7	0,85	19	0,7
jY2	50-70	64,8	7,5	3,8	21,6	31,9	40,2	746,9	0,89	15	
jY3	> 70	65,8	2,5	3,0	27,5	32,8	22,8	176,1	0,88	11	
2. alt (30 Jahre), n=3											
jYAp	0-30	55,1	7,4	2,5	14,8	30,4	23,2	209,7	1,13	17	1,4
jY1	30-50	54,0	10,3	7,7	17,4	18,6	14,8	214,2	1,17	18	0,5
jY2	50-70	66,7	7,0	2,5	26,6	30,6	35,8	367,3	0,84	14	
jY3	> 70	64,2	5,2	3,5	24,3	31,2	23,9	101,8	0,91	13	

### Bodenmechanische Eigenschaften

In Anbetracht steigender Bodenbelastungen und der dadurch häufig hervorgerufenen Verdichtungen, sowie deren negativer Auswirkungen auf die Böden als Pflanzenstandort, sollen Drucksetzungsuntersuchungen mit Ermittlung der Vorbelastungen Aufschluß über die Belastbarkeit der sehr verschiedenen Neulandböden geben (vgl. HORN 1985).

Untersucht wurden bisher jeweils die Tiefe 5-10 cm und der Pflugsohlenbereich bei 6 kPa Vorentwässerung. Die niedrigsten Vorbelastungen wurde für einen jungen gespülten Lößstandort des Köln/Bergheimer Raumes mit weniger als 10 kPa ermittelt, was die Druckempfindlichkeit dieser Böden in feuchtem Zustand belegt. Die höchsten Werte fanden sich bei einem 20 Jahre alten geschütteten, verdichteten Standort der Wetterau mit 130 kPa im

Pflugsohlenbereich. Die Vorbelastungswerte der Oberböden des Hafenschlick-Neulandes liegen unabhängig vom Alter infolge vergleichbarer Ton- und Humusgehalte, sowie Bewirtschaftungsweise bei rund 60 kPa.

Die ermittelte Vorbelastung weitestgehend ungereiften Schlicks von 18 kPa bei 6 kPa Vorentwässerung gibt die realen Verhältnisse nur bedingt wider, da eine Entwässerung des Rohschlicks bis zu dieser Stufe im Stadium der ersten Bewirtschaftung nicht gegeben ist. Werte für nahezu wassergesättigten Rohschlick, wozu noch keine Ergebnisse vorliegen, sind vermutlich deutlich niedriger als 10 kPa.

Zu ähnlichen Ergebnissen kommt HORN (1985) bei dem Vergleich von "Morast" mit trittbelasteten Almwiesen. Auch dort findet sich keine Festigkeit des "Rohmaterials", während geringe Schrumpfung bereits zu einer Stabilisierung führte.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die Gefügeentwicklung in den rekultivierten Lößböden des Rheinischen Braunkohlereviere wegen der hohen Schluff- und niedrigen Ton- und Humusgehalte vornehmlich auf den Oberboden beschränkt bleibt, im ton- und humusreichen Hafenschlick-Neuland aber viel dynamischer abläuft und sich über die gesamte Tiefe des aufgespülten Materials erstreckt.

#### Literatur

- HEIDE, G. (1954): Die bodenkundlichen Voraussetzungen für die landwirtschaftliche Rekultivierung der Braunkohlentagebaue in der Ville.- Diss. Bonn
- HORN, R. (1985): Die Bedeutung der Trittverdichtung durch Tiere auf physikalische Eigenschaften Alpiner Böden.- Z. f. Kulturtechn. u. Flurbereinigung, 26, 42-51
- REUTZEL, W. (1966): Bodenchemische und bodenphysikalische Untersuchungen auf überschlickten Flächen einer alten Moormarsch.- Diss. Gießen
- SCHRÖDER, D. (1988): Initiale Bodenentwicklung in aufgespültem Löß und Hafenschlick.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 151, 3-8
- SUNKEL, R. (1983): Neunjährige Gefügeuntersuchungen nach Tieflockerung eines rekultivierten Lößrohbodens.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 38, 771-774

## Der Einfluß der Struktur auf den Stofftransport

Heidi Taubner *)

Ziel der Untersuchungen ist die Erfassung des Stofftransportes in natürlich gelagerten, strukturierten Böden und in deren einzelnen Struktureinheiten, den Aggregaten.

### Material und Methode

Das Probenmaterial entstammt zwei Versuchsflächen in immissionsbelasteter Lage im Fichtelgebirge und einem Buchenforst in Ostholstein:

Podsol-Braunerde aus Phyllit bei Wülfersreuth

Podsol aus Phyllit bei Oberwarmensteinach

Parabraunerde aus Geschiebemergel bei Siggen.

Der Stofftransport wurde anhand von Perkolationslösungen aus ungestörten Stechzylinderproben (Hantschel et al. 1986) und aus einzelnen Bodenaggregaten ermittelt. Bei Einzelaggregaten folgte der wässrigen Perkolationslösung eine saure durch Zugabe von HCl (pH 3).

### Ergebnisse

Die Einzelaggregate sind dichter als der Gesamtboden. In den Böden des Fichtelgebirges zeigen Aggregate geringere Wasserleitfähigkeiten als Stechzylinderproben, bei der Parabraunerde aus Siggen trifft der umgekehrte Fall zu (Quellungsfolge).

Die chemische Zusammensetzung des Perkolates aus dem Gesamtboden (Stechzylinderproben) und aus den Einzelaggregaten ist unterschiedlich. Während in den "Stechzylindern" aus der Podsol-Braunerde basische Kationen dominieren, sind dies bei den Aggregaten aus diesem Horizont die sauren Kationen. Die Unterschiede im  $B_3$ -Horizont des Podsols sind geringer und betreffen vorwiegend die Anteile von Magnesium und Calcium.

Bei Aggregaten aus dem  $A_{eh}$ -Horizont des Podsols erfolgt durch eine zweite Perkolationslösung mit Säure eine deutliche Nachlieferung nicht nur von Aluminium, sondern auch von basischen Kationen. Aggregate des  $B_V$ -Horizontes aus der Podsol-Braunerde setzen in dem sauren Perkolat erheblich mehr Aluminium frei, jedoch deutlich geringere Mengen der Kationenbasen.

### Schlußfolgerung

Die einzelnen Struktureinheiten (Aggregate) unterscheiden sich hinsichtlich physikalischer ( $d_B$ ,  $k_f$ ) und chemischer Eigenschaften (Zusammensetzung der Bodenlösung) vom ungestörten Gesamtboden.

Nicht nur für die Berechenbarkeit des Stofftransportes, sondern auch für seine längerfristige ökologische Beurteilung (Nährstoffnachlieferung, Protonenpufferung) ist die nachgewiesene Unterschiedlichkeit aufgrund der Strukturierung zu berücksichtigen.

*) Inst. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde  
Olshausenstr. 40, D 2300 Kiel 1



**Der Einfluß des Bodengefüges unterschiedlich bearbeiteter Böden  
auf die hydraulische Leitfähigkeit**

von

Teiwes, K.⁺⁾  und Ehlers, W.⁺⁺⁾

Angesichts der vielfältigen Gefahren einer Gefügeschädigung im Zuge konventioneller Bearbeitungsverfahren, insbesondere bei unsachgemäßer Durchführung der Bodenbearbeitung, ist zu fragen, ob es nicht sinnvoller sei, auf Bodenbearbeitung ganz zu verzichten oder zumindest die Bearbeitungsintensität stark zu reduzieren. In der Krume von unbearbeiteten bzw. reduziert bearbeiteten Böden wird u.a. eine hohe Effektivität der bevorzugt vertikal ausgerichteten Grobporen hinsichtlich der Wasserleitung erwartet (EHLERS, 1983).

Für die Beurteilung von Gefügeunterschieden infolge unterschiedlicher Bodenbearbeitungsintensität sollte es das Ziel sein, die qualitativen Unterschiede der räumlichen Anordnung der Bodenbestandteile in ihren quantitativen Auswirkungen auf dynamische Kenngrößen, wie der hydraulischen Leitfähigkeit aufzuzeigen.

**Material und Methoden:**

**Versuch "Hohes Feld"**

Boden: Kolluvium über Parabraunerde mit 8-20% Sand, 65-81% Schluff und 15-18% Ton in der Schicht 0-80cm.

Varianten: "unbearbeitet" (seit 1967 keine Bodenbearbeitung), "bearbeitet" (konventionelle Bodenbearbeitung bei Einsatz leichter Maschinen), "im Feld" (konventionelle Bodenbearbeitung bei praxisüblichem Maschineneinsatz eines Großbetriebes und Zuckerrüben in der Fruchtfolge).

**Versuch "Lausebrink"**

Boden: Kolluvium mit 4-21% Sand, 57-70% Schluff und 20-26% Ton in der Schicht 0-80cm.

Varianten: "reduziert bearbeitet" (seit 1968 Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung, aber Saatbettbereitung mit der Kreiselegge), "bearbeitet" (konventionelle Bodenbearbeitung bei Einsatz praxisüblicher, schwerer Maschinen; aber ohne Zuckerrüben in der Fruchtfolge), "im Feld" (wie "Hohes Feld").

Im Versuchsjahr 1985 wurden hier in den Varianten "reduziert bearbeitet" und "bearbeitet" mit einem schweren Ackerschlepper Fahrspurverdichtungen erzeugt.

- hydraulische Leitfähigkeit ( $k_d$ ) als Funktion der Wasserspannung ( $-Ψ$ ) nach einer schnellen Verdunstungsmethode (ARYA et al., 1975; EHLERS, 1976)
- Rohdichte der Bodenaggregate ( $ρ_A$ ) nach der von BISAL und HINMAN (1972) entwickelten "Zementmethode" (HORN^A und HELL, 1985; TEIWES, 1988)

⁺⁾  Nds. Landesamt f. Bodenforschung, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

⁺⁺⁾  Inst. f. Pflanzenbau u. Pflanzenzüchtung, Von-Siebold-Str.8, 3400 Göttingen

Neben unterschiedlichen Porengrößenverteilungen (Fließquerschnitte) kommen in den Leitfähigkeitsfunktionen (Abb. 1) der einzelnen Bearbeitungssysteme qualitative Gefügeigenschaften wie Geometrie und räumliche Ausrichtung der Poren zum Ausdruck (Porenkontinuität). Nach BOUMA (1983) ist für die Wasserbewegung im Boden die Kontinuität von Makroporen oft wichtiger als ihr volumenmäßiger Anteil. Ein hoher Grobporenanteil trägt wenig zur Wasserleitung bei, wenn die durch Bearbeitungswerkzeuge zerschnittenen und verschmierten Poren untereinander keine Verbindung haben.

Um strukturelle Unterschiede der Böden aus den verschiedenen Bearbeitungsverfahren aufzuzeigen, ohne den Einfluß des Porenvolumens (Fließquerschnittes) auf die hydraulische Leitfähigkeit, wurden die  $k_u$ -Werte einzelner Porenklassen

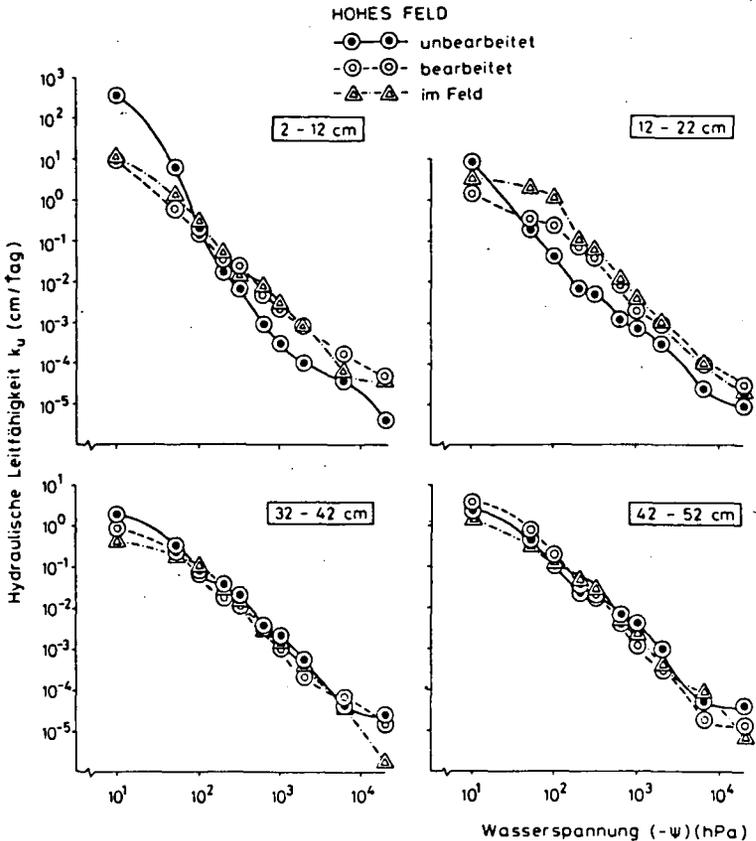


Abb. 1: Hydraulische Leitfähigkeit ( $k_u$ ) in Abhängigkeit von der Wasserspannung ( $-\psi$ ) für die Varianten "unbearbeitet", "bearbeitet" u. "im Feld" in den Bodenschichten 2-12cm, 12-22cm, 32-42cm und 42-52cm (Hohes Feld, 1984)

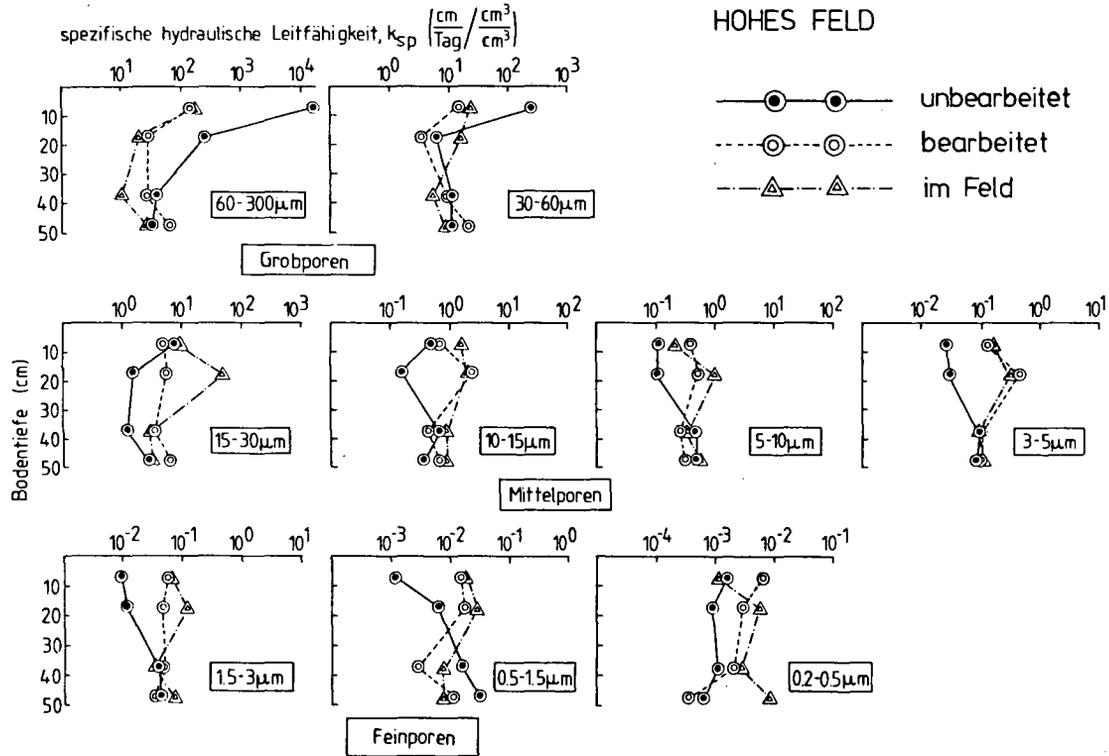


Abb. 2: Spezifische hydraulische Leitfähigkeit ( $k_{sp}$ ) verschiedener Porenklassen in Abhängigkeit von der Bodentiefe für die Varianten "unbearbeitet", "bearbeitet" und "im Feld" (Hohes Feld, 1984)

durch die entsprechenden, gemessenen Porenvolumina dieser Porenklassen dividiert und als spezifische hydraulische Leitfähigkeit ( $k_{sp}$ ) gegen die Bodentiefe abgetragen (Abb. 2).

Die spezifische hydraulische Leitfähigkeit ( $k_{sp}$ ) ist ein Strukturparameter, der ein Maß für die Effektivität darstellt, mit der Poren einer bestimmten Größenklasse Wasser in Abhängigkeit von der Porengeometrie leiten. Die hydraulische Leitfähigkeit wird in diesem Fall spezifisch genannt, weil sie sich auf eine Volumeneinheit der betreffenden Porenklasse bezieht.

Die Effektivität, mit der Grobporen ( $d_A > 30\mu m$ ) Wasser leiten, ist im Krumbereich von "unbearbeitet" größer als in den konventionell bearbeiteten Böden. Technische Eingriffe in das Bodengefüge unterbrechen vertikale Bioporen (GOSS et al., 1984) und vermindern damit die vertikale Porenkontinuität.

Im Gegensatz dazu ist die Effektivität der Wasserleitung in Mittelporen ( $d_A: 3-30\mu m$ ) und teilweise auch in Feinporen ( $d_A: 0.2-3\mu m$ ) in den Krumbereichen der konventionell bearbeiteten Böden größer als in "unbearbeitet".

Das kann in unterschiedlichen Rohdichten der Aggregate begründet sein. In den Krumbereichen von "unbearbeitet" waren die Aggregate dichter als in "bearbeitet" und "im Feld" (Abb. 3).

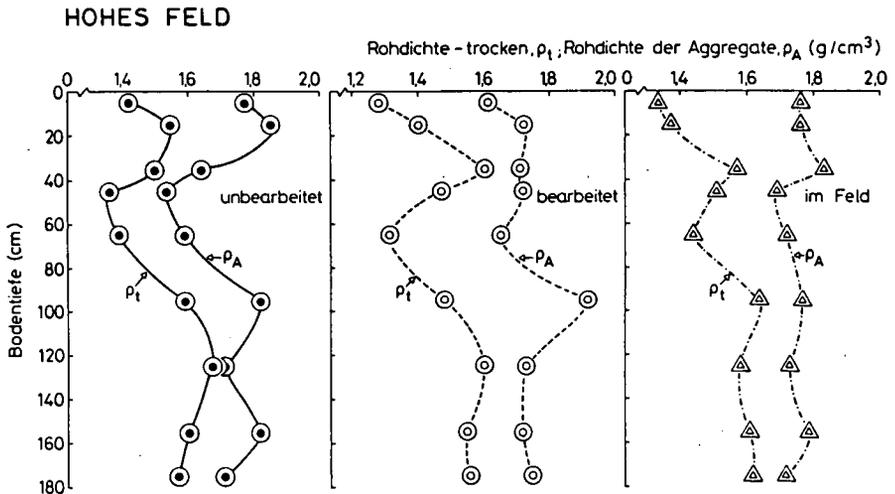


Abb. 3: Rohdichte-trocken ( $\rho_t$ ) und Rohdichte der Aggregate ( $\rho_A$ ) der Varianten "unbearbeitet", "bearbeitet" und "im Feld" in Abhängigkeit von der Bodentiefe (Hohes Feld, 1984).

Mit der Rohdichte der Aggregate ( $\rho_A$ ) und der Rohdichte-trocken ( $\rho_t$ ) kann das Gesamtporenvolumen (GPV) rechnerisch in das Porenvolumen in den Aggregaten

( $I_{APV}$ ) und das Porenvolumen zwischen den Aggregaten ( $I_{RPV}$ ) aufgeteilt werden (Abb. 4).

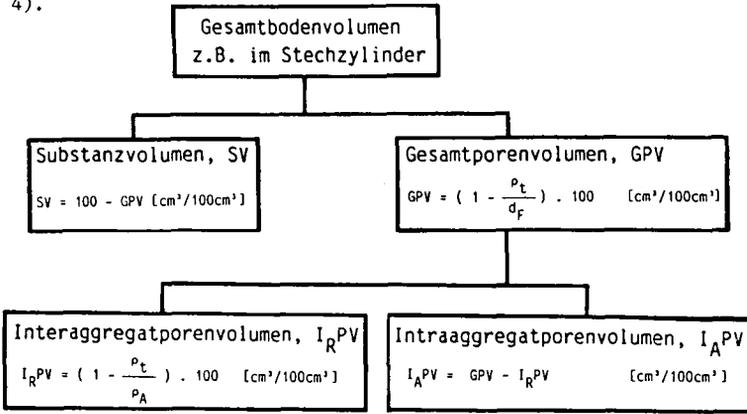


Abb. 4: Volumenanteile am Gesamtbodenvolumen

Um falsche Schlußfolgerungen aus sich verändernden Porenvolumenanteilen infolge unterschiedlicher Gesamtporenvolumina (EHLERS, 1973) zu vermeiden, werden einzelne Porenvolumina auf das Substanzvolumen bezogen und als Porenziffern ausgedrückt.

Die Intraaggregatporenziffer ( $e_{IA}$ ) läßt sich demnach wie folgt berechnen:

$$e_{IA} = I_{APV} / (100 - GPV)$$

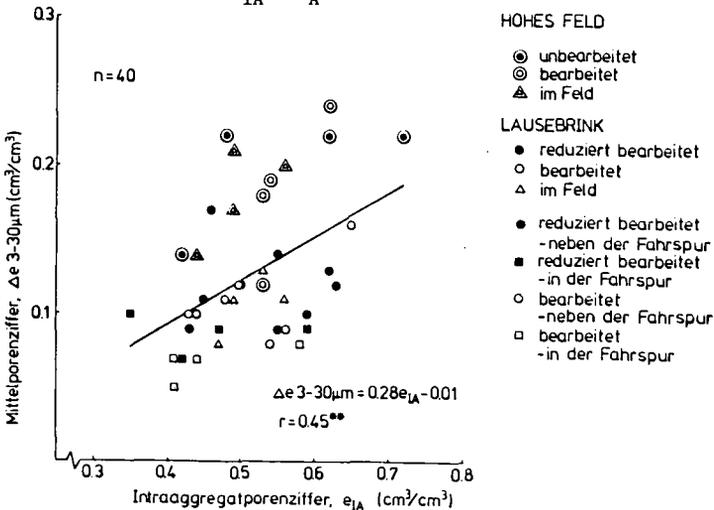


Abb. 5: Mittelporenziffer ( $\Delta e_{3-30\mu m}$ ) in Abhängigkeit von der Intraaggregatporenziffer ( $e_{IA}$ )

Aus der signifikanten Beziehung zwischen der Intraaggregatporenziffer und der Mittelporenziffer (Abb. 5) kann auf eine Beeinflussbarkeit der Mittelporenanteile durch unterschiedliche Aggregatdichten geschlossen werden.

Daher ist in den dichteren Aggregaten von "unbearbeitet" eine Verschiebung der Porengrößenverteilung innerhalb einer Mittelporenklasse hin zu den kleineren Porenradien denkbar. Das vermindert  $k_{sp}$  dieser Porenklassen.

**Fazit:** Ein Nachteil der Größe  $k_{sp}$  ist, daß Verschiebungen in der Porengrößenverteilung innerhalb einer Porengrößenklasse nicht gänzlich von Veränderungen der Porenkontinuität getrennt werden können. Dennoch stellt  $k_{sp}$  gegenüber der Leitfähigkeitsfunktion einen Informationsgewinn dar. Gefügeunterschiede werden deutlicher und lassen sich eingeschränkt quantifizieren, da der Einfluß der Porengröße durch Herausgreifen bestimmter Größenklassen eingeschränkt wird und der Einfluß des Porenvolumens (Fließquerschnitt) der betreffenden Größenklasse normiert wird.

#### Literatur:

- ARYA, L.M.; FARREL, D.A. and BLAKE, G.R. (1975): A field study of soil water depletion patterns in presence of growing soybean roots. I. Determination of hydraulic properties of the soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39:424-430
- BISAL, F. and HINMAN, W.C. (1972): A method of estimating the apparent density of soil aggregates. *Can. J. Soil Sci.*, 52:513-514
- BOUMA, J. (1983): Use of soil survey data to select measurement techniques for hydraulic conductivity. *Agric. Water Management*, 6:177-190
- EHLERS, W. (1973): Gesamtporenvolumen und Porengrößenverteilung in unbearbeiteten und bearbeiteten Lößböden. *Z. Pflanzener. Bodenkd.*, 134:193-207
- EHLERS, W. (1976): Rapid determination of unsaturated hydraulic conductivity in tilled and untilled loess soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 8:837-840
- EHLERS, W. (1983): Auswirkung der Bodenbelastung mit schwerem Gerät und der Bodenbearbeitung auf das Bodengefüge und das Pflanzenwachstum. *Kali-Briefe (Büntehof)*, 16(9):499-516
- GOSS, M.J.; EHLERS, W.; BOONE, F.R.; WHITE, I. and HOWSE, K.R. (1984): Effects of soil management practice on soil physical conditions affecting root growth. *J. agric. Engng. Res.*, 30:131-140
- HORN, R. und HELL, U. (1985): Eine Methode zur Bestimmung der Lagerungsdichte von Aggregaten. *Z. Pflanzenern. Bodenkd.*, 148:356-359
- TEIWES, K. (1988): Einfluß von Bodenbearbeitung und Fahrverkehr auf physikalische Eigenschaften schluffreicher Ackerböden. *Diss. agr. Universität Göttingen*
- Dieses Forschungsvorhaben wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert.

## Wärme- und Temperaturverhalten von Löß unter ariden Bedingungen

von

Th. Türk⁺ und R. Horn⁺⁺

### **1. Einleitung**

Im Zeitraum von 1984 bis 1988 wurde auf der Experimentalfarm Avdat (34°0',41'E., 31°0',41'N.) in der Negev-Wüste Israels ein kombiniert pflanzenökologisch/bodenphysikalischer Großlysimeterversuch durchgeführt, in dem die Reaggregation von ursprünglich homogenem Löß unter Bewuchs sowie die Reaktion von 1-4-jährigen Mandelbäumen (*Prunus dulcis*) auf Wasserstreß studiert wurde.

Von der Vegetationsperiode 1986 an wurden die Messungen auch auf den **Wärmehaushalt** des Löß u.a. mit folgenden Zielsetzungen ausgedehnt:

- Vergleich des Temperaturverhaltens von homogenem Löß und **Einzelaggregaten** anhand von Tagesgängen.
- Messung von **Tagesgängen der Temperaturen** mit vergleichsweise geringem Geräteaufwand (Hg-Thermometer) in 0.5-50 cm Bodentiefe bei verschiedenen Wassergehalten.
- Berechnung der Beziehung zwischen **Temperaturleitfähigkeit  $\alpha$**  und dem Wassergehalt des Löß aus den Tagesgängen der Temperaturen in verschiedenen Tiefen.
- Darstellung von **Wärmeflüssen im oberflächennahen Löß** (0.5-25 cm) und Berechnung der Anteile wichtiger Mechanismen des Wärmetransportes wie Konduktion (reine Wärmeleitung), Diffusion von Wasserdampf (latente Wärme) und Konvektion (Darcy-Fluß) am Gesamtwärmestrom mit einer modifizierten Form des Modells von ROSE (1968a), wobei einzelne Wärmetransporte **explizit** errechnet wurden.

### **2. Methodik**

Für die Messungen der Temperaturtagesgänge in Aggregaten im Vergleich zu solchen im homogenisierten Löß ( $\rho_L = 1.4 \text{ g cm}^{-3}$ ) wurden in natürliche und künstlich gerollte Lößaggregate ( $\rho_L = 1.26-1.74 \text{ g cm}^{-3}$ , Durchmesser 2-3 cm) Thermoelemente eingeschlämmt und deren Anzeige stündlich abgelesen.

Die Untersuchungen im Löß erstreckten sich auf 1-3 m tiefe Bodenzylinder mit einem Durchmesser von 3 m. Sie wurden mit Schwemmlöß (Kenndaten Tab. 1) aus einem benachbarten Wadi durch ein 2 cm Maschensieb gefüllt, im März/April des jeweiligen Jahres mit verschulten Mandelbäumen bepflanzt und anschließend von unten entweder einmal im Frühjahr auf Feldkapazität (ca. 60-300 hPa) bewässert oder -in einer weiteren Variante- während der Vegetationsperiode ständig auf Feldkapazität gehalten. In beiden Versuchsansätzen wurden 1986 an 1-3-jährigen Bäumen in Tiefen

⁺ Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

⁺⁺ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian Albrechts - Universität Kiel, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

von 1,3,6,10,20,30 und 50 cm (2-5 Parallelen/Tiefe) die Temperaturen mit Hg-Thermometern sowie die Wassergehalte der einzelnen Tiefen verfolgt.

Genauere Messungen zum Wärmeumsatz direkt an der Lößoberfläche in 0-10 cm Tiefe erfolgten im unbewachsenen Schwemmlöß bei verschiedenen Wassergehalten. Die Hg-Thermometer (absolute Genauigkeit 0.3 °C) wurden hierbei mit Alufolie bis zur Lößoberfläche herab vor direkter Einstrahlung geschützt. Gleichzeitig wurden die Saugspannungen bis 750 hPa mit Minutensometern (Größe der keramischen Zelle ca. 0.5x0.3 cm) registriert und für die Tagesgänge einmal stündlich abgelesen. Anschließend wurden aus den Meßtiefen Stechzylinderproben für die pF/Wg-Beziehung (Entwässerung 30-500 hPa und pF 4.2) sowie für die  $k_w/\psi$ -Beziehung (nach BECHER 1971) entnommen.

Tab. 1: Durchschnittliche Kenndaten des verwendeten Löß:

pH	EC [ $\mu\text{Scm}^{-1}$ ]	SAR [mval/l]	CaCO ₃ [%]	$\rho_F$ [gcm ⁻³ ]	$\rho_L$ [gcm ⁻³ ]	$k_f$ [cm/Tag]	
8.1	523	3.3	47	2.66	1.35	2.35	
Korngrößenverteilung [%]							
T	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Skelett
18	11	11	30	18	4	7	<4

### 3. Theorie zum Wärmefluß

Das Ziel dieser Studie zum Wärmehaushalt eines Lößbodens ist es letztlich, alle Prozesse im Zyklus von Wärme- und Temperaturbewegungen im Boden zu erfassen. Die grundlegende Transportgleichung lautet vollständig (vgl. auch STABERNACK et al. 1987):

$$c \frac{\partial T}{\partial z} = \lambda \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} + L_v \frac{\partial F_v}{\partial z} + Q_v \frac{\partial F_w}{\partial z} + Q_L \frac{\partial F_L}{\partial z} \quad (\text{Glg. 1})$$

mit c:	vol. Wärmekapazität [cal cm ⁻³ °C ⁻¹ ]
T, t, z:	Temperatur [°C], Zeit [s] bzw. Tiefe [cm]
$\lambda$ :	Wärmeleitfähigkeit [cal cm ⁻¹ s ⁻¹ °C ⁻¹ ]
$L_v$ :	latente Wärme von Wasserdampf [cal cm ⁻³ ]
$Q_w, Q_L$ :	Wärmehalt von Wasser bzw. Luft [cal cm ⁻³ ]
$F_v, F_w, F_L$ :	Wärmeflüsse durch Bewegung von Wasserdampf, Wasser bzw. Luft [g cm ⁻² s ⁻¹ ]

Der erste Term auf der rechten Seite steht für reine Wärmeleitung, der zweite für den Transport von latenter Wärme, der dritte für denjenigen durch Darcy-Fluß und der letzte für Transport mit der Porenluft, der wegen der niedrigen thermischen Leitfähigkeit von Luft vernachlässigbar ist. c errechnet sich im ariden Löß aus der Summe der vol. Wärmekapazitäten der einzelnen Bodenbestandteile Mineralien und Wasser, gewichtet nach deren vol. Anteil (deVRIES 1963). Die Wärmeleitfähigkeit  $\lambda$  folgt über die Beziehung

$$\lambda = c \alpha \quad (\text{Glg. 2,})$$

wobei  $\alpha$  durch numerische Differenzierung der Wärmeleitungsgleichung für den instationären Fall

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\lambda}{c} \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} \quad (\text{Fourier-Glg., Glg. 3})$$

aus den Tagesgängen der Temperaturen in mindestens 3 Tiefen errechnet wurde (WESTCOT and WIERENGA 1974). Dabei wurden nur Daten unterhalb 6-10 cm Tiefe verwendet, da die Kriterien zur Anwendbarkeit dieser Gleichung ab hier weitgehend erfüllt sind, d.h. Flüsse durch reine Leitung deutlich überwiegen. Entsprechend wird nicht die scheinbare Temperaturleitfähigkeit errechnet (HORTON 1982), sondern eine Größe, die von den Einflüssen anderer Transportmechanismen als reiner Konduktion weitgehend befreit ist.

#### 4. Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund des intensiven Kontaktes zwischen Einzelaggregat und umgebendem Löß tritt kein signifikanter Unterschied in den Tagesamplituden der Temperatur zwischen Aggregat und dessen Umgebung auf.

Die Abb. 1a,b zeigen beispielhaft mit Hg-Thermometern gemessene Tagesgänge der Temperaturen im Tiefenintervall von 1-50 cm aus einem in der 14. Woche (8./9.April) auf Feldkapazität bewässerten Bodenzylinder. Es handelt sich einmal um einen Regentag mit einem Netto-Wärmeverlust aus dem Boden, zum zweiten um einen Strahlungstag.

Die aus insgesamt 9 Tagesgängen in je 3 Tiefen nach Glg. 3 errechneten Temperaturleitfähigkeiten sind in Abb. 2 gegen  $W_v$  aufgetragen ( $r=0.84^{***}$ ). Obwohl diese Beziehung gewöhnlich nichtlinearer Natur ist, wurde sie wegen der geringen Datendichte in zwei lineare Bereiche unterteilt, wobei unterstellt wurde, daß sie ihr Maximum bei einem  $W_v$  von 20 Vol-% entsprechend 1 bar Saugspannung aufweist (KOHNKE 1968). Die Extrema liegen bei  $0.002 \text{ cm}^2\text{s}^{-1}$  und 0 Vol-% bzw.  $0.0059 \text{ cm}^2\text{s}^{-1}$  bei 20 Vol-% und korrelieren gut mit Resultaten über kalkhaltigen Löß anderer Autoren (HADAS 1977; HORTON 1982), die mit aufwendigeren Mitteln erzielt wurden.

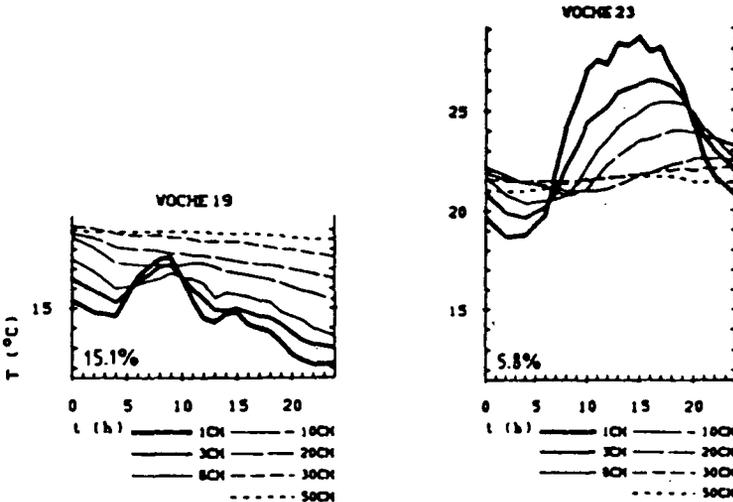


Abb. 1a,b: Tagesgänge der Temperaturen im oberflächennahen Löß zu verschiedenen Terminen. Unten links durchschnittlicher  $W_v$  in den obersten 20 cm

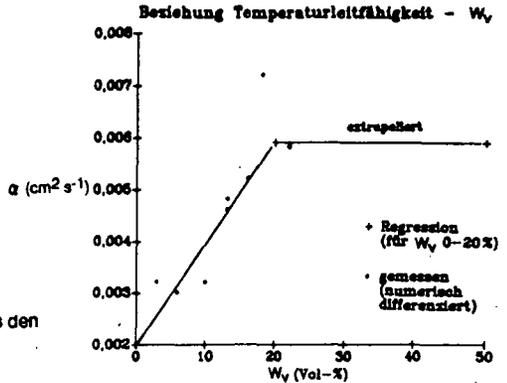


Abb. 2: Beziehung zwischen  $\alpha$  und  $W_v$  aus den Tagesgängen der Temperaturen

Abb. 3 vermittelt einen Eindruck von den Anteilen einzelner Transportmechanismen von Wärme im Tagesverlauf in 0-10 cm Tiefe und Saugspannungen in 2 cm zwischen 329 und 714 hPa (unbewachsener Löß). Es ist ersichtlich, daß die durch Darcy-Fluß und durch Diffusion von Wasserdampf bewegten Wärmemengen die gleichen Größenordnungen wie solche durch Konduktion erreichen, wobei sie im Tagesverlauf unterschiedliche Transportrichtungen zeigen. Die hohen Flußraten durch Konvektion in 0-2 cm kommen durch eine kurze Bewässerung am Vortag des Versuches zustande. Gegen Mittag überwiegt die Evaporation und die Transportrichtung kehrt sich um. Die Transportrichtungen von latenter Wärme sowie durch Konduktion sind identisch, da sie sich nach thermischen Gradienten orientieren (Abb. 3). Latente Wärme kann erst dann entgegen einem solchen Gradienten fließen, wenn der Boden soweit ausgetrocknet ist, bis ab pF-Werten > ca. 4 ein Gradient der relativen Feuchte auftritt, der einen permanenten Aufwärtstrom von Wasserdampf und latenter Wärme bewirkt. Letztere Form der Diffusion wird daher isothermischer Wasserdampffluß genannt und führt unter ariden Bedingungen zu weiterer Austrocknung, wenn Darcy-Flüsse längst zurücktreten. Im Falle dieses Experimentes ( $W_v > 25$  Vol-%) reduziert sich der Wärmefluß durch Diffusion auf den durch Temperaturgradienten bedingten Teil (thermischer Wasserdampflluß).

Sein Anteil erreicht bis zu 60% des Wärmetransportes durch Konduktion und sinkt bis in 10 cm Tiefe etwas ab. Dies steht im Einklang mit ähnlichen Beobachtungen von WESTCOT und WIERENGA (1974, trockener Feinsand) sowie von ROSE (1968b, lehmiger Sand aller Feuchtestufen).

Abschließend sei ein Phänomen erwähnt, das im Verlauf der Temperaturbeobachtungen im Löß nach Bewässerung gelegentlich auftrat (Abb. 4): Um die Mittagszeit waren unter voller Bestrahlung und konstantem Wind bei hohem  $W_v$  die Temperaturen in 2 cm um bis zu 1.3 °C höher als in 0.5 cm (0.9 °C cm⁻¹), ein Umstand, der mit Verdunstungskälte allein nicht erklärbar ist, da dieser Prozess nur maximal bis zur Isothermie führen kann. Denkbar ist, daß durch den Verdunstungsstrom sulfatische und karbonatische Verbindungen in 2 cm Tiefe auskristallisieren (47% Kalk, vgl. Tab. 1) und ihre Lösungsenthalpien abgeben. Eine Kalkulation mit Gips als Ausfällungsprodukt ergab eine Temperaturzunahme von max.

Anteile einzelner Mechanismen am Gesamtwärmeﬂuß (27.7.66)

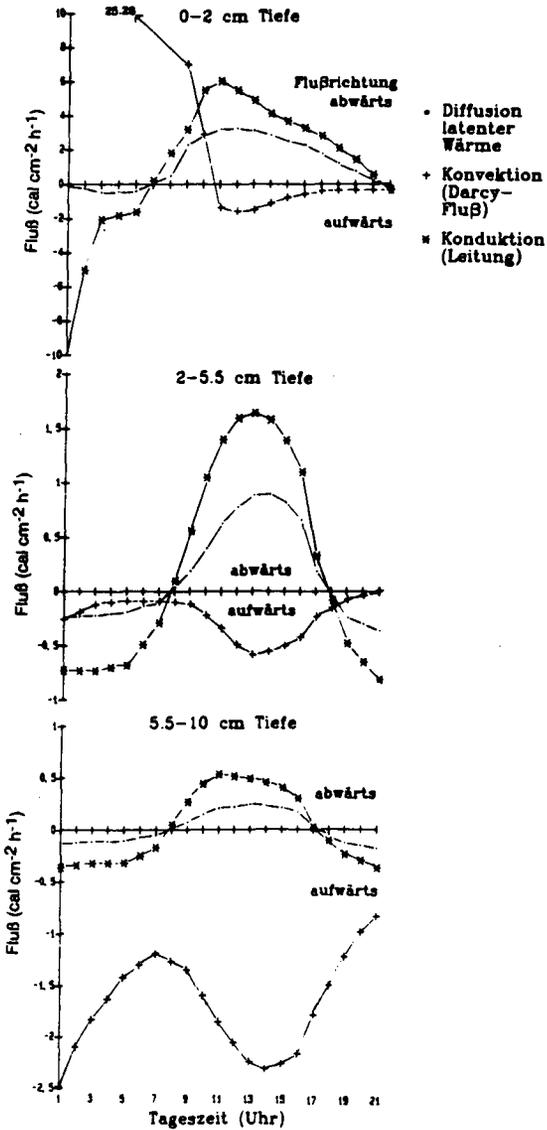


Abb. 3: Anteile von Wasserdampfdiffusion, Konvektion von Wasser und Konduktion am Wärmetransport in 0-10 cm Tiefe im Tagesverlauf ( $W_v$  in 0-10 cm zwischen 25 und 35 % entsprechend ca. 300-700 hPa)

2 °C. Das geschilderte Phänomen ließ sich durch die wiederholte Beobachtung von sich bildenden weißen Konkretionen in ca. 2 cm Tiefe nach Bewässerung untermauern (vgl. auch HASSAN and GHAIBEH 1977).

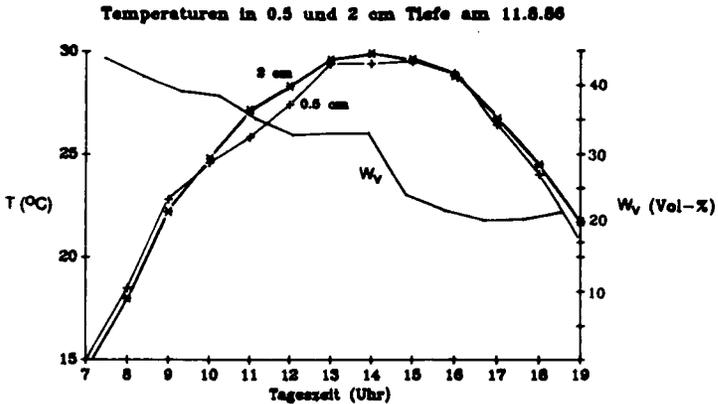


Abb. 4: Temperaturgänge in 0.5 und 2 cm Tiefe im unbewachsenen Löß nach Aufsättigung auf ca. 50 Vol-%

### 5. Zusammenfassung

Im Rahmen eines Bewässerungsexperimentes in der Negev-Wüste/Israel wurden während der Vegetationsperiode 1988 in einem Schwemmlöß Messungen der Bodenparameter Temperatur, Saugspannung sowie der Bodenfeuchte durchgeführt.

Aus Temperaturtagesgängen in 1-50 cm Tiefe in einem künstlich geschüttetem Löß wurde über numerische Differenzierung der Wärmetransport-Gleichung zunächst eine Beziehung zwischen der Temperaturleitfähigkeit  $\alpha$  und dem Wassergehalt im Bereich von 0-20 Vol.-% aufgestellt ( $r=0.84^{***}$ ). Das Minimum lag bei  $0.0020 \text{ cm}^2\text{s}^{-1}$  (0 Vol.-%), das Maximum bei  $0.0059 \text{ cm}^2\text{s}^{-1}$  (20 Vol.-%).

Ferner zeigten Tagesgänge der Temperatur in Einzelaggregaten ( $\rho_L = 1.26\text{-}1.74 \text{ g cm}^{-3}$ ) ein zum homogenen Löß kaum abweichendes Temperaturverhalten.

Mit der gefundenen Beziehung zwischen Temperaturleitfähigkeit und Bodenfeuchte wurden anschließend Wärmetransporte durch Konduktion, Diffusion von Wasserdampf sowie Darcy-Fluß in 0-10 cm Tiefe errechnet. Die Berechnungen erwiesen schließlich, daß Transporte durch Diffusion von Wasserdampf nahe der Bodenoberfläche sowie solche durch Darcy-Fluß (hohe Bodenfeuchte) im Vergleich zur reinen Wärmeleitung (Konduktion) keineswegs vernachlässigbar sind.

Bei hoher Bodenfeuchte und konstantem Wind wurde um die Mittagszeit unter starker Einstrahlung innerhalb 0.5-6 cm Tiefe mehrmals eine Temperaturumkehr gemessen, die einen Gradienten bis zu  $0.9 \text{ °C cm}^{-1}$  erreichte. Dieses Phänomen wurde mit dem oberflächennahen Auskristallisieren von schwerlöslichen Salzen in ca. 2 cm Tiefe in Verbindung gebracht.

### 6. Literatur

- BECHER, H.H 1971: Zeitschrift Pflanzenem. Bodenkde. 128:1-15  
 HADAS, A. 1968: Soil Sci.Soc.Am.Proc. 32:28-31  
 DeVRIES, D.A. 1963: p.210-235 in W.R. VAN WIJK (ed.): Physics of plant environment. John Wiley and Sons Inc., New York  
 HASSAN, F.A. and A.S.H.GHAIBEH 1977: Soil Sci.Soc.Am.J. 41:470-478  
 HORTON, R.J 1982: Ph.D.Dissertation, New Mexico State Univ., Las Cruces, New Mexico  
 HORTON, R.J., P.J.WIERENGA and D.R.NIELSEN 1983: Soil Sci.Soc.Am.J. 47:25-32  
 KOHNKE, H. 1968: Soil physics. McGraw-Hill, New York  
 ROSE, C.W. 1968a: Aust.J. Soil Res. 6:31-44  
 ROSE, C.W. 1968b: Aust.J. Soil Res. 6:45-57  
 STABERNACK, C.B., B.HUWE und R.R.VAN DER PLOEG 1987: Mitteln. Dtsch.Bodenkundl.Ges. 55/1:245-250  
 WESTCOT, D.W. and P.J.WIERENGA 1974: Soil Sci.Soc.Am.Proc. 38:9-14

Kalibrierung eines Transportmodells für  
wechselwirkende Ionen in Böden

von

Utermann, J. & J. Richter

Für die in Ackerböden quantitativ bedeutsamen Kationen  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$  wurde ein einfaches deterministisches Transportmodell auf Punktebene kalibriert. Im Hinblick auf zukünftig vorgesehene Berechnungen des flächenbezogenen Stofftransportes im Feld stand hierbei die Frage nach dem zulässigen Vereinfachungsgrad des Modells bezüglich der Parameteranzahl und -ermittlung im Vordergrund.

Das Verlagerungsmodell verwendet die klassische Konvektions-Dispersions-Gleichung; der homo- und heterovalente Kationenaustausch wird mit Hilfe der Gapon-Gleichung unter Annahme einer gleichgewichtsnahen Reaktion beschrieben. Die in Lössböden bilanzierte  $K^+$ -Fixierung wird durch eine einfache Reaktion 1. Ordnung unabhängig von Wechselwirkungsprozessen an den Oberflächen dargestellt. Die Selektivitätskoeffizienten (Gapon) leiten sich unmittelbar aus den Steigungen von Beckett-Isothermen für den  $K^+$ - $Ca^{2+}$ - bzw.  $Na^+$ - $Ca^{2+}$ -Austausch ab. Nicht-lineare  $K^+$ - $Ca^{2+}$ -Isothermen als Ausdruck  $K^+$ -spezifischer Bindungsplätze an Tonmineralen im Löss erfordern die Berücksichtigung veränderlicher  $K^+$ - $Na^+$ - und  $K^+$ - $Ca^{2+}$ -Selektivitäten mit dem Austauschgleichgewicht (Utermann & Richter, 1988); im sandigen Substrat werden hingegen die Selektivitäten aller drei Kationenpaare vereinfachend konstant gehalten.

Die Modellkalibrierung wurde mit Hilfe von Perkolationsversuchen an geschütteten Lösssäulen ( $A_p$ -Bodenmaterial) und an ungestörten Sand-säulen (0-30, 30-60cm) durchgeführt: Bei den diskontinuierlich be-regneten (0.3cm/2 Tage) Lösssäulen wurden nach Zerstörung der Mono-lithe im 14-tägigen Abstand die Lösungs- und Austauschergehalte als

Volumen-bezogene Konzentrationen ermittelt, während bei den kontinuierlich berechneten (2cm/Tag) Sandsäulen die flußbezogenen Konzentrationen im Effluenten gemessen wurden. In allen Varianten wurden die Kationen  $K^+$  und  $Na^+$  als Chloride sowohl isoliert als auch im Gemisch appliziert.

### Ergebnisse:

In den homogenisierten Lösssäulen wird eine durchweg gute Übereinstimmung (Abweichung  $< \pm 10\%$ ) der simulierten und gemessenen Kationen in der gelösten und adsorbierten Phase gefunden. Während sich bei isolierter Applikation der monovalenten Kationen die Betrachtung auf die quantitativ bedeutsamen divalenten Gegenionen (hier  $Ca^{2+}+Mg^{2+}$ ) beschränken kann, erfordert die praxisübliche Anwendung von Mehrnährstoffdüngern oder Einnährstoffdüngern mit hohem Gehalt an Nebenbestandteilen die Berechnung des ternären  $K^+-Na^+-(Ca^{2+}+Mg^{2+})$ -Austausches. Die Ausprägung von zwei  $K^+$ -Peaks in der gelösten Phase (schnell und langsam verlagerbar) erweist sich als Funktion der Austauschselektivität und läßt sich somit für  $Na^+$  (geringe Selektivität gegenüber  $K^+$  und  $Ca^{2+}$ ) nicht nachweisen.

In den natürlich gelagerten, steinhaltigen Sand-Monolithen divergieren Messung und Simulation tendenziell stärker als in den Lösvarianten, jedoch zumeist noch im Rahmen der Meßunsicherheit ( $< \pm 10\%$ ). Auch läßt sich zeigen, daß als Folge der Abhängigkeit der Selektivitäten von der Elektrolytkonzentration der Bodenlösung monovalente Kationen die Betrachtungsebene nach den divalenten Kationen erreichen. Im Unterboden ( $0.4\% C_{org}$ ) erhöht sich der Austrag an monovalenten Kationen gegenüber dem Oberboden ( $1.2\% C_{org}$ ) trotz höherer Selektivitäten um ca. 52% für  $Na^+$  und 115% für  $K^+$ .

Die im Rahmen des SFB 179, TP A3, geförderten Arbeiten sind zur Veröffentlichung in der Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. vorgesehen.

**Literatur:** Utermann, J., Richter, J., 1988:  
Die Verlagerung physikalisch wechselwirkender Ionen in Böden - Modellentwicklung und Kalibrierung -  
Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 151, 165-170

## Wassertransportparameter als Kenngrößen des Bodengefüges

von

Wendroth, O. und Ehlers, W. *)

### Einleitung

Die Nutzungsform und die Intensität der Bodenbearbeitung sind von entscheidender Bedeutung für die hydraulischen Kennfunktionen eines Standortes. In der Vergangenheit wurden einige Untersuchungen zum Einfluß der Bodennutzung und -bearbeitung auf die Porengrößenverteilung (BECHER und MARTIN, 1987) und die Wasserleitfähigkeitscharakteristik (NEGI et al., 1981) durchgeführt. Bis auf einige Ausnahmen (z.B. TEIWES, 1988) wurde darauf verzichtet, aus diesen hydraulischen Kennfunktionen eine charakteristische Größe abzuleiten, mit der die unterschiedliche Gefügeausprägung von Böden gekennzeichnet werden kann.

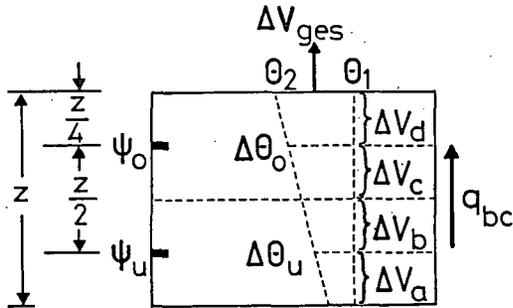
In dieser Arbeit soll mit einer modifizierten Evaporationsmethode die nutzungsbedingte Gefügebeeinflussung anhand der Wasserleitfähigkeitsbeziehungen ( $K_u$ - $\psi$ ) eines Acker-, Wald- und Grasbodens auf Rötton untersucht werden. Ferner soll aus diesen  $K_u$ - $\psi$ -Beziehungen eine Aussage über die Effektivität, mit der bestimmte Porenklassen am Wassertransport beteiligt sind, getroffen werden, um daraus schließlich eine Gefügekenngröße abzuleiten, die den Einfluß der Nutzung auf die Porengeometrie beschreibt.

### Methode

Die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit ( $K_u$ ) wird mit einem modifizierten Verdunstungsverfahren, angelehnt an Methoden von BECHER (1970) und SCHINDLER (1980), gemessen. Der Aufbau der Meßapparatur ist schematisch in Abbildung 1 dargestellt. Aus der basal abgedichteten Stechzylinder-Bodenprobe von 6 cm Höhe verdunstet Wasser über die offene Probenoberfläche. In der Bodenprobe ist in 1,5 und 4,5 cm Höhe jeweils ein Druckaufnehmer-Tensiometer installiert. Im Verdunstungsgang wird die Evaporationsrate durch Wägung in bestimmten Zeitabständen gemessen. Gleichzeitig werden die Matrixpotentialwerte am oberen und unteren Tensiometer abgelesen.

---

*) Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, von-Siebold-Str.8, 3400 Göttingen



- $q_{bc}$ : Mittlere Flußrate im Kompartiment zwischen beiden Tensiometern
- $z$ : Höhe der Bodenprobe (6 cm)
- $\Delta V_{ges}$ : Gesamtwasservorratsänderung in der Bodenprobe
- $\Delta V_i$ : Wasservorratsänderung im Kompartiment  $i$  ( $i=a, b, c, d$ )
- $\Delta\theta_o, \Delta\theta_u$ : Wassergehaltsänderung in der oberen, unteren Probenhälfte
- $\theta_1, \theta_2$ : Wassergehaltsverteilung zu den Zeitpunkten  $t_1$  und  $t_2$
- $\psi_o, \psi_u$ : Matrixpotential in der oberen, unteren Probenhälfte

Abb. 1: Schematische Darstellung der  $K_u$ -Meßapparatur (Erläuterungen im Text)

Die Flußrate  $q$  [ $cm^3 \cdot cm^{-2} \cdot Tag^{-1}$ ] im Bodenabschnitt zwischen dem oberen und dem unteren Tensiometer wird mit einem modifizierten Iterationsverfahren nach WIND (1966) berechnet: Zunächst werden in der oberen und unteren Probenhälfte Matrixpotentialwerte  $\psi_o$  und  $\psi_u$  als Funktion der Zeit registriert. Diesen Potentialwerten werden aus der durch Iteration ermittelten pF-Kurve Wassergehaltswerte zugeordnet. Daraus werden dann die Wassergehaltsänderungen im Zeitintervall ( $\Delta\theta_o, \Delta\theta_u$ ) für die obere und untere Probenhälfte berechnet. Unter der Annahme, daß die zeitliche Wassergehaltsänderung in der Bodenprobe von unten nach oben linear zunimmt, kann für jedes Meßintervall das Wasservorratsänderungsprofil für die Kompartimente  $i=a, b, c$  und  $d$  interpoliert werden (Abb. 1). Dabei gilt für das Zeitintervall  $tx$  im Kompartiment  $i$

$$\Delta V_{i,tx} = \Delta\theta_{i,tx} \cdot z_i$$

( $\Delta V_{i,tx}$ =Wasservorratsänderung [cm] im Kompartiment  $i$  im Zeitintervall  $tx$ ,  $\Delta\theta_{i,tx}$ =Wassergehaltsänderung [ $cm^3 \cdot cm^{-3}$ ],  $z_i$ =Kompartimentdicke [cm])

und für die Gesamtwasservorratsänderung ( $\Delta V_{ges}$ ) der Bodenprobe

$$\Delta V_{ges,tx} = \Delta V_{a,tx} + \Delta V_{b,tx} + \Delta V_{c,tx} + \Delta V_{d,tx}$$

Die Influxrate in das Kompartiment  $b$  entspricht  $\Delta V_{a,tx} \cdot (tx)^{-1}$ . Die

Effluxrate aus dem Kompartiment c heraus entspricht  $(\Delta V_{a,tx} + \Delta V_{b,tx} + \Delta V_{c,tx}) \cdot (tx)^{-1}$ . Damit kann die Flußrate  $q_{bc}$  [ $cm \cdot d^{-1}$ ] als Grundlage der  $K_u$ -Berechnung nach DARCY innerhalb der Bodenkompimente b und c zwischen den beiden Tensiometern als Mittel aus Influx- und Effluxrate wie folgt berechnet werden:

$$q_{bc} = \frac{\Delta V_{a,tx} + (\Delta V_{a,tx} + \Delta V_{b,tx} + \Delta V_{c,tx})}{2 \cdot tx}$$

### Standort

Auf einem Rötton-Standort der Domäne Reinhausen, ca. 10 km südlich von Göttingen, wurden im August 1987 Bodenproben bei mittlerer Feuchte aus den  $A_p$ - bzw.  $A_b$ -Horizonten eines Ackerbodens, eines Graslandstreifens und eines Waldbodens entnommen. Im Acker herrschte Kohärentgefüge, im Grasland und Wald Krümel- und Polyedergefüge vor. Hinsichtlich des Tonanteiles gab es leichte Unterschiede zwischen den Nutzungsformen (Acker: 43%, Gras: 40%, Wald: 32%), während der Sandanteil mit 13%, 12% und 15% recht einheitlich war.

### Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 2 zeigt die hydraulischen Leitfähigkeitsbeziehungen ( $K_u - \psi$ ) für die drei Standorte. Die unterschiedlichen Symbole stehen für Meßwerte, die an verschiedenen Proben bestimmt wurden. In welchem Maß die Streuung der Meßwerte auf natürliche Variabilität oder auf methodische Fehler zurückzuführen ist, kann nicht beurteilt werden. Die Streubreite ist vergleichsweise klein (WÖSTEN et al. 1987).

Zwischen -10 und -100 hPa Matrixpotential liegen die  $K_u$ -Werte im Acker sehr viel niedriger als im Gras- und Waldboden, und im Waldboden liegen die Werte etwas höher als im Grasland. Diese Unterschiede sind mit der besonderen Gefügebrauprägung unter Acker, Gras- und Waldboden zu erklären. Im hauptsächlich texturbeflußten Potentialbereich  $< -100$  hPa, hier bis etwa -500 hPa gemessen, treten dagegen kaum  $K_u - \psi$ -Unterschiede zwischen den drei Nutzungsformen auf.

Ordnet man den  $\psi$ -Werten (Abszisse) nach der Steighöhen-gleichung Äquivalentporendurchmesser zu, kann der Beitrag einzelner Porenklassen zur hydraulischen Leitfähigkeit berechnet werden. Dieser Beitrag wird unter anderem vom Fließquerschnitt und der Kontinuität der einzelnen Porenklassen bestimmt (EHLERS, 1977). Um den

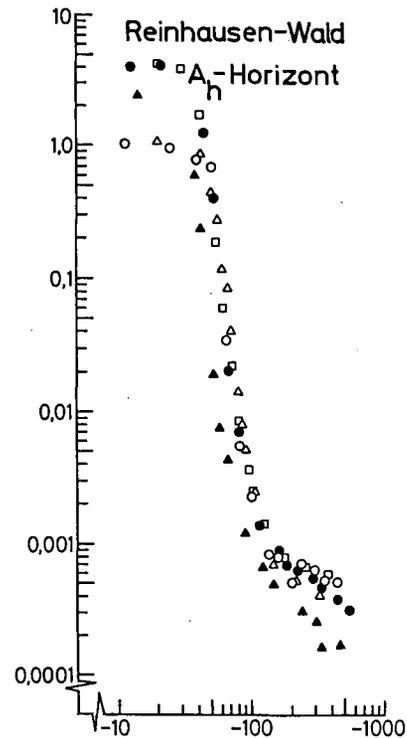
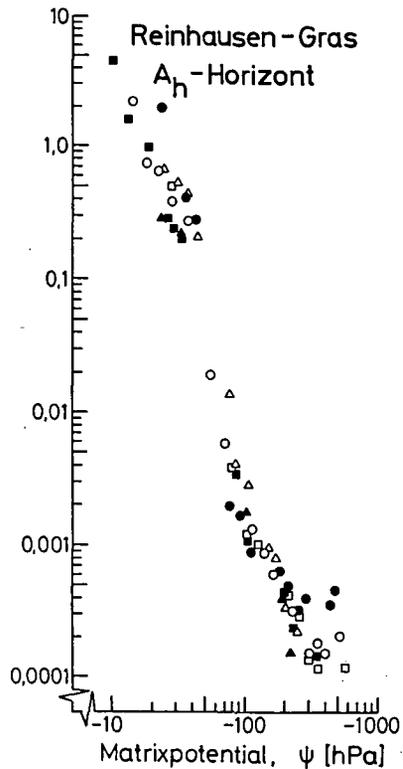
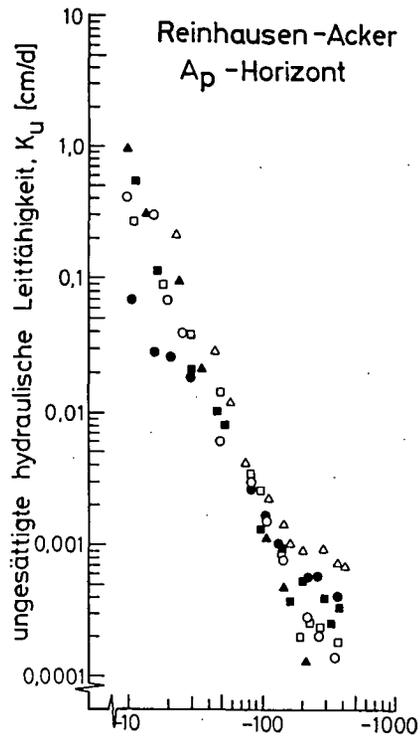


Abb. 2: Einfluß verschiedener Nutzungsformen auf die  $K_u$ - $\psi$ -Beziehungen in den A-Horizonten des Röttonstandortes Reinhausen, gemessen an jeweils 5 bzw. 6 Parallelproben (verschiedene Symbole)

Einfluß unterschiedlich hoher Fließquerschnitte auf die Wasserleitfähigkeit einer Porenklasse auszuschließen, wird die "spezifische hydraulische Leitfähigkeit" ( $K_{spez}$ ) nach TEIWES (1988) für einzelne Porenklassen berechnet:

$$K_{spez} = \frac{K_u}{\text{Porenklassenvolumen}}$$

$K_{spez}$  [ $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ ] ist eine normierte Wasserleitfähigkeit einer Porenklasse, die außer von dem mittleren Porendurchmesser auch von der Kontinuität der Poren in dieser Klasse bestimmt wird.

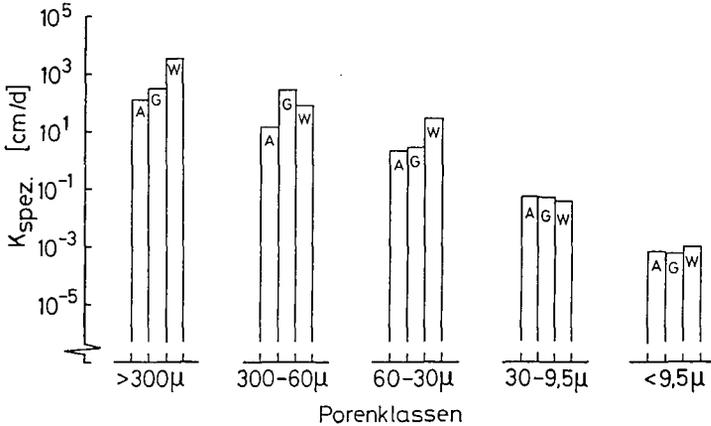


Abb. 3: Einfluß verschiedener Nutzungsformen eines Röttonstandortes (Acker[A], Grasland[G], Wald[W]) auf die spezifische hydraulische Leitfähigkeit mehrerer Porenklassen in den A-Horizonten

In Abbildung 3 sind die  $K_{spez}$ -Werte, abgeleitet aus den  $K_u$ - - Beziehungen und den Porenklassenvolumina, für fünf Porenklassen dargestellt. Für die Berechnung von  $K_{spez}$  der Porenklasse >300µ wurden die hier nicht dargestellten gesättigten Wasserleitfähigkeitswerte herangezogen.

In den drei größten, gefügebeflußten Porenklassen (>300µ, 300-60µ, 60-30µ) liegt  $K_{spez}$  auf dem Acker jeweils unter  $K_{spez}$  der beiden Vergleichsböden. Für diesen Unterschied ist einerseits der Einsatz der Bodenbearbeitungswerkzeuge auf dem Acker verantwortlich zu machen, durch den die Kontinuität dieser Grobporen vermindert wird. Andererseits ermöglicht die Bodenruhe unter dem Gras- und Waldboden den Aufbau und die Erhaltung kontinuierlicher Grobporen durch Regenwürmer und Pflanzenwurzeln.

In den hauptsächlich texturbedingten Porenklassen dieser Untersuchung (30-9,5 $\mu$ , <9,5 $\mu$ ) hingegen gibt es keine nennenswerten  $K_{s\ p\ e\ z}$ -Unterschiede zwischen den drei untersuchten Böden.

### Zusammenfassung

Der Einfluß der Bodennutzung (Acker, Grasland, Wald) auf die Gefügeeigenschaften eines Röttonstandortes wurde untersucht. Als Kriterium, das den Gefügeeinfluß widerspiegelt, wurde die hydraulische Leitfähigkeitsbeziehung für die A-Horizonte der drei unterschiedlich genutzten Böden gemessen. Dazu diente eine langsame Verdunstungsmethode. Im Potentialbereich >-100 hPa, entsprechend dem Grobporenbereich >30 $\mu$  Äquivalentporendurchmesser, sind unterschiedliche Gefügeeigenschaften nachzuweisen. In diesem Bereich liegt  $K_u$  im Ackerboden weit unter  $K_u$  der Vergleichsböden. Wie aus  $K_{s\ p\ e\ z}$ , einem Gefügekennwert, abgeleitet wird, ist dieser Unterschied mit der geringeren Porenkontinuität im Ackerboden im Vergleich zum Grasland- und Waldboden zu begründen.

### Literaturverzeichnis

- Becher, H.H. 1970: Eine Methode zur Messung der Wasserleitfähigkeit von Böden im ungesättigten Zustand. Dissertation, Technische Universität Hannover
- Becher, H.H. und Martin, W. 1987: Physikalische Eigenschaften von drei Bodentypen unter Acker und Grünland. Z. Pflanzenern. Bodenkd. 150:290-296
- Ehlers, W. 1977: Measurement and calculation of hydraulic conductivity in horizons of tilled and untilled loess-derived soil, Germany. Geoderma 9:293-306
- Negi, S.C.; Raghavan, G.S.V. und Taylor, F. 1981: Hydraulic characteristics of conventionally and zero-tilled field plots. Soil Till. Res. 2:281-292
- Schindler, U. 1980: Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. 24:1-7
- Teiwes, K. 1988: Einfluß von Bodenbearbeitung und Fahrverkehr auf physikalische Eigenschaften schluffreicher Ackerböden. Dissertation, Universität Göttingen
- Wind, G.P. 1966: Capillary conductivity data estimated by a simple method. In: Water in the unsaturated zone 1:181-191
- Wösten, J.H.M.; Bannink, M.H. und Beuving, J. 1987: Waterretentieën doorlatenheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de starringreeks. STIBOKA-rapport nr. 1932

### Danksagung

Frau G. Rohde danken wir für die gewissenhafte Durchführung der Laborarbeiten und Anfertigung der Abbildungen.

Diese Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des Schwerpunktprogramms "Genese und Funktion des Bodengefüges" (Eh 34/7-1 u. 2) unterstützt.

## Beobachtungen zum dynamischen Fließverhalten in wasserungesättigten Böden

von

Wichtmann, W., D. Guenther

### ZUSAMMENFASSUNG

Das Verhalten von Porenwasserdrücken und Wassergehalten wurde während dynamischer, d.h. instationärer Prozesse (Entwässerung und Verdichtung) beobachtet. Die Untersuchungen zeigen, daß sich unter diesen Bedingungen die  $\psi / \theta$  - Beziehung von der im stationären Zustand ermittelten unterscheidet. Dieser Effekt darf nicht mit der Hysteresis verwechselt werden. Es erscheint somit erforderlich, zwischen statischen und dynamischen pF-Kurven zu differenzieren.

### PROBLEMATIK

In der Pedologie wird üblicherweise davon ausgegangen, daß Wassergehalt und Porenwasserdruck in Böden bei Be- bzw. Entwässerung zueinander in einem festen Verhältnis stehen. Diese Beziehung wird als spezifische Kenngröße angesehen. Sie wird meist in Form einer pF -Kurve dargestellt. Sie dient häufig der indirekten Ableitung von Wassergehalten aus gemessenen Porenwasserdrücken. Auch zur Berechnung von Wasserflüssen wird die pF-Kurve herangezogen. Eine wesentliche Grundlage hierfür ist die Richards-Gleichung:

$$\frac{\delta \psi}{\delta t} = \frac{1}{C(\psi)} \frac{\delta}{\delta z} \left( k(\psi) \left( \frac{\delta \psi}{\delta z} - 1 \right) \right)$$

In ihr ist die pF- Kurve über die Funktion  $C = \delta \theta / \delta \psi$  berücksichtigt. Die Gleichung dient einerseits der Ermittlung von Wasserleitfähigkeiten (insbesondere  $K_u$ ) über beschleunigte Labormethoden, andererseits geht sie in viele Wasserhaushalts- und Stofftransportmodelle ein.

Ziel der dargestellten Untersuchungen ist, das Verhalten von Porenwasserdrücken und Wassergehalten während dynamischer Prozesse zu analysieren.

### MATERIAL

Die Messungen wurden an ungestörten Proben dreier verschiedener Standorte durchgeführt:

- eine Parabraunerde aus Löß, Standort Ohlendorf, Südhannover, B_t-Horizont aus 55 bis 70 cm Tiefe; schwach kohärentes Gefüge (Wendroth et al. 1988)
- eine schwach entwickelte Kalkmarsch aus sandigem Schluff, Standort Meldorf, Dithmarschen, G₀- Horizont aus 40 cm Tiefe; Einzelkorn- bis schwach kohärentes Gefüge
- eine Kleimarsch aus tonigem Schluff, Standort Hauberg, Dithmarschen, G₀- Horizont aus 40 cm Tiefe; Grob-Polyedergefüge

**METHODEN**

Für die Untersuchungen wurden zwei Methoden verwandt:

**Method 1: Apparatur Hängende Wassersäule (Abb. 1A)**

Die Messungen wurden mit einer veränderten pF-Apparatur mit einer hängenden Wassersäule durchgeführt. Die Messeinrichtung wird zur Bestimmung der Wassergehalts-/Wasserspannungsbeziehung von ungestörten Bodenproben (Höhe 15 cm, Vol. 1170 cm³) zwischen 10 und 175 cm Wassersäule angewandt. Die Probe befindet sich zu Versuchsbeginn in einem stationären Zustand. Durch Absenkung der hängenden Wassersäule werden stufenweise unterschiedliche Tensionen an die Probe weitergegeben. Zur Kontrolle von Wassergehaltsänderungen steht die Apparatur auf einer kontinuierlich registrierenden Waage. Sechs Druckaufnehmertensiometer zeichnen die Wasserspannungen in den einzelnen Bodenkompartmenten auf.

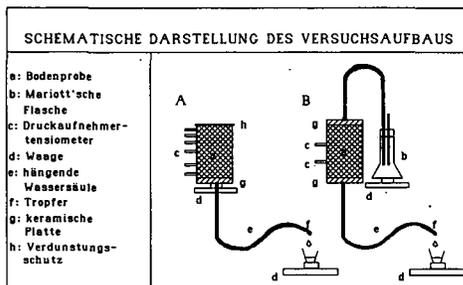


Abb. 1: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus

**Method 2: Doppelmembranapparat (Abb. 1B)**

Für die Untersuchungen diente ein modifizierter Triaxialapparat. Hierin baut man ungestörte, von einem Latexschlauch umhüllte Bodenproben (Vol 950 cm³) ein. Die Messung der Wasserleitfähigkeit im ungesättigten Zustand ( $k_u$ ) erfolgt nach dem Doppelmembranprinzip (Opara-Nadi 1979). Die Porenwasserdrücke werden an zwei Punkten (Abstand 4 cm voneinander) über Druckaufnehmertensiometer (Durchmesser 6 mm) gemessen, der Wasserzu- und -ablauf mittels zweier Waagen. Die Anlage kann mit Bodenporenwasserdrücken zwischen 0 und -100 hPa sowie mit mechanischen Spannungen zwischen 0 und 300 kPa gefahren werden (Abb.1B).

**MESSUNGEN UND ERGEBNISSE**

**Dynamisches Fließverhalten**

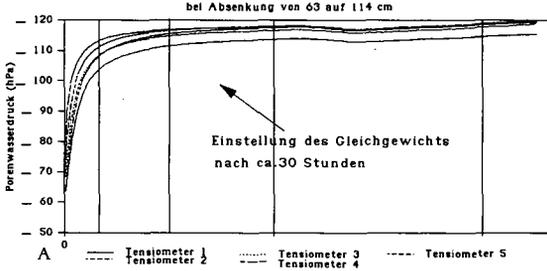
Die Untersuchungen wurden mit der Apparatur 'Hängende Wassersäule' (Abb. 1A) sowie Proben des Standortes Ohlendorf durchgeführt.

### Entwässerung

Die Proben wurden durch Änderung des basal angelegten Potentials entwässert. Das beobachtete Phänomen soll an einem Beispiel dargestellt werden:

Ausgehend von einem 'steady state' von 63 cm Wassersäule wurde die anliegende Spannung auf 114 cm Ws abgesenkt. Hierbei stellten sich die Tensionen in den verschiedenen Tiefen der Probe nach etwa 30 Stunden auf ein Gleichgewicht ein (Abb. 2A), die Gleichgewichtseinstellung des Wassergehaltes benötigte dagegen über 90 Stunden (Abb. 2B).

#### GESAMTPOTENTIALE (TENSIOMETERABLESUNG + GEOD. HÖHE)



#### WASSERGEHALTSABNAHME ÜBER DIE ZEIT

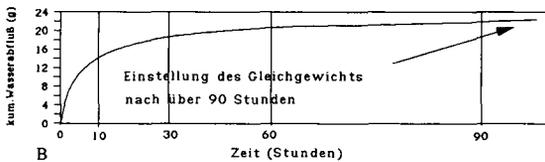


Abb. 2: Darstellung der Gleichgewichtseinstellung der Porenwasserdrücke (A) und der Entwässerung (B) einer Bodenprobe während eines Entwässerungsversuches (Absenkung von 63 auf 114 cm)

Es kann somit ein deutliches 'Voraneilen' des Porenwasserdruckes vor dem Wassergehalt beobachtet werden. Besonders deutlich wird dies, wenn man die prozentuale Anpassung der Meßwerte an den jeweiligen Endwert betrachtet. Bei dem beschriebenen Versuch haben z.B. nach einer Zeit von 10 Stunden die Tensiometer bereits über 80 % der Gesamtveränderung erreicht, die Entwässerung ist dagegen erst zu 65% abgeschlossen (Abb.3A). Ähnliche Beobachtungen werden auch bei Rambow et al. (1989) und Plagge et al. (1989) beschrieben.

PROZENTUALE ANPASSUNG

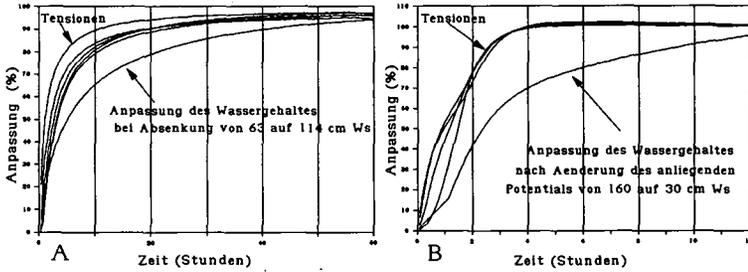


Abb. 3: Darstellung der prozentualen Anpassung der Porenwasserdrücke und der Wassergehaltsänderung an einen Gleichgewichtszustand. A: Entwässerung, B: Bewässerung

Aufsättigung

Auch bei der Bewässerung von Proben, die sich bei Versuchsbeginn in einem stationären Zustand befinden, konnte eine starke zeitliche Abweichung zwischen der Anpassung der Tensiometerwerte und der Gewichtsveränderung (Wasseraufnahme) beobachtet werden (Abb. 3B).

Struktureinflüsse

Die Messungen wurden mit der 'Doppelmembran-Apparatur' (Abb. 1B) und Proben der Standorte Meldorf und Hauberg realisiert. Es wurde untersucht, inwieweit bei dreiaxialen Verdichtungs- und Entlastungsversuchen der Porenwasserdruck auf Änderungen des Auflastpotentials reagiert.

ZEITABHAENIGE TENSIOMETEREINSTELLUNG

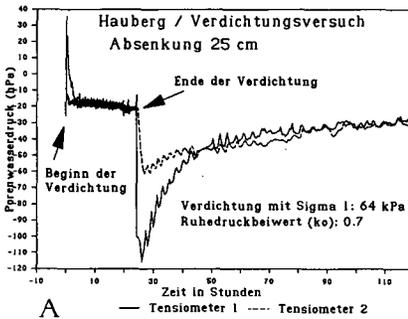


Abb.4A: Tensiometereinstellung in "stark strukturierter" Bodenprobe

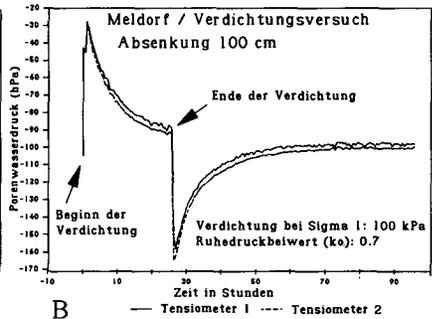


Abb.4B: Tensiometereinstellung in "schwach strukturierter" Bodenprobe

Im "stark strukturierten" Boden (Bspl. Hauberg) reagierten die Tensiometerpotentiale an unterschiedlichen Punkten der Matrix verschieden stark auf die Änderung des Auflastpotentials. Zwischen den nur 4 cm voneinander entfernten Tensiometern traten Unterschiede von maximal 50 hPa auf (Abb.4A).

An "schwach strukturierten" Proben (Bspl. Meldorf) konnte dieses Phänomen nicht beobachtet werden. Bei gleichem Versuchsaufbau reagierten die Tensiometer etwa parallel auf Änderungen des Auflastpotentials (maximale Abweichung 5 hPa). Starke Störungen der Fortpflanzungsgeschwindigkeit der Porenwasserdrücke waren nicht zu beobachten.

Die Verteilung von Porenwasserdrücken innerhalb des Bodens kann bei dynamischen Prozessen in stark strukturierter Matrix demnach große Variationen aufweisen. Derartige, durch Bodenstruktur bedingte Einflüsse können sogar Phänomene wie das in Kapitel 'dynamisches Fließverhalten' beschriebene überdecken.

### SCHLUSSFOLGERUNGEN

Zu dynamischem Fließverhalten: Die unterschiedlichen Reaktionszeiten von Wassergehalten und Porenwasserdrücken bei dynamischen Prozessen könnten folgendermaßen erklärt werden: Die Einstellung der Tensiometerwerte ist primär von der Geschwindigkeit der Druckfortpflanzung in der Matrix abhängig. Zur Änderung des gravimetrischen Wassergehaltes ist dagegen ein Massenfluß erforderlich, der vergleichsweise langsam vonstatten geht. Die Wassergehalte benötigen somit einen ungleich längeren Zeitraum, um sich auf einen endgültigen, stationären Zustand einzustellen. Werden an Bodenproben ausschließlich Potentialmessungen durchgeführt, lassen diese bei dynamischen Prozessen nur Rückschlüsse auf die Fortpflanzungsgeschwindigkeit der Porenwasserdrücke zu, nicht aber auf die Wasserflüsse.

Zur Verdeutlichung der Problematik werden die dynamische und die statische Wassergehalts- Porenwasserdruckbeziehung einander gegenübergestellt (Abb.6).

DYN. WASSERGEHALTS- SAUGSPANNUNGSBEZIEHUNG

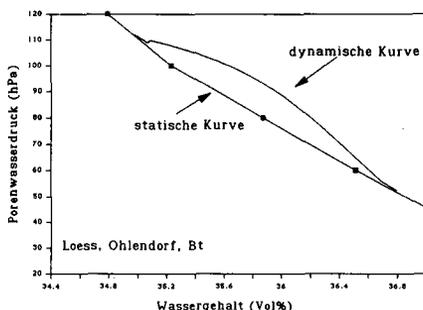


Abb. 5: Vergleich der stationären mit der dynamischen Wassergehalts- Saugspannungsbeziehung

Die statische Kurve wurde durch stufenweises Absenken der hängenden Wassersäule nach der Einstellung der jeweiligen 'steady states' ermittelt. Die dynamische Kurve stammt aus dem beschriebenen Absenkversuch nach Methode 1. Der Anfangswassergehalt im 'steady state' wurde auf der statischen Kurve festgelegt. Die dynamischen Werte ergeben sich aus der Zuordnung von gemessenen Saugspannungswerten zu den Gesamtwassergehalten.

Bei Messungen in dynamischen Systemen werden den realen Wassergehalten zu hohe Wasserspannungen zugeordnet. Hierdurch ändert sich die Steigung der pF-Kurve (1. Ableitung). Die Abweichung ist von der Diskrepanz zwischen instationärem und stationärem Zustand der untersuchten Probe abhängig. Zudem ist anscheinend die Höhe des antreibenden Gradienten von Bedeutung.

Die Beobachtungen lassen es fraglich erscheinen, ob für die Beschreibung dynamischer Prozesse wie rasche Verdunstung, Be- oder Entwässerung statisch ermittelte pF-Kurven als Berechnungsgrundlage dienen können.

Je nach dem, ob stationäre oder instationäre Systeme betrachtet werden, sollte daher zwischen statischen und dynamischen pF-Kurven unterschieden werden.

An dieser Stelle muß darauf hingewiesen werden, daß es sich nicht um das stationäre Problem der Hysterese handelt, sondern um ein auf dynamischen Vorgängen beruhendes, nicht stationäres Problem.

Zu Struktureinflüsse: Für die bodenstrukturell bedingten Phänomene bietet sich folgende Interpretationsmöglichkeit an: Strukturierte Böden sind durch Segregierung und Aggregation gekennzeichnet. Für bestimmte Porenklassen entstehen an den Rändern dieser Gefügeelemente "Störungen". Die Porenwasserdrücke pflanzen sich hier nur verzögert fort.

#### LITERATUR

- Opata-Nadi, O. (1979): A comparison of some methods for determining the hydraulic conductivity of unsaturated soils in the low suction range, Göttinger Bodenk. Ber. 57; 1 - 104
- Plagge, R., C. Roth und M. Renger (1989): Persönliche Mitteilungen
- Rambow, J., B. Lennartz und P. Widmoser (1989): Eine Methode für Stofftransportuntersuchungen in der ungesättigten Zone, Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (dieser Band).
- Wendroth, O. und W. Ehlers (1988): Persönliche Mitteilungen

## Untersuchungen zur Bodenverdichtung in der Calenberger Börde

von

Willenböckel, Ingo und Richter, Jörg

Institut für Geographie und Geoökologie der TU Braunschweig

### 1. Einleitung

Die fortschreitende Mechanisierung der landwirtschaftlichen Betriebe führt zu einer Zunahme der Belastung unserer Ackerböden. Besonders anfällig für die Bodenverdichtung und die dadurch bedingten möglichen Folgeschäden, wie Verschlammung und Abtragung (Hartge 1987), sind Parabraunerden auf Löß. Hier kann die Verbindung von hoher Maschinen- und Gerätelast, labiler Bodenstruktur und ungünstiger Witterung zur Zeit des Befahrens z.T. katastrophale Folgen haben. Diese Böden sind deshalb seit geraumer Zeit Gegenstand zahlreicher Untersuchungen (Andres et al., 1982, Ehlers 1973, Hartge u. Sommer 1979, Richter 1982 u. 1983) auf denen dieses BMFT-Projekt aufbaut.

Das Projekt soll Beiträge zu den folgenden Fragen liefern :

1. Wie stellt sich der derzeitige Grad der Bodenverdichtung in einem pedogen weitgehend homogenen Raum mit intensivem Ackerbau dar?
2. Wie groß ist das Ausmaß der räumlichen Variabilität bodenphysikalischer Parameter?
3. In welcher Beziehung stehen die verwendeten Meßgrößen zueinander?
4. Lassen sich Beziehungen zwischen Indikatoren für die Bewirtschaftungsintensität und dem Grad der Bodenverdichtung aufzeigen?

Zu diesem Zweck wurden im Frühjahr und im Sommer ungestörte Bodenproben aus drei Tiefen entnommen (Oberkrume - oberste 10 cm der Krume, Unterkrume - unterste 10 cm des Bearbeitungshorizontes und Unterboden - min. 10 cm unter der Pflugsohle). Hierbei wurden die Fahrspuren und Vorgewende ausgelassen. An den Proben wurden Lagerungs- und Brockendichte, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit und der scheinbare relative Gasdiffusionskoeffizient ermittelt.

## 2. Ergebnisse zur Bodenstruktur

Die Tabellen 1 und 2 zeigen die geringe Variabilität der Bodendichte auf den Löß-Parabraunerden der Calenberger Börde. Außerdem lassen sich zahlreiche enge Beziehungen zwischen einzelnen Meßgrößen (Brochendichte,  $D_s/D_a$ , Lagerungsdichte) erkennen.

## 3. Ergebnisse zur Beziehung Bewirtschaftungsintensität und Bodenstruktur

Die Betriebsstruktur in der Calenberger Börde ist trotz erheblicher Unterschiede in der Betriebsgröße (Abb.1) relativ homogen. Der Getreide-Hackfrucht-Anbau überwiegt und wird lediglich durch den Anbau von Ackerbohnen und Gemüse variiert. Dementsprechend einheitlich zeigt sich die Geräteausstattung der Betriebe (Abb.2). Der Hauptunterschied zwischen den Betrieben besteht in der Anzahl der Schlepper, die Belastungsgrößen km/ha und t · km/ha weisen geringe Variationskoeffizienten auf (Abb.3). Beziehungen zwischen Bewirtschaftungsintensität und Bodenstruktur konnten nicht gesichert nachgewiesen werden.

## 4. Zusammenfassung

- Die Calenberger Börde mit ihren Löß-Parabraunerden weist, wie die geringen Variationskoeffizienten, besonders von Lagerungs- und Brockendichte, zeigen, Bodendichtewerte mit relativ einheitlichem Niveau auf.

-Es bestehen teilweise enge Beziehungen zwischen den einzelnen Meßgröße.

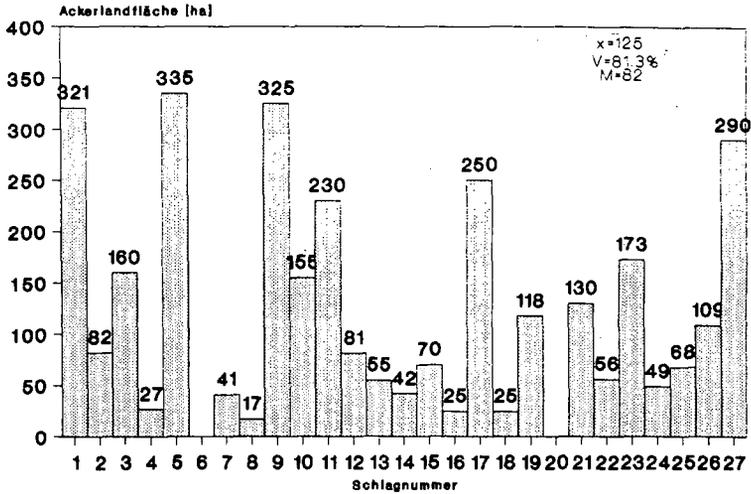
-Zusammenhänge zwischen der Bewirtschaftungsintensität und der Bodendichte lassen sich auf Grund der homogenen Bewirtschaftungsweise und Bodenstruktur nicht statistisch absichern.

### Literatur :

Andres et al. 1982 MDBG 34, S.161-164; Ehlers 1973 Z.f.Acker- u.Pflzbau 137, S.213-232; Hartge,Sommer 1979 Z.f.Kult.u.Flurb.20, S.257-258; Hartge 1987 MDBG 55/I, S.165-168; Richter 1982 MDBG 34 S.173-180; 1983 MDBG 38, S.141-146

**Abb. 1**

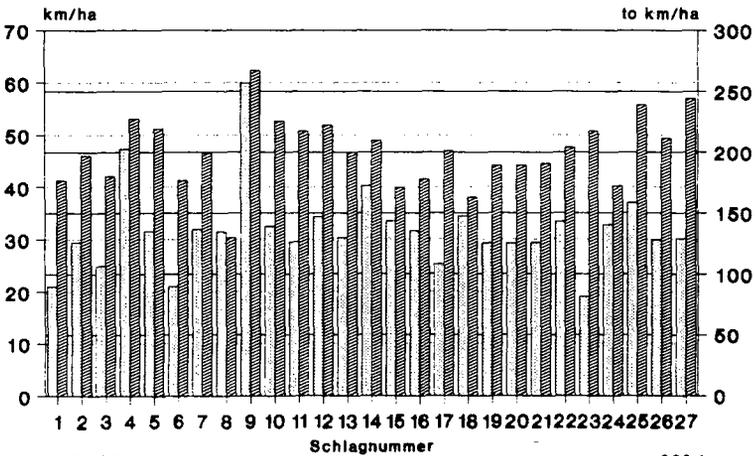
**Ackerfläche der untersuchten Betriebe**  
Stand Sommer 1988



Die Schläge 1 und 6 sowie  
19 und 20 gehören zusammen.

**Abb. 2**

**Belastungsgrößen**



   km/ha   
    to km/ha

Tabelle 1

Mittelwerte und Streuungsparameter der wichtigsten gemessenen Daten

	Tiefe	auf Basis der Schlagmittelwerte				auf Basis der Gesamtdatenmenge			
		x	s	V%	n	x	s	V%	n
Lagerungs- dichte (g/cm ³ )	OK	1.438	.049	3.4	23	1.44	.067	5.3	110
	UK	1.458	.041	2.8		1.46	.072	4.9	
	UB	1.480	.044	3.0		1.48	.072	4.9	
Brocken- dichte feucht	OK	1.512	.053	3.5		1.514	.081	5.3	230
	UK	1.531	.029	1.9		1.532	.069	4.5	
	UB	1.506	.045	3.0		1.506	.066	4.4	
Brocken- dichte trocken	OK	1.555	.056	3.6		1.559	.095	6.1	
	UK	1.563	.039	2.5		1.563	.073	4.6	
	UB	1.551	.056	3.6		1.565	.220	14.2	
gesätt. hydraul. Leitf. o.RG (cm/s)	OK	.0169	.0273	161	21	.0103	.0153	147	81
	UK	.0088	.0071	81		.0090	.0102	113	94
	UB	.0143	.0102	71		.0140	.0146	104	47
Ds/Da o.RG	OK	.022	.007	32	22	.0233	.0115	49	71
	UK	.021	.009	43		.0209	.0111	53	83
	UB	.023	.012	52		.0228	.0128	56	53
1A o.RG	OK	0.13	0.03	23		0.129	.0349	36	71
	UK	.109	0.03	29		0.114	.0472	41	83
	UB	.117	.025	21		0.116	.0349	30	53

Erläuterung :

OK : Oberkrume (0-10 cm)  
 UK : Unterkrume (unterste 10 cm des Ap)  
 UB : Unterboden (mindestens 10 cm unter Ap)

Tabelle 2 Korrelationskoeffizienten auf Basis der Schlagsmittelwerte

	Brockendichte			Lagerungsdichte			Hydraul. Leitf.		
	OK	UK	UB	OK	UK	UB	OK	UK	UB
LOK	.385 p=.048						-.382 p=.05		
LUK		.419 p=.046						-.391 p=.065	
LUB			.806 p=.000						-.002 p=.994
GOK	.191 p=.395			-.214 p=.339			.565 p=.006		
GUK		-.424 p=.049			-.559 p=.007			.609 p=.003	
GUB			-.256 p=.29			-.577 p=.01			-.078 p=.907
HOK	.302 p=.126			-.382 p=.05					
HUK		-.057 p=.797			-.391 p=.065				
HUB			-.092 p=.662			-.002 p=.994			
DKK	-.100 p=.69			-.357 p=.095			.431 p=.04		
DUK		-.688 p=.000			-.587 p=.003			.407 p=.054	
DOB			-.586 p=.004			-.649 p=.001			-.027 p=.907

Erläuterung :

OK : Oberkrume  
 UK : Unterkrume  
 UB : Unterboden

L : Lagerungsdichte (g/cm³)  
 G : Porenkontinuität (1/t)  
 H : gesättigte hydraulische  
 Leitfähigkeit (cm/s)  
 D : relativer scheinbarer  
 Gasdiffusionskoeffizient  
 (Ds/Da)

Gas- und Wasserhaushalt natürlich gelagerter Bodenaggregate

von

Zausig, J. +) und R. Horn ++)

In fein texturierten Böden führen Quellung und Schrumpfung wie auch biologische Aktivität zu einer Heterogenisierung des Porensystems: Größere Poren bilden die Aggregatzwischenräume, während die Aggregate selbst eine feinere Porung aufweisen.

Diese räumliche Variabilität des Porensystems wird überlagert von einer zeitlichen Komponente, denn in Abhängigkeit vom Klima und damit dem Bodenwasserhaushalt führen Quellung und Schrumpfung zu einer sich im Jahresverlauf ändernden Aggregation.

Um die Auswirkungen der Aggregation und Porungsheterogenisierung auf den Bodenwasserhaushalt darzustellen, wurden an Stechzylinderproben, ursprünglich vollständig ausgetrockneten und im Gefügeverband equilibrierten sowie frei gequollenen Einzelaggregaten die Lagerungsdichte, das Gesamtporenvolumen, die Porengrößenverteilung sowie die gesättigte und ungesättigte Wasserleitfähigkeit bestimmt.

Für die Untersuchungen wurden Stechzylinderproben und kleine Bodenmonolithen aus einem Pelosol-Gley (IT bis T), der ein polyedrisches Gefüge aufweist, und einem Braunen Auenboden (sL) mit prismatischer bis subpolyedrischer Struktur entnommen.

Als Ergebnis der über lange Zeiträume erfolgten Aggregation bildet sich in dem Pelosol-Gley ein auf Quellung und Schrumpfung reversibel reagierendes Porensystem aus. Die Lagerungsdichte steigt mit der Profiltiefe ( $Ah < P < G$ ) und mit dem Entwässerungsgrad an. Dies gilt sowohl für den Gesamtboden als auch für Einzelaggregate.

Mit dieser Aggregation verändern sich auch die Wasserhaushaltsparameter Porengrößenverteilung und Wasserleitfähigkeit. Der Gesamtboden des Ah-Horizontes besitzt sehr viele sekundäre Grobporen, während die vollständig aufgequollenen Aggregate bei einem identischen Gesamtporenvolumen vorrangig Mittel- und Feinporen enthalten. In den vollständig ausgetrockneten Aggregaten dominieren die Feinporen bei insgesamt verringertem Porenvolumen. Die ungesättigten Wasserleitfähigkeiten gequollener toniger Aggregate liegen deutlich unter der Leitfähigkeit des Gesamtbodens,

+ ) Lehrstuhl für Bodenkunde, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

+ + ) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel 1

während dieselben Aggregate bei dichter Lagerung nach starker Austrocknung ungesättigte Wasserleitfähigkeiten aufweisen, die mehrere Zehnerpotenzen unter der des Gesamtbodens liegen.

Diese Variabilität der Wasserhaushaltsparameter hat auch Auswirkungen auf den Gashaushalt des Bodens, denn in den feinen Poren der Aggregate ist das Bodenwasser fester gebunden und nahezu immobil. Deshalb können Einzelaggregate in ungesättigten feinkörnigen Böden selbst dann anaerobe Zentren besitzen, wenn das Interaggregatporensystem eine ausreichende Belüftung ermöglichen würde.

Da jedoch aus der Literatur keine Daten zum Sauerstoffgehalt und zur Diffusion in einzelnen ungesättigten Bodenaggregaten vorliegen, haben wir eine sauerstoffsensitive Mikroelektrode des Clark-Typs mit einem Spitzendurchmesser  $< 0.5$  mm entsprechend dem von Revsbech und Ward (1983) vorgestellten Typ entwickelt und den Sauerstoffpartialdruck in einzelnen Bodenaggregaten unterschiedlicher Textur als Funktion des Entwässerungsgrades kontinuierlich gemessen. Mittels der Gleichung von Currie (1961) konnten anschließend unter der Voraussetzung eines konstanten  $O_2$ -Konzentrationsgradienten und eines konstanten Senkenterms (Sauerstoffverbrauch) relative scheinbare Diffusionskoeffizienten  $D_s/D_o$  berechnet werden.

Es zeigt sich, daß anfangs anaerobe Aggregate in Abhängigkeit von Textur und Struktur bei unterschiedlichen Wasserspannungen belüftet werden. In tonreiche Polyeder eines Pelosol-Gleyes erfolgt der Lufteintritt erst bei wesentlich höheren Entwässerungsgraden als in die lehmigen Prismen eines Braunen Auenbodens, die bereits bei Überschreitung eines Entwässerungsgrades von 150 hPa eine deutliche Erhöhung des Sauerstoffpartialdruckes aufweisen. Entsprechend niedrig sind die relativen scheinbaren Diffusionskoeffizienten  $D_s/D_o$ . So wurden für die feinkörnig texturierten Aggregate des Pelosol-Gleyes selbst bei Wasserspannungen  $> 200$  hPa noch Werte für  $D_s/D_o$  von  $1 \cdot 10^{-3}$  gemessen, die mit weiterer Austrocknung bis  $1.5 \cdot 10^{-2}$  ansteigen, während die Aggregate des Braunen Auenbodens auch nahe Wassersättigung ausreichend belüftet werden ( $D_s/D_o$   $1.3 \cdot 10^{-3}$  bis  $2.9 \cdot 10^{-2}$ ).

Eine ausführliche Darstellung an anderer Stelle ist vorgesehen.

### Literatur

Currie, J.A. (1961): Gaseous diffusion in the aeration of aggregated soils. Soil Sci. 92, 40-45

Revsbech, N.P., Ward, D.M. (1983): Oxygen microelectrode that is insensitive to medium chemical composition: use in an acid microbial mat dominated by *Cyanidium caldarium*. Appl. Environ. Microbiol. 45, 755-759

DIE WECHSELWIRKUNG ZWISCHEN WINKEL DER INNEREN REIBUNG,  
ORGANISCHEN SUBSTANZEN UND WASSERSPANNUNG

H.Q.Zhang und K.H.Hartge +)

## EINLEITUNG

Die Scherparameter Kohäsion und Winkel der inneren Reibung sind wichtige bodenmechanische Kenngrößen, die sowohl zur Charakterisierung der Bodenstrukturstabilität (Hartge, 1975) als auch zur Modellierung der Bodenverdichtung in der Landtechnik dienen. In einer frühen Arbeit (Hartge, 1975) wurde festgestellt, daß die Scherparameter durch organische Substanz erhöht werden. In einer späteren Arbeit wurde der Einfluß der Menge und Art der organischen Substanzen auf den Winkel der inneren Reibung durch Bestimmung von Böschungswinkeln untersucht (Hartge, Bachmann & Mangold, 1988). Die Wechselwirkung zwischen organischen Substanzen und Wasserspannung auf die Scherparameter ist noch nicht in Detail untersucht worden. In dieser Hinsicht haben wir die Wechselwirkung zwischen Kohäsion, Wasserspannung und organischer Substanz in einer früheren Arbeit gezeigt (Zhang & Hartge, 1988). In der folgenden Arbeit steht die Wechselwirkung zwischen dem Scherparameter Winkel der inneren Reibung, organischen Substanzen und Wasserspannung im Vordergrund.

## MATERIAL und METHODE

Als Versuchsmaterial wurde ein mit destilliertem Wasser gewaschener Feinsand und ein humoser Sandboden (3,5% org. C) entnommen. Der Feinsand wurde mit stark zersettem Schwarztorf und weniger zersettem Weißtorf in 0, 1%, 3%, 5% und 8% Gewichtsprozent gemischt. Ein Teil des humosen Sandbodens wurde mit  $H_2O_2$  behandelt, um die organische Substanz zu zerstören. Die Bodenproben wurden in Stechzylinder (2cm hoch,  $\phi = 8.0$ cm) gefüllt und mit destilliertem Wasser gesättigt. Für den Wasserspannungsbereich 0-70 hPa wurden die Stechzylinderproben direkt auf einen Kreisringscherapparat (Horn, 1976) gesetzt, wobei zwei Wasserschläuche über den Kontakt mit Baumwollwatte die Stechzylinderproben entwässern konnten. Die Wasserspannung konnte auch während des Schervorgangs konstant gehalten werden. Für die Wasserspannungsbereich ab 70 hPa wurden die Proben in Drucktopf entwässert (Zhang & Hartge 1988). Die Setzung während der Scherung wurde mittels zweier Meßuhren bestimmt.

## ERGEBNISSE und DISKUSSION

In der Abb.1a,b wurden die Untersuchungsergebnisse an den Mischungen aus dem Feinsand und org. Substanzen (Weiß- und

+) Institut für Bodenkunde der Universität Hannover

Schwarztorf) dargestellt. Es ist ersichtlich, daß der Winkel der inneren Reibung mit zunehmender Wasserspannung zuerst zunimmt und bei ca. 30 hPa ein Maximum erreicht. Schwarz- und Weißtorf unterscheiden sich im Wasserspannungsbereich kleiner als 30 hPa, indem Schwarztorf eine erkennbare Erhöhung des Reibungswinkels hervorruft, während die Wirkung von Weißtorf sich noch nicht erkennen läßt. Ab 30 hPa wirken sowohl Weiß- als auch Schwarztorf positiv auf den Reibungswinkel.

Im gesättigten und lufttrockenen Zustand wirkt org. Substanz verschieden. Am Beispiel vom humosen Sandboden wurde gezeigt (Abb.2a,b), daß die org. Substanz (stark zersetzt) im gesättigten Zustand keine Wirkung auf den Reibungswinkel hat, und im lufttrockenen Zustand dagegen den Reibungswinkel erhöht.

Die Setzung (Volumenänderung) während des Schervorgangs gibt Hinweise auf den Gefügestand des Bodens. Eine kleinere Setzung bedeutet eine stärkere Aggregation und eine größere Stabilität. Im gesättigten Zustand ist Boden am schachsten, und durch Scherung wird der Boden verdichtet (Volumenabnahme). Org. Substanz (Beispiel: humoser Sandboden) hat sogar etwas negative Wirkung (Abb.3a). Bei 60 hPa Wasserspannung wurde die Setzung dagegen durch org. Substanz in Richtung höherer Stabilität beeinflußt (Abb.3b). Dabei zeigt sich, daß Unter 10 kPa Normalspannung sich eine größere Auflockerung bei der Probe ohne  $H_2O_2$ -Behandlung ergab. Und Unter 20 kPa Normalspannung ergab sich bei der Probe ohne  $H_2O_2$  immer noch eine Auflockerung, bei der Probe mit  $H_2O_2$ -Behandlung schon eine Setzung.

Die Auswirkung der org. Substanz auf die Reibungseigenschaft des Bodens hängt eng mit Wasserspannung zusammen. Die Mechanismen wurden durch Abb.4 & 5 erklärt. Die organische Substanz erhöht die Kohäsion, indem sie mehr gespanntes Wasser zwischen zwei Mineralkörnern zurückhält (Zhang & Hartge, 1988). Dadurch ergibt sich makroskopisch gesehen eine Aggregation von Mineralkörnern. Die Beeinflussung der Setzung während der Scherung ist ein guter Beweis dafür. Mikroskopische Beobachtungen zeigen, daß die Kornoberfläche durch org. Substanz vergrößert wird.

#### SCHLUSSFOLGERUNG

- 1) Der Winkel der inneren Reibung nimmt mit zunehmender Wasserspannung zu, erreicht ein Maximum bei einer Wasserspannung von 30 hPa (Mischungen) und 70 hPa (natürlicher Sandboden).
- 2) Im gesättigten Zustand haben die organischen Substanzen keinen Einfluß auf den Reibungswinkel, aber im lufttrockenen Zustand erhöhen sie den Reibungswinkel.
- 3) Im teilgesättigten Zustand erhöhen die organischen Substanzen den Reibungswinkel stark. Diese Erhöhung hängt einerseits von der Wasserspannung und andererseits von der Menge und dem Zersetzungsgrad der organischen Substanzen ab.
- 4) Die Mischungen und der natürlicher Sandboden zeigen gleiche Tendenzen im Hinblick auf die Wechselwirkung zwischen Reibungswinkel, organischen Substanzen und Wasserspannung.
- 5) Die Mechanismen der Auswirkung der org. Substanzen auf den Winkel der inneren Reibung von sandigen Böden sind: a) Erhöhung der wirksamen Spannung; b) Aggregation von Mineralkörnern; c) Vergrößerung der Kornoberfläche.

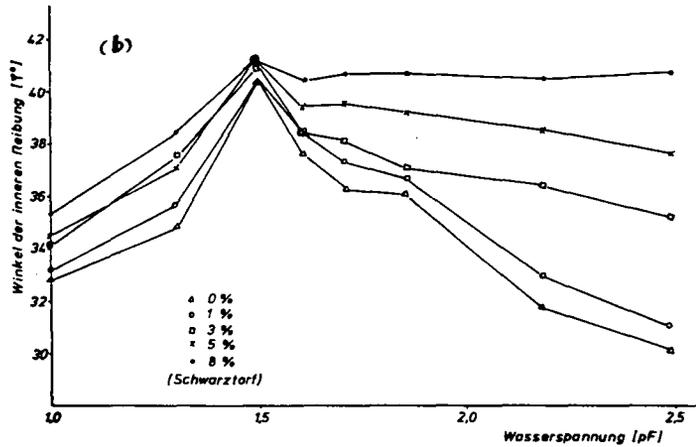
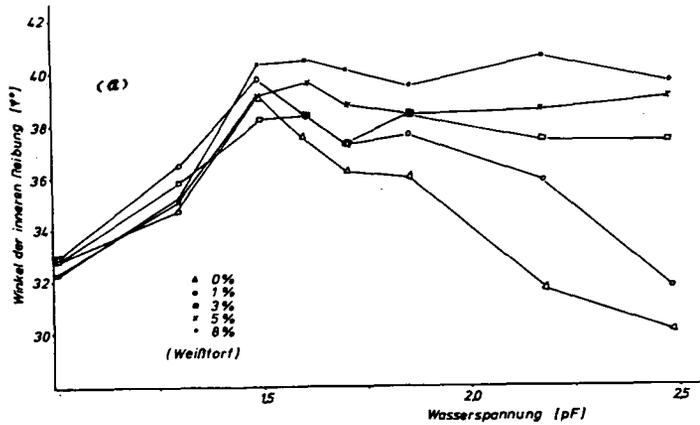


Abb.1 Einfluß der Wasserspannung und organischen Substanzen auf den Winkel der inneren Reibung eines Feinsandes

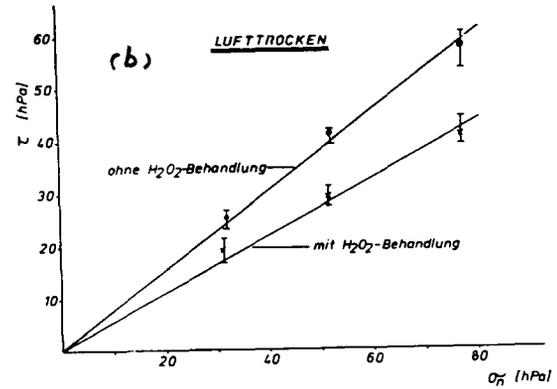
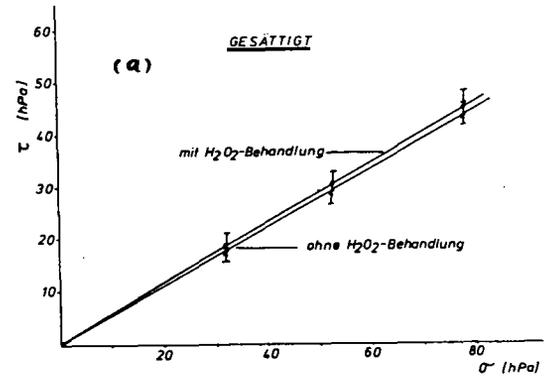


Abb.2 Einfluß der organischen Substanz auf den Winkel der inneren Reibung des humosen Sandbodens im gesättigten und lufttrockenen Zustand

Abb.3 Einfluß der Wasserspannung und organischen Substanz auf die Setzung während der Scherung

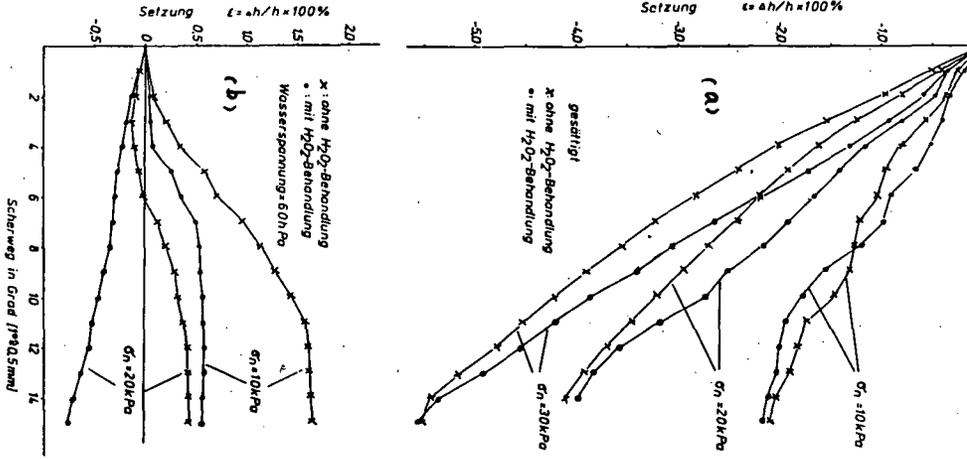


Abb.4 Schematische Darstellung der Wirkungsmechanismen der org.Substanz auf die wirksame Spannung (Kohäsion)

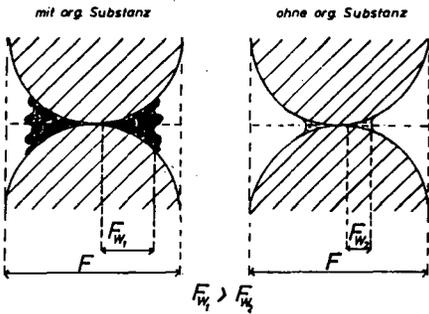
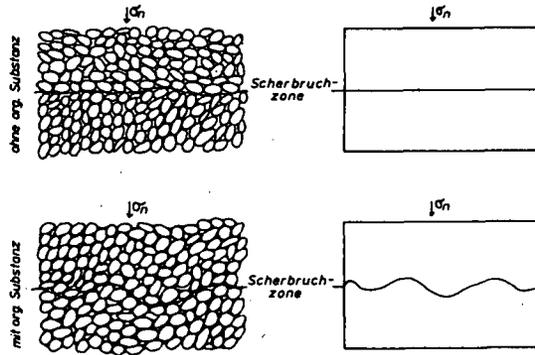


Abb.5 Schematische Darstellung des Einflusses von org.Substanz auf die Scherungsmechanismen



LITERATUR

- 1) Hartge, K.H., 1975. Organic matter contribution to stability of soil structure. SSSA Special Publication, No.7, pp.103-110
- 2) Hartge, K.H., J.Bachmann & S.Mangold, 1988. Böschungswinkel von Sanden in Abhängigkeit von Menge und Zeretzungsgrad der beigemengten organischen Substanz. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 56. 167-170.
- 3) Horn, R. 1976. Festigkeitsänderungen infolge von Aggregierungsprozessen eines mesozoischen Tones. Dissertation, Hannover.
- 4) Zhang, H.Q. & K.H.Hartge, 1988. Die Kohäsion der ungesättigten Sandböden und deren Beeinflussung durch organische Substanz. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 57. 253.

KOMMISSION

II



Zur Modellierung der elektrischen Leitfähigkeit von sandigen  
und schluffigen Böden mit unterschiedlichen Salzgehalten

von

Adiku, S.K. und Renger, M.*

Die elektrische Leitfähigkeit ist ganz entscheidend vom Wasser - Boden-Verhältnis abhängig. Meist wird die elektrische Leitfähigkeit im Sättigungsextrakt bestimmt. Dies ist zwar ziemlich naturnah, aber auch zeitaufwendig. Außerdem ist das Ergebnis nur für einen bestimmten Wassergehalt gültig. Bei Fragen des osmotischen Potentials sind trotzdem Umrechnungen der elektrischen Leitfähigkeit auf den tatsächlichen Wassergehalt notwendig. Unser Beitrag beschäftigt sich daher mit den Möglichkeiten der Umrechnung der elektrischen Leitfähigkeit für verschiedene Wasser - Boden-Verhältnisse bzw. Bodenwassergehalte. Ähnliche Untersuchungen wurden von RUCK (1989) durchgeführt.

Material

Die Untersuchungen wurden an "künstlich" versalzten Bodenproben (1'S u. Tü) durchgeführt. Insgesamt wurden 16 bzw. 17 Bodenproben mit unterschiedlichen Salzgehalten hergestellt. Dabei enthielten einzelne Bodenproben nur schwerlösliche (sIS) oder leichtlösliche Salze (lIS). Einigen Teilproben wurden unterschiedliche Mengen an schwerlöslichen ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  und  $\text{CaCO}_3$ ) und leichtlöslichen Salzen ( $\text{NaCl}$ ,  $\text{CaCl}_2$ ) zugegeben (s. ADIKU, 1989).

Theoretische Grundlagen

Die gemessene elektrische Leitfähigkeit EC setzt sich zusammen aus EC der schwerlöslichen und leichtlöslichen Salze:

$$EC_{\text{gemessen}} = EC_{sIS} + EC_{lIS} \quad (1)$$

Da zwischen den schwerlöslichen und leichtlöslichen Salzen Wechselwirkungen bestehen und außerdem die Sorption und Desorption die elektrische Leitfähigkeit beeinflussen, ist die Gleichung 1 um den Faktor D zu erweitern:

$$EC_{\text{gemessen}} = EC_{sIS} + EC_{lIS} \cdot D \quad (2)$$

Bei der Berechnung der EC für verschiedene Wasser-Boden-Verhältnisse soll zunächst der folgende einfache Fall betrachtet werden:

Die Bodenlösung bleibt gesättigt bezüglich der sIS aber ungesättigt bezüglich der lIS; d.h. EC-Beitrag der sIS bleibt bei den verschiedenen Wasser-Boden-Verhältnissen konstant:

$$EC_{sIS} = k \quad (3)$$

$EC_{lIS}$  für verschiedene Wasser-Boden-Verhältnisse ergibt sich aus:

$$EC_{lIS} = f \times EC_{lIS} (\text{gemessen}) \quad (4)$$

$$f = V_{\text{ref}} / V_{\text{ber.}}$$

$V_{\text{ref}}$  = Wasser/Boden-Verhältnis für den Referenzpunkt

$V_{\text{ber.}}$  = Wasser/Boden-Verhältnis für das die EC berechnet werden soll

Aus den Gleichungen 1, 3 und 4 ergibt sich für die Berechnung von EC für verschiedene Wasser/Boden-Verhältnisse/Boden-Verhältnisse.

$$EC_{\text{ber.}} = k + f \times EC_{11S} \quad (5)$$

$$\text{oder } EC_{\text{ber.}} = f (EC_{\text{gemessen}} - k) + k \quad (6)$$

$$\text{oder } EC_{\text{ber.}} = f EC_{\text{gemessen}} + k (1-f) \quad (7)$$

Die für die Berechnung von EC notwendige Konstante k kann aus der Löslichkeit der schwerlöslichen Salze errechnet oder anhand von EC-Messungen bei verschiedenen Wasser/Boden-Verhältnissen bestimmt werden:

$$\text{z.B. } 2 \times EC_{\text{gemessen}} \text{ (5:1)} - EC_{\text{gemessen}} \text{ (2,5 : 1)} = k$$

Der Berechnung von k liegt dabei folgende Überlegung zugrunde:

$$EC_{\text{gemessen}} \text{ (5:1)} = k + EC \text{ (11S)} \quad 5:1 \quad (8)$$

$$2 EC_{\text{gemessen}} \text{ (5:1)} = 2k + 2 EC \text{ (11S)} \quad 5:1 \quad (9)$$

$$EC_{\text{gemessen}} \text{ (2,5:1)} = k + 2 EC \text{ (11S)} \quad 5:1 \quad (10)$$

$$\text{Gleichung 9 minus 10} = k$$

Beispiel: *

EC (5:1) gemessen	2 EC (5:1) berechnet	EC (2,5:1) gemessen	k
3,0 mmhos/cm	6,0 mmhos/cm	3,85 mmhos/cm	2,15 mmhos/cm

* Salze der Versuchsvariante:  $CaCO_3 = 3 \%$   
 $CaSO_4 = 2 \%$   
 $NaCl = 0,15 \%$

Ergebnisse

In Abb.1 ist für einige Böden die Beziehung zwischen EC und dem Wasser-Boden-Verhältnis dargestellt. Bei der Bodenprobe, die nur schwerlösliche Salze enthält (ms 6), nimmt EC mit abnehmendem Wassergehalt nur geringfügig zu. Bei der Probe mit nur leichtlöslichen Salzen steigt EC entsprechend dem Wasser-Boden-Verhältnis steil an. Tab.1 und Abb.2 zeigen, daß zwischen berechneten und gemessenen EC-Werten eine gute Übereinstimmung besteht.

Für den Fall, daß die Bodenlösung bezüglich der schwerlöslichen Salze im Bereich weiter Wasser-Boden-Verhältnisse ungesättigt ist (s.Abb.3), muß für das Umrechnungsverfahren neben der EC auch die  $SO_4$ - und Ca-Konzentration bestimmt werden. Für die Ermittlung der EC-Werte verschiedener Wasser-Boden-Verhältnisse wird folgendes Vorgehen vorgeschlagen:

### 1. Schritt

Ermittlung von EC sowie der  $\text{SO}_4^-$ - und Ca-Konzentrationen bei einem Referenz-Wasser: Boden-Verhältnis

(Ref. 1, z.B. 10 : 1)

$$\left[ \text{SO}_4 \right] (10 : 1) = C_1, \quad \left[ \text{Ca} \right] (10 : 1) = m_1$$

$[ \quad ] = \text{Konzentration}$

### 2. Schritt

Berechnung der  $\text{SO}_4^- + \text{Ca}^-$ -Konzentrationen für ein engeres Wasser:  
Boden-Verhältnis

z.B. 8 : 1

$$\left[ \text{SO}_4 \right] = 10/8 \cdot C_1 = C_2 \quad \text{und} \quad \left[ \text{Ca} \right] = 10/8 \times m_1 = m_2$$

### 3. Schritt

Vergleich mit  $C_2$  und  $m_2$  mit der Konzentration einer gesättigten Gipslösung (= 32 mvÄ/1). Ist z.B.  $C_2$  kleiner als 32, muß die Hochrechnung weiter erfolgen (bis  $C_2 = 32$ ).

Das entsprechende Wasser : Boden-Verhältnis ist dann der gewünschte Referenzwert 2.

### 4. Schritt

EC gemessen (Ref. 1) wird mit dem entsprechenden f-Faktor für Ref. 2 berechnet. Danach läßt sich wieder Gleichung 6 anwenden.

In Tab. 2 ist ein Beispiel für Berechnung der EC im Fall II zu finden.

### Literatur

ADIKU, S.K.: Influence of water/soil ratio on the electrical conductivity.  
Diplomarbeit im FB 15 der TU Berlin. Inst.f.Ökologie, FG.  
Bodenkunde, 1989

RUCK, A.W.: Experimentelle Ökodynamik an zwei Standorten der Extremwüste.  
Dissertation TU Berlin, Inst.f.Ökologie, FG Regionale Bodenkunde,  
1989.

Tab.1 Vergleich zwischen der bei unterschiedlichen Wasser-Boden-Verhältnissen gemessenen und berechneten elektrischen Leitfähigkeit

Boden: ms7 (schwach lehmiger Sand)				
Wasser/Boden-Verh.	$f = V_{ref}/V_{ber.}$	EC _{gemessen}	f*EC	f(EC-k)+k
2.5:1	1	2.31	2.31	2.31
1:1	2.50	2.55	5.78	2.48
0.66:1	3.80	2.72	8.80	2.62
0.5:1	5.00	2.84	11.55	2.75
0.4:1	6.25	2.88	14.44	2.89
0.3:1	8.33	3.14	19.24	3.12
0.25:1	10.00	3.60	23:1	3.30

Boden: ms 9 (schwach lehmiger Sand)				
Wasser/Boden-Verh.	$f = V_{ref}/V_{ber.}$	EC _{gemessen}	f*EC	f(EC-k)+k
2.5:1	1.00	3.45	3.45	3.45
1:1	2.50	5.30	8.65	5.33
0.66:1	3.80	6.64	13.11	6.95
0.5:1	5.00	7.50	17.25	8.45
0.4:1	6.25	8.47	21.60	10.01
0.25:1	10.00	14.18	34.50	14.70

Tab.2 Beispiel für die Umrechnung der EC-Werte

Wasser/Boden-Verhältnis	$f_1$	$[SO_4]_{gemessen}$	$f \times [SO_4]$	EC _{gemessen}	$f_1 EC_{gem.}$	$f_2$	EC _{ber.}
10 : 1	1	20.63	20.63	1.55	1.55	-	-
8 : 1	1.25		25.79	-	1.93	-	-
6 : 1	1.67		34.40	-	2.60	1	2.6
2.5 : 1						2.4	3.2
1 : 1						6.0	4.6
0.5 : 1						12.0	7.0
0.25 : 1						24.0	11.8

EC mmhos/cm

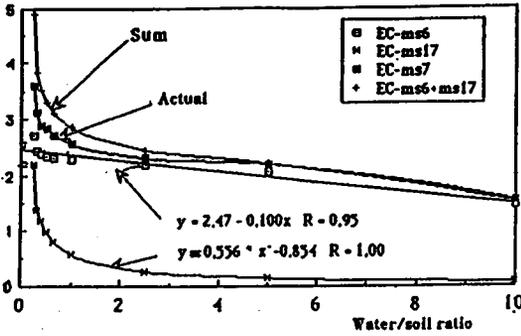


Abb.1 Einfluß des Wasser-Boden-Verhältnisses auf die elektrische Leitfähigkeit.

Versuchsvarianten	%CaCO3	%CaSO4	%NaCL	%CaCL2
ms6 (Sand)	3.00	2.00	0.00	0.00
ms17	0.00	0.00	0.012	0.015
ms7	3.00	2.00	0.012	0.015

EC mmhos/cm

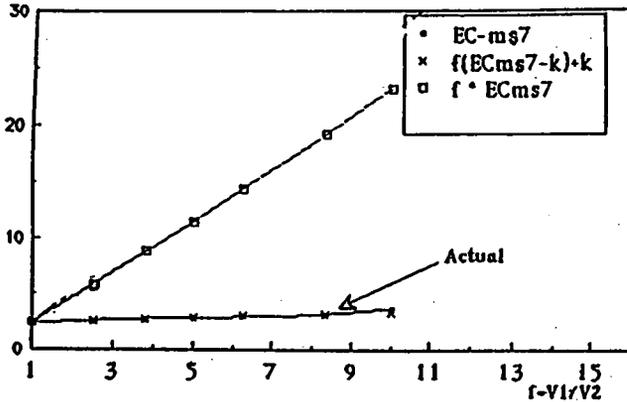


Abb.2 Übereinstimmung zwischen berechneter und gemessener elektrischer Leitfähigkeit in Abhängigkeit vom Boden-Wasser-Verhältnis

Versuchsvariante	%CaCO3	%CaSO4	%NaCL	%CaCL
ms7	3.00	2.00	0.012	0.015

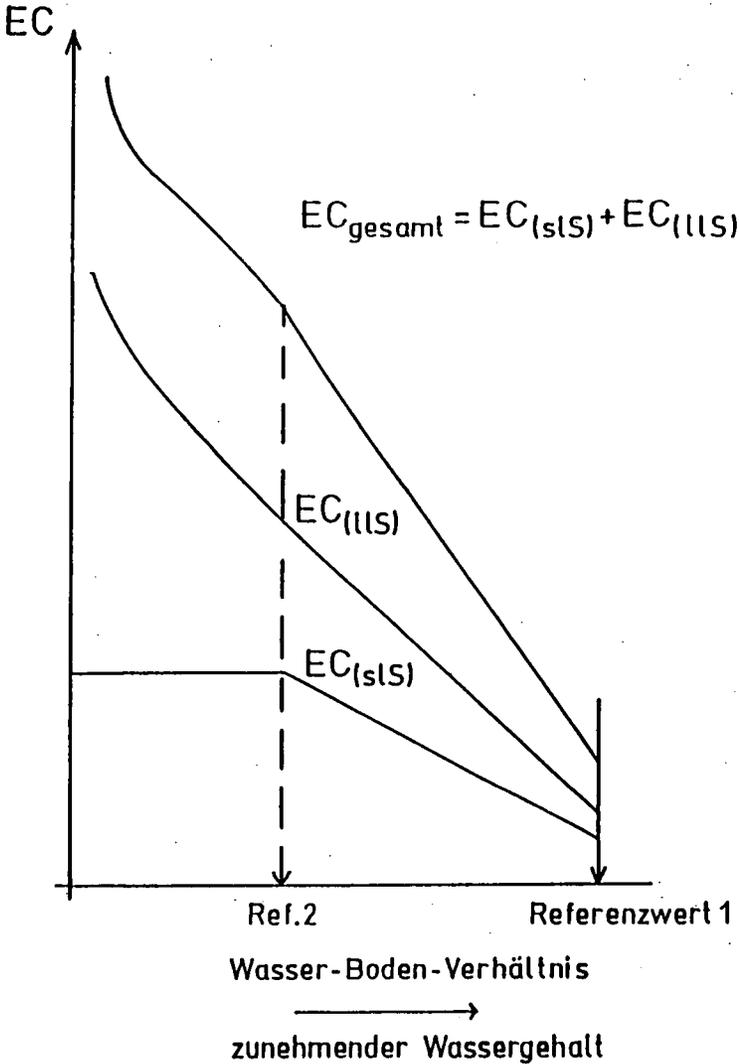


Abb.3 Schematische Darstellung für die Beziehung zwischen EC und dem Wasser-Boden-Verhältnis für den Fall, daß die Bodenlösung bezüglich der schwerlöslichen Salze nur teilweise gesättigt ist.

Aufgaben der Bodenkunde bei der Sanierung von kontaminierten  
Standorten

von Günther Bachmann und Reinhild Schwartengräber*

## 1. Ausgangslage: Sanierung kontaminierter Böden

Noch immer steigen die Angaben über die Anzahl der von den Ländern erfaßten Flächen, die unter dem Verdacht stehen, mit Schadstoffen derart kontaminiert zu sein, daß von ihnen eine Gefahr für die menschliche Gesundheit, die öffentliche Ordnung und die Umwelt ausgeht.

Eine kürzlich abgeschlossene Umfrage bei den Kommunen hat unter anderem zum Ergebnis, daß die aktuelle Anzahl von 50 000 Verdachtsflächen vermutlich noch weiter ansteigen wird, da insbesondere die alten Industriegelände längst nicht im erforderlichen Umfang erfaßt sind und da überdies von einer einheitlichen, systematischen Vorgehensweise bei der Erfassung durch die zuständigen Behörden nicht die Rede sein kann.

Je vollständiger die Erfassung der Verdachtsflächen von Altlasten und kontaminierten Böden durchgeführt wird, desto größer wird der Bedarf an Sanierungen. Damit vergrößert sich ebenfalls der Bedarf an fachwissenschaftlichen Gutachten, an der Entwicklung und dem Einsatz von Methoden und Techniken zur Sanierung der Böden sowie an verfügbaren Geldmitteln und rechtlichen Instrumenten zur Verursacherhaftung.

## 2. Aufgaben bei der Sanierung kontaminierter Böden

In Anlehnung an eine von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall/Arbeitsgruppe Altlasten 1989 im Entwurf vorgelegte Informationsschrift zur Erfassung, Gefahrenbeurteilung und Sanierung von Altlasten können die Haupt-Arbeitsschritte bei der Sanierung folgendermaßen gegliedert werden:

- Erfassung
- Gefährdungsabschätzung
  - Erstbewertung
  - orientierende Untersuchung/Beurteilung
  - Detailuntersuchung
  - abschließende Gefahrenbeurteilung
- Sanierungsuntersuchung/Sanierungsplan
- Sicherung/Sanierung

*Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, 1000 Berlin 33

## - Überwachung/Kontrolle des Sanierungserfolges

An diesen Arbeitsschritten sind Fachleute sehr vieler Disziplinen beteiligt.

In der heutigen Praxis der Gefährdungsabschätzung ist bodenkundlicher Sachverstand nicht in dem Maße beteiligt wie es beim Ausmaß der Beschäftigung mit dem Objekt Boden und nach dem Anliegen des Bodenschutzes zweckmäßig wäre.

Die Ergebnisse der oben genannten Umfrage bei den Kommunen zeigen unter anderem, daß die Kommunen einen Großteil der in Frage kommenden Arbeiten nicht durch eigene Arbeitskapazität abdecken, sondern durch Aufträge an Dritte erledigen. Die Stellenausstattung der mit der Fachaufgabe Altlastsanierung betrauten Umwelt-, Ordnungs- und Tiefbauämter ist sehr unterschiedlich, insgesamt jedoch den Anforderungen aus der Aufgabenstellung nicht angemessen. Z.B. werden im Bundesdurchschnitt vom einem Sachbearbeiter jeweils 65 Verdachtsflächen bearbeitet.

## 3. Erfassung

Die Erfassung von einzelnen Verdachtsflächen wird in aller Regel derzeit noch nicht mit einer flächendeckenden Erkundung des Belastungsniveaus der Böden, d.h. mit einer Kartierung bzw. einer Rasterbeprobung der Böden verbunden, obwohl dies aus Sicht des Bodenschutzes sicherlich angezeigt wäre. Allerdings nimmt die Anzahl der von verschiedenen Kommunen angefertigten Bodenbelastungskataster, Schwermetallkataster und z.B. Bodenuntersuchungen an Kleingärten zu. Diese sind in hohem Maße methodisch unterschiedlich aufgebaut, sodaß ihrer Vergleichbarkeit enge Grenzen gesetzt sind. Mit den Empfehlungen für eine Kartieranleitung für Stadtböden hat der Arbeitskreis Stadtböden der DBG einen Beitrag der Bodenkunde vorgelegt, der auch im Hinblick auf die Erfassung von Verdachtsflächen eine hilfreiche Unterstützung liefert. Die Kartieranleitung Stadtböden ersetzt allerdings nicht die bei Altlasten vorgesehene Vorgehensweise. Insofern ergänzt sie sich mit anderen Konzepten wie insbesondere dem Mindestuntersuchungsprogramm Kulturböden der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen.

Die Kartieranleitung ist im Hinblick auf z.B. eine Klassifikation, die dazu beitragen würde, daß die Beiträge der Bodenkunde auch begrifflich noch schärfer umrissen würden, sicherlich noch zu ergänzen.

## 4. Gefährdungsabschätzung, Sanierungsplanung

Die Gefährdungsabschätzung ist die Voraussetzung jeder Sanierungsentscheidung und -planung. Es liegen Beispiele für methodisch sehr anspruchsvolle Bewertungen und solche mit eher simplen Verfahren vor. Dies betrifft natürlich auch das Ausmaß, in dem bodenbezogene Daten erhoben und bewertet werden. Für die Fälle

- Dortmund - Dorstfeld,
- Essen - Zinkstrasse,
- Nordhorn - Povel,
- Marktredwitz - Chemische Fabrik

ist aus verschiedenen Gründen eine aufwendige Vorgehensweise bei der Gefährdungsabschätzung gewählt worden. Die Sanierung von Povel hebt sich von den anderen Beispielen durch die außerordentlich breit angelegten Bodenuntersuchungen ab. Dies erlaubt ggfs. die weitgehende Wiederverwendung der Böden und ist so ein direkter und indirekter (Vermeidung der Verfüllung eines Sanierungs"loches" mit sauberen, natürlich gewachsenen Böden) Beitrag zum Bodenschutz. Das für Povel erarbeitete Sanierungskonzept baut explizit auf der bodenkundlichen Klassifizierung der Substrate auf, minimiert die sanierungstechnisch zu behandelnde Materialmenge durch Differenzierung der Substrate und verwendet die klassifizierten Böden in abgestufter Weise bei der Folgenutzung des Standortes. Dieses Verfahren ist in wesentlich billiger als etwa das übliche Auskoffern und Deponieren, setzt allerdings auch administrative Herangehensweisen voraus, die in der Lage sind, interdisziplinäre Arbeiten problembezogen und unter Zeitdruck (Baustellen-Betrieb) zu koordinieren.

Für die Vielzahl der kleineren, weniger politisierten "Normal"-Fälle ist eine vergleichbar detaillierte Bodenbewertung nicht zu beobachten. Üblicherweise werden kontaminierte Böden ohne weitere Untersuchungen meist auf der Grundlage der sog. Holland-Liste bewertet. Problematisch ist hieran, daß diese Liste als einfach anzuwendendes Zahlenwerk mißinterpretiert wird. Auf diese Weise werden wesentliche Gesichtspunkte einer angemessenen Verwendung von Grenz- und Richtwerten wie z.B. die Probenahme und räumliche Zuordnung von Kontrollpunkten zur Überprüfung eines zu erreichenden Sanierungszieles nicht berücksichtigt.

Aus der Sicht des Bodenschutzes sind bundeseinheitliche Richt- und Orientierungswerte zweckmäßig, die jeweils für den konkreten Einzelfall interpretiert werden müssen, um

- das Sanierungsziel (was ist sauberer Boden im Hinblick auf eine bestimmte Nutzung?),
- die Konzentration von Stoffen, die eine Prüfung und Untersuchung bedingt,
- das Vorliegen einer Gefahr

festzulegen. Bei der Interpretation sind im Hinblick auf die sachgerechte Verwendung von bodenbezogenen Daten insbesondere auch auf die Angaben zur Probenahme und Analytik zu berücksichtigen.

#### Literatur

Karl-Heinz Fiebig und Gerd Ohligschläger (Deutsches Institut für Urbanistik), Bundesweite Umfrage: Altlasten in den Kommunen, im Auftrag des Umweltbundesamtes; vgl. auch: dies., Altlasten in den Kommunen. Ergebnisse einer Umfrage 1988, in: Handbuch Bodenschutz, Berlin 1989

Kinner et al, Branchentypische Inventarisierung von Bodenkontaminationen für ehemalige Betriebsgelände, UBA-Texte 31/86, Berlin

Niclauß et al, Inventarisierung von Bodenkontaminationen auf Geländen mit ehemaliger Nutzung aus dem Dienstleistungsbereich, UBA-Texte 16/89, Berlin, 1989

Arbeitsgruppe Altablagerungen und Altlasten der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall: Erfassung, Gefahrenbeurteilung und Sanierung von Altlasten - Informationsschrift -, Entwurf 1989

Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartieranlei- tung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen (Stadtböden), UBA-Texte Nr. 18/89, Berlin 1989

Mindestuntersuchungsprogramm Kulturböden zur Gefährdungsab- schätzung von Altablagerungen und Altstandorten im Hinblick auf eine landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzung, hrsg. von der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung, Recklinghausen 1988

Strasser, Helmut et al, Bewertungskriterien für die Folgenutzung eines Altstandortes am Beispiel des Sanierungsfalles Nordhorn/Povel, im Auftrag des Umweltbundesamtes, (erscheint als UBA-Texte 32/89), Berlin 1989

Rongen, Peter, Identifikation kontaminierter Böden, in: Handbuch Bodenschutz, Berlin 1989

**VERÄNDERUNG DER KALIUM-REAKTIVITÄT EINER LÖSS-PARABRAUNERDE IN EINEM  
20-JÄHRIGEN KALIUM-STEIGERUNGSVERSUCH**

von  
Beisecker, R., B. Meyer u. H. Wildhagen*

**Einleitung:**

Unter der Kalium-Reaktivität ist die Reaktionsfähigkeit des Kaliums im System Bodenaustauscher-Bodenlösung zu verstehen. Sie ist abhängig von der Reaktionszeit (z.B. Schütteldauer), der Konzentration (bzw. Aktivität) der Reaktionsteilnehmer sowie der Temperatur des Reaktionssystems. Damit charakterisiert dieser Begriff sowohl das K-Austauschvermögen (Quantität) des Bodens gegenüber bestimmten Extraktionsmitteln (z.B. Laktatlösung) als auch die Intensität des K-Umtausches (Pufferung). In dieser Arbeit wurde geprüft, wie sich eine langjährig unterschiedliche K-Düngung auf die K-Reaktivität des Bodens auswirkt und welche Informationen verschiedene Untersuchungsmethoden zur Beurteilung der K-Reaktivität des Bodens liefern (Methodenvergleich).

**Material und Methoden:**

Auf dem Dauerdüngungsversuchsfeld HÖCKELHEIM/Südniedersachsen wurde von 1964 bis 1984 ein K-Steigerungsversuch durchgeführt. Zur Untersuchung der Nachwirkung wurde das Versuchsfeld in den Folgejahren 1985 und 1986 unter Einhaltung der Versuchsbedingungen weiter bewirtschaftet. Während des Versuchszeitraumes wurden neben den Ernteerträgen auch durch jährliche Bodenuntersuchungen die DL- bzw. CaCl₂-austauschbaren K-Gehalte der Krume ermittelt. Am Ende des Steigerungsversuches wurden von den Versuchspartzellen Bodenproben gezogen und analysiert. Dabei kamen folgende Methoden zur Anwendung:

Ammoniumacetat-austauschbares Kalium	= K(NH ₄ )
Doppellaktat-austauschbares Kalium	= K(DL)
Calciumchlorid-austauschbares Kalium	= K(CaCl ₂ )
Kalium-Fixierung	= K(Fix)
K-Gehalt im Bodensättigungsextrakt	= K(BSE)
K-Entzug nach der NEUBAUER-Methode (NAIR u. MENGEL; 1984)	= K(NB)
K/(Ca+Mg)-Austauschisotherme (n. FISCHER u. NIEDERBUDE; 1979) mit dem sofort-austauschbarem K	= K _{1:1:11}

Nähere Angaben zur Versuchsdurchführung und Methodik sind bei BEISECKER et al. (1988) zu finden. Eine Übersicht über die Standortmerkmale und den Versuchsplan wird nachfolgend gegeben.

**1. Standortmerkmale:**

- mittlere Jahresniederschlagsmenge 657 mm
- mittlere Jahrestemperatur 8.5 °C
- Bodentyp: erodierte Parabraunerde aus LÖß (LU); Entwicklungstiefe ca. 80 cm; Ackerzahl 80
- Bodenuntersuchungsergebnisse 1986: Tongehalt 12 Gew.-%  
(i.d. Krume) CaCO₃-Gehalt 0.42 % Tr.M.  
Humusgehalt 1.42 % Tr.M  
C/N-Verhältnis 9.2 : 1  
pH-Wert (CaCl₂) 7.1  
KAK 9.5 mval/100 g Boden

* Institut für Bodenwissenschaften der Universität Göttingen

**Tabelle 1:** Kennwerte der Regressionsanalyse des Methodenvergleichs (Merkmale: x senkrecht; y waagrecht)

	K(NH ₄ )	K(DL)	K _{lab11}	K(CaCl ₂ )	K(BSE)	K(NB)
K(NH ₄ )	1.00	0.95	0.55	0.98	0.53	0.93
	1.00	1.13	0.61	0.77	0.49	1.29
	0.00	3.41	0.46	0.88	-0.81	2.90
K(DL)	0.95	1.00	0.61	0.97	0.70	0.94
	0.85	1.00	0.56	0.97	0.50	1.22
	3.42	0.00	2.04	2.39	-0.22	5.63
K _{lab11}	0.55	0.61	1.00	0.65	0.56	0.92
	0.90	1.09	1.00	0.80	0.63	2.74
	5.33	2.08	0.00	-1.32	0.11	3.46
K(CaCl ₂ )	0.88	0.97	0.65	1.00	0.85	0.96
	1.15	1.39	0.81	1.00	0.75	1.84
	6.65	3.66	3.95	0.00	1.27	9.94
K(BSE)	0.53	0.70	0.56	0.85	1.00	0.70
	1.08	1.42	0.89	1.12	1.00	2.55
	7.54	4.08	4.00	-0.46	0.00	5.97
K(NB)	0.93	0.94	0.92	0.96	0.70	1.00
	0.72	0.77	0.34	0.52	0.27	1.00
	-1.08	-3.58	-0.69	-4.94	-0.28	0.00

1. Zahl = Bestimmtheitsmaß B (r²); 2. Zahl = Regressionskoeffizient b_{x,y}; 3. Zahl = Achsenabschnitt a; alle Beziehungen bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von α = 1% signifikant

**Tabelle 2:** Aus den K/(Ca+Mg)-Austauschisothermen abgeleitete Kenngrößen für die Kaliumverfügbarkeit der Pflanzen

Parameter	K 0	K 1	K 2	K 3	Tiefe
K _{lab11}	3.95	4.38	8.76	9.38	
BCK _e	59.21	54.24	23.06	14.36	
AR ₀	1.71	2.07	9.70	16.40	0-30cm
cK bei AR ₀	1.66	1.89	9.23	19.11	
K _{lab11}	3.09	3.21	4.18	6.69	
BCK _e	155.18	120.08	85.36	64.59	
AR ₀	0.51	0.68	1.26	2.70	30-60cm
cK bei AR ₀	0.50	0.66	1.23	2.58	

cK_{min} für Getreide ca. 1 μmol·l⁻¹

K_{lab11} = sofort austauschbares Kalium in mg K/100 g Boden

BCK_e = effektive Pufferkapazität in (mval/100 g Bd.)·mol⁻¹

AR₀ = red. Aktivitätenverhältnis im Austauschgleichgewicht in (mol/l)⁻¹·10⁻³

cK bei AR₀ = Kaliumkonzentration der Bodenlösung im Ausgleichgewicht in μmol·l⁻¹

cK_{min} = K-Grenzkonzentration der Bodenlösung für Pflanzenaufnahme (Getreide) in μmol·l⁻¹

**2. Versuchsplan:**

Blockanlage mit 4 Varianten und 4 Wiederholungen  
FRUCHTFOLGE: ab 1974 Z.Rüben-Hafer-W.Weizen-W.Gerste

K-DÜNGUNG (Angaben in kg K₂O/ha):

Düngungsplan	Getreide	Zuckerrüben
Variante 1 (K 0)	0	0
Variante 2 (K 1)	80	160
Variante 3 (K 2)	160	320/240*
Variante 4 (K 3)	240	480/320*

* nur 1969

ORGANISCHE DÜNGUNG: 250 dt/ha Stallmist im Herbst 1975

KALKUNG: 25.6 dt/ha Branntkalk im April 1969

288 dt/ha Mergelkalk im September 1969

N- und P-DÜNGUNG: betriebsüblich, in den letzten Jahren  
ca. 180 kg/ha N und 150 kg/ha P₂O₅ pro Jahr

**Ergebnisse:**

Die langjährig unterschiedliche K-Düngung führte zu einer deutlichen K-Verarmung des Bodens in den Varianten K₀ und K₁ sowie zu einer K-Anreicherung in den Varianten K₂ und K₃. So wurden dem Boden der K₀-Variante über den Versuchszeitraum von 1964 - 1984 insgesamt 2001 kg K/ha mehr entzogen als zugeführt (entspricht einer K-Nachlieferung von ca. 100 kg K/ha und Jahr). Dagegen wurden in der Variante K₃ mit der höchsten K-Düngung 2184 kg K/ha mehr zugeführt als entzogen (ca. 109 kg K/ha und Jahr). Bis zu einer Bodentiefe von 60 cm konnten signifikante Unterschiede im K-Bodenvorrat zwischen den Düngungsvarianten ermittelt werden, wobei zwischen den Methoden, welche einen mehr oder weniger großen Anteil des austauschbaren K-Bodenvorrats erfassen (K-NH₄, K-DL, K_{1a}b₁₁, K-CaCl₂, K-BSE), sehr enge Beziehungen ermittelt wurden (vgl. Tab. 1). Mit höherem Gehalt an austauschbarem Kalium nimmt dabei die K-Fixierung und die effektive K-Pufferkapazität ab und die K-Konzentration der Bodenlösung im Austauschgleichgewicht zu. Die Auswertung der NEUBAUER-Methode zeigt, daß die Pflanzen mit höherem K-Bodenvorrat dem Boden auch mehr K entziehen, wobei nach Ausschöpfung des austauschbaren K ein zunehmender Anteil des nichtaustauschbaren K aufgenommen wird. Auch die Auswertung der K/(Ca+Mg)-Austauschkurven ergab deutliche Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten bis 60 cm Bodentiefe. Dabei führte die K-Verarmung des Bodens in den Variante K₀ und K₁ zu einem deutlich steileren und die K-Anreicherung in den Varianten K₂ und K₃ zu einem deutlich flacheren Kurvenverlauf. Einen Überblick über die aus den Austauschisothermen abgeleiteten Kenngrößen für die Kaliumverfügbarkeit der Pflanzen gibt Tab. 2.

### Zusammenfassung

Der 20-jährige K-Steigerungsversuch auf dem Dauerdüngungsversuchsfeld HÖCKELHEIM/Südniedersachsen wurde hinsichtlich der Ertragswirksamkeit der K-Düngung und der langjährigen Entwicklung der Bodenuntersuchungswerte ausgewertet. Eine K-Bilanz über den Versuchszeitraum wurde aufgestellt. Nach Beendigung des Versuches wurden verschiedene Bodenuntersuchungsmethoden ( $\text{CaCl}_2$ -, DL-,  $\text{NH}_4$ -Ac-Methode, Bodensättigungsextrakt, K-Fixierung,  $\text{K}(\text{Ca}+\text{Mg})$ -Austauschisothermen) hinsichtlich ihrer Aussagekraft bezüglich der Veränderung der K-Reaktivität des Bodens überprüft und miteinander verglichen. Die Ergebnisse zeigen, daß die unterschiedliche K-Verarmung bzw. K-Anreicherung der Düngungsvarianten nicht nur zu deutlichen Unterschieden im austauschbaren K-Bodenvorrat, sondern auch zur Änderung der Intensität des K-Umtauschs sowie einer unterschiedlichen K-Pufferkapazität des Bodens führten. Zur Beurteilung der K-Reaktivität des Bodens ist dabei die alleinige Erfassung einer Vorratsgröße nicht ausreichend und muß durch Kennwerte, welche die Intensität des K-Umtauschs im System Boden-Bodenlösung sowie die K-Pufferung erfassen, ergänzt werden.

### Literatur:

- BEISECKER, R., B. MEYER und H. WILDHAGEN: Versuch "20 Jahre Kali-Steigerung auf dem Dauerversuchsfeld Höckelheim/Südniedersachsen. Kalium-Bilanz und Veränderung der K-Reaktivität im Methodenvergleich eines Löß-Parabraunerde-Agrar-Ökosystems". Göttinger Bodenkundliche Berichte 94, 1-121 (1988).
- FISCHER, W.R. und NIEDERBUDE, E.A.: Die exakte und schnelle Bestimmung von K/Ca-Austauschkurven an Böden und die Automatisierung ihrer Auswertung. - Landw. Forschung 32, 207-215 (1979)
- NAIR, K.P.P. und MENGEL, K.: Importance of phosphate buffer power for phosphate uptake by rye. - Soil Sci. Soc. Am. J. 48, 93 (1984).

## Humuskörper und mikrobielle Aktivität von schleswig-holsteinischen Parabraunerden

L. Beyer, M. Peters u. H.-P. Blume *

### 1. Einleitung

Böden bilden ein Wirkungsgefüge mit den in ihnen lebenden Organismen und in ihnen wurzelnden Pflanzen sowie mit der sie umgebenden Umwelt. In einem EMFT-geförderten Gemeinschaftsprojekt mehrerer Kieler Institute werden deshalb die Nutzungseinflüsse auf die Bodendynamik interdisziplinär studiert.

Zersetzung und Humifizierung sowie die mikrobielle Aktivität sind wichtige Vorgänge im Stoffhaushalt der Böden. Schädliche Umwelteinflüsse können diese Vorgänge empfindlich stören. Deren Untersuchung erlaubt daher Aussagen über umweltschonende oder umweltschädigende Bodennutzung.

Von den untersuchten Böden werden dazu drei Parabraunerden in Ostholstein (Forst, konventioneller Acker, alternativer Acker) mikro- und makromorphologisch vorgestellt (Herbst 1986). Die Ergebnisse der Streu- und Humus-Stoffgruppenanalyse (1986) sind Grundlage einer Streu- und Huminstoffmengenkalkulation. Über die Ermittlung mikrobieller Kenndaten im Gelände (1986-1988) wird exemplarisch die Mikrobenleistung aufgezeigt.

### 2. Material und Methodik

Es wurde eine typische basenarme Parabraunerde unter Buchen/Eiche mit mullartigem Moder, eine typische, leicht erodierte Parabraunerde unter konventioneller Ackernutzung (N, P, K, keine org. Düngung; vegetationsloser Schlag nach Stoppelbearbeitung von Weizen) und eine Pseudogley-Parabraunerde unter biologisch-organischer Ackernutzung (nur org. Düngung; vegetationsloser Schlag nach Schälfrunche von Weizen) vergleichend untersucht.

Morphologie: n. Bodenkundliche Kartieranleitung (1982) und Forstliche Standortaufnahme (1980) und n. Babel (1965). Humus- und Streuanalytik: Naßchemische Extraktion mit Säuren und Laugen n. Schlichting und Blume (1966). Lignin aus Methoxyl- u. Eiweiß aus Alpha-Amino-N-Gruppen berechnet. Bodenatmung: CO₂-Adsorption mit NaOH im Gelände auf der Bodenoberfläche mit Lundegardh-Glocken n. Haber (1958). Zelluloseabbau: Verfolgung des Abbaus in den Boden eingebrachter Zellulose n. Unger (1960) in drei Tiefen (5, 30, 50 cm). Summation und rechnerische Ermittlung des Abbaus pro qm. Wassermenge: Berechnung aus Wassergehalten (5 cm u. GoF) und aus Tensionen (20 u. 50 cm u. GoF) u. Lagerungsdichte. Wärmesumme: Ermittlung der exponentiellen Bodenmitteltemperatur mit der Invertzuckermethode n. Pallmann et al. (1940) in drei Tiefen. Berechnung aus Temperatur, Wassergehalt, Mineral- und Humusgehalt. Stickstoff: Berechnung aus den Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen der Bodenlösung (FIA) und den Wassermengen. Dehydrogenaseaktivität: n. Thalmann (1967). Mikrobielle Biomasse: n. Anderson u. Domsch mod. von Gehlen (1987). Kohlenstoff: Konzentration in der Bodenlösung mit Ströhlein. Aluminium: Fraktionierung durch Ionenaustauscher n. Driscoll (1984) und Messung mit AAS. Detaillierte Angaben zu den Standorten und den Böden sowie der Methodik und Literatur sind Beyer (1989) zu entnehmen.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Morphologie (in Klammern Tiefe in cm)

##### Parabraunerde unter Wald

L(5.5-3.5: Frische Streu mit 53 % intakten, schwarzen Zweigen und Ästen und 47 % gewellten, löchrigen, hellbraunen Blättern und Blattstücken.

Blattgewebe zerkleinert und korrodiert, braun, doppelbrechend; Holzgewebe sehr stark doppelbrechend; Blattoberflächen mit Collembolenkot besetzt; Mark des Holzes z.T. völ-

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel,  
Hermann-Rodewald-Str. 9, 2300 Kiel

lig abgebaut und stark mit Kotpartikeln versetzt. Gleitender Übergang.  
Of(3.5-1.5): **Streuhumus** mit 26 % weicher und faseriger Zweige und Äste und braun-gelben verklebten und skelettierten Blattstücken; plattige und stapelige Lagerung; stark durchwurzelt; Buschwindröschenknollen.

Blatt-schichtige Lagerung vollständiger und zerteilter Blätter im Wechsel mit Kotpillen; Blattgewebe stark gebräunt, nur teilweise noch doppelbrechend; Holzgewebe faserig, stark doppelbrechend; Enchytraidenkot und Oribatidenkot mit Gewebe und kleinen Mineralpartikeln; wenig Collembolenkot. Gleitender Übergang.

Ch(1.5-0.0): **Moderhumus** mit kompakten dunkelbraunem Feinhumus, vermischt mit Mineralpartikeln; dunkelrotbraune (5YR3/2) kaum strukturierte Blatteile; Holz schwarz, sehr weich und faserig; mittel durchwurzelt, Wurzelfilz, Buschwindröschenknollen.

Blattgewebe wenig, stark humifiziert, kaum doppelbrechend; Holzgewebe noch doppelbrechend; Oribatidenkot mit weniger (als im Of) doppelbrechenden Gewebestücken; deutliche Zunahme des Enchytraidenkotes; Wurm Kot versetzt mit Pflanzenresten und mit Mineralpartikeln zusammengeballt. Gleitender Übergang.

Ah(0-11): **Dunkelgraubrauner Wurmhumus**, leicht gebleicht; kaum Streureste; Gänge mit Oh- und Of-Material; Feinkoagulat-bis Krümelgefüge; mittelmäßig durchwurzelt. Intertextisches bis agglomeratisches Gefüge mit isotischem Gefügeplasma; stark gebräunte und humifizierte, kaum doppelbrechende Pflanzenteile gemischt mit humosen koprogenen Aggregaten, hoher Anteil von Enchytraidenkot, Hohlräume mit Wurm Kot (z.T. nur noch zusammenliegende Bruchstücken nach Enchytraidenfraß). Gleitender Übergang.

#### Parabraunerde unter konventioneller Ackernutzung

Ap(0-30): Korrodierte Strohreste, besonders in 15 cm Tiefe, zerkleinerte Wurzeln mit Stoppeln; Bröckel-bis Subpolyedergefüge, kaum durchwurzelt. Porphyrisches Gefüge mit isotischer z.T. asepischer Plasmaform, Plasma kräftig graubraun bis rotbraun; doppelbrechende, gebräunte Strohreste; opaker Humus zwischen den Mineralpartikeln. Deutlicher Übergang.

#### Parabraunerde unter biologisch-organischer Ackernutzung

Ap(0-25): Wenige stark zersetzte Stroh- und Wurzelreste; Bröckel-bis Krümelgefüge, kaum durchwurzelt. Porphyrisches Gefüge mit isotischer, kaum seipischer Plasmaform, Plasma schwach graubraun mit deutlichen Unterschieden der Farbintensität; Hohlräume mit Wurm Kot. Deutl. Übergang.

### 3.2 Humus- und Streustoffgruppen

Die Ergebnisse der naßchemischen Analyse des Humuskörpers sind der Abb.1 und der Tab.1 zu entnehmen. Generell nehmen die Streustoffe mit der Bodentiefe ab und die Huminstoffe zu. Die Ackerböden enthalten mehr Humine (überwiegend wohl in bzw. an Tonmineralen fixierte Humate) als der Waldboden.

### 3.3 Mikrobielle Aktivität und Humusdynamik

Die Abb.2 gibt die Jahresgänge der untersuchten Parameter wieder. Die Ergebnisse der Laboruntersuchungen sind der Abb.3 zu entnehmen. Bodenatmung und Zelluloseabbau sind unter Wald weniger temperaturabhängig als unter Acker.

## 4. Fazit

Die Acker-Parabraunerden zeigten eine hohe biologische Aktivität und einen intensiven Streuabbau. Beides wurde bei Luftmangel stark eingeschränkt. Eine höhere Humusmenge und eine günstigere Humuszusammensetzung unter alternativer Nutzung ging einher mit höherer biologischer Aktivität. Dies war insbesondere Folge besserer Wasserverhältnisse und der Stallmistdüngung.

Intensive N-Düngung bewirkte trotz geringerer biologischer Aktivität bei konventioneller Nutzung einen beachtlichen Ertrag (80 dt Weizen/ha), gegenüber 43 dt bei alternativer Nutzung. Ein zu jeder Jahreszeit höheres Stickstoffangebot wurde nicht zum Aufbau von mikrobieller Biomasse benutzt oder im Humuskörper gebunden, sondern wurde z.T. ausgewaschen, z.T. denitrifiziert (Peters, 1989).

Die saure Wald-Parabraunerde war biologisch weniger aktiv. Die Al-Gehalte der Bodenlösung waren mit 2,5 ppm im Vergleich zu den Ackerböden mit 0,2 ppm erhöht. 30-40 % lagen allerdings in organischer Bindung vor und waren damit nicht toxisch wirksam.

Tab.1: Eigenschaften von Parabraunerden in Ostholstein

		% Corg	% Nt	C/N	pHCaCl ₂
Parabraunerde unter Wald	Fr.Bl.	47.0	2.43	19	-
	L	46.2	1.33	52	4.2
	Of	40.8	1.67	24	4.0
	Oh	20.4	1.22	17	3.6
	Ah1	7.0	0.49	14	3.4
	Ah2	2.1	0.20	11	3.6
	Alv	0.7	0.10	7	3.8
Parabraunerde unter konv.Acker	Ap	1.1	0.16	7	7.0
Parabraunerde unter alt.Acker	Ap	1.6	0.26	6	6.6

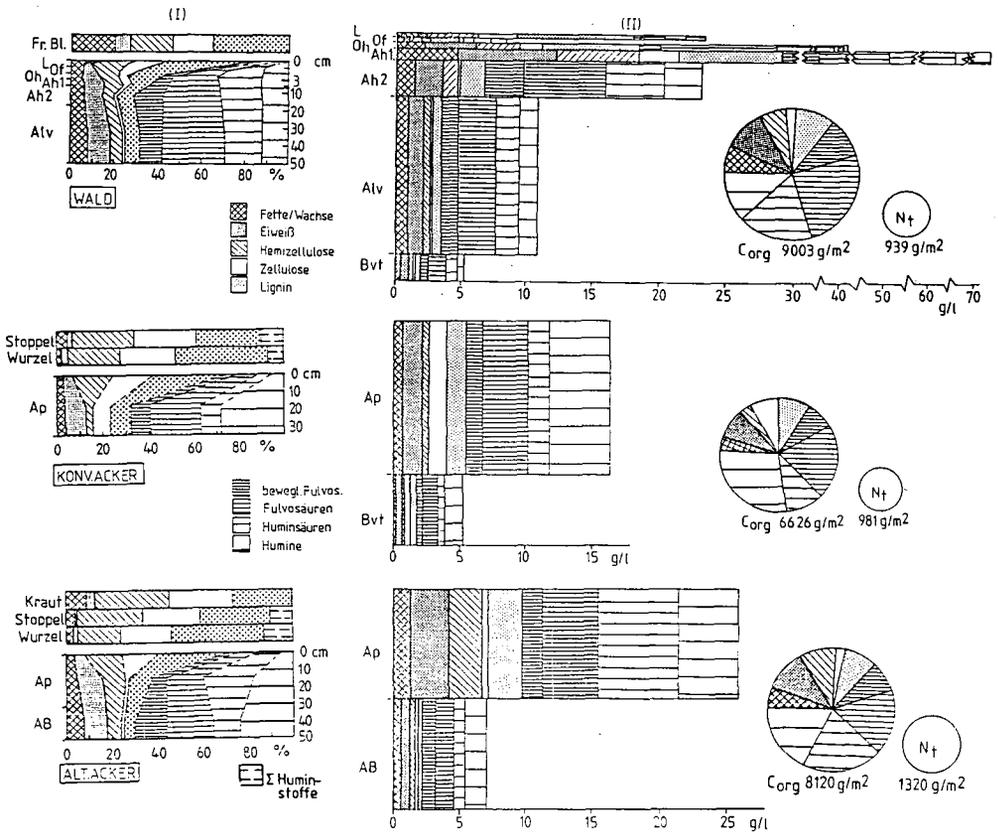


Abb.1: Humus- und Streu-Stoffgruppen von Parabraunerden in Ostholstein

(I: in % von Corg, II: in g C/l bzw. g C/qm in 800 kg Boden)

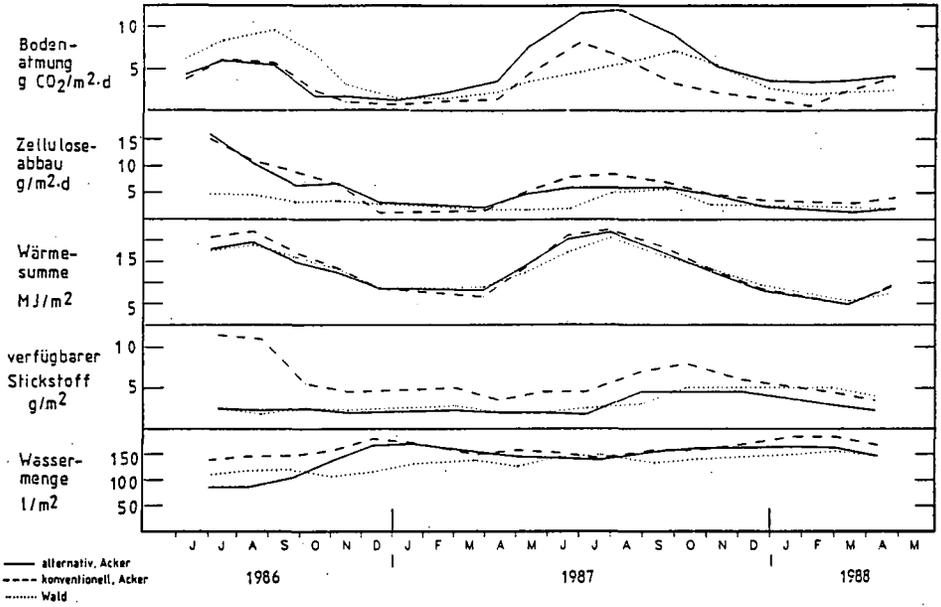


Abb.3: Mikrobielle Aktivität und ausgewählte Einflußfaktoren von Parabraunerden in Ostholstein im Jahresverlauf

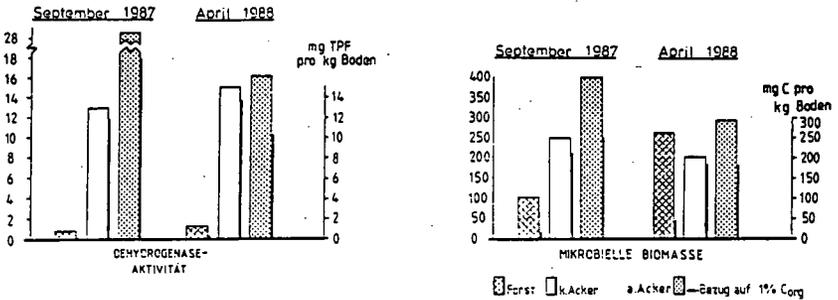


Abb.4: Dehydrogenaseaktivität und Mikrobielle Biomasse von Parabraunerden in Ostholstein

Danksagung

Die Autoren bedanken sich beim BMFT für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen und bei Landwirten für die Erlaubnis zur Installation der Meßapparaturen.

Literatur

Beyer, L. (1989): Nutzungseinfluß auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden-Humusdynamik und mikrobielle Aktivität. Schriftenr. Inst. f. Pflanzenernährung und Boderkunde Nr. 6. Uni Kiel

Peters, M. (1989): Nutzungseinfluß auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden-Wasser- und Stoffdynamik. Schriftenr. Inst. f. Pflanzenern. u. Bodenkunde. in Vorb.

Chemismus von in situ gewonnenen Bodenwasserproben.  
Ein Vergleich zwischen einem Wald- und einem Rebberg-  
standort im südlichen Tessin.

von

Blaser, P.⁺⁾, Spiteller, M.⁺⁾ und Jelmini, G.⁺⁺⁾

### Einleitung

Auf aluminiumreichen Gneisen und Glimmerschiefern der Kastanienstufe in der Südschweiz haben sich Böden mit auffälligen morphologischen Besonderheiten entwickelt. Herausragende Merkmale sind der Humusreichtum bis hin zum Unterboden und die hohen Aluminiumgehalte. Den Schlüssel zum besseren Verständnis der Prozesse in der Festphase des Bodens liefert die Analyse der wichtigsten Elemente von in situ gewonnenen Bodenlösungen. Hierzu wurden in pedogenetisch vergleichbaren, sauren Böden eines Kastanienwaldes (Copera) und eines Rebberges (Gudo) im südlichen Tessin periodisch in verschiedenen Tiefen Bodenwasser mit Hilfe von Unterdrucklysimetern entnommen und analysiert. Im folgenden werden erste Ergebnisse zum ökochemischen Verhalten der beiden Standorte in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsmaßnahmen vorgestellt.

### Methoden

Die Gewinnung von Sickerwasser erfolgte mittels Unterdrucklysimetern (high-flow porous ceramic cups., Soil Moisture Equip. Cal, USA) in 3 Tiefen bei ca. 0,5 bar Unterdruck sofern es die Bodenfeuchte erlaubte. Das pro Tiefenstufe aus je drei Lysimetern gewonnene Wasser wurde mit im Boden versenkten Auf-

---

+)

Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Züricherstr. 111, CH-8903 Birmensdorf

++)

Stazioni Federali di Ricerche Agronomiche, Centro di Cadenazzo, CH-6593 Cadenazzo

fanggefäßen gesammelt und im 14-tägigen Rhythmus entnommen. Die Elementbestimmung in den Lysimeterwässern für  $Al^{(3+)}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$  erfolgte an einem ICP-Atomemissions-Spektrometer (Bausch & Lomb, ARL 3580),  $NO_3^-$  und  $SO_4^{2-}$  über die Ionenchromatographie und Leitfähigkeitsdetektion und der pH-Wert wurde potentiometrisch bestimmt. An den Feinerdeproben wurden folgende Bestimmungen vorgenommen:

- org. C und  $N_{tot}$  mit einem "Heraeus C, H,N-Rapid"
- pH-Wert potentiometrisch in  $H_2O$  dest. und 0.01 M  $CaCl_2$ -Lösung
- austauschbare Kationen in 1 N  $NH_4Cl$ -Lösung sowie in 1 N  $KCl$ -Lösung, beide ungepuffert
- Austauschazidität im  $KCl$ -Extrakt

### Waldstandorte - Bodenkennwerte

#### Rebberg - Gudo:

Auf dem im Jahre 1983 neu begründeten Standort in SO-exponierter Hanglage, 360 m ü. NN betragen die mittleren Jahresniederschläge ca. 1820 mm, das Temperaturmittel beträgt ca. 10,8 °C (Januar +0,8 °C, Juli 18,6 °C)

Boden-Kennwerte Rebberg (Gudo)

Horizont	Tiefe (cm)	pH	pH	Corg	$N_c$	$Na^+$	$K^{2+}$	$Ca^{2+}$	$Mg^{2+}$	$Al^{(3+)}$	$Fe^{3+}$	$Mn^{2+}$	$H^+$	Akeff	$Al^{(3+)}$
		( $CaCl_2$ )	( $H_2O$ )												(%)
meq/kg Feinerde															
$A_h$	0-20	4,44	5,25	5,50	0,34	0,2	3,5	25,1	3,9	16,5	0,2	0,6	1,7	51,7	31,9
A (E)	20-40	4,65	5,39	4,57	0,27	0,1	3,5	21,5	2,9	15,1	0,1	0,3	1,1	44,6	33,9
BC	40-60	4,72	5,43	4,23	0,24	0,2	3,5	20,2	2,1	13,1	0,1	0,1	0,2	39,5	33,2

Die bodenchemischen Daten des Profils Gudo (Rebberg) weisen auf ein durchweg gutes Puffervermögen im Silikat-Puffer hin. Die Böden haben eine gute Nährstoffversorgung, zeigen jedoch eine starke P-Fixierung, die möglicherweise über aluminiumorganische Bindung erfolgt.

**Waldstandort - Copera**

Die Vegetation besteht aus einem Kastanienwald (Dominanz von *Castanea sativa*) in NW-exponierter Hanglage, 680 m ü. NN. Die mittleren Jahresniederschläge betragen 1900 bis 2000 mm und fallen größtenteils während der Vegetationsperiode. Das Temperaturmittel beträgt ca. 9,5 °C (Januar 1,5 °C, Juli 18,1 °C). Der aus den Glimmerschiefern entwickelte Boden ist als typischer "Kryptopodsol" anzusprechen.

Boden-Kennwerte Waldstandort (Copera)																Humusform: saurer Waldmoder	
Horizont	Tiefe	pH	pH	Corg	N _c	Na ⁺	K ²⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ⁽³⁺⁾	Fe ³⁺	Mn ²⁺	H ⁺	Akeff	Al ⁽³⁺⁾		
	(cm)	(CaCl ₂ )	(H ₂ O)	(%)	(%)	-----										% Akeff	
																meq/kg Feinerde	
A _n	5-15	3,46	4,04	7,35	0,54	0,4	2,5	14,0	4,2	64,6	3,4	0,7	11,2	105,0	61,5		
A (E)	15-25	3,81	4,30	5,71	0,43	< 0,1	1,1	2,9	1,3	42,8	0,5	0,1	4,7	53,4	80,2		
B _n	25-65	4,11	4,68	3,72	0,24	< 0,1	0,5	2,9	0,5	24,1	0,1	0,1	2,5	30,7	78,5		
B _g C	65-100	4,44	5,10	2,32	0,13	0,1	0,4	3,1	0,4	14,5	< 0,1	< 0,1	1,8	20,3	71,4		

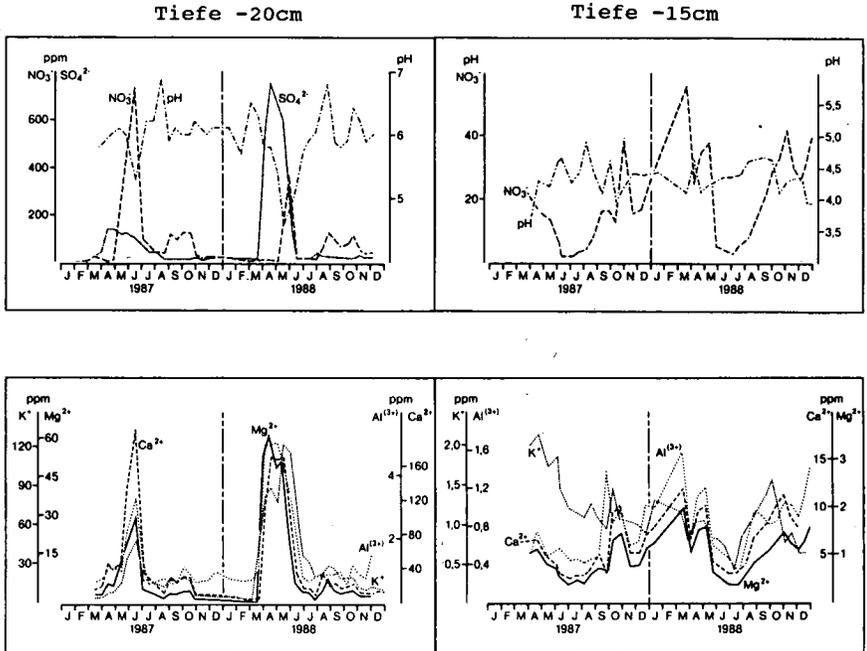
Das Profil Copera (Waldstandort) zeigt im humosen Oberboden eine tiefe schwarzbraune Färbung, die dafür verantwortlich zeichnet, daß im A (E)-Horizont keine sichtbare Bleichung zu erkennen ist. Derartige "Kryptopodsol" sind in der Kastanienstufe im südlichen Tessin weitverbreitet zu finden. Der Oberboden in Copera befindet sich im Aluminium-Puffer-Bereich, mit zunehmender Tiefe wird der volle Bereich des Austausch-Puffers bis hin zum Silikat-Puffer überstrichen. Die durchgehend hohe Sättigung des Austauschers mit Aluminium ist auf die sehr hohen Aluminiumgehalte der biotit- und muskowitzreichen Gneise und Glimmerschiefer zurückzuführen.

## Ergebnisse und Diskussion

Im folgenden werden die Gehalte an Kationen und Anionen in den Lysimeter-Lösungen und die pH-Werte zusammen mit den mittleren Monatsniederschlägen und Temperaturen dargestellt.

Rebberg - Gudo

Waldstandort - Copera



		Düngung	
kg / ha			
S	28	28	
$\text{Mg}^{2+}$	45	30,9	
$\text{Ca}^{2+}$	45	45,8	
$\text{K}^+$	195	130	
P	45	45	
N	40	40	
	J F M A M J J A S O N D	J F M A M J J A S O N D	
	1987	1988	
Superphosphat	Ammoniumnitrat		
Patentkali			

## **Interpretation**

Die Zusammensetzung der Bodenlösung (BL) wird weitgehend durch die Dynamik der Stickstoffmobilisierung bestimmt.

### Im Rebberg

verursacht die N-Düngung Anfang Mai einen kurzzeitigen Versauerungsschub, der nicht durch die Freisetzung von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{K}^+$  abgefangen wird, sondern eine drastische pH-Werterniedrigung in der BL sowie eine  $\text{Al}^{3+}$ -Mobilisierung bewirkt (Phase (1) in Abb. 1). Das Ammonium verdrängt wichtige Kationen am Ionenaustauscher. Die starke pH-Senkung dürfte das Resultat einer intensiven Nitrifikation, evtl. verbunden mit starker Nitrat auswaschung sein. In der darauffolgenden 2. Phase erfolgt eine starke Nährstoffaufnahme durch die sich rasch entwickelnde Vegetation. Die intensive Nitrat aufnahme bewirkt, wie erwartet, ein Ansteigen des pH-Wertes in der BL um mehr als eine Einheit. Das direkt aus dem Dünger aufgenommene Nitrat wirkt der Versauerung entgegen. Die unterschiedlichen Intensitäten dieser Prozesse in den beiden Vergleichsjahren lassen sich durch die Witterungsunterschiede erklären.

### Im Waldboden

folgt die Stickstoffdynamik einem natürlichen Rhythmus. Durch die Mineralisation organischer Substanz steigt die Nitrat-Konzentration im Laufe des Winters deutlich an. Dies deutet darauf hin, daß die biotische Aktivität in dieser Jahreszeit nicht zum Stillstand gekommen ist. Der langsame pH-Abfall während des Winters kann als Folge einer Nitrifikation verstanden werden. Mit dem Austreiben der Vegetation im Frühjahr verlaufen diese Prozesse umgekehrt: die Konzentration von Nitrat und kationischen Nährelementen nimmt in der BL rasch ab und der pH-Wert steigt infolge der starken Nitrat aufnahme an (Kreislauf (4) in Abb. 1). Zu bemerken ist der Konzentrationsanstieg von Nährstoffen im Spätsommer. Dieser zeigt an, daß die Vegetation das Wachstum zu dieser Zeit weitgehend abgeschlossen hat, wogegen die Mineralisierung organischer Substanz durch die fortbestehende Aktivität der Mikroorganismen andauert.

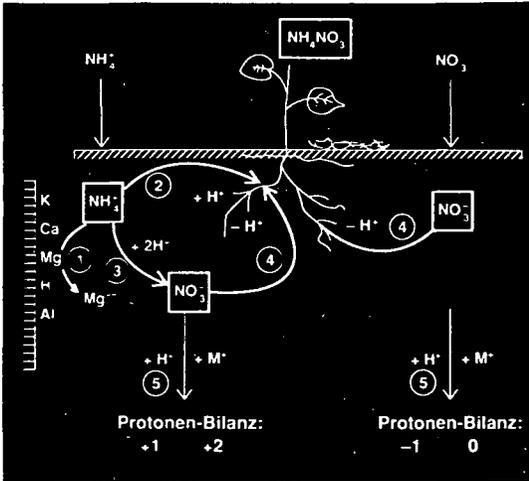


Abb. 1: Stickstoff-Kreislauf und Protonen-Bilanz im Boden

$\text{NH}_4^+$  nimmt als Kation an den Austauschprozessen teil (1). Wird es in dieser Form von der Pflanze aufgenommen, so werden äquivalente Mengen Protonen an den Boden abgegeben (2). Bei der Nitrifikation werden pro Mol  $\text{NH}_4^+$  2 Mole Protonen freigesetzt (3). Erfolgt die Aufnahme hingegen in Nitratform, so wird eine äquivalente Menge Protonen neutralisiert (4). Durch Nitratauswaschung wird der Ionenkreislauf gestört, was zu einer Versauerung führt (5).

### Folgerungen

Die Zusammensetzung der BL spiegelt die aktuellen Prozesse im Boden wieder. Die N-Düngung in Form von  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  führt zu einer bemerkenswerten Nährstoffauswaschung sowie zu einer temporären Bodenversauerung, begleitet von  $\text{Al}^{(3+)}$ -Mobilisierung.

In Waldböden dagegen wird das Nitrat durch den biologischen Abbau der organischen Substanz gebildet. Erfolgt die Nitrataufnahme durch die Vegetation nicht im gleichen Rhythmus, so steigt die Konzentration in der BL an. Die während der Nitrifikation freigesetzten Protonen werden weitgehend durch Kationenaustausch aufgefangen, so daß der pH-Wert in der BL nur wenig schwankt. Die Nitratauswaschung aus dem Wurzelraum konnte nicht beobachtet werden und trägt deshalb nicht zur Bodenversauerung bei.

Stadtnahe Forste - Standortkartierung und KalkungskontrolleA: Standortkartierung und Bodenzustandsbeschreibung

von  
Braskamp, A. *)

B: Kalkungskontrolle auf Hamburger Waldstandorten

von  
Wagner, A. und G. Miehlich **)

Teil A:

Seit 1986 wurden im Auftrag der Hamburger LANDESFORSTVERWALTUNG in Fortführung der forstlichen Standortkartierung flächendeckend Bodenkartierungen durchgeführt. Es wurden konstante Merkmale im Gelände und veränderliche Parameter analytisch erfaßt. Alle Daten liegen digital vor, sind statistisch auswert- und kartografisch darstellbar. Die horizont- und profilbezogenen Bodendaten wurden mit Rechenprogrammen, die vorhandene Gruppierungsverfahren umsetzen (z.B.: geländeökolog. Schätzrahmen nach KREMSER&OTTO, Humusformenbestimmung und nFKWe nach KA3, anwendungsbezogenes Klassifikationssystem auf der Grundlage der Quantifizierung von Bodenmerkmalen nach MÜLLER et al.) verrechnet, um eine reproduzierbare Kennzeichnung der Profile zu erreichen. Die Zuweisung der Profile zu den verschiedenen Kategorien blieb oft unbefriedigend, wie am Beispiel der Humusformen gezeigt wird. Die zugeordneten Humusformen zeigt folgende Tabelle:

	Wald gesamt	Laub	Misch	Nadel
typischer Mull				
Sandmull				
F-Mull	3,7	10,4		
mullartiger Moder				
feinhumusarmer Moder		6,0		3,4
feinhumusreicher Moder	20,1	31,3	12,3	24,1
rohhumusartiger Moder	4,1		6,6	3,4
Or-reicher rohhumusartiger Moder				
Or-reicher Rohhumus	57,5	40,3	66,4	62,1
feinhumusarmer Rohhumus			4,1	3,4
feinhumusreicher Rohhumus	5,0		5,7	3,4
n	219	67	122	29

Von den 494 (63,8 %) nicht klassierten Auflagen haben 70 (12,6 %) keine Or-Lage, aber einen Oh und 225 (40,6 %) keinen Oh, aber eine Or-Lage. Würde man die Auflagen mit einem Or  $\leq$  4 cm und ohne Oh dem Or-Mull zurechnen (trotz von den Struktur- und Übergangskriterien eines Or-Mulls abweichenden Eigenschaften), so würden 172 Profile (22,3 %) in diese Kategorie fallen.

*) Bodenschutzdienst für Städte und Gemeinden GmbH, Wischhofstr. 1  
D - 2300 Kiel

**) Institut für Bodenkunde, Allende Platz 2, D - 2000 Hamburg 13

Mit einem  $O_r > 4$  cm und einem  $O_h > 2$  cm wären 53 Profile (6,9 %) als  $O_r$ -reicher rothumusartiger Moder (Typ 8) einzustufen.

Danach verblieben 34,6 % (266 Profile) aller Humusprofile, die nicht hinreichend charakterisiert sind, weil sie von den Kriterien der KA 3 abweichende Merkmalskombinationen besitzen.

Die erfaßten Werte zeigen folgende Tendenz der Entwicklung der organischen Auflagen:

- Generelle Zunahme der Mächtigkeiten,
- insbesondere durch Akkumulation von Pflanzenresten, die zu weniger als 50 % (< 70 %) zersetzt sind ( $O_r$ ) und noch die Struktur ihrer Ausgangsprodukte erkennen lassen.
- Bei den Laubwaldstandorten, wo unter günstigen Umweltbedingungen, schwankend nach Bodenentwicklung und Substrat, günstige Moder- oder Mullhumusformen zu erwarten wären, liegt das aktuelle Schwergewicht mehr auf der Akkumulation von stärker zersetztem Feinmaterial ( $O_h$ ), d.h. es entstehen feinhumusreiche Moder mit allen Übergängen zum  $O_r$ -reichen Rohhumus.
- Die Nadelwaldstandorte sind in der Entwicklung ungünstiger Humusformen noch weiter fortgeschritten und häufen über den kompakten  $O_h$ -Lagen zunehmend schlecht zersetzte Streu ( $O_r$ , z.T.  $LO_r$ ) an, d.h. aus den ohnehin weitverbreiteten Rohhumusauflagen werden  $O_r$ -reiche Rohhumusdecken.
- Der aufgebrauchte Kalk verbleibt in der  $O_r$ -Lage und fördert dort die Durchwurzelung insbesondere mit Feinwurzeln.
- Eine gesteigerte Zersetzung der  $O_r$ -Lagen zeigt sich deutlich nur in der aus Laub entstandenen Streu. Nadelstreu, insbesondere aus Fichte und Lärche, verbleiben biologisch inaktiv.
- Mehr als 10 % aller Auflagen verlieren durch Erosion (v.a. Verwehungen) und menschliche Inanspruchnahme (v. a. Tritt) ihre Streunachlieferung, ihre  $O_h$ -Lagen sind oft verdichtet und trocken aus.

Teilergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- 73 % aller Oberböden in Hamburgs Forsten liegen im Al-Pufferbereich oder darunter
- Oberböden unter Mischwald sind zu 91 % im Al-Pufferbereich
- Mischwälder besitzen die mächtigsten Auflagen, Mittelwert 10 cm
- Es gibt einen deutlichen Sprung der pH-Werte zwischen  $O_f$ - und  $O_h$ -Lage um eine Zehnerpotenz
- Im Mineralboden zeigt sich ein Wiederanstieg der pH-Werte mit der Tiefe, die Variabilität der pH-Werte nimmt mit der Tiefe ab

### Tiefenverlauf der Wasserstoff-Ionenkonzentration

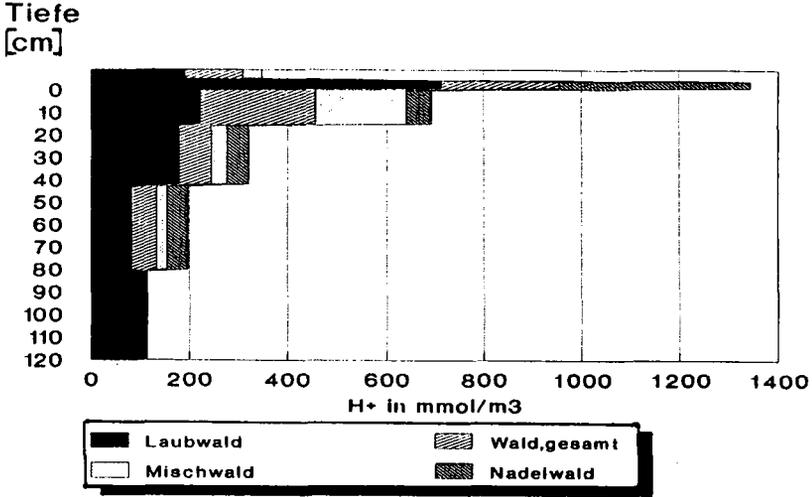


Abb. 1: Tiefenverlauf der Wasserstoff-Ionenkonzentration bei verschiedenen Bestandestypen

### Anteil der Proben im und unterhalb des Al - Pufferbereichs

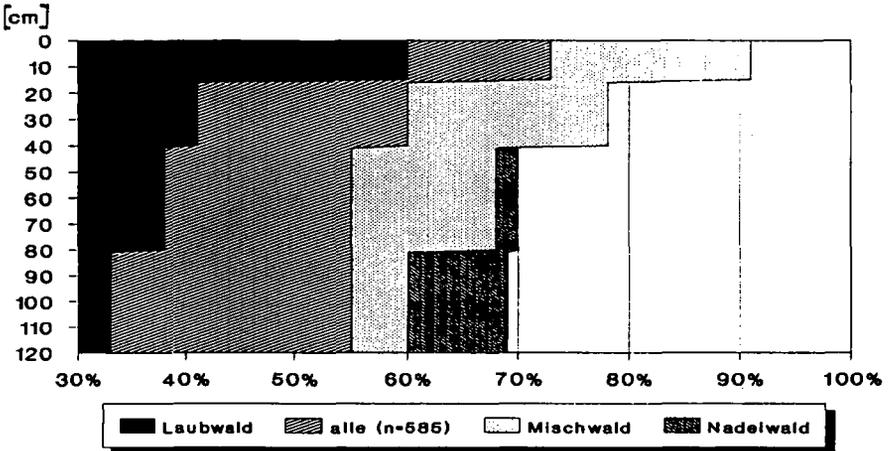


Abb. 2: prozentualer Anteil der pH-Werte aller Mineralbodenproben, die im und unterhalb des Aluminium-Pufferbereichs liegen.

Teil B:

Parallel zur unter A: vorgestellten Standortkartierung wurde 1988 in den Hamburger Forstrevieren Hausbruch, Eißendorf und Wohldorf eine Untersuchung zum Sanierungserfolg der bisherigen Kalkungsmaßnahmen durchgeführt. Neben der Erfassung des bodenchemischen Zustands der Flächen wurde ein Schwerpunkt auf die Untersuchung der organischen Auflagen gelegt.

Es wurden sechs gekalkte und eine ungekalkte Vergleichsfläche nach den Kriterien Bestand, Mächtigkeit der organischen Auflage und Kalkungsgeschichte (Art, Menge und Ausbringungsjahr der verwendeten Kalkdünger) ausgewählt. Dabei wurden bevorzugt Flächen ausgesucht, die bereits im Rahmen früherer Untersuchungen bearbeitet worden waren. Durch den Vergleich der Ergebnisse sollten langfristige Veränderungen und Kalkungswirkungen erfaßt werden. Die organische Auflage wurde, dem Untersuchungsansatz entsprechend, in der Vertikalen kleinräumig unterteilt beprobt.

Anhand der Elementvorräte in den organischen Auflagen und dem Vergleich der Flächen untereinander wurde geprüft, ob die mit den Kalkdüngern eingebrachten Mengen an Calcium, Magnesium und Phosphor zu Veränderungen der Vorräte geführt haben.

Im folgenden werden am Beispiel der Fläche 2 (Hausbruch Abt. 36) und Fläche 4 (Hausbruch ungekalkt) einige Ergebnisse vorgestellt.

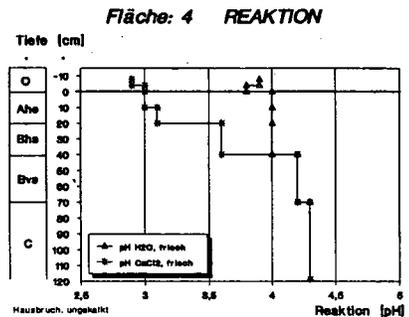
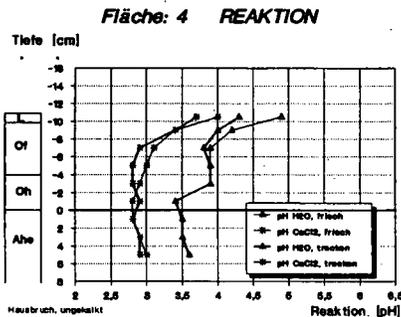
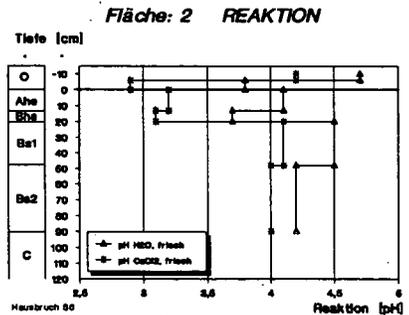
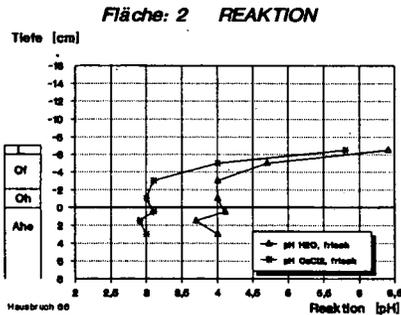
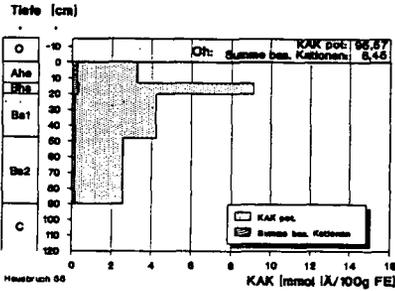
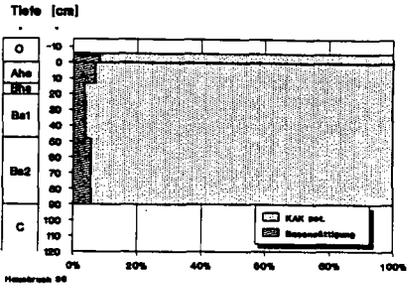


Abb. 1-4: pH-Wert Tiefenverlauf organische Auflage und Mineralboden

Fläche: 2 KAK pot



Fläche: 2 BASENSÄTTIGUNG



Fläche: 2 IONENVERTEILUNG

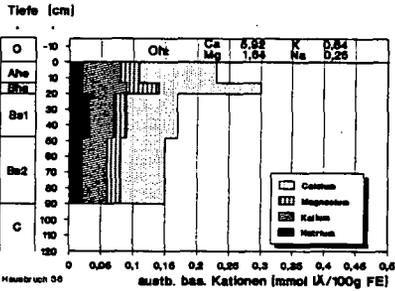
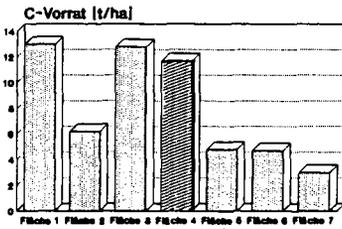
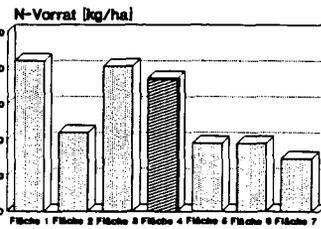


Abb. 5-7: Fläche 2  
Kationenaustauschkapazität, Basen-  
sättigung und Ionenverteilung  
(KAK u. Basensättigung überlappt,  
Ionenverteilung gestapelt dargestellt)

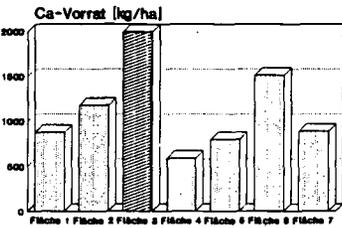
KOHLENSTOFF-VORRÄTE  
ORG. AUFLAGE



STICKSTOFF-VORRÄTE  
ORG. AUFLAGE



CALCIUM-VORRÄTE  
ORG. AUFLAGE



MAGNESIUM-VORRÄTE  
ORG. AUFLAGE

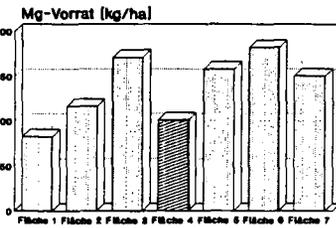


Abb. 8-11: C, N, Ca, Mg - Gesamtvräte der org. Auflage (Fl. 1-7)  
(cm-Angabe = Mächtigkeit d. org. Auflage; Fläche 1-4 mit  
vorherrschender Humusform Rohhumus, Fläche 5-7 Moder)

## Ergebnisse:

### Organische Auflage

Der pH-Wert nimmt innerhalb der organischen Auflage mit der Tiefe stark ab. Im unteren Oh-Horizont liegt die Reaktion (in  $\text{CaCl}_2$  gemessen) bei pH-Werten um 3,0. Auf den gekalkten Flächen finden sich im oberen Bereich der organischen Auflage erhöhte pH-Werte. Diese Erhöhung ist auf die im Frühjahr '88 ausgebrachte Kalkung zurückzuführen. Die Variabilität der pH-Werte in der Fläche ist durch die Kalkungen erhöht worden.

Auf allen gekalkten Flächen sind noch geringe Reste der Altkalkungen (aus den Jahren '82, '83 und '85) zu finden. Diese sichtbaren und feinverteilten (HCl-Test) Kalkreste treten nur bis in den oberen Bereich der Oh-Horizonte auf.

Die organischen Auflagen der gekalkten Flächen weisen gegenüber der ungekalkten Vergleichsfläche erhöhte Calcium- und Magnesiumvorräte auf (s. Abb. 8-11; C-u.N-Vorräte im Vergleich zu Ca-u.Mg-Vorräten).

Die Zusammensetzung der Bodenvegetation gibt Hinweise auf eine N-Freisetzung durch beginnenden Humusvorratsabbau.

### Mineralboden

Der Vergleich mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen zeigt, daß durch die Kalkungsmaßnahmen bisher keine pH-Anhebung im Mineralboden erreicht werden konnten. Dies liegt zum Teil an der großen Mächtigkeit und der biologischen Inaktivität der untersuchten organischen Auflagen.

Die Oberböden aller Untersuchungsflächen liegen im Al/Fe-Pufferbereich (pH 3,8 - 3,0). Es treten hier große Differenzen zwischen  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  und  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werten auf.

Die Böden weisen eine niedrige Kationenaustauschkapazität und eine geringe Basensättigung auf. Die Kationenaustauschkapazität wird durch die organische Substanz bestimmt. Es treten dabei kaum Unterschiede zwischen Flächen verschiedenen Bodentyps auf.

Die bisherigen Ergebnisse lassen darauf schließen, daß die Pufferwirkung der ausgebrachten Kalke bereits in der organischen Auflage verbraucht wird. Der Calcium- und Magnesiumanteil der Kalke führt über die Vegetationspumpe zu erhöhten Vorräten dieser Elemente in der organischen Auflage.

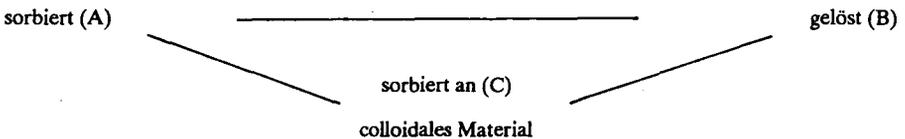
## BINDUNG EINES NEUARTIGEN SAUREN HERBIZIDS AN DIE WASSERLÖSLICHE ORGANISCHE BODENSUBSTANZ

von

DESCHAUER, H. UND I. KÖGEL-KNABNER[†]

### 1. EINLEITUNG

Die Sorption von Umweltchemikalien wird sehr häufig unter der Annahme eines **Zweiphasensystems** aus Boden (A) und Wasser (B) untersucht. Für hydrophobe neutrale Substanzen läßt sich aber der Einfluß einer **dritten Phase** (C) auf das Verteilungsverhalten zwischen Festsubstanz und wässriger Lösung nachweisen (MEANS UND WJAYARATNE, 1982).



Gelöstes oder colloidales organisches Material sorbiert hydrophobe Substanzen und fungiert als Carrier für den Transport im Boden.

Die Bindung ionischer Substanzen an gelöstes organisches Material wurde bis jetzt kaum untersucht. Vorwiegend wurden für diese Versuche Humin- oder Fulvosäuren als Modellsubstanzen für gelöstes organisches Material verwandt.

Das **Ziel** der vorliegenden Arbeit ist es, die **Sorption** eines neuen **sauren Herbizides** an die organische Substanz eines **Wasserextraktes (WOBS)** zu quantifizieren und mögliche **Bindungsmechanismen** zu betrachten.

### 2. MATERIAL UND METHODEN

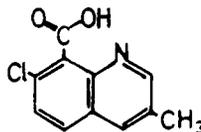
#### 2.1. Herbizid

Die Verbindung stammt aus einer neuen Substanzklasse der Firma BASF, die sich v. a. durch ihre Selektivität und geringe Aufwandmenge ( $0.5-1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) auszeichnet. Das untersuchte Herbizid wird im Weizen- und Zuckerrübenanbau gegen Galium apparine eingesetzt.

Bezeichnung:

Quinmerac (2-Methyl-7-chlor-chinolin-8-carbonsäure)

Strukturformel:



[†]Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth.

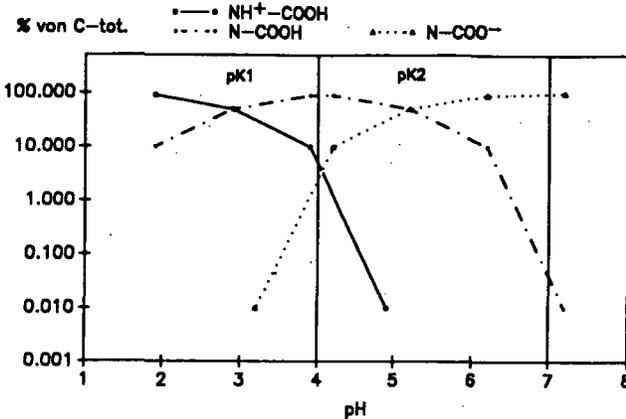
Molekulargewicht:

221.63

Löslichkeit in Wasser:

210 mg L⁻¹

Abb. 1: Stabilitätsdiagramm von Quinmerac nach den berechneten pK_a-Werten (QSAR, 1989).



In Abhängigkeit vom pH-Wert ergeben sich drei Molekülformen. Das Kation tritt nur bei pH < 4 maßgeblich auf. Im Bereich der Boden-pH-Werte überwiegen die Neutralform im leicht sauren, und das Anion im neutralen pH-Bereich.

## 2.2. Ultrafiltration

Die Ultrafiltration führt eine Trennung nach Molekülgrößen durch. Mit Gasdruck wird eine Lösung in der Ultrafiltrationszelle durch eine Membran mit einer Ausschlußgrenze von 1000 Dalton gedrückt (Batchversuch). Bei Anschluß eines Reservoirs kann eine größere Menge an Flüssigkeit filtriert werden und das Zellvolumen bleibt konstant (continuous-flow-Versuch). Dies hat den Vorteil, daß eine vollständige Trennung der gelösten Phasen möglich ist, und die Aufkonzentrierung von retardierten Substanzen auf der Membranoberfläche vermindert wird.

Für Sorptionsversuche wird WOBS in die Zelle gefüllt und diese mit wäßriger Standardlösung aus dem Reservoir gespült. Bestimmt wird die Konzentration von Quinmerac in Eluatfraktionen.

Ohne Wechselwirkungen mit dem System oder der WOBS ergibt sich für die Konzentration von Quinmerac im Eluat ein theoretischer Verlauf nach folgender Funktion:

$$C_f = C_s (1 - \exp(-V_f/V_o))$$

C_f: Konzentration im Eluat

C_s: Konzentration in der Standardlösung

V_f: Eluatvolumen

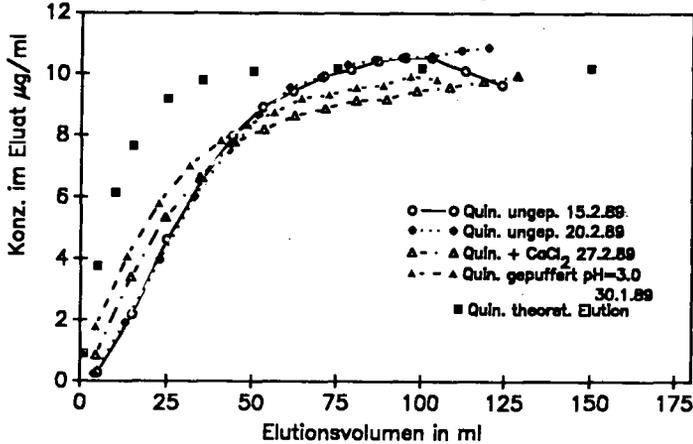
V_o: Zellinhalt

Der Vergleich einer tatsächlichen Elutionskurve von Quinmerac ohne WOBS in der Zelle ermöglicht eine Abschätzung der Wechselwirkungen mit der Membran.

### 3. ERGEBNISSE

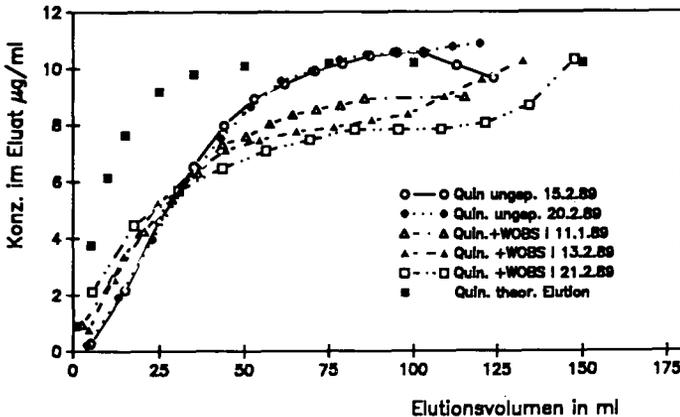
Zur Bestimmung der Interferenzen zwischen Quinmerac und der Membran wurden zunächst Elutionskurven von Quinmerac ohne WOBS erstellt.

Abb. 2: Elutionskurven verschiedener Quinmeraclösungen mit einer Konzentration von  $10.2 \mu\text{g ml}^{-1}$ .



- * Alle Elutionskurven von Quinmerac sind gegenüber der theoretischen Elutionskurve verzögert.
- * Die Kurven mit  $\text{CaCl}_2$  in der Zelle und mit gepufferter Quinmeraclösung zeigen zu Beginn eine schnellere Elution von Quinmerac.

Abb. 3: Elutionskurven ungepufferter Quinmeraclösungen mit und ohne WOBS in der Zelle.



- * Die Elutionskurven mit WOBS ergeben eine geringere Elution des Quinmeracs verglichen mit den Elutionskurven ohne WOBS.
- * Die Verzögerung im Vergleich zur theoretischen Elutionskurve bleibt erhalten.

Durch Einpassung von Funktionen dritten Grades und Integration dieser Funktionen ist eine

Tab. 1: Berechnete Gesamtmengen an Quinmerac im Eluat nach 120 ml Elutionsvolumen.

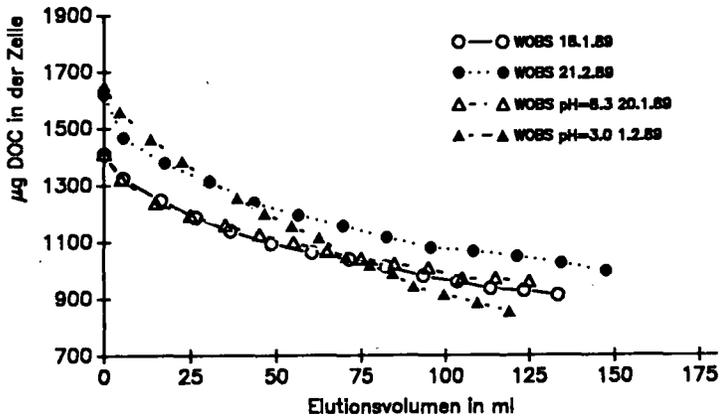
Versuch	$\mu\text{g}$
Quinmerac ungepuffert ohne WOBS	966
Quinmerac ungepuffert mit $\text{CaCl}_2$	978
Quinmerac ungepuffert mit WOBS	$896 \pm 39$

* Die Zugabe von WOBS in die Zelle führt zu einer verstärkten Retardierung von Quinmerac in der Zelle. Nach 130-150 ml ist die Bindungskapazität der WOBS erschöpft, und die Konzentration im Eluat erreicht den Endwert.

* Dagegen bewirkt  $\text{CaCl}_2$ , daß insgesamt mehr Quinmerac eluiert wird.

Zur Berechnung der, durch die WOBS sorbierten Menge an Quinmerac ist eine Betrachtung des Elutionsverhaltens der WOBS notwendig.

Abb. 4: Abnahme des DOC in der Zelle.



* Die DOC-Menge in der Zelle nimmt während des Ultrafiltrationsversuchs auf 52-68 % der Ausgangsmenge ab.

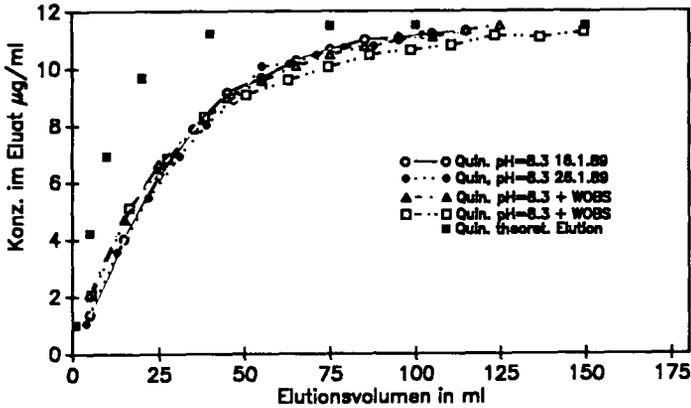
* Die DOC-Menge nimmt bei Elution mit Pufferlösung ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ , pH=3) am stärksten ab.

Die Abnahme des DOC in der Zelle kann durch eine Funktion zweiten Grades berechnet werden. Dies ermöglicht die Berechnung der Sorptionskapazität der WOBS pro Gramm DOC und damit die Bestimmung eines Verteilungskoeffizienten ( $K_{oc}$ ).

In den drei Parallelversuchen ergeben sich folgende Werte für die Sorptionskapazität und den maximalen Verteilungskoeffizienten:

Sorptionskapazität:  $443 \pm 167 \mu\text{mol g}^{-1}$

Verteilungskoeffizient:  $K_{oc} = 2011 \pm 841 \text{ ml g}^{-1}$

Abb. 5: Elutionskurven von Quinmerac in  $\text{NaHCO}_3$ -Puffer (pH=8.3) mit und ohne WOBS.

- * Bei Quinmerac in Pufferlösung zeigt sich sowohl bei pH=8.3 (Abb. 5) als auch bei pH=3.0 (ohne Abb.) keine Retardierung durch die WOBS.

#### 4. DISKUSSION

Das unterschiedliche Elutionsverhalten von Quinmerac bei verschiedenen pH-Werten sowie die erhöhte Elution der WOBS bei pH=3 weisen auf **Interferenzen von anionischen Gruppen mit der Ultrafiltrationsmembran hin**. AIKEN (1984) beschrieb diese Wechselwirkungen für Fulvosäuren. Die Interferenzen führen zu einer **starken Retardierung von Quinmerac im Vergleich zur theoretischen Elutionskurve**.

Die WOBS sorbiert Quinmerac bei pH=7.5 im ungepufferten System (Quinmerac als Anion), während mit gepufferten Lösungen bei pH=3.0 (Quinmerac als Neutralform) und pH=8.3 (Quinmerac als Anion) keine Bindung festzustellen ist. Die Sorption des Quinmerac an einen Oh-Horizont stieg bei pH-Werten < 4.5 deutlich an (KÖGEL-KNABNER und DESCHAUER, 1989). Vor allem hydrophobe Wechselwirkungen könnten dafür verantwortlich sein. Für die Sorption an die organische Substanz verschiedener Ap-Horizonte konnte bei pH-Werten > 5 eine Zunahme der Sorption durch Zugabe von  $\text{CaCl}_2$  nachgewiesen werden (DESCHAUER, 1989). Wir folgern daraus für die Bindung an WOBS:

- * Die Bindung von Quinmerac als Anion findet über Metallbrücken an anionische Gruppen des Bodens statt.
- * Die  $\text{NaHCO}_3$ -Pufferlösung führt der Zelle einwertige Kationen zu. Dadurch kommt es zu einer Verdrängung des  $\text{Ca}^{2+}$  aus der Lösung. Metallbrücken zwischen Quinmerac und WOBS sind deshalb nicht mehr möglich.
- * Eine Sorption an die WOBS über hydrophobe Wechselwirkungen tritt nicht auf.

Die eluierten Mengen an WOBS-DOC entsprechen den Molekülgrößenverteilungen, die für wasserlösliche organischen Substanzen ermittelt wurden (MADHUN et al. 1986). Die Abhängigkeit des Elutionsverhaltens der WOBS vom pH-Wert, und Ultrafiltrationsversuche mit weiteren Wasserextrakten (DESCHAUER, 1989) machen deutlich, daß die **anorganischen Komponenten der Wasserextrakte für die Molekülgrößen der organischen Colloide von entscheidender Bedeutung sind**.

Die zu Untersuchungen dieser Art oft verwendeten Humin- oder Fulvosäuren sind dementsprechend keine geeigneten Modellsubstanzen für die Sorption von ionischen Umweltchemikalien an DOC.

## 5. ZUSAMMENFASSUNG

Die Ultrafiltration erwies sich als geeignet die Trennung von gelöster organischer Substanz und Quinmerac durchzuführen. Die gefundenen Interferenzen erfordern die Aufstellung einer Referenzelutionskurve von Quinmerac ohne WOBS.

Die Sorption von Quinmerac an die WOBS konnte gezeigt werden. Es ergab sich eine starke Abhängigkeit der Sorption von den anorganischen Bestandteilen der Wasserextrakte.

Wir danken Ludwig Haumaier für die ständige Diskussion und Gisela Badewitz für die sorgfältige Laborarbeit. Die Arbeit wurde von der Firma BASF finanziell unterstützt.

## 6. LITERATUR

- Aiken, G. R., 1984: Evaluation of ultrafiltration for determining molecular weight of fulvic acid. *Environ. Sci. Technol.* 18, 978-981.
- BASF, 1987: Methode Nr. 267, unveröffentlicht
- Deschauer, H., 1989: Untersuchungen zur Sorption eines neuen, sauren Herbizids an die Ap-Horizonte verschiedener Ackerböden und deren wasserlösliche organische Bodensubstanz. Diplomarbeit, Universität Bayreuth.
- Kögel-Knabner, I.; Deschauer, H., 1989: Beeinflussung des Sorptionsverhaltens eines Herbizids durch die wasserlösliche organische Bodensubstanz. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesell.*, dieser Band.
- Madhun, Y. A.; Young, J. L.; Freed, V. H., 1986: Binding of herbicides by water soluble organic materials from soil. *J. Environ. Qual.* 15, 64-68.
- Means, J.C.; Wijayaratne, R., 1982: Role of natural colloids in the transport of hydrophobic pollutants. *Science* 215, 968-970.

## Veränderung der Sickerwasserzusammensetzung in zwei Podsolen nach Kieserit- bzw. Ammonsulfatdüngung

von

Feger, K.-H.; Brahmer, G. und Zöttl, H.W.*)

### 1. Einleitung und Zielsetzung

Das Projekt ARINUS versucht u.a. zu klären, welche Faktoren und Prozesse die chemische Zusammensetzung des Wassers auf seinem Weg durch die Bio-, Pedo- und Lithosphäre steuern. Das Vorhaben verknüpft Flüßmessungen in Fichtenökosystemen mit der Bilanzierung kleiner, vollständig bewaldeter Experimentalwassereinzugsgebiete bei Villingen (Oberer Buntsandstein, Braunerden) und Schluchsee (Granit, Podsole) [1-4].

Durch Düngung ganzer Einzugsgebiete mit sulfatischen K/Mg-Salzen (Kalimagnesia bzw. Kieserit) sollen auf ökosystemarer Basis die Auswirkungen dieser raschlöslichen Neutralsalze untersucht werden. Solche sind erfolgreich bei der Restabilisierung geschädigter Waldbestände eingesetzt worden (vgl. [5]). Die Auswirkungen des mit der Düngung in den Boden eingebrachten  $\text{SO}_4^{2-}$  hinsichtlich einer möglichen Boden- und Gewässerversauerung wurden bislang nur in Laborexperimenten untersucht [6]. Entsprechende Geländemessungen fehlten bislang.

Die Düngung mit Ammonsulfat dient der Simulation erhöhter atmogener Stickstoffeinträge. Gestiegene N-Einträge werden gegenwärtig als eine mögliche Ursache der neuartigen Waldschäden diskutiert. Gleichzeitig besitzt  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  ein hohes Versauerungspotential in Abhängigkeit von den N-Umsetzungen im Boden (Nitrifikation, mikrobielle Immobilisierung, Pflanzenaufnahme, Adsorption, Auswaschung). Die gezielte Manipulation ganzer Ökosysteme erlaubt eine Überprüfung aus Laborversuchen abgeleiteter Hypothesen (z.B. zur Al-Toxizität oder Sulfat-Mobilität) unter natürlichen Bedingungen.

Im folgenden wird am Beispiel von zwei Podsolen aus den Wassereinzugsgebieten S2 und S3 (Schluchsee) die chemische Veränderung des Bodensickerwassers unmittelbar nach der Düngung dargestellt und diskutiert.

---

*) Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität, Bertoldstraße 17, D-7800 Freiburg i.Br.

## 2. Standort

Das ARINUS-Versuchsgebiet Schluchsee liegt im Feldberggebiet (Südlicher Hochschwarzwald). Die Bestockung besteht zu 100 % aus Fichte (Alter 40-60 Jahre). Das Klima ist kühl und perhumid mit einer mittleren Jahrestemperatur von 5° C und einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 1900 mm. Der geologische Untergrund besteht aus dem extrem basenarmen Bärhaldegranit. Die Böden sind meist lehmige Sande mit hohen Skelettgehalten zwischen 40 und 60 %, wobei der Feinskelettanteil (2-6 mm) überwiegt. Hohe Durchlässigkeiten zusammen mit dem kühl-feuchten Klima und der Fichtenbestockung haben eine mehr oder weniger starke Podsolierung bewirkt, was sich im chemischen Bodenzustand (Tab. 1) deutlich widerspiegelt. Die bis in den tiefen Mineralboden niedrigen Basensättigungen sind typisch für solche Standorte und entsprechen Befunden früherer Untersuchungen in der Bärhalde mit dem gleichen Gestein [7]. Auf diesen Granitstandorten sind Vergilbungssymptome bei Fichte weit verbreitet, die mit einem deutlichen Mg-Mangel einhergehen [1,4].

Tab. 1 Chemische Eigenschaften (Braunerde)-Podsol Schluchsee

Tiefe (cm)	Horizont	pH (H ₂ O)	pH (CaCl ₂ )	C ---	N mg/g	P FE ---	C/N
5-4	L	4,2	3,5	500	9,6	0,60	52
4-2	Of	3,5	2,9	443	15,0	1,04	29
2-0	Oh	3,4	2,8	238	8,7	0,86	27
0-30	Ahe	3,8	3,3	24	1,7	0,64	14
30-40	Bsh	4,2	3,8	32	1,7	0,71	19
40-60	Bhs	4,9	4,2	30	1,1	0,64	27
60-80	Bhvs	4,9	4,3	30	1,3	0,60	23
80-100	Cv	5,1	4,4	5	0,4	0,55	13

### Kationenaustauschkapazität (effektiv)

Tiefe (cm)	Hor.	T	H ⁺	Al ³⁺	Fe ²⁺	Mn ²⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	v (%)
		----- umol IÄ / g FE -----								
0-30	Ahe	74	15,0	52,7	4,1	0,1	0,8	0,7	0,9	3,2
30-40	Bsh	70	9,1	58,6	0,3	0,1	0,5	0,4	0,6	2,1
40-60	Bhs	43	6,1	35,4	0,3	0,1	0,4	0,1	0,3	1,9
60-80	Bhvs	43	5,6	35,1	1,2	0,2	0,5	0,1	0,3	2,1
80-100	Cv	20	4,1	14,6	0,1	0,1	0,3	0,1	0,3	3,7

### 3. Düngungsplan

Von der Ernährungssituation der Bestände ausgehend wurde das Düngungskonzept in Tab. 2 entwickelt. Die Düngung des Einzugsgebiets S2 mit Kieserit erfolgte in einer praxisüblichen Gabe bei starkem Mg-Mangel. Die in der  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante ausgebrachten N- bzw. S-Mengen entsprechen dem 10-15fachen der aktuellen Jahreseinträge. Den Düngemitteln wurde 50 kg/ha NaCl zugesetzt. Mit  $\text{Cl}^-$  als Tracer läßt sich die Auswaschungsdynamik verfolgen sowie die Richtigkeit von Wasser- und Stoffbilanzen überprüfen. Die Ausbringung der Düngemittel erfolgte manuell im Juni 1988.

Tab. 2 Düngungsplan der ARINUS-Einzugsgebiete

SCHLUSSEE		VILLINGEN	
S1	Kontrolle	V1	Kontrolle
S2	Kieserit 750 kg/ha $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ = 170 kg/ha S = 120 kg/ha Mg  (+ 50 kg/ha NaCl)	V2	Kalimagnesia 850 kg/ha $(\text{K,Mg})\text{SO}_4$ = 170 kg/ha S = 210 kg/ha K = 51 kg/ha Mg (+ 50 kg/ha NaCl)
S3	Ammonsulfat 700 kg/ha $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ = 170 kg/ha S = 150 kg/ha N (+ 50 kg/ha NaCl)	V3	Ammonsulfat 700 kg/ha $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ = 170 kg/ha S = 150 kg/ha N (+ 50 kg/ha NaCl)

### 4. Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund ihrer raschen Löslichkeit treten die Ionen der Düngesalze unmittelbar nach Ausbringung in die Bodenlösung ein. Chlorid als "konservatives" Anion bewegt sich rasch durch das System hindurch (Abb. 1). Auffallend ist der sofortige Konzentrationsanstieg in 30 und sogar 80 cm Bodentiefe (-> hoher Grobporenanteil). Hydrodynamische Dispersion und Diffusion bewirken ein Auseinanderziehen der Peaks mit zunehmender Bodentiefe. Das Bachwasser reagiert nur bei Hochwasserereignissen. Dies dürfte auf Auswaschung aus bachnahen Bereichen zurückzuführen sein. Ein Jahr nach der Düngung (Juni 1989) haben erst 20% der ausgebrachten  $\text{Cl}^-$ -Menge die Einzugsgebiete verlassen. Die Hauptmenge befindet sich offensichtlich noch im tiefen Mineralboden und im Kluftaquifer. Dies unterstreicht die Bedeutung der Fließwege im tieferen Untergrund für die chemische Zusammensetzung von Oberflächengewässern (vgl. [8]).

Eine ähnliche Dynamik zeigen die beiden im Kieserit enthaltenen Ionen  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{SO}_4^{2-}$ . Mit zunehmender Tiefe bleiben die  $\text{Mg}^{2+}$ -Äquivalentkonzentrationen jedoch aufgrund der höheren Sorption von  $\text{Mg}^{2+}$  an der Bodenfestphase deutlich hinter den  $\text{SO}_4^{2-}$ -Konzentrationen zurück. Die Schluchsee-Podsole weisen aufgrund der im ganzen Profil hohen hohen C-Gehalte (Tab. 1) und DOC-Konzentrationen [3] nur eine geringe  $\text{SO}_4^{2-}$ -Asorptionskapazität auf [4,9].

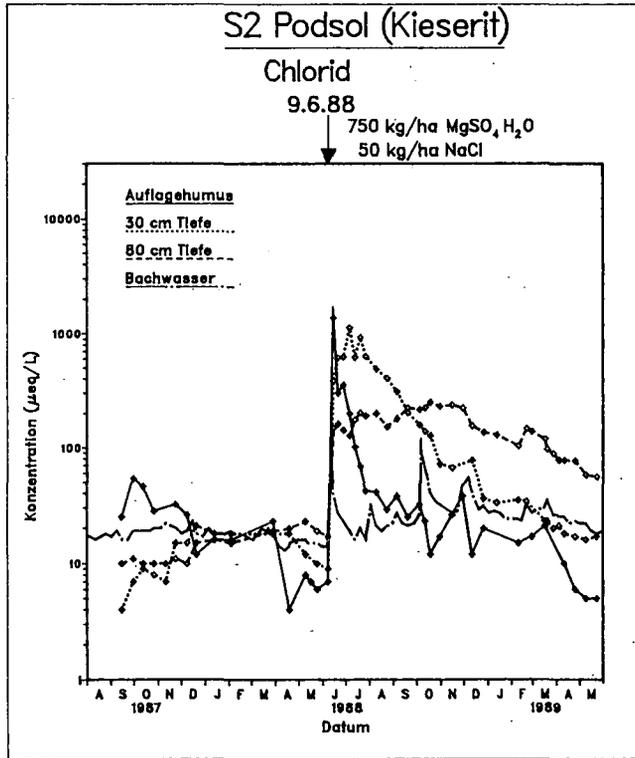


Abb. 1

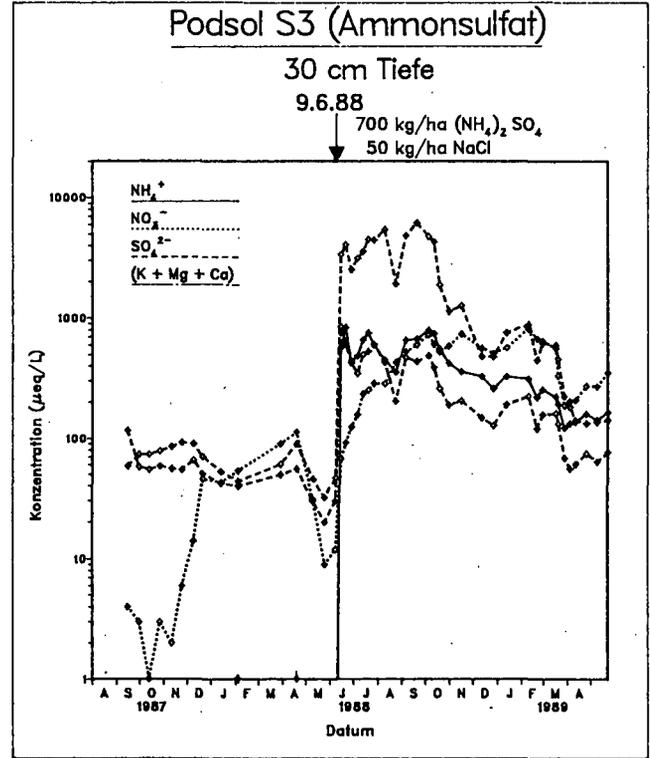


Abb. 2

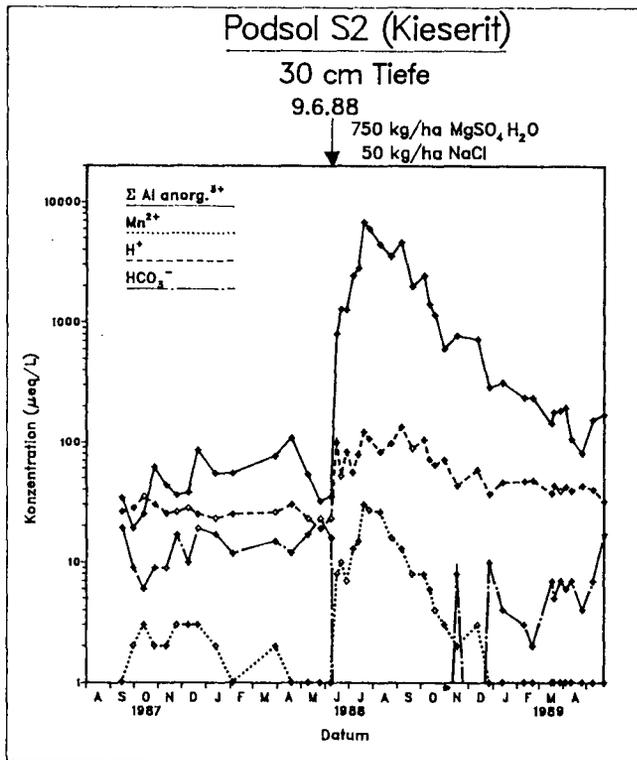


Abb. 3

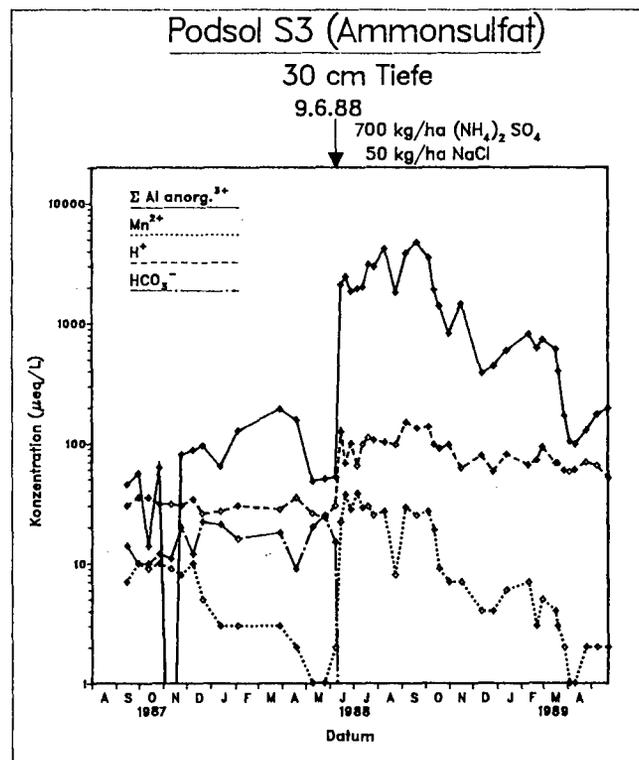


Abb. 4

Abb. 2 verdeutlicht die Auswirkung der  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Behandlung.  $\text{SO}_4^{2-}$  bewegt sich in ähnlicher Weise wie bei der Kieserit-Variante durch das System hindurch. Die  $\text{NH}_4^+$ -Äquivalentkonzentration bleibt mit zunehmender Tiefe sehr stark hinter  $\text{SO}_4^{2-}$  zurück. Dies ist auf Kationenaustausch und rasch einsetzende Nitrifikation zurückzuführen. In der Bodenlösung überwiegt bereits nach kurzer Zeit  $\text{NO}_3^-$  gegenüber  $\text{NH}_4^+$ . Kationenaustausch und Nitrifikation bewirken neben Mn- und Al-Mobilisierung auch eine Auswaschung basischer Kationen (vgl. Abb. 4).

In beiden Düngungsvarianten ist eine deutliche Mn- und Al-Mobilisierung zu beobachten (Abb. 3,4). Aufgrund von Kationenaustauschprozessen geht der pH-Wert der Bodenlösung um 0,5 bis 0,8 Einheiten zurück. Parallel dazu sinkt auch die  $\text{HCO}_3^-$ -Konzentration (Alkalinität). Während der pH-Wert auf der  $\text{MgSO}_4$ -Fläche nach Durchtritt des mobilen Anions  $\text{SO}_4^{2-}$  bald wieder deutlich ansteigt, bleibt er auf der  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Fläche auf einem tieferen Niveau. Dies ist auf die rasch einsetzende Nitrifikation zurückzuführen (vgl. Abb. 2).

Es bleibt abzuwarten, ob auf der mit Ammonsulfat gedüngten Fläche die  $\text{Mg}^{2+}$ -Auswaschung und die N-Aufnahme durch den Bestand zu einer Verschärfung des Mg-Mangels bzw. zu einer Erhöhung des bereits bestehenden N/Mg-Ungleichgewichts in der Ernährung des Bestandes führt. Bezüglich einer potentiellen Toxizität der nach beiden Düngungen zu beobachtenden hohen Al-Konzentrationen ist die chemische Spezierung zu berücksichtigen, da nicht alle Al-Spezies toxisch wirken (vgl. [10]). Außerdem sind noch Befunde über Feinwurzelndynamik, Mykorrhizierung sowie Veränderung der Nährstoffgehalte in Wurzeln und Nadeln abzuwarten.

## 5. Literatur

- [1] ZÖTTL, H.W.; FEGER, K.-H. und G. BRAHMER (1987): KfK/PEF-Berichte 12(1), 269-281.
- [2] FEGER, K.-H. und G. BRAHMER (1988): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 57, 153-158.
- [3] FEGER, K.-H.; BRAHMER, G. und H.W. ZÖTTL (1988): Wasser und Boden 40, 574-580.
- [4] FEGER, K.-H. (1988): Kali-Briefe (Büntehof) 19, 425-441.
- [5] HÜTTL, R.F. (1989): Water, Air, and Soil Pollution 44, 93-118.
- [6] HILDEBRAND, E.E. (1988): KfK/PEF-Berichte 35(1), 39-48.
- [7] ZÖTTL, H.W.; STAHR, K. und K. KEILEN (1977): Allg. Forst- u. Jagdz. 148, 185-197.
- [8] FEGER, K.-H. (1989): DVWK-Mitteilungen 17, 185-204.
- [9] KURTH, F.; FEGER, K.-H. und M. FISCHER (1989): DVWK-Mitteilungen 17, 149-156.
- [10] PRIETZEL, J.; BAUR, S. und K.-H. FEGER (1989): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (dieser Band).

## Förderung

Das Forschungsprojekt ARINUS (Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den N- und S-Haushalt der Öko- und Hydrosphäre von Schwarzwaldstandorten) wird gefördert aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der Kommission der Europäischen Gemeinschaften (KfK/PEF Karlsruhe).

Chemische Eigenschaften der Huminstoffe von Böden mit unterschiedlichem Grundwasserniveau

von

W. R. Fischer*

Zusammenfassung

An ausgewählten Hydrosequenzen, deren einzelne Böden sich in bezug auf Ausgangsmaterial, Nutzung/Vegetation und pH-Wert nur unwesentlich unterschieden, wurde der Einfluß unterschiedlichen Wasserregimes auf ausgewählte Eigenschaften der organischen Bodensubstanz untersucht. Erwartungsgemäß lag das C/N-Verhältnis im Naßbereich höher als in den trockenen Sequenzgliedern. Bezogen auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff erwiesen sich die trockeneren Formen als leichter mineralisierbar, wobei das Nitrat/Ammonium-Verhältnis anstieg. Auch der Oxalat-extrahierbare Anteil und die Komplexbindingkapazität für Cu lagen bei den trockeneren Humusformen höher. Durch die UV-spektroskopisch verfolgte Bildung von charge-transfer-Komplexen wurde nachgewiesen, daß die Elektronenakzeptor-Funktion der löslichen Huminstoffe trockener Böden z.T. erheblich ausgeprägter als die der entsprechenden Fraktionen der Feuchtböden ist.

Die Untersuchungen wurden durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft gefördert.

---

*Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, D-7000 Stuttgart 70



Der Einfluß der Deckschichtenzusammensetzung auf die Schwermetallverteilung in ausgewählten Bodenprofilen

von

FLEIGE, H.*, R. HINDEL* & E. WEIDNER**

Die periglazialen Deckschichten sind das Ausgangsmaterial für die holozäne Bodenbildung. Der Vorschlag des Arbeitskreises für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft sieht folgende Gliederung vor:

Decklage (DS), Mittellage (MS), Basislage (BS). Decklagen und Mittellagen sind ein solifluidales und/oder solimixtives Gemisch aus Liegendem und/oder im Einzugsbereich anstehendem Gestein plus Fremdkomponente (z.B. Löß oder Bimstuff).

Deckschichten enthalten je nach Lage unterschiedliche Steingehalte: Die Basislage ist eine periglaziale Fließerde mit Festgesteinsresten und tertiären Verwitterungsprodukten. Sie enthält einen hohen Steinanteil. Die Mittellage enthält nur geringe Mengen an Untergrundmaterial (BS) und besitzt daher auch nur einen geringen Steinanteil. Die Decklage enthält wieder einen höheren Anteil an Steinen, die im Zuge der Solifluktion in die Decklage eingearbeitet wurden. Diese Steine stammen aus dem solifluidal verlagerten Untergrundmaterial, wobei es sich in der Regel um aufgearbeitetes Gestein handelt. Daraus resultiert, daß die stoffliche Zusammensetzung der Steine in einer Decklage ohne Fremdkomponente derjenigen in der Basislage gleicht oder annähernd gleicht. Enthält die Decklage jedoch eine Gesteinsfremdkomponente, so kommt es entsprechend der Höhe der Beimengung zu einer anderen stofflichen Zusammensetzung gegenüber der Steinfraktion (> 2 mm) der Basislage. Entsprechendes gilt auch für die Bodenfraktion (< 2 mm) (vgl. HINDEL & FLEIGE, 1989).

Im Rahmen eines vom Umweltbundesamt geförderten Forschungsvorhabens wurden 530 Bodenprofile in der Bundesrepublik Deutschland untersucht. Bei Böden aus Deckschichten kommen hierbei grob vereinfacht folgende Kombinationen vor:

DS : L ± Lo	DS : L ± Lo ± VTbs	DS : L ± Lo	DS : L ± Lo ± VTbs
MS : Lo ± L	MS : Lo ± L		
BS : L	BS : L	BS : L	BS : L
L = Liegendes		Lo = Löß	
		VTbs = Bimstuff	

Die Kombination DS/MS/BS zeigt i.d.R. die Horizontabfolge einer Parabraunerde, die Kombination DS/BS i.d.R. die einer Braunerde.

*Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

**Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Leberberg 9, 6200 Wiesbaden

Bei Vorliegen solcher Böden empfiehlt es sich, für die Erörterung der Schwermetallverteilung im Bodenprofil eine Differenzierung nach Decklagen, die die substratspezifische geogene Grundbelastung widerspiegeln und nicht nach Horizonten, in denen sich eine pedogene Überprägung ausgewirkt haben kann, durchzuführen.

In den folgenden Abschnitten werden einige ausgewählte Beispiele mit hohem lithogenen Schwermetallgehalt dargestellt. Dabei wird zur Vereinfachung nur noch das entsprechende Ausgangsgestein als Grundtyp angegeben, z.B. Böden aus Basalt sind anzusehen als Böden aus pleistozänen Decklagen über verwittertem bzw. anstehendem Basalt. Entsprechend wird auch bei den Beimengungen verfahren.

### Grundtyp Pikrit/Basalt

Basalte einschließlich Diabase besitzen in der Regel hohe Nickelgehalte. In den Diabasvorkommen der Dillmulde kommen inselartig Pikrite vor, die durch besonders hohe Nickelgehalte gekennzeichnet sind. Der Einfluß dieser beiden unterschiedlichen Grundtypen auf die Deckschichten wird im folgenden erörtert. Dargestellt wird in Abb. 1 die Deckschichtenkombination DS (L ± Lo ± VTbs) / MS (Lo ± L) / BS (L) zusammen mit den Nickelgehalten der Feinbodenfraktion (< 2 mm) und der Steinfraktion (> 2 mm).

Mit zunehmender Tiefe nehmen die Nickelgehalte in der Decklage bis in die Mittellage zunächst kontinuierlich zu. Im unteren Bereich der Mittellage kommt es dann zu einem kräftigen Anstieg, der innerhalb der BS (Pikritersatz) wieder geringer wird. Es bestehen keine nennenswerten Unterschiede zwischen der Feinbodenfraktion und der Steinfraktion, mit Ausnahme der Bodentiefe 70 - 80 cm, wo die Steinfraktion wesentlich höhere Gehalte aufweist als die Feinbodenfraktion.

Die Zusammensetzung der Deckschichten kann wie folgt beurteilt werden: Bei den oberen 25 cm handelt es sich um kryoklastisch aufgearbeitetes und solifluidal verlagertes Diabasmaterial. Die Differenz zwischen der Feinbodenfraktion und der Steinfraktion deutet höchstens auf eine äußerst geringe Lößbeimengung hin, da der Nickelgehalt in der Feinbodenfraktion sogar geringfügig höher ist als derjenige der Steine. Mit zunehmender Bodentiefe wird der Einfluß des Pikrits immer deutlicher. Im unteren Bereich der Decklage und im oberen Bereich der Mittellage enthält das Diabasmaterial zunehmend Material pikritischer Herkunft. Der Anteil der Bimstoffbeimengung in der DS kann über die Nickelgehalte nicht eindeutig geklärt werden.

### Grundtyp Basalt

In zwei Bodenprofilen mit der Basislage Basaltersatz soll der Einfluß von Löß auf die Verteilung von Nickel und Zink im Bodenprofil erörtert werden. Dargestellt werden in Abb. 2 folgende Deckschichtenkombinationen:

DS (L ± Lo ± VTbs)/BS (L)  
DS (L ± Lo ± VTbs)/ MS (Lo ± L)/BS (L).

DS/BS: Diese Kombination ist im oberen Teil der Abb. 2 dargestellt. Die Nickelgehalte in der Feinbodenfraktion steigen mit zunehmender Bodentiefe praktisch gleichmäßig an, bis auf einen

deutlichen Sprung, der sich zwischen BS und DS zeigt. Die Verdünnung in der DS wird durch Löß und Bimstuff bewirkt, die beide wesentlich geringere Nickelgehalte als Basalt besitzen (vgl. Tab.1).

Beim Zink beobachtet man keine systematische Änderung der Konzentrationen. Obwohl Löß nur geringe Zinkgehalte aufweist, wird keine entsprechende Verdünnung in der DS beobachtet, da diese wahrscheinlich kompensiert wird durch entsprechende Anteile an Bimstuff, der höhere Zinkgehalte hat als Löß (vgl. Tab. 1).

Vergleicht man die Feinbodenfraktion und die Steinfraktion, so ist folgender Sachverhalt festzustellen: Der Zinkgehalt in der Steinfraktion ist nur im unteren Bereich der BS höher als im Feinboden. Sonst sind keine nennenswerten Unterschiede zwischen den Fraktionen festzustellen. Die Nickelgehalte in der Steinfraktion zeigen im Profil praktisch keine Unterschiede. In der BS sind jedoch in der Feinbodenfraktion höhere Werte als in der Steinfraktion festzustellen. Die Unterschiede der dargestellten Schwermetallgehalte zwischen den Fraktionen in der BS können ihre Ursache bereits in der jungtertiären Pedogenese haben.

DS/MS/BS: Diese Kombination ist im unteren Teil der Abb. 2 dargestellt. Sowohl beim Nickel als auch beim Zink ist ein deutlicher Sprung der Gehalte zwischen BS und MS festzustellen. MS und DS dürften hier überwiegend aus Lößmaterial bestehen, da die Zink- und Nickelgehalte sich denen des Löß beträchtlich annähern. Jedoch zeigen die noch immer leicht höheren Werte eine geringe Beimengung durch das Liegende an. Die Bimstuffbeimengung ist gegenüber dem vorher erörterten Profil gering (vgl. Tab. 1). Der bereits beschriebene Prozeß der Lessivierung ist auch bei dieser Pseudogley-Parabraunerde aus Deckschichten in der Verteilung der Zinkgehalte leicht angedeutet (FLEIGE & HINDEL 1987).

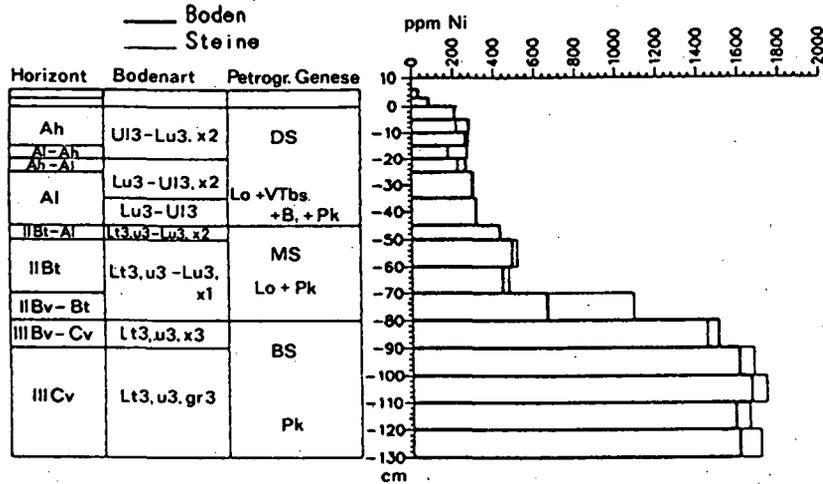
### Literatur

- FLEIGE, H. & R. HINDEL (1987): Auswirkungen pedogenetischer Prozesse auf die Schwermetallverteilung im Bodenprofil. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 55/I, 313-319
- HINDEL, R. & H. FLEIGE (1989): Verfahren zur Unterscheidung von lithogenen und anthropogenen Schwermetallanreicherungen in Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* - Vortragsband Tagung der DGB in Münster
- HINDEL, R. & H. FLEIGE (1989): Kennzeichnung der Empfindlichkeit der Böden gegenüber Schwermetallen unter Berücksichtigung von Grundgehalt, geogener und pedogener Anreicherung sowie anthropogener Zusatzbelastung. UBA-Forschungsvorhaben 107 01 001 Band 1

---

Wir danken dem Umweltbundesamt für die finanzielle Unterstützung

Abb. 1: Nickel-Verteilung in der Boden- und Steinfraktion einer Parabraunerde aus Deckschichten  
 Nr.: 578105 TK: 5216 R: 3455180 H: 5626140 Bodentyp: L Nutzung: FL

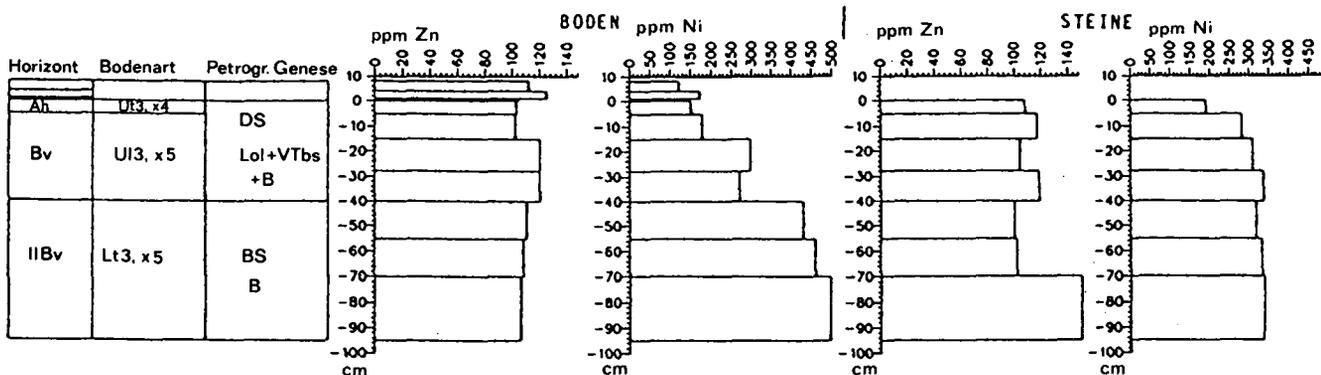


Tab. 1: Zink- und Nickelgehalte in verschiedenen Ausgangsgesteinen ( $\bar{x}$  = geometrisches Mittel)

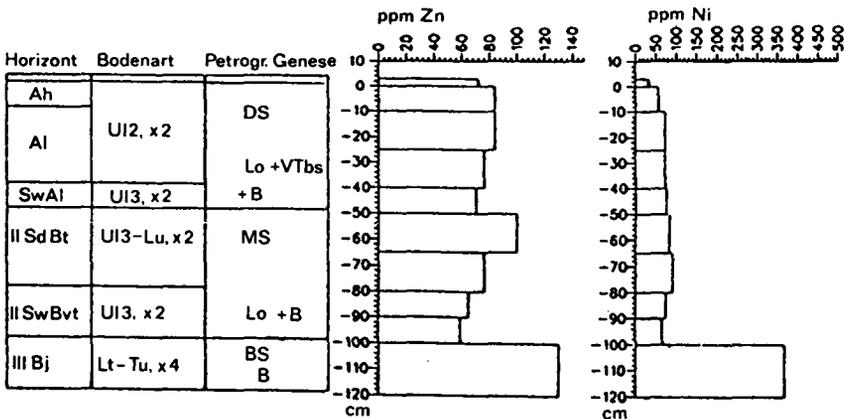
Ausgangsgestein	Zn $\bar{x}$ (ppm)	Ni $\bar{x}$ (ppm)
Pikrit (Pk)	130	1 460
Basalt (B)	103	207
Löß (Lo)	53	28
Bimstuff (VTbs)	133	19

Abb. 2: Zink- und Nickel-Verteilung in der Boden- und Steinfraction aus Deckschichten

Nr.: 578278 TK: 5721 R: 3515710 H: 5571550 Bodentyp: B Nutzung: FM



Nr.: 578544 TK: 5620 R: 3509160 H: 5582830 Bodentyp: S-L Nutzung: FL





**Redoxprozesse in Böden in der Nähe von wachsenden  
und absterbenden Pflanzenwurzeln**

von  
Flessa, H. +)

Pflanzenwurzeln können die chemischen und biologischen Eigenschaften des Rhizosphärenbodens verändern und dadurch die Nähr- und Schadstoffdynamik in diesem Bereich beeinflussen. Von zentraler Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Veränderung des Redoxzustandes des Rhizosphärenbodens.

Zur Charakterisierung dieses Redoxzustandes wurden mit Mikroelektroden Redoxpotential- und pH-Messungen im Kontaktraum Boden/Pflanzenwurzel durchgeführt.

**Material und Methoden:**

Die Redoxpotentiale und pH-Werte im Rhizosphärenbereich wurden mit Platin- bzw. Antimonmikroelektroden gemessen. Als Versuchspflanzen wurden Ackerbohne (*Vicia faba* L.), Reis (*Oryza sativa*) und Schilf (*Phragmites* a.) verwendet.

Die Messungen in der Rhizosphäre der wachsenden bzw. absterbenden Ackerbohnenwurzel wurden bei konstanter Wasserspannung ( $pF=1.8$ ) durchgeführt.

Die ausführliche Beschreibung der Methodik, der Versuchsbedingungen und der Ergebnisse der Eh/pH-Messungen in der Ackerbohnenrhizosphäre findet sich bei (FISCHER et al. 1989).

In der Rhizosphäre von Reis und Schilf wurden die Redoxpotentialmessungen nach demselben Prinzip in wasserüberstauten Böden vorgenommen. In diesem stark reduzierten Milieu eignen sich die Antimonelektroden nicht mehr zur pH-Bestimmung, da es aufgrund

---

+) Lehrstuhl f. Bodenkd., TU-München, 8050 Freising-Weißenstephan

von Reduktionsreaktionen zur Veränderung der Elektrodenoberfläche kommen kann.

Tabelle 1: Bodeneigenschaften		
	Versuch Reis	Versuch Schilf
pH	6.6	7.3
C _{org.} (%)	0.7	6.9
N _t (%)	0.08	0.49
Sand (%)	9	18
Schluff (%)	52	51
Ton (%)	39	31

Ergebnisse:

Die Wurzeln von Sumpf- und Wasserpflanzen wachsen im wasserüberstauten, reduzierten Boden. In diesem Milieu können die Wurzeln

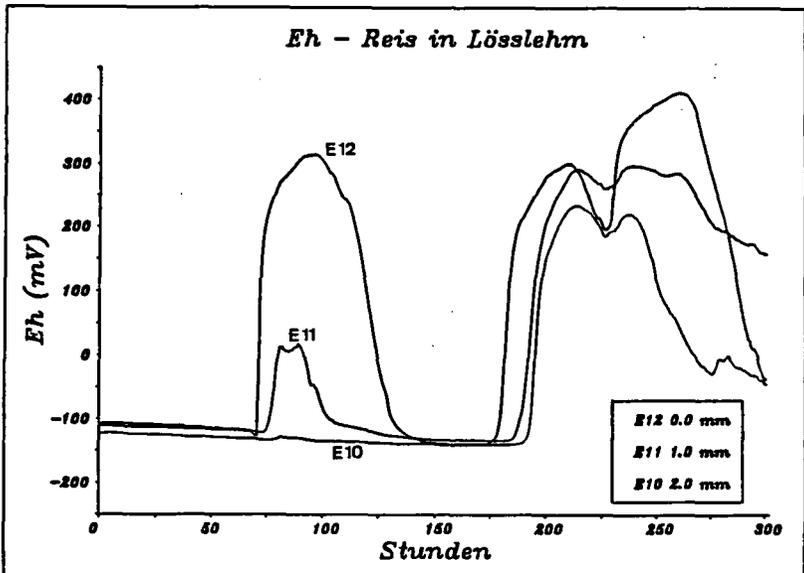


Abb. 1: Zeitliche Veränderung des Redoxpotentials in der Rhizosphäre von Reis gemessen an drei Elektroden mit 0 mm (E12), 1 mm (E11) bzw. 2 mm (E10) Abstand von der Wurzeloberfläche. Nach 70 Stunden erreichte die Wurzelspitze die nebeneinander angeordneten Elektroden.

nicht mehr über den Boden mit Sauerstoff versorgt werden, da die  $O_2$ -Diffusion im Wasser sehr langsam ist und der Boden selbst durch die Anreicherung von reduzierten Substanzen und die Mikrobenatmung eine Reduktionskraft besitzt.

Die Sauerstoffversorgung der unterirdischen Pflanzenteile wird durch ein die Pflanze durchziehendes Aerenchymssystem ermöglicht, durch das Sauerstoff von den oberirdischen Pflanzenteilen bis in die Wurzeln gelangen kann. Ein Teil dieses Sauerstoffs wird von den Wurzeln in die Rhizosphäre abgegeben und führt dort zu Oxidationsreaktionen.

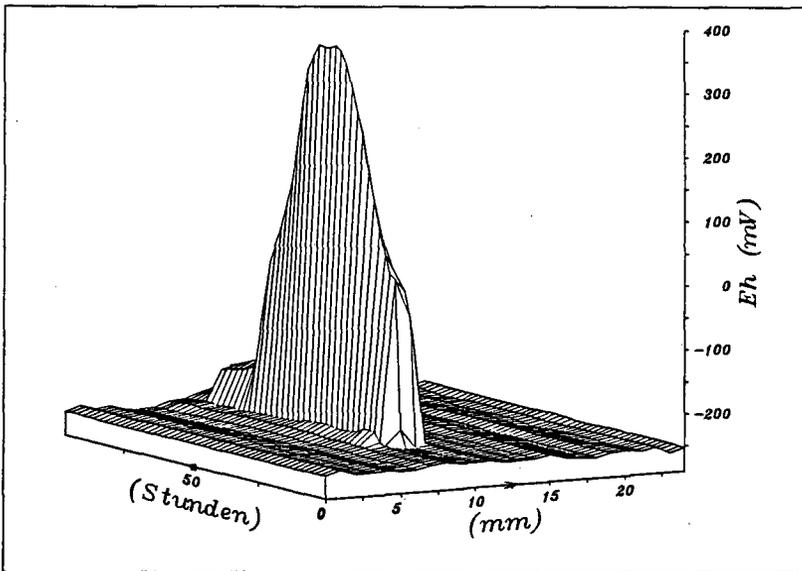


Abb. 2: Zeitliche und räumliche Veränderung des Redoxpotentials in der Rhizosphäre von Schilf gemessen an 25 nebeneinander angeordneten Elektroden. Nach 10 Stunden erreichte die Wurzelspitze die Elektrodenreihe.

Abbildung 1 zeigt den Redoxpotentialverlauf gemessen an 3 Pt-Elektroden im Rhizosphärenboden einer Reiswurzel. Nach 70 Stunden Meßdauer erreichte die Wurzelspitze die nebeneinander angeordneten Elektroden. Direkt an der Oberfläche der Wurzelspitze (E 12) zeigte sich ein Eh-Anstieg um ca. 400 mV. Hinter der Wurzelspitze sank das Redoxpotential wieder auf das Ausgangsniveau (Eh = -100 mV) ab. Der 2. Eh-Anstieg nach 175 Stunden wurde durch die  $O_2$ -Abgabe von Seitenwurzeln verursacht, die sich in dieser etwas

älteren Wurzelzone bildeten. Die Oxidationskraft der Seitenwurzeln überstieg die der Hauptwurzelspitze. Das Redoxpotential erreichte 400 mV.

Auch in der Rhizosphäre von Schilfwurzeln kommt es im Bereich der Wurzelspitzen zu erhöhten Redoxpotentialen (Abb. 2). Abbildung 2 zeigt den Eh-Verlauf gemessen an 25 nebeneinander angeordneten Pt-Elektroden in einem extrem reduzierten Sediment (Eh = -250 mV). Nach ca. 10 Stunden erreichte die Schilfwurzelspitze die Elektrodenreihe und führte an den wurzelnahen Elektroden (< 2 mm Abstand von der Wurzeloberfläche) zu einem Eh-Anstieg von 600 mV.

Durch die O₂-Abgabe der Reis und Schilfwurzeln werden auch in stark reduzierten Böden im Rhizosphärenbereich der Wurzelspitze oxidierte Verhältnisse erreicht. Dies ist ein effektiver Schutz vor phytotoxischen Konzentrationen an reduzierten Substanzen.

#### Zusammenfassung:

In der Rhizosphäre wachsender Ackerbohnenwurzeln kann mit Pt- und Antimonmikroelektroden im Bereich der Wurzelspitze ein kurzzeitiges Absinken des Redoxniveaus gemessen werden, das wahrscheinlich auf die Ausscheidung von reduzierenden Substanzen zurückzuführen ist.

An absterbenden Ackerbohnenwurzeln sinkt das Redoxniveau ebenfalls ab. Diese Redoxniveauniedrigung zeigt jedoch eine räumlich wie zeitlich größere Ausdehnung und wird durch den gesteigerten Sauerstoffverbrauch der Bodenmikroorganismen verursacht.

In der Rhizosphäre von Reis und Schilf kommt es aufgrund der Sauerstoffabgabe an den Wurzelspitzen zu erhöhten Redoxpotentialen.

#### Literatur:

- FISCHER, W.R.; FLESSA, H. und SCHALLER, G. (1989)  
pH values and redox potentials in microsites of the rhizosphere.  
Z. Pflanzenerähr. Bodenkd. 152, 192-195

Einfluss kolloidaler Partikel  
auf die Spezierung von Sickerwässern

von

Ubaldo Gasser, Hans Sticher & Stephan Juchler *

## 1. Einleitung

Dem Bodenwasser - und insbesondere dem Sickerwasser - gilt aus der Sicht der Umwelt- und Wasseranalytik zunehmendes Interesse. Ein Schwergewicht der Untersuchungen bildet heute die Spezierung der Stoffe. Auf die einzelnen Spezies schliesst man in der Regel aufgrund physikalisch-chemischer oder numerischer Methoden; dabei ist die Feststellung des Dispersionszustandes der untersuchten Stoffe von grundlegender Bedeutung: Kolloidgelöste Anteile von Stoffen müssen von echt gelösten streng unterschieden werden, um eine zuverlässige Spezierung zu erreichen.

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Spezierung von Sickerwässern einer subalpinen Braunerde unter besonderer Berücksichtigung kolloidchemischer Aspekte.

## 2. Material und Methoden

Untersucht wurde die saure Braunerde BUDLERBODEN mit Rohhumusauflage (OBC-Boden). Sie entwickelte sich aus Augitserpentinit des Totalpbergsturzes auf rund 1600 mNN in der "Landschaft Davos" (Graubünden, Schweiz).

Zur Gewinnung von Sickerwässern wurden saugspannungsfreie Lysimeter am Standort in geschüttete Bodensäulen eingebaut, und zwar unterhalb der Horizonte O (Rohhumus), Bv und BC. Zur Erzielung eines homogeneren Wasserflusses wurde die Erde der Horizonte Bv und BC 2 cm gesiebt.

Metallische Elemente und Silizium wurden mittels DCP, Anionen mittels HPLC, und organischer (TOC) sowie anorganischer Kohlenstoff mittels Carbon Analyzer bestimmt. Die Gehalte an Cr und Ni im dialysierten Wasser wurden mit der Graphit-AAS-Technik gemessen. Die el. Leitfähigkeit und der pH-Wert wurden elektrometrisch ermittelt.

Zur Analyse wurden die Sickerwässer dreigeteilt: unfiltriert (NF), 0.45 µm filtriert (F), und 10000 d dialysiert (DY). Die Zusammensetzung der Kolloide wurde durch Differenzbildung zwischen den Stoffkonzentrationen der drei Analysen (NF, F, DY) errechnet. Dabei wurden die Kolloide NF-F als Grob-, diejenigen von F-DY als Feinkolloide bezeichnet.

Die Spezierung erfolgte rechnerisch mit dem Programm SOILCHEM (SPO-SITO & COVES, 1988). In die Berechnungen wurden H, Na, K, Mg, Ca, Al, Cr, Fe, Ni, Nitrat, Sulfat, Chlorid, TOC und IC einbezogen. Die Spezierung wurde durch JUCHLER (1988) eingehender beschrieben.

---

* Labor für Bodenkunde, Eidg. Techn. Hochschule, CH 8092 ZÜRICH

## 3. Resultate

In den Sickerwässern nimmt die Gesamtkonzentration der einzelnen kationisch vorliegenden Elemente in der Regel folgende Reihenfolge ein: NF > F > DY. Dies ist deutlicher für die dreiwertigen Kationen (Al, Cr, Fe), als für die ein- und zweiwertigen (vgl. Tab. 1). Im Oberboden findet man hauptsächlich Feinkolloide, in geschütteten Unterböden (Bv und BC) dagegen Fein- und Grobkolloide.

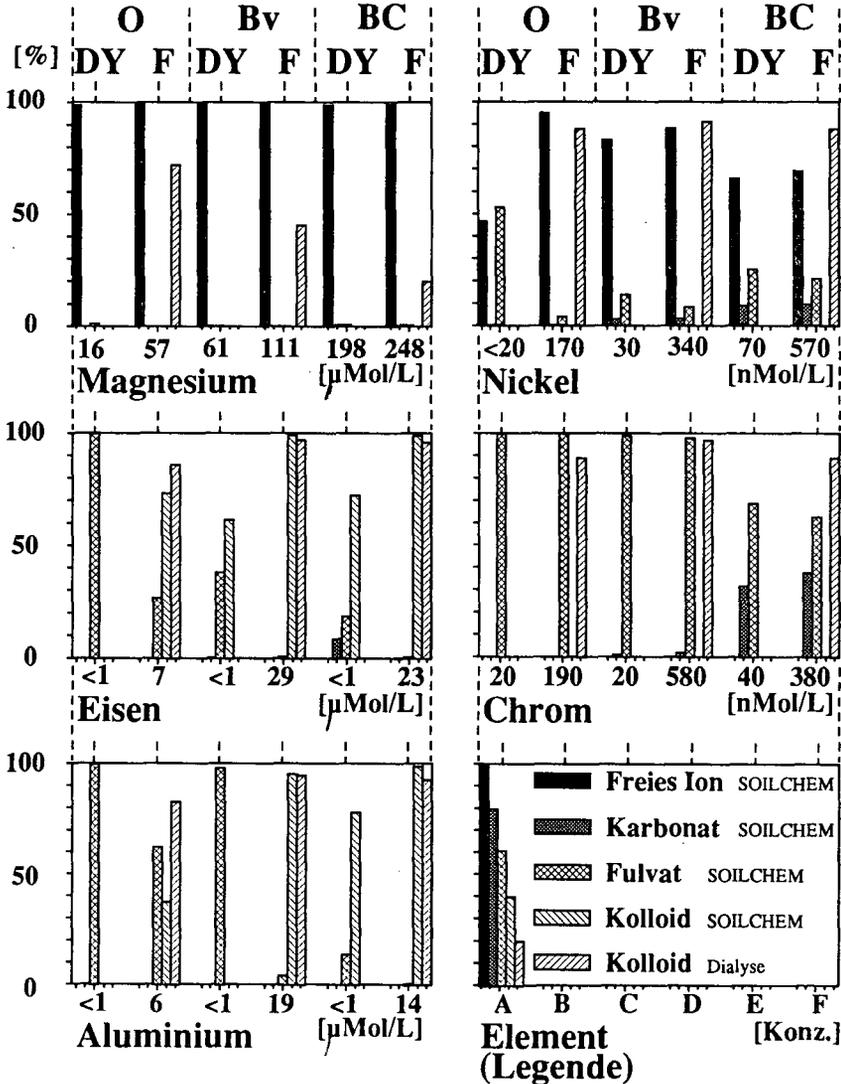
Tab. 1: Stoffanalyse von Sickerwässern der geschütteten Braunerde (BUDLERBODEN). Die Werte sind Mediane aus 3 Messungen.

STOFF	KONZ.	NICHT FILTRIERT			FILTRIERT			DIALYSIERT		
		O	Bv	BC	O	Bv	BC	O	Bv	BC
Ni	nmol/L	260	340	1360	170	340	510	<20	30	70
Cr	nmol/L	190	770	2880	190	580	380	20	20	40
Ca	µmol/L	7	5	14	7	4	9	2	5	10
Mg	µmol/L	61	125	401	57	111	248	16	61	198
K	µmol/L	10	4	5	10	3	3	1	<1	1
Na	µmol/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fe	µmol/L	7	35	154	7	29	23	<1	<1	<1
Al	µmol/L	6	23	86	6	19	14	<1	<1	<1
Si	µmol/L	101	157	370	93	137	166	82	85	121
Cl	µmol/L				20	6	3			
Nitrat	µmol/L				10	36	18			
Sulfat	µmol/L				21	12	5			
H ₂ CO ₃	µmol/L	459	263	657						
ΣKatio.	µeq/L	156	274	845	148	243	527	47	143	427
ΣAnion.	µeq/L				164	233	688			
pH		5.8	7.0	7.5	Gesamtes organisches C Fulvosäure, berechnet filtrierbare Kolloide					
TOC	µmolC/L	1260	460	580						
FS	µmol/L	6	2	3						
FRACHT	mg/L	10	10	30						
Leitf.	µS/cm	17	21	48						

Ein Vergleich der Speziierungsergebnisse zeigt teilweise deutliche Unterschiede zwischen SOILCHEM und Dialyse (vgl. Abb. 1):

Magnesium sollte in den filtrierten Wässern lediglich als Aquaion vorliegen. Die Auftrennverfahren (F, DY) deuten jedoch 20-80% kolloidales Mg an. Entsprechend sind die Resultate für das zweiwertige Nickel: Es liegt nach der Speziierungsberechnung zu mehr als 50% in der Aquaform vor; die Auftrennverfahren jedoch ergeben rund 90% kolloidales Ni. Auch das dreiwertige Chrom liegt nach SOILCHEM in löslicher Form vor; je nach Lösung sind Fulvate oder Karbonate dominant. Aber auch hier ergeben Dialyse und Filtration ungelöste Anteile in filtrierten Wässern von rund 90%. Besser stimmt die Speziierungsberechnung von Al und Fe mit den Auftrennverfahren überein. SOILCHEM prognostiziert "solids", die dialytisch bestätigt werden können.

Abb. 1: Vergleich von rechnerischer (SOILCHEM) und chemisch-physikalischer Spezierung (Dialyse) von Sickerwässern des Horizontes O und der geschütteten Horizonte Bv und BC. Die Höhe der Balken ergibt den Anteil der betreffenden Speziesgruppe in [%] des Elementgesamtgehaltes. Unterhalb der Säulengruppen sind die Gesamtgehalte aufgetragen. Weitere Speziesgruppen (z.B. Sulfate) sind von untergeordneter Bedeutung. Die Speziesgruppen "Karbonat" und "Fulvat" sind Komplexe. Weitere Annahmen:  $-\log(pCO_2)$ : 2.5; konstanter pH Wert.



#### 4. Diskussion und Schlussfolgerung

Durch Filtration und Dialyse lassen sich aus den untersuchten Sickerwässern unterschiedliche Fraktionen abtrennen. Dies bestätigt die Kolloidalität dieser Wässer. Die Verwendung von Filtern im Mittelporenbereich (z.B. Porendurchmesser 0,45 µm) gewährleistet keine vollständige Entfernung aller Kolloide aus dem Sickerwasser. Eine bessere Abtrennung der Kolloide erhält man durch Dialyse; zumindest kann man von dialysierten Wässern annehmen, dass sie überwiegend kolloidfrei sind.

Die rechnerischen Speziierungsverfahren sind (noch) nicht in der Lage, die kolloidalen Anteile von echt gelösten Anteilen der Bodenwässer richtig zu unterscheiden: Eine angepasste Speziierung verlangt deshalb eine kolloidfreie, also eine reine echte Lösung, die nur durch ein Auftrennverfahren wie z.B. die Dialyse gewährleistet ist. Ältere Speziierungsberechnungen sind deshalb mit Vorsicht zu betrachten, sofern die Abwesenheit von Kolloiden nicht überprüft wurde.

#### 5. Zusammenfassung

Die Speziierung von Sickerwasserproben mit aktuell verfügbarer Software erfordert vorgängig eine genaue Feststellung des Dispersionszustandes der untersuchten Elemente. Die Ermittlung allein des Totalgehaltes ist in der Regel keine hinreichende Speziierungsvorbereitung.

Zur Abtrennung von Kolloiden aus dem Bodenwasser wird die Dialyse empfohlen.

Zum Stofftransport im Bodenwasser können Kolloide nicht nur in Parabraunerden und Podsolen, sondern auch in anderen Böden wie z.B. saure Braunerden, einen wichtigen Beitrag leisten.

Ältere Speziierungsberechnungen, ebenso wie Bodenextraktionen, müssen kritisch überprüft werden, ob dem Dispersionszustand der untersuchten Lösung hinreichend Rechnung getragen wurde.

#### 6. Literatur

- JUCHLER S; 1988: Die Böden auf Serpentin in der subalpinen Stufe bei Davos. Diss. Nr. 8716, ETH Zürich. 174 p.
- SPOSITO G; COVES J; 1988: SOILCHEM. A computer program for the calculation of chemical speciation in soils. University of California, Riverside.
- STICHER H; JUCHLER S; GASSER U; 1987: Speciation von Chrom und Nickel in Serpentinböden. Mitt.Dtsch.Bodenk. Gesellschaft 55, 433-438.

---

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.,

---

EIGENSCHAFTEN VON THERMISCH GEREINIGTEN BODENMATERIALIEN

von

Goetz, D., Claussen, A.N.H., Kühn, M.

EINLEITUNG:

Verunreinigte Bodenmassen von kontaminierten Standorten werden in größerem Umfang nach verschiedenen Verfahren behandelt. Zu diesen Verfahren zählen mikrobiologische Verfahren, mechanisch / chemische Waschverfahren und thermische Verfahren. Die einzelnen Verfahren zeigen unterschiedlich starke Auswirkungen auf das Ausgangsmaterial. Die anfallenden weitgehend gereinigten Materialien sollen nicht als Abfall beseitigt werden, sondern im on-site Verfahren wieder verfüllt oder einer hochwertigeren Verwendung zugeführt werden. Auf diese Verwendungen hin müssen die gereinigten Sekundärprodukte untersucht werden (Goetz, D. u. Claussen, A.N.H. (1988)).

In dieser Arbeit wird ein gereinigtes Bodenmaterial vorgestellt, das mit einem thermischen Reinigungsverfahren mittels eines direkt beheizten Hochtemperaturofens bei 800 bis 1000 °C gereinigt wurde. Durch diese Behandlung wurde das Ausgangsmaterial in seinen Eigenschaften stark verändert.

MATERIAL UND METHODEN:

Das Ausgangsmaterial bestand aus einem durch eine Kokerei verunreinigten umgelagerten LÖBlehm mit Beimengungen von Bauschutt und anderen Materialien. Thermisch behandelt wurden nur die organisch verunreinigten Partien. Von dem gereinigten Boden wurden zweimal unabhängig voneinander jeweils rund 400 kg entnommen und durch Probenteilung die für die Untersuchungen benötigten Teilmengen gewonnen. Die Abbildung 1 zeigt das Material einer Probennahme. Nach dem Reinigungsprozeß lagen die Gehalte der organischen Schadstoffe an der Nachweisgrenze bzw. darunter.

---

Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg,  
Allende-Platz 2, 2000 Hamburg 13, Tel.:040/4123-2021



Abbildung 1: Probe eines thermisch gereinigten Lößlehms

Es wurden einige bodenkundliche Kennwerte wie pH-Wert der Bodenlösung, Kationenaustauschkapazität, Kjeldahl-Stickstoff, Gesamtkohlenstoffgehalte und die Gesamtgehalte der Haupt- und Nebenelemente bestimmt (Tabelle 1 und 2). Zur Untersuchung der Mobilität der verschiedenen Inhaltsstoffe wurden Auslaugungsversuche nach den Deutschen Einheitsverfahren S4 (DIN 38 414, Teil 4) und die am Institut entwickelten Verfahren wie die "ungesättigte Perkolation" und der "pH-Stat" Versuch durchgeführt (Goetz, D. u. Gerwinski, W. (1989); Goetz, D. u. Claussen, A.N.H. (1988)).

Der konventionelle Schüttelversuch bietet die Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen, während die beiden anderen Auslaugverfahren die kurz- und langfristig anzunehmende Auslaugbarkeit des Materials simulieren.

Die im Labor gewonnenen Auslaugungsdaten können mit gleichzeitig durchgeführten Lysimeterversuchen verglichen werden (siehe Goetz, D. u. Holtz, C. (1989)).

Bodenphysikalische und -mechanische Kennwerte wurden an dem Schüttmaterial sowie an Stechzylinderproben, die mit einem Proctorhammer bei optimalem Wassergehalt hergestellt worden sind, ermittelt.

Im Labor wurden Feucht-/Trockenwechsel sowie Frost-/Tauwechsel-Versuche durchgeführt.

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION:

Die thermische Reinigung in einem Temperaturbereich von 800 bis 1000 °C führt zu einer starken Veränderung der chemisch-physikalischen Eigenschaften des Ausgangsmaterials.

Die Bodenlösung hat einen pH-Wert von 12 (Tabelle 1). Diese extreme alkalische Reaktion entsteht durch die Oxidation von Alkali- und Erdalkalielelementen zu Oxiden bzw. einer späteren Hydratation zu Hydroxiden. Aus dem Säureverbrauch des pH-Stat Versuches errechnet sich eine Basenkapazität von 31,4 bis 44,5 mval/100g Trockensubstanz bei einer pH-Absenkung von pH 12 auf pH 4. Diese hohe Basenkapazität des Materials führt dazu, daß das Material das alkalische Milieu unter natürlicher Säurezufuhr lange erhalten kann.

Der pH-Wert und der Gehalt an organischen Komplexbildnern bestimmen im wesentlichen die Löslichkeit der Schwermetalle. Dementsprechend sind bei dem stark alkalischen pH-Wert und dem Fehlen organischer Verbindungen die Schwermetalle weitgehend immobil. Eine Ausnahme bildet Chrom, welches in erhöhten Konzentrationen aus dem gereinigten Boden freigesetzt wird. Aus dem Gesamtgehalt (Tabelle 2) läßt sich der hohe Chromgehalt in den Auslauglösungen allein nicht erklären. Es wird deshalb angenommen, daß Natrium- und Calcium-Chromate entstanden sind, die sowohl im alkalischen wie im sauren Milieu gut löslich sind. Bei Untersuchungen an Rückständen der Metallverarbeitung wurde die Bildung der Chromate in einem Temperaturbereich von 800 - 1000 °C nachgewiesen, wie er auch in der thermischen Bodenreinigungsanlage eingehalten wird. Zum Teil entstehen auch aus Chromiten bei der Alterung unter Luftsauerstoff lösliche Chromate (Kilau, H.W. et al (1984); Bolto, B.A. et al (1984)).

In einzelnen Proben kommt neben Chrom auch Kupfer in leicht erhöhten Gesamtgehalten vor (Tabelle 2). Alle anderen Elemente entsprechen Normalgehalten von Böden.

Durch die thermische Behandlung entsteht eine pelletische Struktur (Abbildung 1), wodurch das Korngrößenspektrum des Lößlehms zu einem sandigen Kies mit bis zu 64 % Kiesanteil und 22,5 % Sandanteil verschoben wird (Tabelle 3). Dadurch erhöht sich naturgemäß die Wasserdurchlässigkeit auf K-Werte von 0,001 bis 0,0001 m/s. Für Lößlehm werden in der Literatur K-Werte von < 0,00001 m/s angegeben. Unbeeinflusst bleibt die auch weiterhin sehr gute Wasserbindefähigkeit, die in der Tabelle 3 als nutzbare Feldkapazität wiedergegeben ist. Das kann darauf zurückgeführt werden, daß die entstandenen porösen Pellets einen hohen Anteil an den Mittelporen stellen.

Die Pellets erwiesen sich gegenüber Frost-/Tauwechsel- und Feucht-/Trockenzyklen als sehr stabil. Erst nach 20 Frost-/Tauwechselzyklen konnte eine Abnahme in der Kiesfraktion und Zunahmen der Sand-, Schluff- und Tonfraktionen um 12 bzw. 7 Gew.-% und um 9 bzw. 7,5 Gew.-% nach 20 Feucht-/Trockenzyklen nachgewiesen werden. Als Vergleich hierzu lag die Abnahme in der Kiesfraktion nach einem Jahr unter atmosphärischen Bedingungen bei etwas über 1 %. Unter Freilandbedingungen kommt es zu einer Carbonatisierung von Oxiden bzw. Hydroxiden und damit zu einer weiteren Stabilisierung der Pellets und einem Verbacken zu größeren Aggregaten.

Mit röntgenographischen Untersuchungen konnten in dem thermisch gereinigten Material keine Tonminerale mehr nachgewiesen werden. In einer pulverdiffraktometrischen Aufnahme wurde als wesentlichster Bestandteil nur Quarz neben Feldspäten gefunden. Diesem Befund entspricht auch die geringe Austauschkapazität des Materials von 6,5 mval/100g Trockenmasse gegenüber Normalwerten im Lößlehm von 17 - 20 mval/100g (Tabelle 1).

In einem weiteren Vorhaben sollen systematisch die stofflichen Veränderungen verschiedener Bodenarten nach einer thermischen Behandlung untersucht werden. Auf dieser Grundlage können dann auch Nutzungsmöglichkeiten und Begrenzungen des Einsatzes herausgearbeitet werden.

Tabelle 1: Bodenchemische Charakteristik thermisch gereinigter Böden

pH (H ₂ O) :	pH 12	
effektive Kationenaustauschkapazität (n. Mehlich, BaCl ₂ zu CaCl ₂ )		6,5 mval/100g
Kohlenstoffgehalt (Wosthoff)	1,1 %	
Stickstoffgehalt (Kjeldahl)	0,02 %	
Oxalat lösliche Eisenfraktion (NH -Oxalat/Oxalsäure in Dunkelheit n. Schwertmann)	9,8 %	

Tabelle 2: Gesamtgehalte anorganischer Inhaltsstoffe

Calcium	3,5 – 4,8 %	
Kalium	1,5 – 2,0 %	
Magnesium	1,0 – 1,3 %	
Natrium	0,5 – 0,6 %	
Eisen	2,9 – 3,0 %	
Mangan	630 – 840 mg/kg	
Chlorid	51 – 97 mg/kg	Konzentrationen im Perkolat der ungesättigten Perkolation
Sulfat – Schwefel	400 – 500 mg/kg	
Nitrat – Stickstoff	nicht nachweisbar	
Arsen	9,5 – 11,6 mg/kg	<0,006 mg/l
Cadmium	0,6 – 1,2 mg/kg	<0,0005 mg/l
Chrom	83 – 116 mg/kg	0,067 mg/l
Kupfer	36 – 125 mg/kg	0,029 mg/l
Nickel	28 – 33 mg/kg	0,002 mg/l
Blei	48 – 72 mg/kg	0,006 mg/l
Zink	69 – 148 mg/kg	0,067 mg/l

Tabelle 3: Bodenphysikalische Kennwerte thermisch  
gereinigter Böden

		Probe A	Probe B
Korngrößenverteilung			
T + U	(%)	13,54	18,83
S	(%)	22,52	27,76
K	(%)	63,94	53,41
Porengrößenverteilung (bei optimalem Einbauwassergehalt)			
Trockendichte	(g/cm ³ )	1,49	1,51
Gesamtporenvolumen	(%)	45	40
Grobporen	(%)	10	9,5
Mittelporen	(%)	27	20,5
Feinporen	(%)	8	10
Luftkapazität	(%)	7	6,5
nutzbare Feldkapazität	(%)	30	23
Durchlässigkeitsbeiwert		$1 \cdot 10^{-3} / 2 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-3} / 1 \cdot 10^{-4}$ (m/s)

Literaturliste:

- Bolto, B.A. et al.,1984: Recovery of Chromium from Plating Wastes.In: Hazardous and Industrial Waste Management and Testing: Third Symposium, ASTM STP 851, L.P.Jackson, A.R.Rohlik, R.A.Conway (ed.),American Society for Testing Materials, Philadelphia, S.278-288

- Goetz, D. & Claussen, A.N.H.,1988: Untersuchungen zu thermisch, physikalisch-chemisch und biologisch gereinigten kontaminierten Standorten.In: Altlastensanierung'88 - Zweiter Internationaler TNO/BMFT-Kongress, Hamburg 1988, K.Wolf, W.J.Van Den Brink, F.J.Colon (ed.), Kluwer Academic Publishers, S.551ff

- Goetz, D. & Gerwinski, W.,1989:Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Müllverbrennungsschlacken im Straßenbau. VGB Kraftwerkstechnik 69, Heft 5, S.504-508

- Goetz, D. & Holz, C.,1989:Stoffaustrag aus thermisch gereinigtem Bodenmaterial im Freilandlysimeterversuch. Deutsch. Bodenkdl. Gesell. in dieser Reihe

- Kilau, H.W. et al.,1984:Chromium-Bearing Waste Slag:....In: Hazardous and Industrial Waste Management and Testing: Third Symposium, ASTM STP 851, L.P.Jackson, A.R.Rohlik, R.A.Conway (ed.),American Society for Testing Materials, Philadelphia, S.61-80

**STOFFAUSTRAG AUS THERMISCH GEREINIGTEM BODENMATERIAL**  
**IM FREILANDLYSIMETERVERSUCH**

von

Goetz, D. und C. Holz *

**1. Einleitung:**

Mit dem Betrieb von thermischen Bodenreinigungsanlagen fallen große Mengen dekontaminierter Materials an, die nach Möglichkeit nicht als Abfallstoff entsorgt, sondern einer Wiederverwendung, z. B. als Verfüllmaterial, zugeführt werden sollen.

Die Verfahren der thermischen Bodenreinigung sind von verschiedenen Firmen weitgehend optimiert worden. Demgegenüber liegen nur wenige Informationen über das Verhalten der Reinigungsprodukte bei ihrer Ausbringung ins Freiland vor. Besonders interessant ist das Löslichkeitsverhalten der durch die thermische Behandlung umgewandelten Schwermetallverbindungen unter dem Einfluß von organischer Bodensubstanz, Bewuchs und natürlichen Wetterbedingungen. Die Schwermetallmobilität in thermisch gereinigtem Bodenmaterial wurde deshalb mit Hilfe von Geländelysimetern untersucht.

**2. Versuchsmaterial und -durchführung:**

Für die Untersuchung wurde thermisch gereinigtes Bodenmaterial eines ehemaligen Kokereigeländes eingesetzt. Das Ausgangsmaterial ist mit Schutt vermischter Löß und Lößlehm, der mit Cyaniden und einem Gemisch aus kokereispezifischen Kohlenwasserstoffen verschmutzt war. Das Material wurde bei 800 bis 1000 °C in einem direkt beheizten Drehrohrofen ausgebrannt.

Infolge der thermischen Behandlung besitzt das gereinigte Bodenmaterial eine pelletartige Struktur, rote Färbung und zeigt eine extrem alkalische Reaktion (pH 12). Natürliche organische Substanz ging durch die Verbrennung weitgehend verloren. Eine ausführliche Darstellung der Eigenschaften ist dem Beitrag von GOETZ et al. (1989) zu entnehmen.

---

* Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, Allendeplatz 2, 2000 Hamburg 13

Die Versuchsanlage besteht aus Kleinlysimetern mit einer Oberfläche von 800 cm² und drei Niederschlagssammlern in Höhe der Bodenoberfläche. Drei verschiedene Substratvarianten wurden hinsichtlich der Stoffausträge miteinander verglichen:

1. Homogene Mischung des gereinigten Bodenmaterials mit Hochmoortorf, mit und ohne Bewuchs mit Rotschwingelrasen, Einwaage Bodenmaterial 5 kg, Substrattiefe 25 cm
2. Gereinigtes Bodenmaterial ohne Zumischung, Einwaage Bodenmaterial 14 kg, Substrattiefe 25 cm
3. Unterschichtung des Boden-Torf-Mischsubstrates mit gereinigtem Bodenmaterial, Einwaage Bodenmaterial 20 kg, Substrattiefe 40 cm

Seit Mai 1988 wurden die Sickerwässer und das Niederschlagswasser regelmäßig beprobt und die Gehalte der Elemente As, Cd, Cr, Cu, Pb und Zn sowie der pH-Wert bestimmt. Zusätzlich erfolgte die Analyse des Lysimeterbewuchses.

Der Vergleich der Stoffausträge aus den Substratvarianten 1 und 2 soll den Einfluß natürlicher organischer Substanz auf die Schwermetallmobilität in thermisch gereinigtem Bodenmaterial aufzeigen. Mit Hilfe von Variante 3 soll geklärt werden, ob dieser Einfluß durch eine Unterschichtung mit unvermischem gereinigtem Bodenmaterial wieder aufgehoben werden kann.

### 3. Ergebnisse und Diskussion:

Tabelle 1 zeigt die durchschnittlichen pH-Werte und die Färbung der Lysimetersickerwässer. Ein Absinken der pH-Werte war während der Untersuchungszeit von 15 Monaten nicht zu beobachten.

**Tabelle 1:** Lysimeteraufbau und Sickerwassercharakteristika

	VARIANTE 1	VARIANTE 2	VARIANTE 3
AUFBAU LYSIMETER	MISCHSUBSTRAT BODENMATERIAL/TORF (z.T. MIT ROTSCHWINGEL BEWACHSEN)	GEREINIGTES BODENMATERIAL	MISCHSUBSTRAT ÜBER GEREINIGTEM BODENMATERIAL
pH-WERT SICKERWÄSSER	8	12	12
FÄRBUNG SICKERWÄSSER	DUNKEL ROTBRAUN	FARBLOS	HELLBRAUN
TOC [mg/l]	140	0	25

**Tabelle 2:** Mittelwerte und Standardabweichungen der Elementkonzentrationen in den Sickerwässern, minimal und maximal aufgetretene Konzentrationen

	MISCHSUBSTRAT BODEN/TORF	GEREINIGTES BODENMATERIAL	MISCHSUBSTRAT ÜBER BODENMATERIAL	NIEDERSCHLAG	TRINKWASSER- VERORDNUNG/ WHO-RICHTWERT*
As	34,2 ±11,7 3,0 68,4	27,7 ±10,9 3,0 54,3	23,9 ±8,0 3,0 46,0	20,7 ±7,6 3,0 36,0	40
Cd	0,64 ±2,2 0,25 18,1	0,33 ±0,2 0,25 0,8	0,34 ±0,2 0,25 1,12	0,46 ±0,28 0,25 1,13	5
Cr	31,0 ±35,3 1,9 172	166,8 ±82,1 2,5 360	121,0 ±64,9 14,8 279	1,4 ±0,8 0,8 3,3	50
Cu	84,7 ±97,8 8,0 579	21,5 ±19,0 5,0 92	91,5 ±60,7 15,0 243	29,8 ±24,9 2,0 94	50*
Ni	16,8 ±21,5 2,0 120	2,2 ±1,4 0,5 6,0	2,0 ±4,9 2,0 19	2,1 ±1,1 1,0 4,0	50
Pb	14,3 ±17,9 1,0 146	6,4 ±4,5 0,5 21	10,7 ±13,8 0,5 68	6,2 ±4,6 1,0 17	40
Zn	63,0 ±120 0,5 851	18,9 ±22,3 0,5 22,3	35,0 ±52,2 0,5 339	88,0 ±88,0 8,0 195	5000*

Die Konzentrationen der untersuchten Elemente in den Lysimeterwässern (Tab. 2) überschreiten nur in einigen Fällen die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung von 1986 bzw. die WHO- Richtwerte und liegen meist im Bereich der Gehalte natürlicher Sickerwässer unter Ackerland (ENDER, 1986). Deutliche Ausnahmen bilden die Konzentrationen der Elemente Chrom und Kupfer, die im Mittel über diesen Vergleichswerten liegen. Bei den meisten Elementen ergibt sich mit fortschreitender Auslaugung ein allmählicher Rückgang der Gehalte in den Sickerwässern.

Das Löslichkeitsverhalten der einzelnen Elemente in den Lysimetersubstraten kann mit Hilfe von Stoffbilanzen verdeutlicht werden. Die mit dem Sickerwasser aus dem Substrat ausgetragenen Stoffmenge wird dazu mit der durch Niederschlagsdeposition eingetragenen verglichen.

Arsen wird aus den Lysimetersubstraten in ähnlich niedrigen Konzentrationen ausgewaschen, wie es im Niederschlag vorliegt, da das Arsenat-Anion in Böden durch spezifische Adsorption an Eisenoxide stark festgelegt wird (SAUERBECK, 1985).

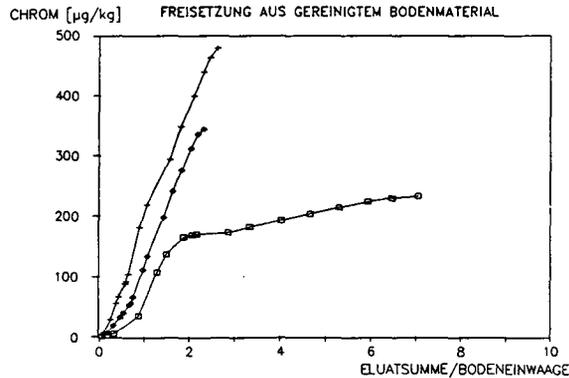
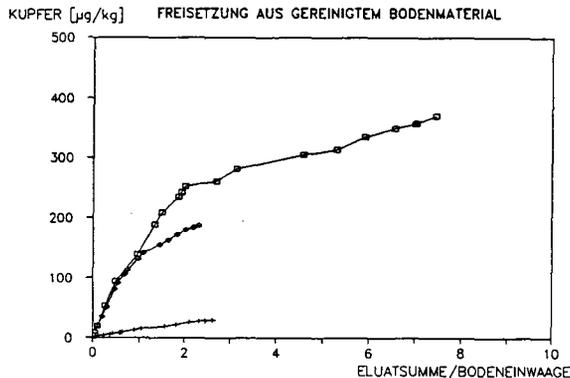
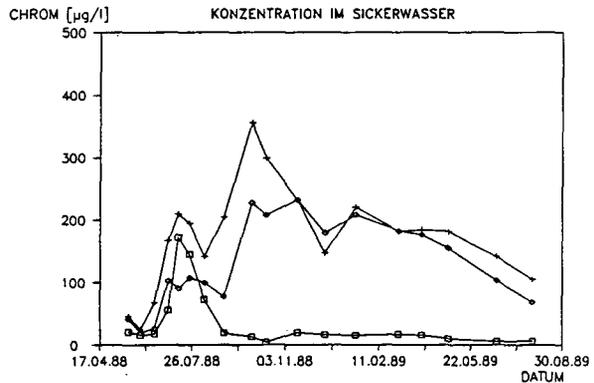
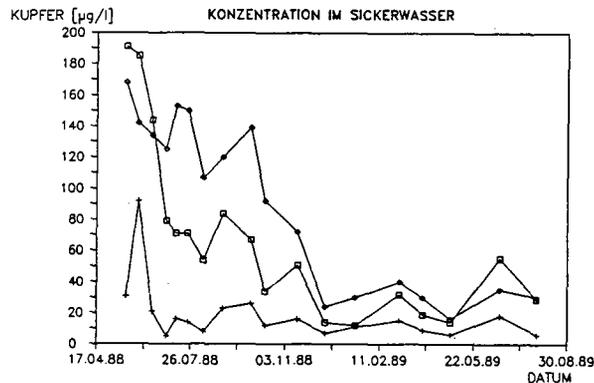
Für die Elemente Cadmium und Zink stellen alle Lysimetersubstrate eine Senke dar. Der Stoffeintrag überschreitet den -austrag deutlich. Die Löslichkeit von Cadmium und Zink in Böden wird in erster Linie durch den pH-Wert bestimmt (HERMS, 1982). Im alkalischen Milieu aller Lysimetersubstrate erfahren sie eine starke Festlegung und werden nur in geringen Mengen mit dem Sickerwasser verlagert.

Die Elemente Kupfer, Nickel und Blei werden im ungemischten gereinigten Bodenmaterial im Vergleich zu den Gehalten im Niederschlag deutlich zurückgehalten, während sie sowohl aus dem Boden-Torf-Mischsubstrat als auch aus der geschichteten Variante in durchschnittlich höheren Konzentrationen ausgewaschen werden. Der Verlauf der Elementkonzentrationen zeigt hier ein Absinken der Gehalte auf Gleichgewichtswerte, die deutlich unter den Anfangsgehalten jedoch über den Elementkonzentrationen in den Sickerwässern des unvermischten gereinigten Bodenmaterials liegen. Abbildung 1a zeigt dies am Beispiel von Kupfer. Dieses Verhalten ist auf die starke Neigung zur Bildung von Komplexverbindungen mit organischer Substanz und deren großer Stabilität zurückzuführen (MATTHESS, 1984). Da metallorganische Komplexe im alkalischen Milieu zunehmend löslich werden (SCHNITZER, 1969), findet eine Verlagerung dieser Elemente mit der organischen Substanz statt. Das Vorhandensein von Huminstoffen in den Sickerwässern der Substratvarianten 1 und 3 ist am Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) sowie auch an der Färbung der Eluate zu erkennen (Tab. 1).

Die Abbildung 1b zeigt die Summen der Kupferfrachten, die pro Kilogramm Boden einwaage aus den Lysimetern ausgetragen wurden, aufgetragen gegen das Eluat/Feststoff-Verhältnis. Je steiler die Kurve verläuft, desto stärker ist die Mobilisierung aus dem Bodenmaterial. Ein Vergleich dieser Summenkurven unterstützt die These, daß Kupfer durch das Vorhandensein organischer Substanz im Sickerwasser mobilisiert wird. Der Rückgang der Stoffauswaschung, erkennbar am Abflachen der Kurven, kann auf die Verarmung der organisch mobilisierbaren Fraktion dieses Elementes im Bodenmaterial zurückgeführt werden. Demgegenüber zeigt die Frachtenkurve des Bodenmaterials ohne Zumischung organischer Substanz einen linearen Verlauf. Für die Elemente Nickel und Blei ergibt sich ein ähnliches Bild.

Chrom wird aus allen Substraten in höheren Konzentrationen ausgewaschen, als es im Niederschlag vorliegt, die Konzentrationserhöhung fällt jedoch bei den Varianten 2 und 3, deren Sickerwässer pH-Werte um 12 aufweisen, deutlich höher aus als bei der Mischungsvariante 1 (Abb. 2a). Dieses Löslichkeitsverhalten kann durch das Vorhandensein von sechswertigen Chromverbindungen erklärt werden, die durch Oxidation während der thermischen Reinigung gebildet wurden. Das Chromat-Anion besitzt im Boden eine höhere Löslichkeit als das Chrom (III)-Kation wird jedoch in Anwesenheit von Elektronendonatoren (z.B. organische Substanz) und pH-Werten kleiner als 8 im Boden rasch reduziert (GROVE und ELLIS, 1980). Im alkalischen und stark oxidativen Milieu des gereinigten Bodenmaterials kann diese Reduktion nicht oder nur sehr langsam vonstatten gehen. Die starke Chromauswaschung aus den Substratvarianten 2 und 3 (Abb. 2b) beruht daher vermutlich auf der Mobilisierung sechswertiger Chromverbindungen.

Bei den Boden/Torf-Mischsubstraten zeigen sich zwischen der bewachsenen und der unbewachsenen Variante keine Unterschiede im Auslaugungsverhalten. Die Analyse der Blätter des Lysimeterbewuchses (*Rotschwingel*, *Festuca rubra* L. s.str.) lassen keine Belastung mit pedogenen Schwermetallen erkennen. Niedrige Gehalte der Mikronährelemente Kupfer (<10 mg/kg) und Zink (<20 mg/kg) im Pflanzengewebe deuten auf eine sehr geringe Mikronährstoffverfügbarkeit in der Boden/Torf-Mischung hin, die auf den hohen pH-Wert zurückzuführen ist. Die



□ MISCHSUBSTRAT BODEN/TORF + GEREINIGTES BODENMATERIAL ○ MISCHSUBSTRAT ÜBER GEREINIGTEM BODEN

□ MISCHSUBSTRAT BODEN/TORF + GEREINIGTES BODENMATERIAL ○ MISCHSUBSTRAT ÜBER GEREINIGTEM BODEN

Abbildung 1 a: Zeitlicher Verlauf der Kupferkonzentration in den Sickerwässern  
1 b: Summe der Kupferauswaschung pro Kilogramm Bodeneinwaage

Abbildung 2 a: Zeitlicher Verlauf der Chromkonzentration in den Sickerwässern  
2 b: Summe der Chromauswaschung pro Kilogramm Bodeneinwaage

geringen Gehalte der Makronährelemente Stickstoff ( $\approx 1\%$ ) und Kalium ( $< 1\%$ ) im Blattmaterial machen außerdem die Notwendigkeit einer Zusatzdüngung deutlich, falls das Material als Kultursubstrat verwendet werden soll.

#### 4. Gesamtbeurteilung:

Die Konzentrationen der untersuchten Elemente in den Sickerwässern des thermisch gereinigten Bodenmaterials überschreiten nur im Fall von Chrom den Grenzwert der Trinkwasserverordnung. Alle anderen Elemente treten in niedrigeren Gehalten als im Niederschlag auf, das extrem alkalische Bodenmaterial stellt für sie eine Senke dar. Bei einem möglichen Einsatz des gereinigten Bodens als Verfüllmaterial, stellt die Auslaugung von Chrom daher das größte Problem dar.

Die Zufuhr organischer Substanz führt durch Reduzierung der im Bodenmaterial vorliegenden Chromate zu einer verminderten Chromauswaschung. Die Elemente Nickel, Blei und Kupfer erfahren aufgrund von Komplexbildung mit organischer Substanz eine Löslichkeitssteigerung. Ihre Konzentrationen im Sickerwasser überschreiten jedoch die Grenzwerte für Trinkwasser nicht oder nur leicht. Die Analyse des Lysimeterbewuchses läßt keine Belastung mit pedogenen Schadstoffen erkennen. Aufgrund des geringen Gehaltes an Makronährelementen und der geringen Mikronährstoffverfügbarkeit ist das Material auch nach Zumischung organischer Substanz nur bedingt als Pflanzenstandort geeignet. Eine Nutzung als Kultursubstrat erscheint nur bei einer zusätzlichen Zufuhr von Pflanzennährstoffen, v.a. von Stickstoffverbindungen, sinnvoll.

#### 5. Literatur:

- GOETZ, D., A.N.H. CLAUSSEN und M. KÜHN (1989): Eigenschaften von thermisch gereinigten Bodenmaterialien, Mitteltgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., in diesem Band
- ENDER, R. (1986): Schwermetallbilanzen von Lysimeterböden am Beispiel der Elemente Vanadin, Chrom, Mangan, Eisen, Kobalt, Nickel, Cadmium und Blei, Marburger Geographische Schriften 102
- GROVE, J.H. und B.G. ELLIS (1980): Extractable Chromium as Related to Soil pH and Applied Chromium, Soil Sci. Soc. Am. J. 44
- HERMS U. (1982): Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redox und Stoffbestand, Diss. Universität Kiel
- MATTHESS, G. (1984): Unsaturated Zone Pollution by Heavy Metals, in: Ecological Studies 47, Springer Verlag, Berlin
- SAUERBECK, D. (1985): Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrarisch-chemischer Sicht, Materialien zur Umweltforschung, Verlag Kohlhammer, Stuttgart
- SCHNITZER, M. (1969): Reactions Between Fulvic Acid, a Soil Humic Compound, and Inorganic Soil Constituents, Proc. Soil Sci. Soc. Am. 33

## **KENNZEICHNUNG WASSEREXTRAHIERBARER SUBSTANZEN** **EINES STROHKOMPOSTES**

von  
Greve, Britta +)

### **EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG**

Wasserlösliche Substanzen von Komposten sind von Interesse, da sie eine besonders reaktive Komponente darstellen.

Durch Chelatbildung können die organischen Bestandteile eine wichtige Rolle in der Pflanzenernährung spielen, indem sie die Löslichkeit und damit Verfügbarkeit verschiedener Nährstoffe erhöhen. Durch Komplexierung können auch Schwermetalle mobilisiert werden.

Die Kenntnis der Schwermetallgehalte von Komposten ist wichtig, da mit dem Aufbringen auf den Boden eine Kontamination erfolgt. Ökologische Relevanz besitzen die gelösten Schwermetalle, da sie von Pflanzen aufnehmbar und im Boden verlager- bzw. auswaschbar sind.

Um die Eigenschaften der wasserlöslichen organischen Substanzen (WOS) von Komposten näher zu charakterisieren, müssen ihre chemischen Strukturen genauer untersucht werden. Wegen der Heterogenität der WOS ist eine Vorfractionierung vor einer spektroskopischen Kennzeichnung sinnvoll (GUGGENBERGER 1988).

Ziel der Untersuchungen war, die **Zusammensetzung der wasserlöslichen organischen Substanzen eines Kompostes zu kennzeichnen** und die Gehalte an **Blei, Cadmium, Kupfer und Zink im Kompost und im Wasserextrakt** zu ermitteln. Weiterhin wurde die Änderung der Zusammensetzung von Wasserextrakten einer Abfolge Stroh-Pilzsubstrat-Strohkompst beschrieben.

### **MATERIAL UND METHODEN**

**Materialien:** Es handelt sich um einen Versuch einer Austernpilzzuchtfirma ihr anfallendes Abfallprodukt (Pilzsubstrat) sinnvoll zu verwerten.

**Stroh (S1):** Gemisch aus gehäckseltem Weizen- und Gerstenstroh

**Pilzsubstrat (S2):** angefeuchtetes Stroh, das 90 Tage mit Austernpilzen (*Pleurotus ostreatus*) bewachsen war.

**Strohkompst (S3):** abgeerntetes Pilzsubstrat, das nach Zugabe von Harnstoff und kohlenurem Kalk vier Wochen in einem Bioreaktor kompostiert wurde und anschließend vier Monate lagerte.

---

+ ) Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 102151, 8580 Bayreuth

**Probenaufbereitung:** zweistündige Extraktion der frischen Proben auf einem Horizontalschüttler in Probe:Wasser-Verhältnissen von 1:10 (S1), 1:8 (S2) und 1:4 (S3); anschließend Filtration durch Membranfilter von 0.45  $\mu\text{m}$  Porendurchmesser.

**GPC-Fraktionierung:** gelpermeationschromatographische Auftrennung an Fractogel TSK HW-40(F) in  $\text{H}^+$ -Form mit doppelt deionisiertem Wasser als Eluent.

**$^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie:** Aufnahme an einem Bruker AM 500 Spectrometer (125 MHz für  $^{13}\text{C}$ ), 0.4 s Pulsabstand, 25499 bis 130100 Einzelmessungen. Zuordnung der Signale nach PRESTON (1987), GILLAM und WILSON (1987).

**Schwermetallanalyse:** Aufschluß mit  $\text{HNO}_3$  suprapur bzw. einem Gemisch aus  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{HClO}_4$  und  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ; Messung am AAS.

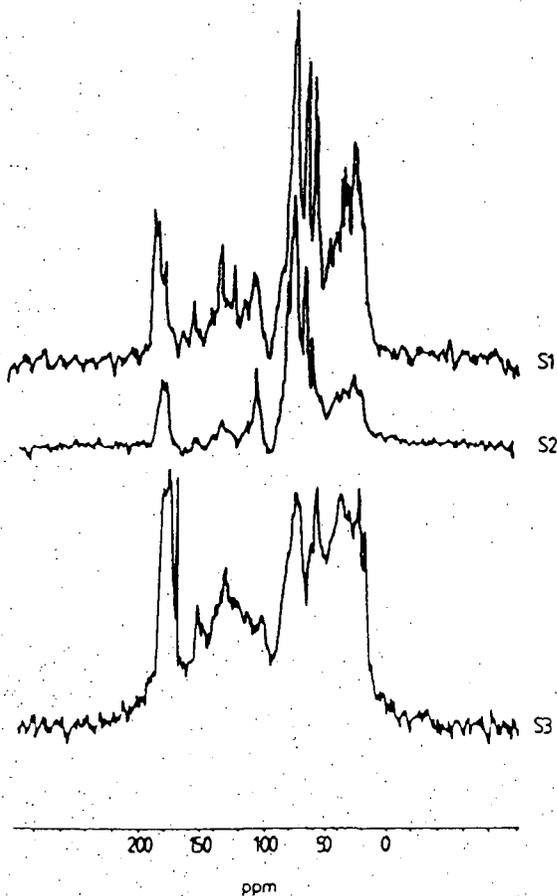


Abbildung 1:  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektren der Abfolge Stroh(S1)-, Pilzsubstrat(S2)-, Strohkompst(S3)-Extrakt

## WASSEREXTRAKTE DER ABFOLGE STROH-PILZSUBSTRAT-STROHKOMPOST

### a) Unterschiede zwischen Stroh und Pilzsubstrat:

Aus Abbildung 1 ist zu erkennen, daß der 90-tägige Pilzbewuchs zu deutlichen Veränderungen in der Zusammensetzung der wasserlöslichen organischen Substanzen geführt hat.

Aliphaten (0-50 ppm) und Aromaten (105-160 ppm) nehmen von S1 zu S2 stark ab. In beiden Extrakten herrschen Kohlenhydrate (50-105 ppm) vor, deren Dominanz im S2 aber wesentlich stärker ausgeprägt ist. Nach der Kompostierung hat sich die Zusammensetzung des Wasserextraktes drastisch geändert. Der Anteil an Aliphaten, Aromaten und Carboxyl- bzw. Ester- oder Amidgruppen (160-200 ppm) hat gegenüber Kohlenhydraten deutlich zugenommen.

Die gute Auflösung im Spektrum von S1 läßt auf niedermolekulare Verbindungen schließen (FRÜND et al. 1988). Aminosäuren treten bei 45 und 48 ppm, sowie bei 55 und 57 ppm in Erscheinung. Im Unterschied dazu sind im Spektrum von S2 die Resonanzen zwischen 40 und 50 ppm nicht vorhanden. Dies läßt auf Mineralisation der Aminosäuren schließen, denn auch der  $N_{org}$ -Gehalt nimmt von 4.1 auf 2.5% ab. Die Abnahme von Aliphaten und Carboxylgruppen vom S1 zum S2 könnte z.T. ebenfalls auf Mineralisation von Aminosäuren und Abbau niedermolekularer Fettsäuren zurückzuführen sein. Der Austernpilz muß folglich einen Aufschließungsprozeß im Stroh vollzogen haben, der zu Veränderungen der Zusammensetzung der wasserlöslichen organischen Substanzen geführt hat. Auch die gesamte Menge an wasserlöslichen Substanzen hat zugenommen (Zunahme von 2% auf 10%).

### b) Kennzeichnung des Strohkompstwasserextraktes:

Im  $^{13}C$ -NMR-Spektrum (Abbildung 1) ist zu erkennen, daß **Carboxylgruppen**, bzw. Ester- oder Amidgruppen, **aliphatische Verbindungen** und Kohlenhydrate in etwa gleich stark vertreten sind und gegenüber Aromaten dominieren. Unter den Aliphaten herrschen verzweigte bzw. kurzkettige Verbindungen vor. Die chemische Verschiebung im Acetal-Bereich bei 105 ppm ist typisch für **Polysaccharide**. Der bei 59.0 ppm auftretende Peak wird Methoxylgruppen zugeordnet und könnte auf **Ligninabbauprodukte** zurückzuführen sein (OREM und HATCHER 1987).  $OCH_3$ -Gruppen können aus **Phenolcarbonsäuren**, wie Vanillin- und Ferulasäure stammen, die in Strohkompsten nachgewiesen wurden (MÜLLER et al. 1988). Wasserlösliche Ligninfragmente haben neben Phenolen und Tanninen auch einen Anteil am Aromatenpeak (130 ppm). Der scharfe Peak bei 170 ppm wird Carbonat zugeordnet (PRESTON 1987).

## GPC-FRAKTIONIERUNG

Die Fraktionierung des Strohkompstextraktes mit Fractogel und Wasser als Eluent ergab 5 Fraktionen. Zwei zusätzliche Fraktionen wurden mit 0.1N KOH eluiert.

Die Fraktionen 1 und 5 stellen den mengenmäßig größten Anteil am Gesamtextrakt dar.

## KENNZEICHNUNG DER GPC-FRAKTIONEN

In **Fraktion 1** dominieren **Polysaccharidstrukturen**, außerdem treten Aliphaten, sowie Carboxyl-, bzw. Ester- oder Amidkohlenstoffatome auf. Nach IR-spektroskopischen Untersuchungen (ohne Abbildung) kann ein Teil der **Aliphaten und Carboxylgruppen** Peptiden zugeordnet werden. In

den Spektren der Fraktionen 2 und 3 zeigen Carboxylgruppen, bzw. Ester- oder Amidkohlenstoffatome die stärkste Resonanz. Die Fraktionen 4 und 5 werden von Aliphaten und Carboxylgruppen beherrscht. Aromaten sind verstärkt in der 5. Fraktion erkennbar. Von den beiden KOH-Fractionen konnten keine  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektren aufgenommen werden. IR- und  $^1\text{H}$ -NMR-Spektren (ohne Abbildung) zeigen, daß Aromaten, Carbonat und Kohlenhydrate überwiegen.

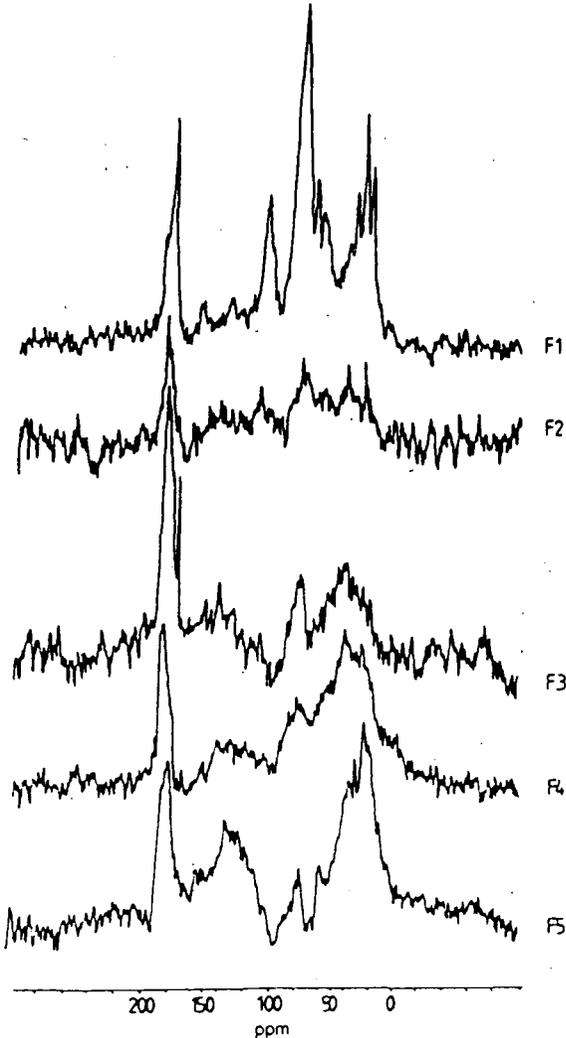


Abbildung 2:  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektren der GPC-Fractionen 1-5

## SCHWERMETALLANALYSEN

Tabelle 1 gibt die Gehalte an Blei, Cadmium, Kupfer und Zink im Strohkompost im Vergleich zu den Grenzwerten wieder, die von der Jury Umweltzeichen 1987 erarbeitet wurden (CLAUSSEN 1989).

Tabelle 1: Schwermetallgehalte des Strohkompostes und Grenzwerte

	Pb [µg/g]	Cd [µg/g]	Cu [µg/g]	Zn [µg/g]
Grenzwerte	150.0	2.00	150	500
Strohkompost:				
Gesamtgehalte	20.8	1.08	54	428
wasserlösliche SM	0.60	0.02	2.45	11.55

Bezüglich Blei, Kupfer und Cadmium kann der Strohkompost als schadstoffarm bezeichnet werden. Erstaunlich hoch, aber noch unterhalb des Grenzwertes liegt der Zinkgehalt.

Die Anteile der Schwermetalle in der wasserlöslichen Fraktion sind gering. Nur 2.9% des Bleis, 1.4% des Cadmiums, 4.6% des Kupfers und 2.7% des Zinks konnten extrahiert werden.

## SCHLUSSFOLGERUNGEN

1. Durch Pilzbewuchs sowie Kompostierung werden die wasserlöslichen organischen Substanzen von Stroh stark verändert.
2. Den größten Anteil an der wasserlöslichen organischen Substanz des Strohkompostes haben Kohlenhydrate, Aliphaten und Verbindungen, die Carboxylgruppen enthalten.
3. Kohlenhydrate liegen als Polysaccharide vor und treten ebenso wie Peptide hauptsächlich in der "höhermolekularen" GPC-Fraktion 1 auf.
4. Daneben existieren niedermolekulare Fraktionen (F4 und F5), in denen Aliphaten und Carboxylstrukturen vorherrschen.
5. Die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink sind im Strohkompost immobil und müssen an die hochmolekulare, nicht mit Wasser extrahierbare organische Substanz gebunden sein oder als unlösliche Salze vorliegen.

## Literatur

- CLAUSSEN T.(1989): Problematische Schwermetallgrenzwerte in der Umweltzeichenvergabe für Komposterzeugnisse. Wasser und Boden 3: 151-152
- FRÜND R., H.-D.LÜDEMANN und W.ZECH (1988): The separation of low molecular weight humic acid fractions and their characterisation by HR-C-13-NMR in solution. Z.Pflanzenernähr.Bodenk. 151: 303-305
- GILLAM A.H. und M.A.WILSON (1987): Structural analysis of sea loch sedimentary humic substances by  $^{13}\text{C}$ - $^1\text{H}$  dipolar dephasing NMR. Org. Geochem. 11(2): 91-101
- GUGGENBERGER G. (1988): Chromatographische (GPC, RP-HPLC) und spektroskopische (IR,  $^{13}\text{C}$ -NMR) Kennzeichnung wasserlöslicher organischer Bodensubstanzen aus Waldhumus. Bayreuther Bodenkundliche Berichte Band 10
- MÜLLER T., R.G.JÖRGENSEN und B.MEYER (1988): Die Bedeutung von vier Phenolcarbonsäuren und Vanillin als Hemmstoffe für keimende Pflanzen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 56: 215-220
- OREM W.H. und P.G.HATCHER (1987): Solid state  $^{13}\text{C}$ -NMR studies of dissolved organic matter in pore waters from different depositional environments. Org. Geochem. 11(2): 73-82
- PRESTON C.M. (1987): Review of solution NMR of humic substances. In: NMR of Humic Substances and Coal (WERSHAW L. und M.A.MIKITA, Hrsg.): 3-32

## Dank

Herrn Prof. Dr. W.Zech danke ich für die Anregung und Unterstützung dieser Arbeit. Bei Herrn Dr. L.Haumaier bedanke ich mich für die Aufnahme der  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektren. Der Fa. Pleurotus Austernpilz GMBH bin ich für die Bereitstellung der Proben zu Dank verpflichtet.

Zur Verfügbarkeit und Pflanzenaufnahme von Pb auf Böden mit hohen  
lithogenen Schwermetallgehalten

von

Grube, M.* und M. Filipinski**

## 1. EINLEITUNG

Die Böden der Bundesrepublik Deutschland weisen - bedingt durch ihr geologisches Ausgangsmaterial - z.T. großflächig erhöhte lithogene und pedogene (geogene) Schwermetall-Grundgehalte auf HINDEL und FLEIGE, 1989).

Diese meist silikatisch oder sulfidisch gebundenen geogenen Schwermetalle sind grundsätzlich anders zu bewerten als anthropogene Schwermetalle, die als Oxide oder aber in leicht lösbarer Salzform in den Boden gelangen (GRUBE und KUNTZE, 1988).

Am Beispiel des Bleis werden zur Abschätzung des Gefährdungspotentials Feld- und Gefäßversuche ausgewertet, um den Transfer in die Pflanzen und durch Extraktionsverfahren bewerten zu können.

Die Feldversuche befinden sich in Stolberg/Rheinl. TK 25 5203.

## 2. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

### 2.1 FELDVERSUCH

Die Pb-Gehalte in den Böden betragen mit Werten zwischen 900 und 6800 mg/kg in den Feldversuchen bis zum 57fachen (Abb. 1) und in den Gefäßversuchen bis zum 68fachen des Grenzwertes der Klärschlammverordnung (1982).

* Bodentechnologisches Institut des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 28 Bremen 1

** Geologisches Landesamt Schleswig Holstein, Mercatorstr. 7, 23 Kiel

Im 1. Versuchsjahr zeigt sich im Feldversuch eine geringe Abhängigkeit der Pb-Gehalte im Gras von der geogenen Grundanreicherung. In den Varianten mit den geringeren Pb-Gehalten im Boden (1040 - 1570 mg/kg) lagen im 2. Versuchsjahr die Pb-Gehalte im Gras weit über den Gehalten des 1. Versuchsjahres (Abb. 2).

Die Pb-Gehalte im Gras lagen selbst bei Pb-Gehalten von 5700 mg/kg im Boden unter den Höchstgehalten des Futtermittelrechts (45 mg/kg).

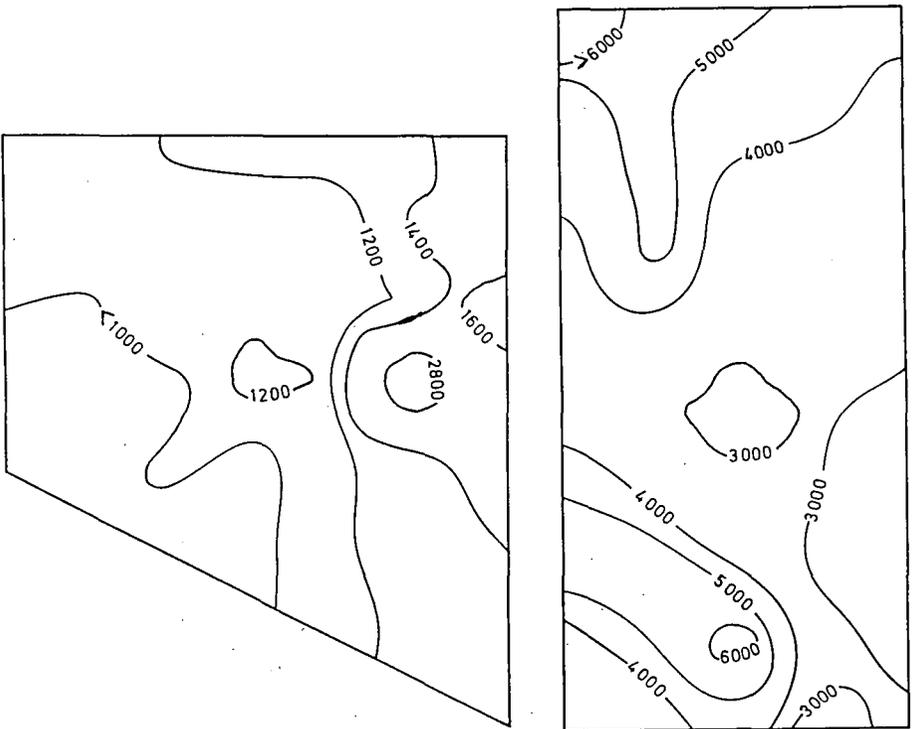


Abb. 1: Isoliniendiagramme der Pb-Gehalte in mg/kg Boden  
(Standort Stolberg I und Stolberg II)

Im Gefäßversuch wurden neben dem Ap-Horizontmaterial auch Material aus den Bv- und Cv-Horizonten von zwei verschiedenen Standorten ausgewählt. Abb. 4 zeigt die Pb-Gehalte im Getreidekorn (Gerste und Weizen) mit den entsprechenden Pb-Gehalten im Boden. Die Pb-Gehalte zeigen sich stark abhängig von den verschiedenen Horizonten, wobei der unterschiedliche pH-Wert der Horizonte der entscheidende Faktor ist (FILIPINSKI, 1989).

Die Pb-Gehalte im Weizenkorn sind zwar wesentlich geringer als im Gerstenkorn, überschreiten aber in allen Fällen den ZEBs-Richtwert deutlich.

Die Beziehung zwischen den Pb-Gehalten im Weizenkorn zeigt mit  $r = 43^{**}$  keine deutliche Beziehung zu den DTPA-löslichen Pb-Gehalten. Dagegen zeigen die Pb-Gehalten im Gerstenkorn mit  $r = 0,81^{***}$  eine gute Korrelation mit dem DTPA-extrahierbarem Pb (Abb. 5).

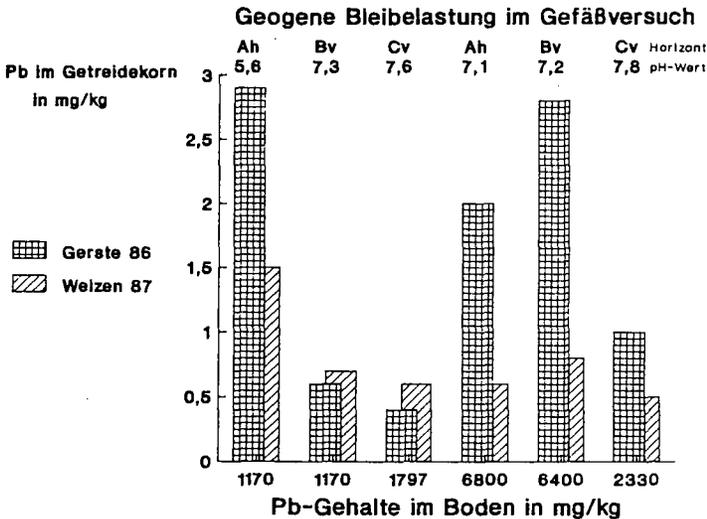


Abb. 4: Pb-Gehalte im Weizen- und Gerstenkorn und Pb-Gehalte im Boden in mg/kg

### Geogene Bleibelastung im Feldversuch

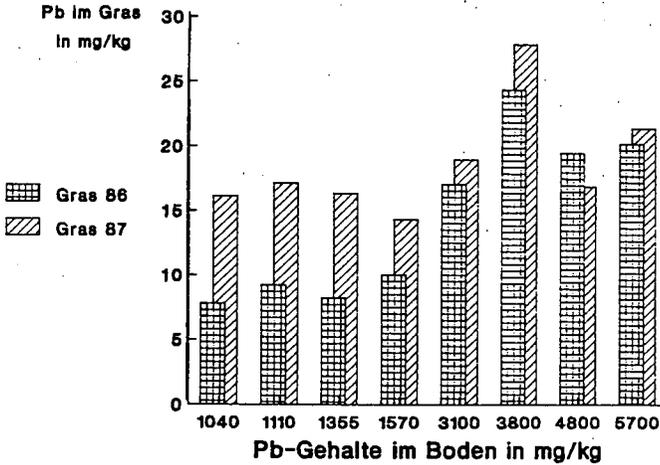


Abb. 2: Pb-Gehalte im Gras in den Versuchsjahren 1986/1987 und Pb-Gehalte im Boden in mg/kg

Die Extraktion mit DTPA zeigte eine gute Beziehung zur Pflanzenaufnahme (Abb. 3).

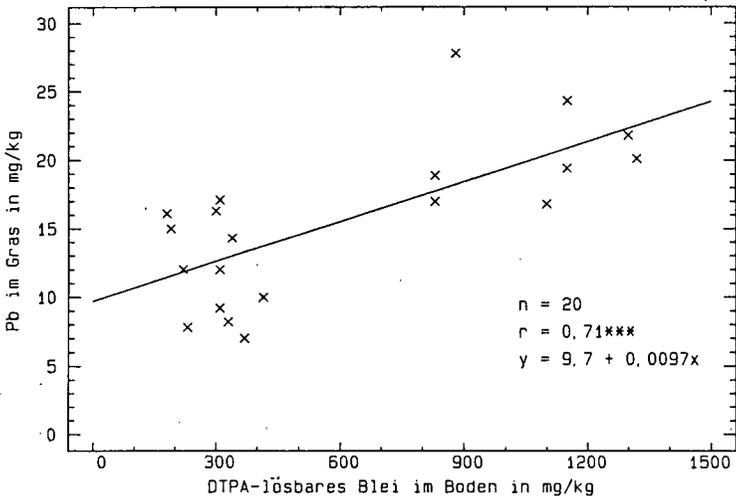


Abb. 3: Lineare Regression zwischen den Pb-Gehalte im Gras und den DTPA-lösbaren Pb-Gehalten im Boden in mg/kg

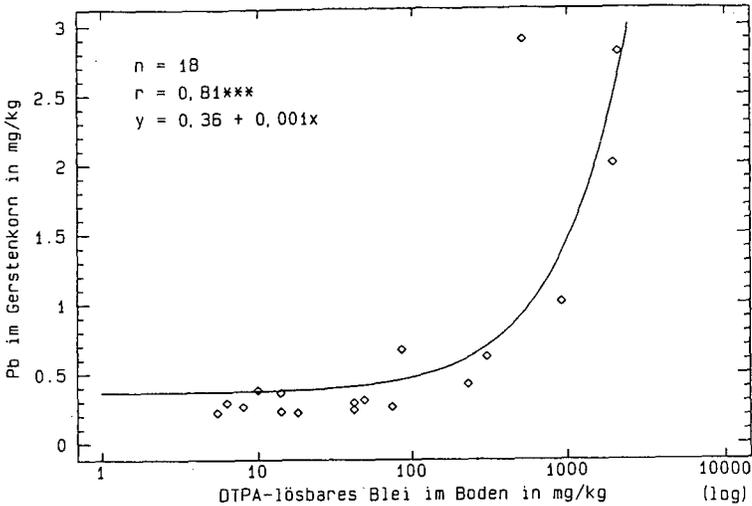


Abb. 5: Lineare Regression zwischen den Pb-Gehalte im Gerstenkorn und den DTPA-lösbaren Pb-Gehalten im Boden in mg/kg

### 3. ZUSAMMENFASSUNG

In einem UBA-Forschungsprojekt wurden Feld- und Gefäßversuche auf Böden mit hohen geogenen Schwermetallgehalten durchgeführt. Aus den Versuchen ging hervor, daß Pb geogener Herkunft trotz geringerer Pflanzenverfügbarkeit z.T. zu hohen Schwermetallkonzentrationen im Pflanzenmaterial führt.

- a) Im Feldversuch lagen die Pb-Gehalte im Gras unter den Höchstgehalten des Futtermittelrechts (45 mg/kg). Die DTPA-extrahierbaren Pb-Gehalte zeigten eine gute Beziehung zu den Pb-Gehalten im Gras.
- b) Im Gefäßversuch zeigte sich eine starke Abhängigkeit der Pb-Aufnahme durch die Pflanzen einmal von den verschiedenen Horizonten, zum anderen vom pH-Wert. Im Gefäßversuch lagen die Pb-Gehalte im Weizenkorn deutlich über den ZEBS-Richtwerten. Nur die Pb-Gehalte im Gerstenkorn zeigten eine deutliche Beziehung zu den DTPA-extrahierbaren Pb-Gehalten des Bodens.

#### 4. LITERATUR

ABFKLÄRV., 1982: Klärschlammverordnung vom 25.6.1982. Bundesgesetzblatt., Teil I, 734-739.

FILIPINSKI, M., 1989: Pflanzenaufnahme und Lösbarkeit von Schwermetallen aus Böden hoher geogener Anreicherung und zusätzlicher Belastung. Diss. Göttingen.

GRUPE M. und H. KUNTZE, 1988: Zur Ermittlung der Schwermetallverfügbarkeit lithogen und anthropogen belasteter Standorte. Z. Pflanzenern. Bodenknd., 151, 319-324.

HINDEL, R. und H. FLEIGE, 1989: Kennzeichnung der Empfindlichkeit der Böden gegenüber Schwermetallen unter Berücksichtigung von Grundgehalt, geogener und pedogener Anreicherung sowie anthropogener Zusatzbelastung. UBA-Forschungsvorhaben 10701001, im Druck.

## ZUR DYNAMIK DES GELÖSTEN ORGANISCHEN KOHLENSTOFFS (DOC) IN UNTERSCHIEDLICH IMMISSIONSBELASTETEN WALDSTANDORTEN

von

Guggenberger G.¹⁾ und G. Beudert²⁾

### EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Bisherige bodenkundliche Untersuchungen über die Auswirkungen von sauren Depositionen betreffen in erster Linie die anorganischen Ionen (z.B. *Matzner* und *Ulrich*, 1981; *Hantschel*, 1987). Organische Substanzen fanden in den Stoffbilanzen insofern Beachtung, daß man den organischen Anionen den Ausgleich des Anionendefizits in der Auflage und im Mineralboden zuschrieb (*Berden* et al., 1987). Demgegenüber gibt es bisher nur wenige Untersuchungen zum Einfluß saurer Immissionen auf die Huminstoffdynamik. *Ulrich* (1981) prägte in diesem Zusammenhang den Begriff der "Humusdisintegration", d.h. des Humusvorratabbaus.

Unserer Untersuchung liegt die Fragestellung zugrunde, inwiefern die Belastung durch Immissionen Art und Menge des Ein- und Austrags wasserlöslicher organischer Verbindungen sowie den Chemismus und die Dynamik der Huminstoffe im Solum beeinflussen. Erste Ergebnisse zu quantitativen Unterschieden des DOC in den unterschiedlich geschädigten Fichtenökosystem Oberwarmersteinach und Wülfersreuth werden vorgestellt.

### MATERIAL UND METHODEN

Untersuchungsflächen sind die bodenkundlich bereits von *Hantschel* (1987) und *Kaupenjohann* (1989) untersuchten Fichtelgebirgsstandorte Oberwarmersteinach und Wülfersreuth. Die Lösungen wurden mit Regenfänger, Streulysimeter und P 80 Keramik-Saugkerzen gewonnen. Nach einer horizontweisen Kollektivierung wurden die Lösungen über Silbermembranen (0,45 µm) bzw. Glasfaserfilter (0,7 µm) filtriert.

Die Messung der Konzentration des DOC erfolgt durch thermische Oxidation mit anschließender IR-spektroskopischer Messung des CO₂ (Dohrmann DC 90).

Zur Überprüfung der Sorptionseigenschaften der P 80 Saugkerzen gegenüber DOC verglichen wir neue, bisher nicht im Boden eingebaute Kerzen, die nach der Methode von *Meiwes* et al. (1984) konditioniert waren, mit alten Saugkerzen, die aus 34 cm Tiefe (Bs-Horizont, Fläche Oberwarmersteinach) stammen und sich 3 Jahre im Einsatz befanden. In 3 Parallelen wurde jeweils ein Liter eines im Labor gewonnenen Wasserextrakts des Bs-Horizontes innerhalb von 20 +/- 1 Stunden durch die Keramik-Kerzen gesaugt.

¹⁾ Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

²⁾ Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Am Fasanengarten, 7500 Karlsruhe 1

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

### zur Sorption von DOC an Saugkerzen

Bei unseren Untersuchungen stellte sich die Frage, inwieweit die DOC-Konzentration der mittels Saugkerzen gewonnenen Lösung der Konzentration der Original-Bodenlösung entspricht. Generell läßt sich sagen, daß die verwendeten keramischen Saugkerzen (P 80) eine nicht vernachlässigbare Austauschkapazität besitzen (Grossmann et al., 1986). Eine Sorption an die Saugkerzen betrifft dabei besonders  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$ , wohingegen Ca, Mg und Al aus den Keramik-Kerzen gelöst werden können (Litaor, 1988). Es liegen jedoch kaum Untersuchungen vor, ob die Saugkerzen die DOC-Konzentration der Bodenlösung beeinflussen, so daß dies in einem Laborversuch abgeklärt werden mußte. Tab. 1 informiert über die DOC-Gehalte der im Labor gewonnenen Mineralbodenlösungen bevor und nachdem die Lösungen durch die Keramik-Kerzen gesaugt wurden.

Tab. 1: DOC-Gehalte [ $\text{mg l}^{-1}$ ] eines Wasserextrakts aus dem Bs-Horizont in Oberwarmensteinach vor und nach dem Saugen durch alte bzw. neue Keramik-Saugkerzen.

Saugkerzen alt		Saugkerzen neu	
vorher	nachher	vorher	nachher
2.73	2.79	2.79	1.95
2.83	2.91	2.67	1.81
2.87	2.83	3.14	2.31

Nach Tab. 1 sorbieren neue Saugkerzen auch nach einer Konditionierung signifikant DOC, wohingegen bei den alten Saugkerzen keine DOC-Sorption zu verzeichnen ist. Demnach sind nach einiger Zeit die Sorptionsplätze an der Kerze belegt, und es scheint sich ein Gleichgewichtszustand einzustellen ohne weitere Sorption von DOC an die Kerzen.

Dieses Resultat steht im Widerspruch zu Ergebnissen von Rauland-Rasmussen (1989). Er verglich die chemische Zusammensetzung von Bodenlösungen, die er mittels Saugkerzen und einer Zentrifugationsmethode gewann. Rauland-Rasmussen (1989) fand dabei in den Saugkerzenlösungen nur halb so hohe DOC-Konzentrationen wie in den durch Zentrifugation gewonnenen Bodenlösungen. Der Autor führte hierfür zwei Gründe an:

- 1) Eine Sorption negativ geladener organischer Verbindungen an die Al-haltige Saugkerzenmatrix
- 2) Ausfällung von  $\text{Al-C}_{\text{org}}$ -Komplexen aufgrund der Verengung des Verhältnisses von organischem Chelator zum Al-Liganden durch Al-Abgabe der Saugkerzen an die Lösung

Durch die Installation der Saugkerzen in den Ae-Horizont simulierte Rauland-Rasmussen (1989) bei der Gewinnung der Bodenlösung die Ausfällung der wasserlöslichen organischen Substanzen im Bh-Horizont eines Podsols.

Sind jedoch die Saugkerzen, wie in unserem Fall, im Bs-Horizont und tiefer installiert, so ist davon auszugehen, daß sorptionsfähige wasserlösliche organische Verbindungen schon im Bh- und Bs-Horizont selektiv an mineralische Al- und Fe-haltige Substanzen gebunden werden, und der verbleibende Rest des DOC die Saugkerzen ungestört passieren kann. Da außerdem im unmittelbar die alten Kerzen umgebenden Boden keine  $\text{C}_{\text{org}}$ -Anreicherung festgestellt werden konnte, ist davon auszugehen, daß der DOC mit dieser Versuchsanordnung quantitativ erfaßt wird.

DOC-Konzentration und -Flüsse

Abb. 1 gibt die mittleren DOC-Konzentrationen in den Kompartimenten der Standorte Oberwarmensteinach und Wülfersreuth für den Meßzeitraum Mitte Oktober 1988 bis Mitte Juli 1989 wieder. Erwartungsgemäß liegt die DOC-Konzentration in den Lysimeterlösungen am höchsten, während schon in der ersten Saugkerzentiefe eine drastische Abnahme der DOC-Konzentration auf ca  $4 \text{ mg l}^{-1}$  zu verzeichnen ist. Bis zu dieser Tiefe muß also der größte Teil des in den Mineralboden geleachten Kohlenstoffs sorbiert bzw. mineralisiert sein. Die Sorption findet dabei im Bs- und nicht im Aeh-Horizont statt, wie Batchversuche von David und Zech (1989) zeigten. Im Vergleich zur obersten Saugkerzentiefe (34 cm), nimmt die DOC-Konzentration in den Bodenlösungen der darunter liegenden Horizonte (66 cm und 90 cm) kaum mehr ab (Abb. 1), obwohl für den Standort Wülfersreuth im Bv-Horizont eine ähnlich hohe Sorptionskapazität gegenüber DOC wie im darüberliegenden Bsv ermittelt wurde (David und Zech, 1989). Daraus ist zu schließen, daß das sorptionsfähige Material nahezu quantitativ im Bs- (Oberwarmensteinach) bzw. Bsv-Horizont (Wülfersreuth) gebunden wird, während ein geringer Teil des DOC das gesamte Solum offensichtlich ungehindert passieren kann.

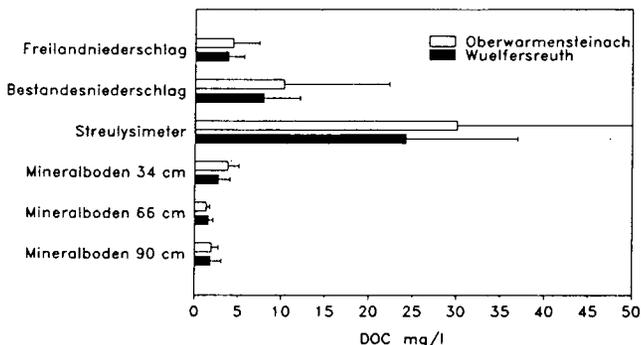


Abb. 1: Mittlere DOC-Konzentrationen in den Kompartimenten der Standorte Oberwarmensteinach und Wülfersreuth für den Zeitraum 24.10.88 bis 24.07.89

Abb. 2 zeigt die Ganglinie des Bestandesniederschlags in Oberwarmensteinach sowie die der darin gemessenen DOC-Konzentration. Der inverse Verlauf beider Graphen ist deutlich zu erkennen. Vor allem während der herbstlichen Hochdruckwetterlage Anfang November 1988 sind hohe DOC-Konzentrationen zu verzeichnen, wohingegen häufige und starke Niederschläge zu niedrigen DOC-Konzentrationen im Bestandesniederschlag führen.

Die durch Multiplikation mit der Niederschlagsmenge ermittelten DOC-Flüsse für den Freiland- und Bestandesniederschlag sind in Abb. 3 dargestellt. Die höchsten Flußraten im Bestandesniederschlag treten in den Niederschlagsereignissen auf, die jeweils eine Trockenperiode beenden (23.11.88, 19. und 26.06.89). Dabei werden die trockenen Depositionen des vorangegangenen Zeitraumes auf den Waldboden geleacht. Auffällig ist der besonders zu diesen Zeiten höhere Fluß in Oberwarmensteinach. Hingegen bleiben in längeren Zeitintervallen mit konstant hohen Niederschlägen die DOC-Flußraten aufgrund geringer DOC-Konzentrationen niedrig. Diese niederschlagsdynamisch bedingten Phänomene überlagern die dabei eventuell vorhandenen jahreszeitlichen Zyklen der DOC-Freisetzung des Bestandes.

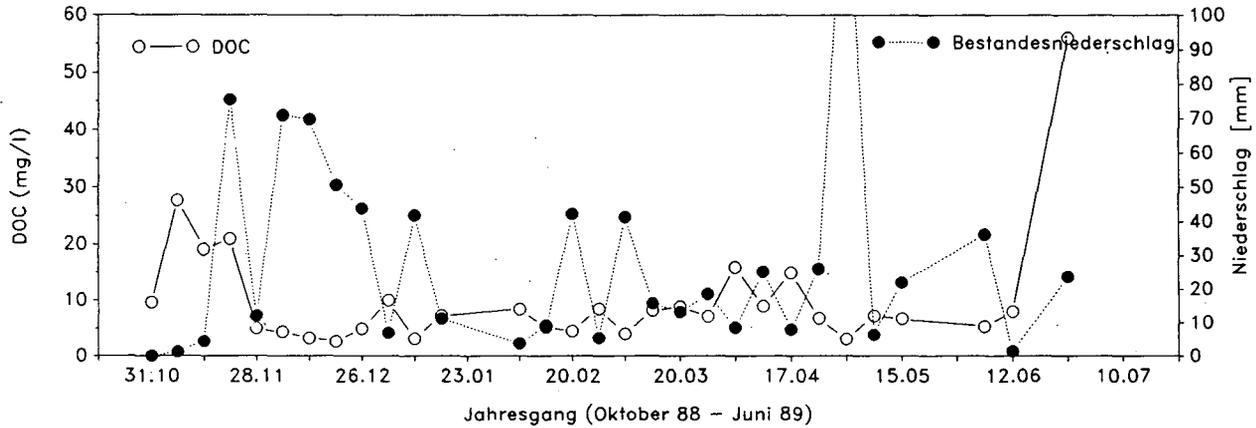


Abb. 2: Ganglinie des Bestandesniederschlags und die der Konzentration des darin gelösten organischen Kohlenstoffs für Oberwarmensteinach

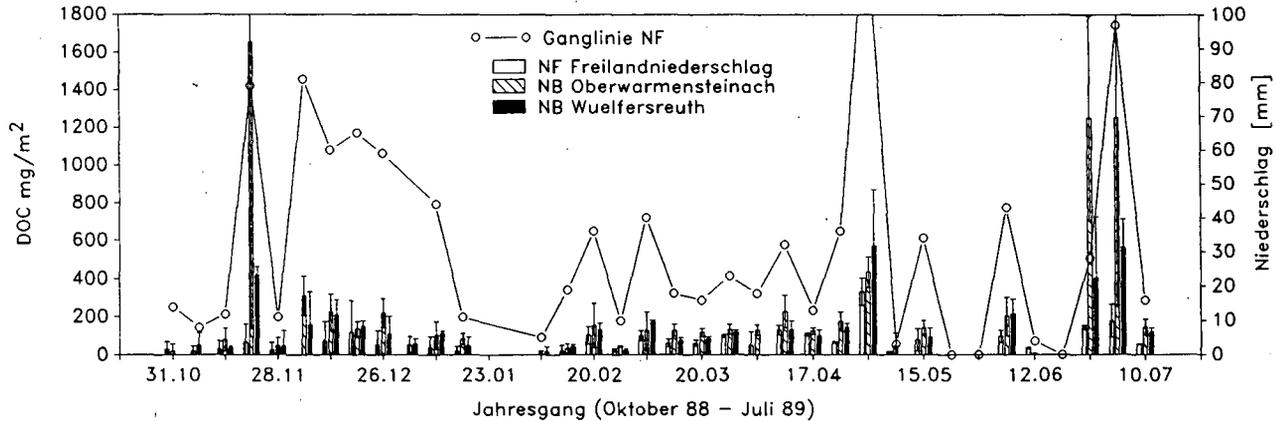


Abb. 3: DOC-Flüsse im Freilandniederschlag (O + W) und in den Bestandesniederschlägen beider Standorte

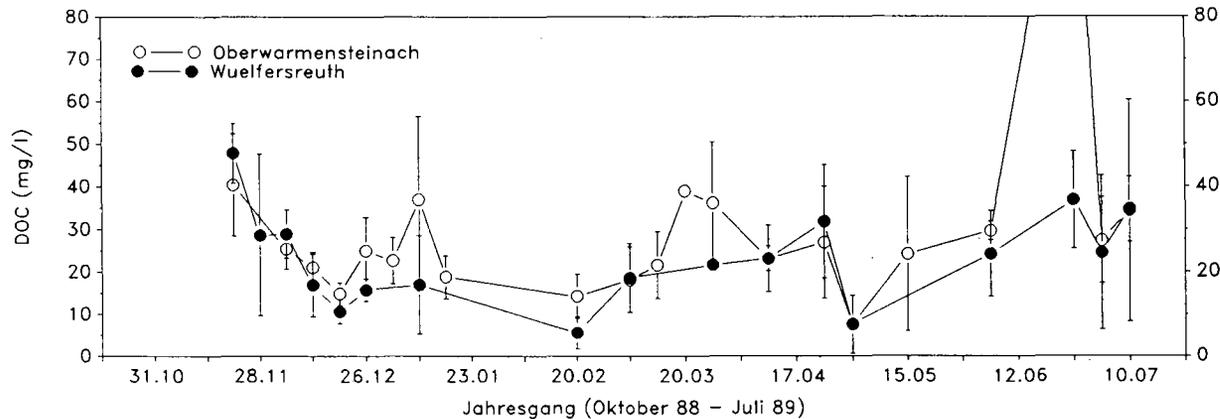


Abb. 4: Zeitgang der mittleren DOC-Konzentrationen in den Streulysimeterlösungen beider Standorte

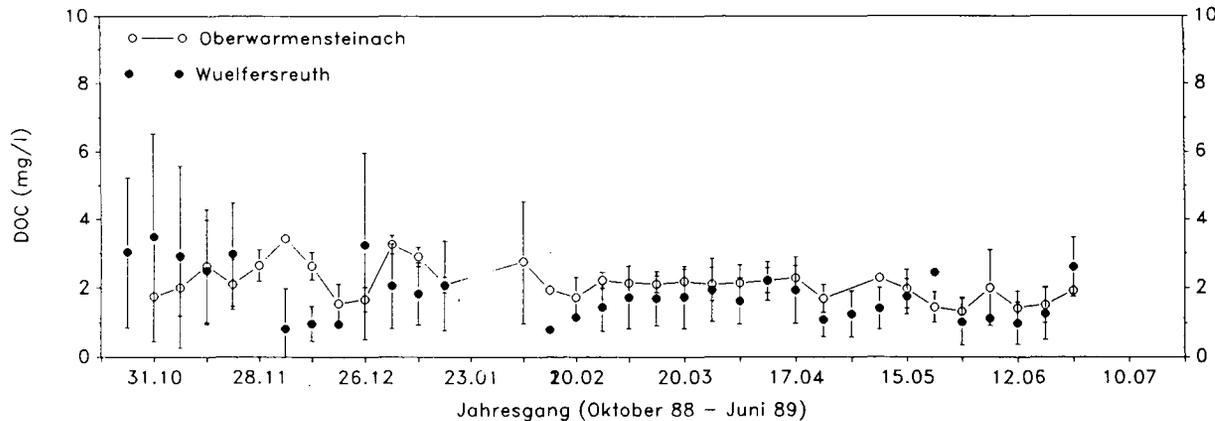


Abb. 5: Zeitgang der mittleren DOC-Konzentrationen im Mineralbodenoutput beider Standorte

Die Konzentrationen des Mineralbodeninputs unterliegen starken Schwankungen im Jahresgang (Abb. 4), wobei auch hier die höchsten Konzentrationen während erster starker Niederschläge nach Trockeneignissen auftreten. Häufige Gewitterregen zwischen dem 21. und 23. sowie 26. und 29.06.89 beendeten dabei eine dreiwöchige Periode, in der die Streulysimeter nicht flossen. Der einsetzende Mineralisationsschub bewirkte neben dem Anstieg der DOC-Konzentration auch ein Fallen des pH. Die DOC-Konzentration des Mineralbodeninputs ist in Oberwarnesteinach (ausgenommen während der Wintermonate) höher als in Wülfersreuth, jedoch besteht auch eine große Standardabweichung zwischen den Parzellen.

Der Mineralbodenoutput beider Standorte zeichnet sich durch annähernd konstante DOC-Konzentrationen auf niedrigem Niveau im Jahresverlauf aus (Abb. 5). Wiederum scheint die DOC-Konzentration vor allem in den Sommermonaten auf dem Oberwarnesteinacher Standort höher zu liegen.

## SCHLUSSFOLGERUNGEN

Der Einsatz von Keramik-Saugkerzen eignet sich zur quantitativen Erfassung von DOC unter der Voraussetzung, daß die wasserlöslichen organischen Substanzen im Bodenprofil bereits ein ähnliches chemisches Milieu passiert haben (Bh-, Bs-Horizont), wie es auch in den Saugkerzen besteht.

Ohne die noch zu berechnenden Nettowasserflüsse ist es noch nicht möglich, signifikante Unterschiede in der DOC-Dynamik der Standorte Oberwarnesteinach und Wülfersreuth festzustellen. Die bisherigen Ergebnisse deuten jedoch auf ein erhöhtes Leaching von DOC in den Kompartimenten des Standortes Oberwarnesteinach hin. Dieser Umstand könnte vor allem in den B-Horizonten auf die Protonierung wasserlöslicher organischer Verbindungen mit sinkendem pH zurückzuführen sein. Dies bedingt eine geringere Ladung des DOC und erschwert somit dessen Sorption an mineralische Al- und Fe-haltige Substanzen.

## DANK

Wir danken dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen für die finanzielle Unterstützung

## LITERATUR

- Berden, M., S.I.Nilsson, K. Rosen und G. Tyler (1987). Soil Acidification, Extent, Causes and Consequences. National Swedish Environment Protection Board report 3292.
- David, M.B. und W. Zech (1989). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. (eingereicht).
- Grossmann, J., K.-E. Quentin und P. Udluft (1987). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150, 258-261.
- Hantschel, R. (1987). Bayreuther Bodenkundl. Ber., Band 3.
- Kaupenjohann, M. (1989). Bayreuther Bodenkundl. Ber., Band 11.
- Litaor, M.I. (1988). Water Resour. Res. 24, 727-733.
- Mätzner, E. und B. Ulrich (1981). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 660-681.
- Meiwes, K.-J., M. Hauhs, H. Gerke, N. Asche, E. Mätzner und N. Lammersdorf (1984). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Göttingen, Band 7, S. 68-142.
- Rauland-Rasmussen, K. (1989). J. Soil Sci., 40, 95-101.
- Ulrich, B. (1981). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 647-659.

## Bodenökologische Charakterisierung von Waldschadensflächen im bayerischen Kalkalpenraum

Hantschel, R., Pfirrmann, T. und Eisenmann, T.¹

### 1. Einleitung und Fragestellung

Die bisher im Kalkalpenraum durchgeführten bodenkundlichen Untersuchungen beschränkten sich auf die statische Erfassung von Bodenparametern (Zöttil, 1966a, 1966b; Zech, 1969; Kreutzer, 1970; Gracanin, 1972; Zech und Vökl, 1979; Mishra, 1982; Biermayer und Rehfuess, 1985). Die raum-zeitliche Variabilität bodenökologischer Größen, v.a. die der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung wurde nicht erfaßt. Neuere Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Waldschäden und Bodenfaktoren zeigen die Bedeutung dieser Variabilitäten, besonders der Zusammensetzung der Bodenlösung, für die Interpretation der räumlich und zeitlich ebenfalls variablen Schadensmuster (Raben, 1988; Horn et al., 1989; Ulrich, 1989).

Deshalb wird der Bilanzierungsansatz auch in dem, vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen am Wank bei Garmisch-Partenkirchen initiierten, interdisziplinären Forschungsprojekt zum Thema "Waldschäden in den Kalkalpen" angewandt. Arbeitshypothese ist die wesentliche Beteiligung von Photooxidantien wie Ozon, Peroxiden und Peroxinitraten bei der Entstehung der in dieser Region seit Anfang der 80er Jahre registrierten Waldschäden. Letztere äußern sich v.a. durch unspezifischen Nadelverlust (Schönborn und Mößnang, 1989). Da dem Boden zumindest eine prädisponierende Rolle zukommt, sollen bodenökologische Untersuchungen zur Wasser-, Wärme- und Stoffdynamik in Ergänzung mit physiko-chemischen Laboruntersuchungen klären, ob und in welchem Umfang die am Wank typischen Standortverhältnisse mit zur Auslösung der Schäden beitragen.

In dieser Darstellung sollen die Ergebnisse der Kartierung, der physiko-chemischen Grundcharakterisierung sowie der lösungsschemischen Analysen beispielhaft vorgestellt werden.

### 2. Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet am Wank (1780 m üNN), der zum Estergebirge und damit zu den bayerischen Kalkalpen gehört, erstreckt sich auf einem Südwesthang vom Tal in Garmisch-Partenkirchen (750 m üNN) bis in eine Höhe von 1700 m üNN. Innerhalb des v.a. mit Fichten bewachsenen Gebietes wurden sieben Meßflächen auf verschiedenen Höhenstufen ausgewiesen, wobei die Flächen 5 (1110 m üNN) und 7 (805 m üNN) als Intensivmeßflächen ausgewählt wurden (Hantschel et al., 1989). Auf allen sieben Flächen wurde eine standortkundliche Kartierung im 5x5 m Raster durchgeführt. Innerhalb der Flächen der jeweiligen Hauptbodentypen wurden nach dem Zufallsprinzip fünf 1x1 m große Plots ausgewiesen; sie dienten zur Probenahme für die chemische und physikalische Grundcharakterisierung der Flächen sowie für die Gewinnung der Bodenlösungen im Labor. Außerdem wurden auf den Intensivmeßflächen 5 und 7 um jeweils drei Fichten, die auf dem Hauptbodentyp stocken, Druckaufnehmertensiometer, Bodentemperaturfühler und Saugkerzen für kontinuierliche Messungen installiert. Der Meßaufbau und die verwendete Laboranalytik ist in Hantschel und Pfirrmann (1989) beschrieben.

¹ GSF München, Ingolstädter Landstr. 1, 8042 Neuherberg

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Bodenkartierung sind in Tabelle 1, die die Häufigkeitsverteilung der Bodentypen und Humusformen wiedergibt, zusammengefaßt. Die für den Kalkalpenraum als typisch eingestuften Bodentypen Rendzina und Terra fusca konnten nicht ausgeschieden werden, da zum einen in allen Bohrlöchern glimmerhaltiges Fremdmaterial gefunden wurde und da zum anderen die zur Ausweisung einer Terra fusca notwendigen Tongehalte von 60% in keinem B-Horizont erreicht wurden. Die Häufigkeitsverteilung der Humusform wird durch die Bestockungsdichte geregelt. Mit abnehmender Bestockung erhöht sich der Lichteinfall, damit steigt die Vergrasung der Zwischenbaumflächen und der Übergang von der Humusform Moder zu Mull wird begünstigt. Die am Steilhang gelegenen Flächen 1, 2, 3, 4 und 6 werden mehr oder weniger von Pararendzinen dominiert, die auf den oberen beiden Flächen 1 und 2 auf Dolomit und auf den restlichen Flächen auf Plattenkalk aufliegen. Auf den Intensivmeßflächen 5 und 7 herrschen Braunerden als Hauptbodentyp vor. Ein Vergleich der in  $\text{CaCl}_2$  gemessenen pH-Werte auf den fünf Teilplots der beiden Braunerden (Abb. 1) zeigt jedoch, daß sich beide Bodentypen klar unterscheiden. Auf der Fläche 7 herrschen fast ausschließlich saure Braunerden vor, die aus den Plattenkalkverwitterungen aufliegenden, äolischen Deckschichten entstanden sind. Diese schluffigen Deckschichten mit hohem Glimmeranteil stammen wahrscheinlich aus dem Zentralalpin und wurden auch für andere Gebiete der Kalkalpen beschrieben (Schönhals und Poetsch 1976; Zech und Völkl, 1979; Biermayer und Rehfuess, 1985). Im Gegensatz entstanden die Braunerden auf Fläche 5 hauptsächlich aus anstehenden Mergelkalke. Die hohen pH-Werte der Horizonte werden nur im Oberboden vereinzelt durch Deckschichtmaterial beeinflusst.

An den pH-Werten der Fläche 7 ist die große Heterogenität der bodenbildenden Materialien zu erkennen. Die Abnahme der Protonenkonzentrationen um bis zu drei Größenordnungen innerhalb weniger Zentimeter konnte nicht immer mit dem Wechsel zwischen Deckschichtmaterial und Kalkrückständen in Einklang gebracht werden. Die genauere Untersuchung des geseihten Bodenmaterials ergab, daß in den meisten Proben sehr kleine Kalksteinchen enthalten waren, die nicht quantitativ vor der Bodenanalyse aussortiert werden konnten. Folglich wird bei der Zugabe von Wasser oder Salzlösungen, wie sie zur Bestimmung der wichtigsten bodenchemischen Parameter verwendet werden, die Kalklösung in Gang gesetzt, insbesondere wenn die Lösung geschüttelt oder gerührt wird. Wie stark die Lösung von kleinen Kalksteinchen die Bodenchemie verändert wird in Hantschel und Pfirrmann (1989) verdeutlicht.

Das eben beschriebene Phänomen erklärt auch, warum der Einfluß des auf allen Wankflächen vorkommenden Deckschichtmaterials sich auf den Flächen mit hohem Steingehalt weniger klar im pH-Wert widerspiegelt. Trotzdem lassen die Mittelwerte der fünf Plots den Einfluß des Fremdmaterials im Oberboden erkennen (Abb. 2).

Nachdem der Einsatz von bodenchemischen Mikromethoden zur Klärung der Verteilung von sauren und basischen Bodenzone auf aufwendig war, wurde versucht mit Hilfe der im Labor gewonnenen Bodenlösung weitere Informationen über die bodenökologische Situation im Wurzelbereich zu gewinnen. Aufgrund der stark aggregierten Bodenproben und der beschriebenen Kalksteinproblematik wurden die Methode der Gleichgewichtsbodenlösung (GBL nach Ulrich, 1966) und der Perkolationsbodenlösung (PBL nach Hantschel et al., 1986) verglichen. In Tabelle 2 sind die äquivalenten Prozentanteile der Alkali- und Erdalkali-Kationen den Anteilen der Kationsäuren an der Kationensumme in der Bodenlösung gegenübergestellt. Dabei ist der Plot 12,03 der Fläche 7 dargestellt, auf dem das Deckschichtmaterial in den oberen Zentimetern ungestört auf den Kalkrückständen liegt. Die PBL ergibt für alle Horizonte signifikant mehr saure Kationen als die GBL. Dieser Unterschied dürfte im Oberboden durch die starke Aggregation der Proben bedingt sein. Die

von Hantschel et al. (1988) nachgewiesene Versauerung von Aggregatoberflächen in sauren Böden scheint sich auch im Deckschichtmaterial deutlich auszuprägen. Bei der Herstellung der GBL wird dieser Struktureffekt aufgehoben und die Bodenlösung zeigt basischere Verhältnisse an - dieser Effekt konnte bereits für Böden des Fichtelgebirges gezeigt werden (Hantschel et al., 1988). In den unteren zwei Horizonten dieses Profils werden die Unterschiede zwischen PBL und GBL hauptsächlich durch die Kalklösung der in diesen Proben enthaltenen Steinchen verursacht, die in der ungestörten Probe für die PBL eine viel geringere Rolle spielt. Die Bodenlösung der Horizonte auf einem Kalkmergelplot der Fläche 5 ist zu mindestens 86% aus basischen Kationen zusammengesetzt, die Unterschiede zwischen GBL und PBL sind nicht signifikant, was aufgrund der hohen Pufferkapazität des Feinbodens auch nicht zu erwarten ist (Kaupenjohann und Hantschel, 1989).

Die Ca/Al-Verhältnisse liegen in der PBL der Fläche 7 um eine Zehnerpotenz niedriger als in der GBL und erreichen Werte kleiner 1 (Hantschel und Pfirrmann, 1989). Im Gegensatz zeigen die Ca/Al-Verhältnisse des Kalkmergelplots die sehr gute Basenversorgung an, denn sie liegen auch in der PBL für alle Horizonte über 10 (Hantschel und Pfirrmann, 1989).

Die Spannweite der chemischen Zusammensetzung der PBL auf den Flächen 5 und 7 wird in Tabelle 3 demonstriert. Die unterschiedlichen bodenbildenden Materialien machen sich z.B. für Fe und Mn aber auch für Al in Konzentrationsunterschieden um mehr als eine Größenordnung bemerkbar. Nachdem diese unterschiedlichen Böden in kleinräumigem Wechsel über den Wank verteilt sind, ist mit entsprechenden Auswirkungen auf das Wurzelsystem und die Waldernährung zu rechnen. So könnten die für Kalkstandorte untypisch hohen K-Gehalte der Nadeln (Schönborn und Mößnang, 1989) darauf hinweisen, daß die glimmerreichen Deckschichtkompartimente am ganzen Wank vorhanden sind und durchwurzelt werden.

#### 4. Schlußfolgerungen

Die ersten bodenkundlichen Ergebnisse vom Wank bei Garmisch-Partenkirchen zeigen, daß die Bodenbildung des Kalkalpenstandortes maßgeblich von glimmerreichen, sauren Deckschichten geprägt ist. Nachdem diese je nach Hanglage mehr oder weniger stark mit dem kalksteinhaltigen, autochthonen Verwitterungsrückständen vermischt sind, beschreiben die gängigen Bodenanalysen die ökologischen Eigenschaften der Feinsubstanz ungenügend.

Zur Charakterisierung der für das Pflanzenwachstum wichtigen chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung eignet sich die mit ungestörten Bodenproben arbeitende Perkolationsbodenlösung. Sie zeigt die Schwankung der Lösungschemie in den unterschiedlichen Bodenmaterialien zwischen dem Aluminium- und dem Carbonatpufferbereich. Welche Verhältnisse in der Rhizospäre dominieren und somit die Ernährung des Baumes sowie die Vitalität der Wurzel bestimmen, können nur detaillierte Feinwurzel- und Mykorrhizastudien in Verbindung mit der chemischen Analyse des Rhizobodens klären.

#### 5. Literatur

- Bliermayer, G. und Refhuess, K.E., 1985: Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 148, 406-416  
Gracanin, Z., 1972: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 15, 19-40  
Hantschel, R., Kaupenjohann, M., Horn, R. und Zech, W., 1986: Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, 136-139  
Hantschel, R., Kaupenjohann, M., Horn, R. und Zech, W., 1988: Geoderma 43, 213-227

Hantschel, R., Pfirrmann, T., Eisenmann, T. und Payer, H.D., 1989: GSF-Bericht "Waldschäden" 6/89, 373-383  
 Hantschel, R. und Pfirrmann, T., 1989: Forstw. Cbl. (im Druck)  
 Horn, R., Schulze, E.-D. und Hantschel, R. (1989): Ecological Studies 77 (im Druck)  
 Kaupenjohann, M. und Hantschel, R., 1989: Kali-Briefe (im Druck)  
 Kreutzer, K., 1970: Forstw. Cbl. 103, 275-299  
 Mishra, V.K., 1982: Dissertation der Univ. München, 1-165  
 Raben, G., 1988: Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme Göttingen 38, 1-253  
 Schönborn, A. und Mößang, M., 1989: GSF-Bericht "Waldschäden" 6/89, 457-466  
 Schönhals, E. und Poetsch, T.J., 1976: Eiszeitalter u. Gegenwart 27, 134-142  
 Ulrich, B., 1966: Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 113, 141-159  
 Ulrich, B., 1989: Adv. Environm. Sci. 4 (im Druck)  
 Zech, W., 1969, Dissertation der Univ. München, 1-165  
 Zech, W. und Vökl, W., 1979: Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 29, 661-668  
 Zöttl, H.W., 1965: Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 110, 109-114  
 Zöttl, H.W., 1965: Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 110, 114-120

Fläche	n	PR	Bodentyp in %			Humusform in %	
			BR	Übergänge	Andere	Mull	Moder
1	61	79	13	8	0	62	38
2	38	45	39	11	5	87	13
3	33	45	3	24	9	39	61
4	24	46	25	29	0	42	58
5	109	26	59	3	12	65	35
6	31	45	42	13	0	81	19
7	120	15	66	3	16	32	68

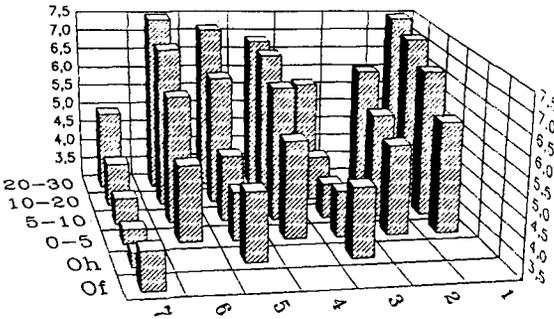
Tab. 1: Prozentuale Häufigkeitsverteilung der Bodentypen sowie der Humusformen am Wank (n Anzahl der Bohrlöcher, PR Pararendzina, BR Braunerde (saure und eutrophe), Andere z.B. Petrosole)

Horizont	Tiefe		x(Na+K+Mg+Ca) %		x(H+Mn+Fe+Al) %	
			GBL	PBL	GBL	PBL
OH	7 - 0	MW	73.9	*** 92.0	26.1	*** 7.9
		s	2.6	1.9	2.6	1.9
AhBv	0 - 5	MW	67.6	** 36.4	32.4	** 63.6
		s	8.9	14.8	8.9	14.8
Bv	5 - 10	MW	72.6	** 45.1	27.4	** 54.9
		s	5.6	14.3	5.6	14.3
Bv	10 - 20	MW	82.5	* 45.6	17.5	* 54.4
		s	5.8	30.8	5.8	30.5
BvIICv	20 - 30	MW	87.2	*** 43.8	12.8	*** 56.2
		s	14.2	12.0	14.2	12.0

Tab. 2: Statistischer Vergleich (t-Test) der prozentualen Anteile der basischen bzw. der sauren Äquivalentanteile (mmol Ä/1) an der Kationensumme in der GBL und der PBL für die saure Braunerde aus Deckschichtmaterial

Tiefe	Fläche	pH	K mg/l	Ca mg/l	Fe mg/l	Mn µg/l	Al mg/l
OH	7	4.7-5.1	10.5-20.5	3.9-12.5	0.27-0.60	67-338	0.4-0.9
	5						
0 - 5	7	4.4-4.8	5.2-13.3	4.0-8.9	2.0-5.0	34-114	4.0-40.2
	5	7.2-7.5	1.6-2.9	10.6-22.6	0.10-0.20	19-36	0.23-0.64
5 - 10	7	4.4-5.0	1.3-8.7	4.7-7.8	2.1-5.3	51-88	2.9-16.2
	5	7.5-7.9	0.5-1.2	8.8-13.4	0.07-0.36	10-25	0.17-1.97
10 - 20	7	4.8-5.9	2.4-7.9	8.6-15.0	1.2-7.7	46-221	2.0-67.1
	5	7.6-7.9	0.5-2.1	9.7-26.2	0.05-0.10	7-15	0.10-0.24
20 - 30	7	6.0-7.5	1.6-3.5	13.3-25.8	1.9-3.3	83-166	8.2-37.7
	5	7.7-7.9	0.5-0.7	11.2-22.9	0.04-0.12	8-14	0.07-0.34

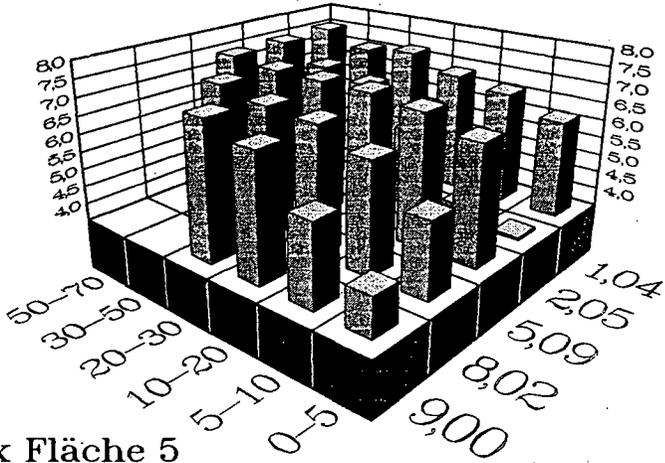
Tab. 3: Spannweite der Konzentrationen ausgewählter Kationen in der PBL der sauren Braunerde von Fläche 7 und der eutrophen Braunerde von Fläche 5



### Wank Fläche 1 - 7

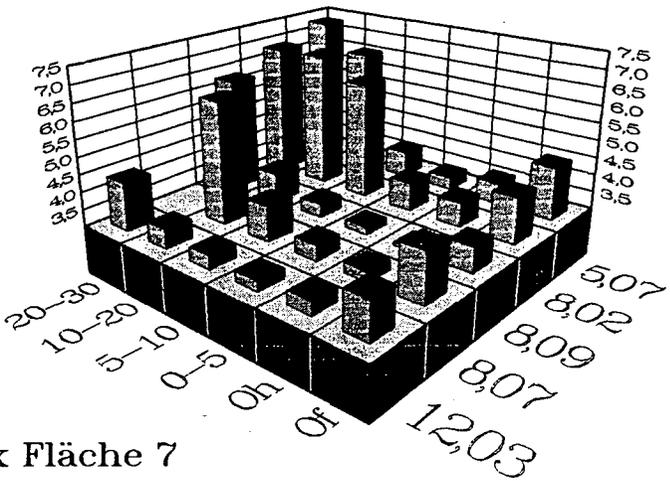
pH-CaCl2 Hauptbodentyp

Abb. 2: Verteilung der pH-Mittelwerte in verschiedenen Tiefen der Hauptbodentypen der sieben Versuchsflächen am Wank



### Wank Fläche 5

*pH-CaCl2 Braunerde*



### Wank Fläche 7

*pH-CaCl2 Braunerde*

Abb. 1: pH-Verteilung für verschiedene Tiefen der 5 Braunerdeplots auf den Flächen 5 und 7

Nitratverlagerung und Wasserhaushalt in einem 12 m mächtigen Lößprofil

von  
Heyder, D.*

Im Rahmen des Forschungsschwerpunktes "Umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft" des MURL Nordrhein-Westfalen wurde von 1986 bis 1988 die Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone mächtiger Lößdecken bei unterschiedlichen Stickstoff-Düngungsvarianten untersucht. Am Beispiel eines 12 m mächtigen Lößprofils sollen einige Ergebnisse vorgestellt werden.

In einem Dauerdüngungsversuch einer Apfelplantage im Raum Meckenheim in der Nähe von Bonn, in dem die Stickstoff-Düngung seit 1971 konstant war, lagen beide Versuchsparzellen unmittelbar aneinander angrenzend. Eine 12 bis 13 m mächtige Lößdecke liegt hier über der Hauptterrasse des Rheins. Das Grundwasser steht erst unterhalb von 20 m an. In der Nullparzelle (Profil 5) wurde seit 1971 auf Stickstoff-Düngung verzichtet, allerdings mit dem Grasschnitt der zwischen den Baumreihen liegenden Rasenstreifen gemulcht. Profil 6 erhielt 400 kg N pro ha und Jahr, verteilt auf drei Jahresgaben, ausschließlich in den 200 cm breiten, mit Herbiziden offen gehaltenen Baumstreifen gedüngt.

Die Proben wurden mit einem verlängerbaren Handbohrer als Mischproben aus 33-cm-Abschnitten entnommen. Für jeden Standort und jeden Termin gab es drei Wiederholungsbohrungen. Es wurde jeweils unmittelbar zwischen den Apfelbäumen im unkrautfreien Streifen gebohrt.

Abb.1 zeigt für Profil 6 die jeweils aus drei Wiederholungsbohrungen gemittelten Nitratkurven für Mai 1986, Mai 1987 und Mai 1988. Jeder Termin hat deutlich ausgeprägte Nitratminima und -maxima. Maximal wurden im Mai 88 in ca. 3,80 m Tiefe durchschnittlich 181 mg NO₃-N/l, entsprechend 800 mg NO₃/l gefunden. Die Verlagerung des Hauptnitratpeaks (Mai 86: 1,20 m, Mai 88: 3,80 m ← ) läßt eine mittlere jährliche Verlagerungsstrecke von 130 cm für Nitrat unter den gegebenen Verhältnissen vermuten. Die Schwankungen der Nitratminima und -maxima werden zur Profildosis hin geringer, die Nitratbäuche ziehen sich auseinander - eine Folge von Diffusion und Dispersion. Insgesamt nimmt die Nitratmenge zur Tiefe hin ab, wenn auch z.T. nur geringfügig.

* Institut für Bodenkunde der Universität Bonn,  
Nußallee 13, 5300 Bonn 1

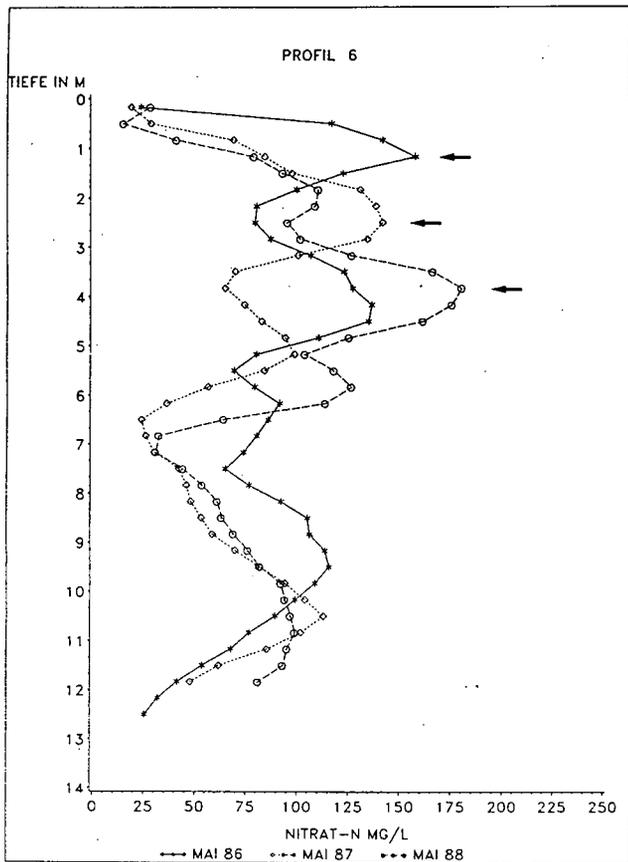


Abb. 1

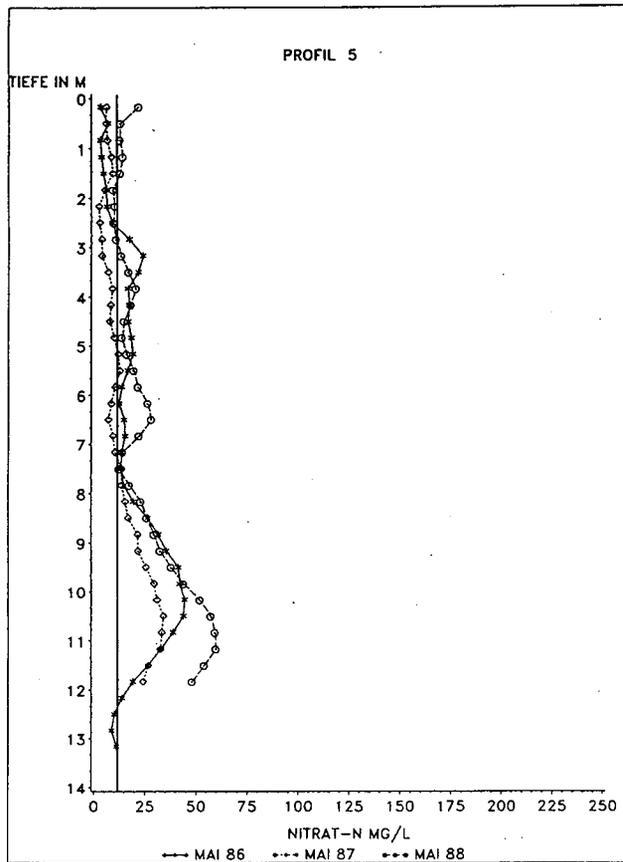


Abb. 2

In Abb. 2 sind die gemittelten Nitratkurven von Profil 5 ebenfalls für die Termine Mai 1986, Mai 1987 und Mai 1988 dargestellt. Profil 5 enthält deutlich weniger Nitrat als Profil 6, im Durchschnitt weniger als ein Viertel. Der durchschnittliche Nitratgehalt pro 33-cm-Schicht liegt aber trotz einer mehr als 15jährigen Nulldüngung bei normalem Entzug doch noch zwischen 12 und 23 kg  $\text{NO}_3\text{-N}$  pro ha. Auffallend ist auch eine deutliche Zunahme des Nitrates unterhalb von 8 m Tiefe. Selbst in diesem ungedüngten Profil enthielten die meisten Proben mehr als 50 mg  $\text{NO}_3/\text{l}$  bzw. 11,3 mg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{l}$  (=Grenzwert für Trinkwasser, senkrechte Linie).

Die unterschiedlichen Düngungsniveaus haben ohne Zweifel einen großen Einfluß auf die Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone: bei sehr hohen Stickstoffgaben verlassen erhebliche Mengen an Nitrat-N das Solum und passieren mit dem Sickerwasser auch die ungesättigte Zone.

Abb. 3 gibt die Wasserverhältnisse für die Termine Mai 1986, September 1986 und Januar 1987 für Profil 5 wieder. Die Wassergehalte sind in Gewichtsprozenten berechnet ( * 1,5 = Volumenprozent) und schwanken nur sehr geringfügig. Vorwiegend in den oberen zwei Metern spiegelt sich die jahreszeitliche Schwankung der Bodenfeuchte wider.

Abb. 4 zeigt die charakteristische Wassergehaltsverteilung von Profil 5 für Mai 1986 und Mai 1988. Zwischen diesen Terminen liegen zwei überdurchschnittlich feuchte Jahre, von Mai 86 bis Mai 88 fielen 26 % mehr Niederschlag als im 30jährigen Mittel bis 1985. Daher liegen die Wassergehalte im Mai 88 oberhalb von 8 m Tiefe insgesamt höher als im Mai 86, die maximale Wasserzunahme liegt bei 3 Gew% in 7,50 m Tiefe.

Die langfristig konstanten Schwankungen innerhalb des Profils sind jedoch offensichtlich auf Variationen in der Korngrößenverteilung und dadurch bedingte unterschiedliche Porengrößenverteilungen zurückzuführen. Die Parallelität der Wasser- und Tongehaltskurven ist auffällig. In den beiden  $B_t$ -Horizonten (40-90 cm Tiefe) mit 31 bzw. 28 % Ton finden sich konstant über zwei Jahre Wassergehalte über 22 Gew% , während in der Schicht zwischen 2 und 5 m mit dem jüngsten LÖB (14 bis 16 % Ton) die Wassergehalte meist zwischen 11 und 15 Gew% liegen. Ein deutlicher Wasserstau tritt im achten Meter über einem Körnungssprung auf: zwischen 6,80 m und 7,50 m nimmt der Tonanteil von 19 auf 26 % zu. Hier liegt auch der Wassergehalt langfristig über 23 Gew% (= 35 Vol%).

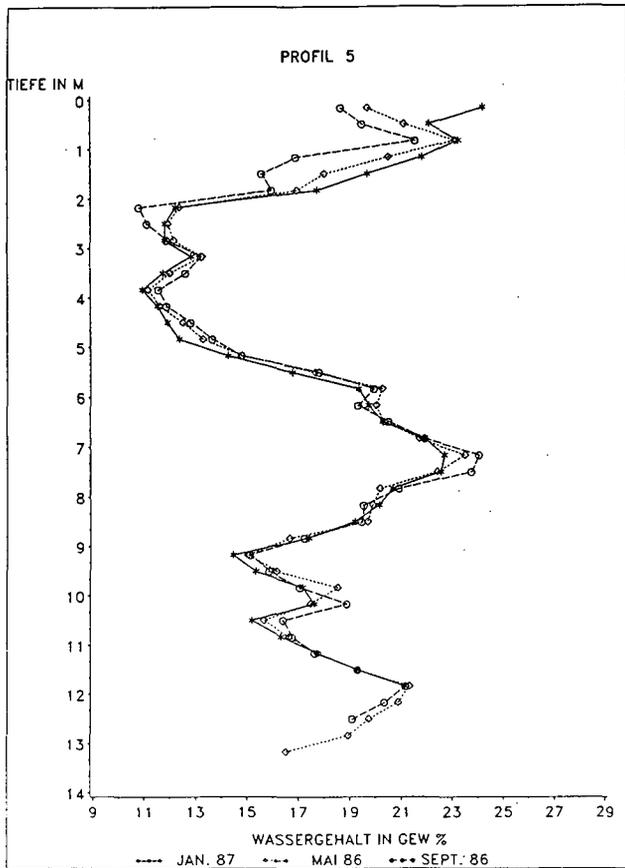


Abb. 3

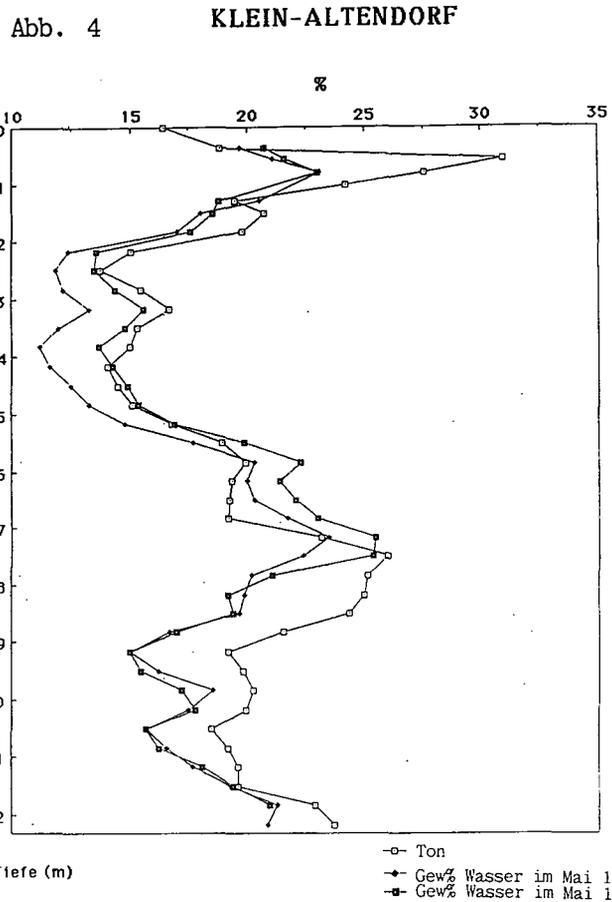


Abb. 4

## Ernährungskundliche Aspekte der Waldbodenstruktur

von

E. E. Hildebrand*

### 1. Einleitung

Es ist eine verbreitete Erfahrung der Waldernährungskunde, daß durch chemische Analysen der Feinerde die Ernährungsbedingungen individueller Waldbestände nur unscharf erfaßt werden können. Statistische Beziehungen, z.B. zwischen der Menge an austauschbaren Nährelementen und dem nadelanalytisch bestimmten Versorgungsgrad, lassen erst in regionaler Auflösung interessante Gesetzmäßigkeiten erkennen (ZÜTTL, 1985; LIU, 1988). Aufgrund der hohen Reststreuung solcher Beziehungen ist es jedoch schwierig, Ursache-Wirkungsbeziehungen für Einzelfälle abzuleiten. Einzelfälle, d.h. Bestände, sind aber i.d.R. die Befundeinheiten bei der standortsspezifischen Düngebreitung, so daß bodenanalytische Entscheidungshilfen auch auf dieser Auflösungsebene gültig sein sollten. In dieser Arbeit wird daher der Ansatz geprüft, ob die Berücksichtigung der Bodenstruktur bei der chemischen Waldbodenanalyse zu verbesserter Treffsicherheit für die ernährungskundliche Beurteilung von Beständen beitragen kann (vgl. HANTSCHHEL et al., 1986).

### 2. Material und Methoden

#### 2.1 Untersuchungsstandort

Beispielhaft wird ein Standort mit Fichte (80jährig) im Forstbezirk Schöntal (Wuchsbezirk Neckarland) vorgestellt, der bei den Terrestrischen Waldschadensinventuren 1983 und 1988 nadelanalytisch K-Mangel zeigte. Der Boden ist ein Parabraunerde-Pseudogley aus Lößlehm mit der Humusform F-Mull bis Moder (HILDEBRAND, 1989).

#### 2.2 Methoden

Der Einfluß der Bodenstruktur auf Menge und Verfügbarkeit von Nährelementen wurde folgendermaßen dargestellt:

---

*) Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt BW,  
Wonnhaldestr. 4, D-7800 Freiburg

a) durch Vergleich von wässrigen Bodenlösungen.

- im Gleichgewicht mit der homogenisierten Feinerde (2:1-Extrakt nach MEIWES et al., 1984)
- im Quasi-Gleichgewicht mit wenig gespannten Wasserfilmen ( $0,6 < pF < 1,8$ ) an Oberflächen feldfrisch gesiebter Bodenproben ( $\emptyset < 2$  mm)
- im Quasi-Gleichgewicht mit wenig gespannten Wasserfilmen ( $0,6 < pF < 1,8$ ) von Aggregatoberflächen ungestörter 100-ml-Bodenkörper (Gleichgewichts-Bodenporenlösung, HILDEBRAND, 1986)

b) durch Vergleich  $NH_4^+$ -austauschbarer Kationen

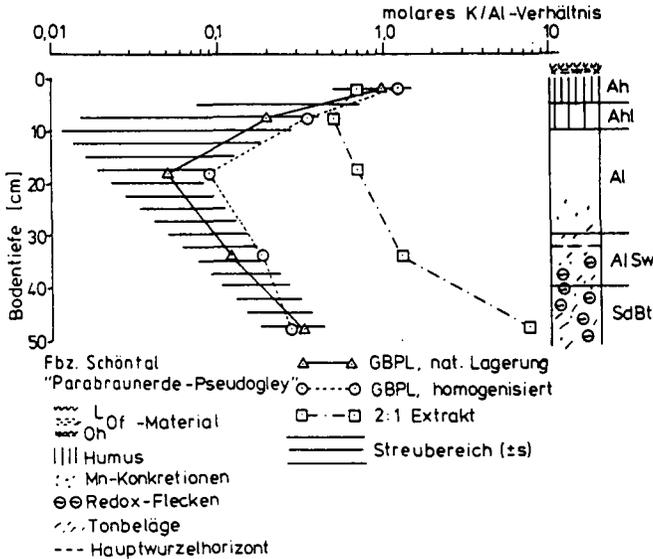
- in homogenisierter Feinerde nach MEIWES et al., 1984
- in natürlich gelagerten 100-ml-Bodenkörpern. Der Fluß der Austauscherglösung erfolgt unter leichter Spannung ( $0,6 < pF < 1,8$ ), so daß der Austausch vor allem in beweglichen Wasserfilmen erfolgte. Die in 250-ml-Fraktionen aufgeteilte Perkolation wurde beendet, wenn die kumulierten Ionenmengen asymptotisch einem Endwert zustrebten (HILDEBRAND, 1988).

Die Gewinnung der Gleichgewichts-Bodenporenlösungen erfolgte für jeden Horizont in 10facher (Oberboden) bis 6facher (Unterboden) Wiederholung. Die Bestimmung der austauschbaren Kationen an natürlich gelagerten Bodenkörpern erfolgte in den Oberböden in 8- bis 6facher Wiederholung, in den Unterböden in 4facher Wiederholung. Für alle Gleichgewichtslösungen wurden Ionenbilanzen erstellt (vgl. MEIWES et al., 1984).

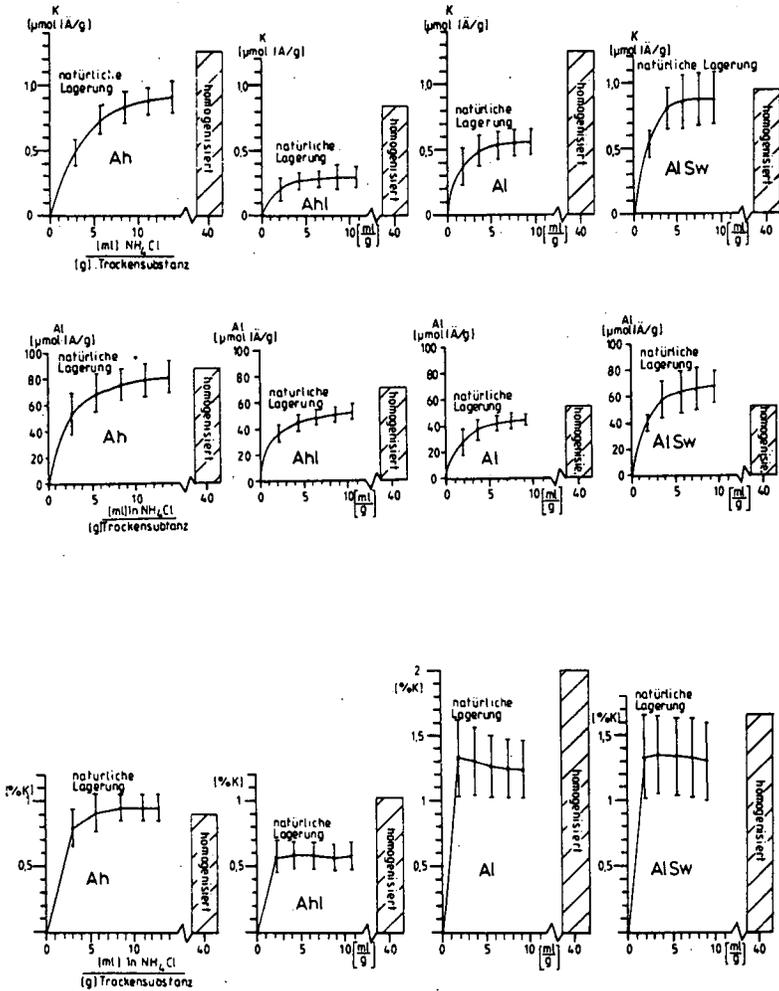
### 3. Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt, daß bei zunehmender Zerstörung der Bodenstruktur die K/Al-Verhältnisse enger werden. Bei völliger Erhaltung der Bodenstruktur treten im Ahl-Horizont 100-ml-Kompartimente auf, die praktisch kein Kalium an die Gleichgewichts-Bodenporenlösung (GBPL) des natürlich gelagerten Bodens abgeben. Die Verarmung an wasserlöslichem Kalium an Aggregatoberflächen der Ahl- und Al-Horizonte wird auch durch die K/Al-Quotienten in der GBPL des feldfrisch gesiebten Bodens wiedergegeben, nicht aber durch die K/Al-Quotienten des 2:1-Extraktes. Bei der Siebung können offensichtlich K-reichere Meso- und Mikroaggregate intakt bleiben, während das 24stündige Schütteln zur Gewinnung des 2:1-Extraktes mit Sicherheit eine vollständige Homogenisierung bewirkt hat.

**Abb 1:** Tiefenfunktionen der molaren K/Al-Verhältnisse in verschiedenen Gleichgewichtslösungen.



**Abb. 2** zeigt, daß diese Ungleichgewichte auch deutlich durch die Verteilung austauschbarer Ionen dargestellt werden können und damit relativ stabil in der Bodenstruktur verankert sind: In den durchwurzelt Ahf-, Al- und AlSw-Horizonten ist auf niedrigem Niveau nur die Hälfte bis zwei Drittel der Gesamtmenge an austauschbarem Kalium an wurzelerreichbaren Oberflächen lokalisiert. Im Ah-Horizont sorgt die K-Anlieferung durch Streufall für eine homogenere und weniger strukturabhängige Verteilung des austauschbaren Kaliums. Austauschbares Aluminium erscheint dagegen fast zu 100 % in der Perkolationslösung. Im AlSw-Horizont wird bei natürlicher Lagerung sogar mehr Aluminium freigesetzt als im homogenisierten Feinboden. Offensichtlich entstehen durch Homogenisierung zusätzliche, nicht dem Ionenaustausch unterliegende Bindungsmöglichkeiten für Al. Das bedeutet, daß die tatsächlich elektrolytaustauschbare Al-Menge durch Homogenisierung erheblich unterschätzt werden kann (KAUPENJOHANN und HANTSCH, 1987).



**Abb. 2:** Kumulierte Mengen an austauschbarem Kalium und Aluminium sowie die Sättigung an austauschbarem Kalium in homogenisierten und natürliche gelagerten Bodenproben des Profils "Parabraunerde-Pseudogley" aus dem Standort "Schöntal": in den durchwurzelten Mineralbodenhorizonten, die außerhalb des Kohlenstoffkreislaufs liegen, ist die inhomogene Verteilung des austauschbaren Kaliums am deutlichsten.

#### 4. Schlußfolgerungen und Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, daß die Bodenstruktur Informationen beinhaltet, die für die Erklärung von Ernährungsstörungen auf Bestandesebene bedeutsam sind. Wasserlösliche und austauschbare Kationbasen können in aggregierten Waldböden sehr inhomogen verteilt sein. Da Feinwurzeln von Fichten nicht in Aggregate einwachsen, ist also nur ein Teil der Gesamtvorräte unmittelbar erreichbar. Die z.T. extreme selektive Verarmung wurzelerreichbarer Oberflächen an wasserlöslichem Kalium lassen vermuten, daß in vielen aggregierten Böden für die K-Versorgung von Fichtenbeständen eher die Art der strukturabhängigen Verteilung als der Gesamtvorrat an verfügbarem Kalium maßgebend ist.

Bei der Perkolatation natürlich gelagerter Bodensäulen mit Austauschertlösungen werden asymptotisch angenäherte Endwerte der kumulierten Kaliummengen erreicht, die deutlich unter der Gesamtmenge an austauschbarem Kalium liegen. Es wird so auch verständlich, daß nach LIU und TRÜBY (1989) trotz hoher Gesamtmenge an austauschbarem Kalium K-Mängel bei Fichten verbreitet sind.

HORN (1987) begründet die inhomogene Verteilung von K und Ca mit der Einschränkung der Konvektion durch geringe Wasserleitfähigkeit im Aggregatinneren und mit Behinderung der Diffusion durch hohe Tortuosität des Intraaggregatporensystems. Nach HORN und TAUBNER (1989) ist auch die K-freisetzungsrates aus aggregierten Böden umso geringer, je größer die Aggregate sind. Die Bestimmung der austauschbaren Ionen an Aggregatoberflächen ermöglicht somit bei aggregierten Böden eine realistischere Einschätzung der kurzfristig wurzelerreichbaren, austauschfähigen Nährelementvorräte.

Strukturgebundene Ungleichgewichte der Verteilung austauschbarer und wasserlöslicher Ionen sind somit eine eigenständige, bodenchemische Eigenschaft aggregierter Waldböden mit hohem Informationswert zur Erklärung von Ernährungsstörungen (HILDEBRAND, 1989).

Systematische Ungleichgewichte in offenen, polydispersen Systemen charakterisieren einen Zustand, in dem sich Wirkung und Gegenwirkung nicht aufheben. Wenn Systemelemente - z.B. Porenwände - dem von außen wirkenden Zwang eher nachgeben als das System insgesamt, kann man durch Messung von Ungleichgewichten nachweisen, daß das System - in diesem Fall der untersuchte Boden - chemisch driftet. Die Richtung der Drift ist durch den chemischen Zustand der Aggregatoberfläche gekennzeichnet, während das Ausmaß der Ungleichgewichte ein Ausdruck der Driftgeschwindigkeit ist.

## Literatur

- HANTSCHER, R., KAUPENJOHANN, M., HORN, R. und ZECH, W.: Kationenkonzentrationen in der Gleichgewichts- und Perkolationsbodenlösung (GBL-PBL) - ein Methodenvergleich. Z.Pflanzenernähr.Bodenkde. 149, 136-139, 1986
- HILDEBRAND, E.E.: Ein Verfahren zur Gewinnung der Gleichgewichts-Bodenporenlösung. Z.Pflanzenernähr.Bodenkde.149, 136-139, 1986
- HILDEBRAND, E.E.: Strukturgebundene, chemische Ungleichgewichte in Waldböden. Bulletin BGS 12, 67-86, 1988
- HILDEBRAND, E.E.: Die Bedeutung der Bodenstruktur für die Waldernährung, dargestellt am Beispiel des Kaliums. Forstwiss. Cbl. Zum Druck angenommen
- HORN, R.: Die Bedeutung der Aggregation für die Nährstoff-sorption in Böden. Z.Pflanzenernähr.Bodenkde. 150, 13-16, 1987
- HORN, R. und TAUBNER, H.: Effect of aggregation on potassium flux in a structured soil. Z.Pflanzenernähr.Bodenkde. 152, 99-104, 1989
- KAUPENJOHANN, M. und HANTSCHER, R.: Die kurzfristige pH-Pufferung von gestörten und ungestörten Waldbodenproben. Z.Pflanzenernähr.Bodenkde. 150, 156-160, 1987
- LIU, Ch.L.: Ernährungskundliche Auswertung von diagnostischen Düngeversuchen in Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst) Südwestdeutschlands. Freiburger Bodenkundl. Abhandlg., 193 S., Freiburg, 1988
- LIU, Ch.L. und TRÜBY, P.: Bodenanalytische Diagnose von K- und Mg-Mangel in Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst). Z.Pflanzenernähr.Bodenk. 152, im Druck, 1989
- MEIWES, K.J., KÖNIG, N., KHANNA, P.K., PRENZEL, J. und ULRICH, B.: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben 7, 1-67, 1984
- ZÖTTL, H.W.: Waldsterben und Nährelementversorgung. Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 2, 31-41, 1985

Verfahren zur Unterscheidung lithogener und anthropogener Schwermetallanreicherungen in Böden

von

HINDEL, R. &amp; H. FLEIGE*

Die Schwermetallgehalte in Böden sind im wesentlichen durch den geogenen Grundgehalt sowie den durch menschliche Aktivitäten hervorgerufenen anthropogenen Anteil bedingt. Der geogene Grundgehalt besteht zum einen aus dem lithogenen Anteil, der dem Ausgangsgestein entstammt, und dem pedogenen Anteil, der bei besonderen Bodenbildungsprozessen (z.B. Lessivierung oder Podsolierung) entsteht (FLEIGE & HINDEL, 1987). Für die Abschätzung des Gefährdungspotentials von schwermetallreichen Böden im Hinblick auf den Eintrag von Schwermetallen ins Grundwasser, bei Schadensregulierungen aber auch bei geochemischen Prospektionen auf metallische Rohstoffe ist es notwendig zu wissen, ob der Schwermetallgehalt des Bodens geogener Art ist, oder ob es sich um anthropogene Kontaminationen handelt.

Im folgenden wird ein einfaches Verfahren beschrieben, das es ermöglicht, in Festgesteinsböden den lithogenen Schwermetallanteil relativ sicher zu erfassen und darauf aufbauend den pedogenen und anthropogenen Anteil abzuschätzen. Insbesondere in Festgesteinsböden kann es aufgrund spezieller Ausgangsgesteine (wie z.B. Basalte, Pikrite, Schwarzschiefer) oder Vererzungen zu extrem hohen Schwermetallkonzentrationen kommen.

Das Verfahren beruht auf dem Vergleich von Schwermetallgehalten in der Feinbodenfraktion (< 2 mm) mit denjenigen der Skelett- oder Steinfraktion (> 2 mm). Für jeden Bodenhorizont bzw. für jede Bodenlage eines Profils wird eine Trennung durch Siebung in diese beiden Fraktionen durchgeführt. Ein Bezug des Elementgehaltes im Boden nur auf den Elementgehalt des mCn-Horizontes allein, ist aufgrund der meist heterogen zusammengesetzten Decklage nicht ausreichend (vergl. FLEIGE et al. 1989). Da bei dem Verfahren Gesamtschwermetallgehalte verglichen werden, müssen die Proben für die Schwermetallanalyse vollständig in Lösung gebracht werden, was beispielsweise durch einen Druckaufschluß mit Flußsäure/Perchlorsäure erfolgen kann. Der in der Klärschlammverordnung vorgesehene Aufschluß mit Königswasser ist hierfür nicht geeignet, da je nach der Zusammensetzung der Boden- und Steinfraktion unterschiedliche Schwermetallmengen gelöst werden.

---

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

Das Verfahren wurde im Rahmen eines vom Umweltbundesamt geförder- ten Projektes an zahlreichen Bodenprofilen für die Elemente Cad- mium, Kobalt, Kupfer, Quecksilber, Lithium, Nickel, Blei und Zink erfolgreich getestet (HINDEL & FLEIGE, 1989). Die folgenden drei Beispiele stammen aus diesem Projekt.

In Tabelle 1 sind die Nickelgehalte in der Feinboden- und der Steinfraktion eines Bodenprofils, das im Bereich eines Diabaskör- pers aufgedigelt wurde, aufgelistet. Aus der Tab. 1 geht hervor, daß die Nickelgehalte der Bodenfraktion über das gesamte Mineral- bodenprofil relativ konstant sind; sie schwanken zwischen 236 und 288 ppm und liegen um das 5- bis 6-fache über dem von KLOKE (1980) für Nickel vorgeschlagenen Orientierungswert von 50 ppm. Im Aufla- gehorizont nehmen die Nickelgehalte sprunghaft ab, sind aber mit bis zu 53 ppm noch relativ hoch. Möglicherweise sind Mineralboden- partikel in den Auflagehorizont verschleppt worden.

Auch die Nickelgehalte der Steinfraktion sind über das Profil re- lativ konstant. Sie schwanken zwischen 243 und 287 ppm und unter- scheiden sich nur geringfügig von den entsprechenden Nickelgehal- ten der Bodenfraktion.

Berechnet man nun für jede Bodenlage den Quotienten aus dem Nickel- gehalt der Bodenfraktion und dem Nickelgehalt der Steinfraktion - er wird im folgenden als Anreicherungsfaktor = AF bezeichnet - so stellt man fest, daß diese Anreicherungsfaktoren über das gesamte Mineralbodenprofil relativ konstant sind und nur wenig von 1.0 abweichen (Tab. 1).

Es ist demnach im Verlauf der Verwitterung des Diabaskörpers zu keinen nennenswerten An- oder Abreicherungen von Nickel gekommen. Die Nickelgehalte dieses Profils sind eindeutig lithogenen Ur- sprungs, pedogene Prozesse spielen bezüglich dieser Gehalte eine untergeordnete Rolle. Eine anthropogene Beeinflussung ist auszu- schließen.

In Tabelle 2 sind die Bleigehalte der Boden- und Steinfraktion eines Bodenprofils aufgelistet, das unmittelbar östlich von Win- discheschenbach (Bayern) im Bereich eines Granitvorkommens aufge- digelt wurde. Die Schürftgrube liegt in der Nähe einer Bleiglasfab- rik. Aus Tab. 2 geht hervor, daß der Auflagehorizont (L, Of) durch stark erhöhte Bleigehalte (1 770 - 1 780 ppm) gekennzeich- net ist. Im Ah-Horizont der Bodenfraktion nehmen die Bleigehalte sprunghaft auf 143 ppm ab, liegen aber noch über dem entsprechen- den KLOKE-Wert (100 ppm). Die darunterliegenden Horizonte weisen relativ konstante Bleigehalte (55 - 63 ppm) auf, die für diesen Granit als Normalwerte gelten können.

Vergleicht man hiermit die Bleigehalte der Steinfraktion, so er- kennt man, daß diese von Bodenlage zu Bodenlage nur wenig schwan- ken (56 - 71 ppm) und mit Ausnahme des Ah-Horizontes nur gering- fügig von den entsprechenden Bleigehalten der Bodenfraktion ver- schieden sind.

Berechnet man die Quotienten aus dem Bleigehalt der Bodenfraktion und dem Bleigehalt der Steinfraktion, so stellt man fest, daß die Anreicherungsfaktoren, mit Ausnahme des Ah-Horizontes, nur wenig von 1.0 verschieden sind. Dies bedeutet, daß es im Verlauf der

Verwitterung des Granitkörpers zu keinen nennenswerten An- oder Abreicherungen von Blei gekommen ist. Die Bleigehalte im Bv-, IIBv-, IIBv-Cv und IICv-Horizont dieses Bodenprofils sind eindeutig lithogenen Ursprungs.

Im Ah-Horizont ist der Anreicherungsfaktor mit 2.01 deutlich erhöht. Der Bleigehalt dieses Horizontes kann somit nicht mehr allein durch die Zusammensetzung des Granits erklärt werden. Es ist folglich eine pedogene Anreicherung und/oder eine anthropogene Kontamination anzunehmen. Die Verteilung von Blei im Bodenprofil läßt hier auf anthropogenen Eintrag schließen.

Die in Tabelle 3 aufgelisteten Daten entstammen einem Bodenprofil, das im Bereich devonischer Tonschiefer bei Braubach (Rheinland-Pfalz) aufgedigelt wurde. Etwa 750 m südlich dieser Profilaufgrabung liegt das Betriebsgelände der Blei- und Silberhütte Braubach. Aus Tabelle 3 geht hervor, daß der Auflagehumus (Of, Oh) extrem hohe Bleigehalte aufweist (bis 22 200 ppm). Auch der Ah-Horizont und Teile des Bv-Cv-Horizontes der Bodenfraktion zeigen noch überdurchschnittlich hohe Bleigehalte.

Vergleicht man hierzu die Bleigehalte in der Steinfraktion, so erkennt man, daß diese Werte von Bodenlage zu Bodenlage etwas schwanken, was aber, mit Ausnahme des Ah-Horizontes, noch im Bereich der natürlichen Variabilität liegt. Im Ah-Horizont hingegen liegen die Bleigehalte der Steinfraktion über dieser normalen Schwankungsbreite. Trotz Säuberung der Gesteinsfragmente mit Wasser ist es hier nicht gelungen, diese vollständig von anhaftenden Bodenpartikeln zu säubern.

Berechnet man für jede Bodenlage wieder den Quotienten aus dem Bleigehalt der Bodenfraktion und dem Bleigehalt der Steinfraktion, so stellt man eine relativ gute Konstanz der Anreicherungsfaktoren in den unteren Bodenlagen fest. Sie liegen nur wenig über 1.0. Die Bleigehalte dieser Bodenlagen sind somit lithogenen Ursprungs, eine geringfügige pedogene Anreicherung ist zudem noch anzunehmen.

In den oberen Bodenlagen ist jedoch ein sprunghafter Anstieg der Anreicherungsfaktoren auf 3.31 bis 3.82 zu beobachten. Die Bleigehalte dieser Lagen sind somit nicht mehr allein durch die lithogene Komponente erklärbar. Hier ist es entweder zu einer verstärkten pedogenen Anreicherung von Blei gekommen und/oder ein anthropogener Bleieintrag hat stattgefunden. Die Verteilung der Bleikonzentrationen im Bodenprofil deutet auf eine anthropogene Beeinflussung hin. Eine exakte Bestimmung des lithogenen, pedogenen und anthropogenen Anteiles von Blei in den oberen Schichten dieses Bodenprofils ist in diesem Falle jedoch nur durch eine Schwermetallbilanzierung möglich.

Zusammenfassend lassen sich bei dem hier vorgestellten Verfahren folgende Fälle unterscheiden:

1. Das Verhältnis des Elementgehaltes in der Bodenfraktion zum Elementgehalt in der Steinfraktion schwankt um 1. Dies bedeutet, daß es während der Verwitterung zu keinen nennenswerten An- oder Abreicherungen von Elementen gekommen ist. Der Elementgehalt im Boden ist eindeutig auf den Elementgehalt des

entsprechenden Ausgangsmaterials zurückzuführen (lithogen). Das Vorhandensein eines anthropogenen Anteiles kann in diesem Fall ausgeschlossen werden.

2. Das Verhältnis des Elementgehaltes in der Bodenfraktion zum Elementgehalt in der Steinfraction liegt unter 1. Dies bedeutet, daß es im Verlauf der Verwitterung zu einer Elementabfuhr (Austrag über das Sickerwasser, Entzug durch die Pflanzen) gekommen ist und/oder daß eine Verdünnung durch äolische Beimengungen (Löß, Flugsand) stattgefunden hat. Auch in diesem Falle ist der Elementgehalt im Boden eindeutig durch die lithogene Komponente geprägt. Die Beteiligung eines anthropogenen Eintrages kann ausgeschlossen werden.
3. Das Verhältnis des Elementgehaltes in der Bodenfraktion zum Elementgehalt in der Steinfraction liegt über 1. Dies bedeutet, daß es während der Bodenbildung zu Elementanreicherungen gekommen ist (pedogen) oder daß eine Elementzufuhr von außen stattgefunden hat (anthropogen). Nur in diesem Falle sind Bilanzierungen oder selektive Extraktionen erforderlich, um die lithogenen, pedogenen und anthropogenen Schwermetallanteile quantitativ zu erfassen.

#### Literatur

- FLEIGE, H. & R. HINDEL (1987): Auswirkungen pedogenetischer Prozesse auf die Schwermetallverteilung im Bodenprofil. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 55/1, 313-319
- FLEIGE, H., R. HINDEL & E. WEIDNER (1989): Der Einfluß der Deckschichtenzusammensetzung auf die Schwermetallverteilung in ausgewählten Bodenprofilen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. - Vortragsband Tagung der DGB in Münster*
- HINDEL, R. & H. FLEIGE (1989): Kennzeichnung der Empfindlichkeit der Böden gegenüber Schwermetallen unter Berücksichtigung von Grundgehalt, geogener und pedogener Anreicherung sowie anthropogener Zusatzbelastung. UBA-Forschungsvorhaben 107 01 001 Band 1
- KLOKE, A. (1980): Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. *Mitt. VDLUFA*, Heft 1-3/1980.

---

Wir danken dem Umweltbundesamt für die finanzielle Unterstützung

Tab.1: Nickelgehalte in der Boden- und Steinfraktion einer Braunerde  
(TK 25 Nr. 5637, R: 4495710 H: 5578360)

Horizont	Tiefe (cm)	Nickel (ppm) Bodenfraktion (<2 mm)	Nickel (ppm) Steinfraktion (>2 mm)	Anreicherungs-faktor AF*	Ausgangs-gestein
L	+4 - +3	17			
Of	+3 - +1	53			
Oh	+1 - 0	53			
Ah	0 - 3	269	287	0.94	+D
Ah	3 - 10	256	263	0.97	+D
Ah	10 - 20	270	269	1.00	+D
Bv	20 - 30	261	262	1.00	+D
Bv	30 - 40	236	249	0.95	+D
II Bv	40 - 55	266	243	1.09	+D
II Bv	55 - 70	280	260	1.08	+D
II Bv-Cv	70 -100	288	278	1.04	+D

* AF=  $\frac{\text{Elementgehalt in der Bodenfraktion (<2 mm)}}{\text{Elementgehalt in der Steinfraktion (>2 mm)}}$

Tab.2: Bleigehalte in der Boden- und Steinfraktion einer Braunerde  
(TK 25 Nr. 6239, R: 4512160 H: 5517700)

Horizont	Tiefe (cm)	Blei (ppm) Bodenfraktion (<2 mm)	Blei (ppm) Steinfraktion (>2 mm)	Anreicherungs-faktor AF*	Ausgangs-gestein
L	+2 - +1	1780			
Of	+1 - 0	1770			
Ah	0 - 5	143	71	2.01	+G
Bv	5 - 10	63	67	0.94	+G
II Bv	10 - 16	63	62	1.02	+G
II Bv	16 - 22	60	56	1.07	+G
II Bv-Cv	22 - 28	55	60	0.92	+G
II Cv	28 - 40	56	59	0.95	+G
II Cv	40 - 50	57	63	0.90	+G
II Cv	50 - 60	55	58	0.95	+G
II Cv	60 - 70	59	63	0.94	+G

* AF=  $\frac{\text{Elementgehalt in der Bodenfraktion (<2 mm)}}{\text{Elementgehalt in der Steinfraktion (>2 mm)}}$

Ta.3: Bleigehalte in der Boden- und Steinfraction einer Braunerde  
 (TK 25 Nr. 5711, R: 3404400 H: 5572490

Horizont	Tiefe (cm)	Blei (ppm) Bodenfraktion (<2 mm)	Blei (ppm) Steinfraction (>2 mm)	Anreicherungs- faktor AF*	Ausgangs- gestein
O1f	+3 - +2	22200			
Oh	+1 - 0	11600			
Ah	0 - 5	378	99	3.82	
Ah	5 - 10	255	77	3.31	
Bv-Cv	10 - 15	175	51	3.43	
Bv-Cv	15 - 25	87	59	1.47	
Bv-Cv	25 - 40	57	57	1.00	
Bv-Cv	40 - 50	50	44	1.14	
II Cv	50 - 65	77	60	1.28	*t
II Cv	65 - 80	27	21	1.29	*t

* AF =  $\frac{\text{Elementgehalt in der Bodenfraktion (<2 mm)}}{\text{Elementgehalt in der Steinfraction (>2 mm)}}$

## **Beeinflussung des Sorptionsverhaltens eines Herbizids durch wasserlösliche organische Bodensubstanz**

von

Kögel-Knabner, I. und H. Deschauer[†])

In zunehmendem Maße gelangen organische Chemikalien, insbesondere Pflanzenschutzmittel in die Pedosphäre. Methoden der Umweltverträglichkeitsprüfung für diese Substanzen beruhen u.a. auf Sorptionsuntersuchungen zur Vorhersage der Schadstoffmobilität. Diese Modellvorstellungen gehen bisher von einem **Zwei-Phasen-System** der Verteilung oder Bindung der Umweltchemikalie zwischen Wasser und der organischen Bodenmatrix als wichtigstem Adsorbens aus. Im natürlichen System des Bodens kann aber auch die (kolloidal) gelöste organische Bodensubstanz als Sorbent für organische Umweltchemikalien dienen und so ihre Mobilität erhöhen (Chiou et al., 1986). Wir müssen daher von einem **Drei-Phasen-System** ausgehen.

**Ziel** der Arbeit ist es, das **Bindungsverhalten** eines neuen, sauren Herbizids im **Drei-Phasen-System Boden - Wasser - Kolloide** zu beschreiben.

### **Material und Methoden**

Das Herbizid mit dem Handelsnamen Quinmerac gehört zur Substanzklasse der Chinolincarbonsäuren (2-Methyl-7-chlor-chinolin-8-carbonsäure). Der experimentell bestimmte  $pK_a$  der Verbindung liegt bei 4.3.

Die Sorptionsuntersuchungen am Boden wurden im Batch-Verfahren (Boden:Wasser 1:5) durchgeführt. Tab. 1 zeigt einige Kenndaten für die benutzten Ap-Horizonte und die daraus extrahierte WOBS. Die Bestimmung von Quinmerac mittels HPLC sowie die Gewinnung der Wasserextrakte erfolgte nach Deschauer (1989). Zur Trennung der freien und gebundenen

---

[†]) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 10 12 51, 8580 Bayreuth

Phase in Lösung wird die Ultrafiltration verwendet. Mit dem sogenannten continuous-flow-Verfahren kann die Sorptionsisotherme für die Bindung von Quinmerac an die wasserlösliche organische Bodensubstanz (WOBS) bestimmt werden (Deschauer und Kögel-Knabner, 1989).

Tab. 1

I Pararendzina aus Niederterrassenschotter, Ismaning  
 II Anmoorgley aus Schotter, Oberschleißheim

	I Ap	II Ap
Corg (%)	7.4	19.0
pH (H ₂ O)	7.3	7.3
KAK (meq 100g ⁻¹ )	37.2	62.9

WOBS aus I		
Corg (%)		7.4
DOC (µg ml ⁻¹ )		60
pH		7.7
Gesamtacidität	(meq g ⁻¹ orgS)	24.0
	(meq L ⁻¹ )	1.1 · 10 ⁻³
Leitfähigkeit (µS)		1160

## Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt die Sorptionsisothermen für zwei Ap-Horizonte unterschiedlichen C-Gehalts. Die **Verteilungskoeffizienten** bezogen auf die organische Substanz für die Sorption von Quinmerac im Boden liegen mit Werten zwischen **K_{OC} (Boden) = 10 - 50** in der Größenordnung die für saure Herbizide zu erwarten ist (Moreale und VanBladel, 1980; Welp, 1987).

Sorption bezogen auf org.C

$\mu\text{g/g C}$  sorbiert

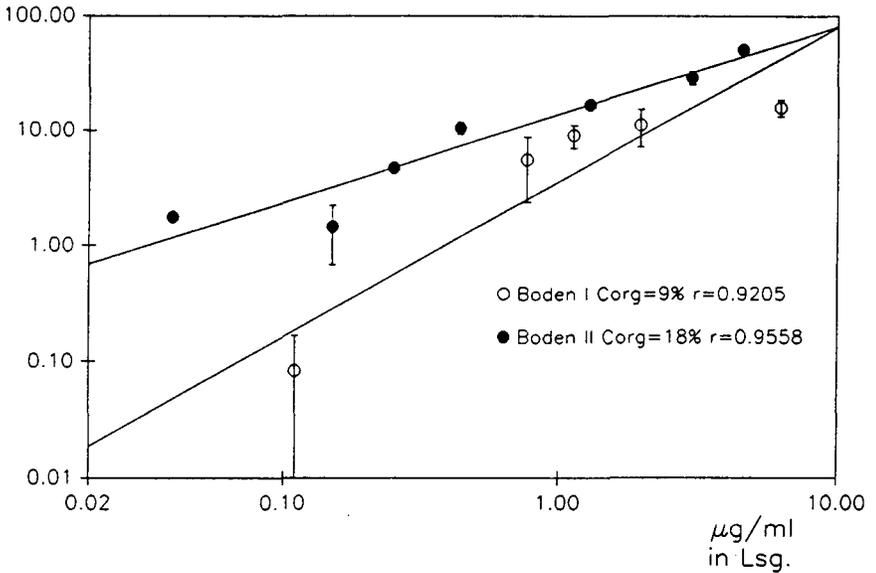


Abb. 1: Sorptionsisotherme für die Bindung von Quinmerac im Boden

Wie Abb. 2 zeigt, spielen neben dem C-Gehalt der **Gehalt an mehrwertigen Kationen**, der **pH-Wert** und der **pK_a-Wert der Verbindung** eine entscheidende Rolle. Das Sorptionsverhalten von Quinmerac sinkt mit zunehmendem pH-Wert, sofern nicht mehrwertige Kationen (hier  $\text{Ca}^{2+}$ ) zugegen sind. Wir schließen daraus auf folgende **Bindungsmechanismen**:

pH < 5    Hydrophobe Wechselwirkungen, Quinmerac in Neutralform,

pH > 5    Kationenbrückenbindung wenn mehrwertige Kationen vorhanden,  
sonst keine Bindung, da Quinmerac als Anion vorliegt.

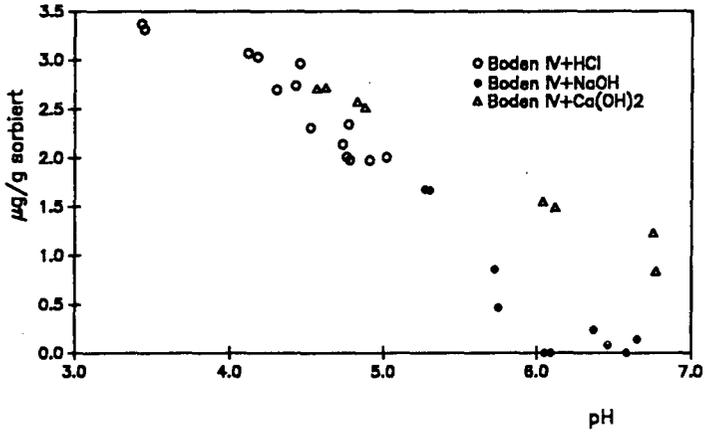
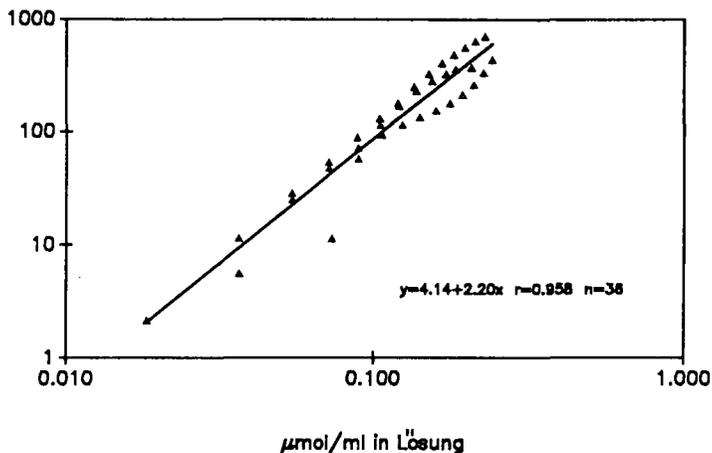


Abb. 2: Sorption von Quinmerac in Abhängigkeit von pH-Wert und  $\text{Ca}^{2+}$ -Gehalt bei konstantem Angebot an Quinmerac

In Abb. 3 ist die Sorptionsisotherme an die WOBS dargestellt (bestimmt aus Ultrafiltration, Deschauer und Kögel-Knabner, 1989).

Der Verteilungskoeffizient für die Bindung von Quinmerac an die WOBS läßt sich mit  $K_{\text{OC}}$  (WOBS) = 2000 berechnen. Die WOBS kann also in weit größerem Ausmaß als die feste organische Bodensubstanz Quinmerac sorbieren.

$\mu\text{mol/g DOC sorbiert}$



**Abb. 3:** Sorptionsisotherme für die Bindung von Quinmerac an die wasserlösliche organische Bodensubstanz

### Zusammenfassung

- * Die wasserlösliche organische Bodensubstanz ist ein wichtiger Faktor zur Beurteilung der Mobilität organischer Biozide in Böden.
- * Die Sorptionskapazität der WOBS muß in einem getrennten Arbeitsschritt bestimmt werden, da sie wesentlich höher ist als die der organischen Bodenmatrix.

## Dank

Die Arbeiten wurden von der Fa. BASF/Limburgerhof finanziell unterstützt. Wir danken Frau G. Badewitz für ihre engagierte Mitarbeit und Dr. L. Haumaier für seine stetige Bereitschaft zu Diskussionen.

## Literatur

Chiou C.T., Malcolm R.L., Brinton T.I., Kile T.E. (1986): Water solubility enhancement of some organic pollutants and pesticides by dissolved humic and fulvic acids. *Environ. Sci. Technol.* 20, 502-508.

Deschauer H. (1989): Untersuchungen zur Sorption eines neuen Herbizids an die Ap-Horizonte verschiedener Ackerböden und deren wasserlösliche organische Bodensubstanz. Diplomarbeit, Universität Bayreuth.

Deschauer H., Kögel-Knabner I. (1989): Bindung eines neuartigen sauren Herbizids an die wasserlösliche organische Bodensubstanz. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch.*, dieser Band.

Moreale A., VanBladel R. (1980): Behavior of 2,4-D in Belgian Soils. *J. Environ. Qual.* 9, 627-633

Welp G. (1987): Einfluß des Stoffbestandes von Böden auf die mikrobielle Toxizität von Umweltchemikalien. Dissertation, Universität Kiel.

**Untersuchungen zur Adsorption organischer Chemikalien in**  
**Abhängigkeit vom Stoffbestand der Böden**

von

Kukowski, H.* und G. W. Brümmer**

Die Adsorption organischer Chemikalien wird in besonderem Maße vom Stoffbestand der Böden bestimmt. Neben der organischen Substanz, den Tonmineralen und Fe-Oxiden beeinflusst die Bodenreaktion (pH) die Chemikalienbindung. Vor allem Chemikalien, die in Böden in Abhängigkeit ihres pKa-Wertes und dem pH des jeweiligen Bodens zu wechselnden Anteilen in dissoziierter oder undissoziierter Form vorkommen, unterliegen verschiedenen Adsorptionsmechanismen.

**Material und Methoden**

Die durchgeführten Untersuchungen mit 20 Bodenproben (17 Ober- und drei Unterbodenproben) unterschiedlicher stofflicher Zusammensetzung und fünf organischen Chemikalien (2,4-D: pKa 2.7; 2,4,5-T: pKa 2.9; PCP: pKa 4.7; 2,4,6-Trichlorphenol: pKa 6.0; 4-Nitrophenol: pKa 7.2) sollten zum einen die unterschiedliche Adsorptionskapazität der verschiedenen Böden für einzelne Chemikalien aufzeigen, zum anderen sollten die für die Chemikalienadsorption wichtigsten Bodeneigenschaften mit Hilfe von Regressions- und Korrelationsanalysen ermittelt werden.

Die ausgewählten Bodenproben spiegeln in bezug auf ihren Stoffbestand ein weites Spektrum in den Bodeneigenschaften wider. Die  $C_{org}$ -Gehalte der Oberböden schwanken von 1.2 bis 16.6 %. In den Unterböden weist der Bt-Horizont mit 0.37 %  $C_{org}$  den niedrigsten Gehalt auf. Bei den pH-Werten reicht das Spektrum vom extrem sauren Bereich (Podsol-Ahe, pH 2.7) bis hin zur schwach alkalischen Reaktion (Rendzina-Ah, pH 7.5). Neben sandigen Proben (Podsol-Ahe, 1.4 % Ton) wurden auch sehr tonreiche Proben (Pelosol-Ah, 68 % Ton) in den Untersuchungen verwendet (KUKOWSKI, 1989).

Die Adsorptionsuntersuchungen wurden mit  $^{14}C$ -markierten Chemikalien bei einem Boden-Lösungs-Verhältnis von 1:5 und 0.01 M  $CaCl_2$  durchgeführt. Die Messung der Chemikalienkonzentration in der Bodenlösung erfolgte in einem Flüssigkeitsscintillationszähler.

**Ergebnisse und Diskussion**

**$K_f$ -Werte für fünf Chemikalien und 20 Bodenproben**

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte in Form von Freundlich-Adsorptionsisothermen. Abb. 1 zeigt exemplarisch zwei Freundlich-Adsorptionsisothermen für 2,4-D und Bodenproben aus dem Ah- und

* Süderauerdorf 39, 2204 Süderau

** Institut für Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

Bt-Horizont einer stark sauren Parabraunerde unter Wald. Bei einer Gleichgewichtskonzentration von 1 mg 2,4-D/l werden durch den Bt-Horizont 0.59 mg 2,4-D/kg Boden adsorbiert, während der Ah-Horizont mit 5.24 mg 2,4-D/kg - nahezu das 10-fache - zu binden vermag.

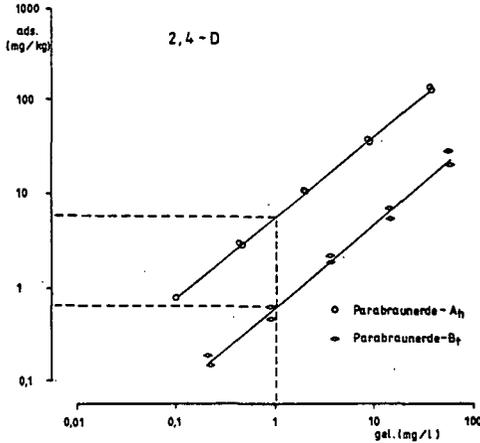


Abb. 1: Adsorptionsisothermen für 2,4-D und Bodenproben aus dem Ah- und Bt-Horizont einer sauren Parabraunerde

Insgesamt variieren die Freundlich-Adsorptionskonstanten  $K_F$  aller Chemikalien in den verwendeten Bodenproben in relativ weiten Bereichen (Tab. 1).

2,4-D weist in den Bodenproben  $K_F$ -Werte von 0.57 mg/kg in einem Parabraunerde-Ap-Horizont bis 37.8 mg/kg in einem Podsol-Aeh-Horizont auf. 2,4,5-T wird durch die Bodenproben insgesamt stärker adsorbiert als 2,4-D; die  $K_F$ -Werte liegen zwischen 1.51 mg/kg und 125 mg/kg (vgl. WELP, 1987). Von den beiden chlorierten Phenolen wird PCP ( $K_F$ : 16.0 - 545 mg/kg) gegenüber 2,4,6-TCP ( $K_F$ : 3.27 - 80.7 mg/kg) deutlich stärker gebunden. Die Adsorptionskonstanten für 4-Nitrophenol schwanken zwischen 0.76 und 21.7 mg/kg.

Tab. 1:  $K_F$ - und  $K_{oc}$ -Werte (Minimum, Maximum, Median) für fünf organische Chemikalien und 20 Bodenproben

Chemikalie	$K_F$				$K_{oc}$			
	(min)	(max)	( $x_M$ )	Faktor	(min)	(max)	( $x_M$ )	Faktor
2,4-D	0.57	37.8	2.55	66	28	569	107	20
2,4,5-T	1.51	125	5.83	83	82	1541	271	19
PCP	16.0	545	91.9	34	472	12337	4837	26
2,4,6-TCP	3.27	80.7	21.6	25	92	1340	877	15
4-Nitrophenol	0.76	21.7	3.92	29	50	349	162	7

Vor allem Böden mit höheren pH-Werten und relativ niedrigen Humusgehalten wie beispielsweise der Parabraunerde-Ap- oder der Kalkmarsch-Ap-Horizont weisen geringere Adsorptionskonstanten auf als Böden mit niedrigerem pH und höheren Gehalten an organischer Substanz (z.B. Podsol-Aeh) (KUKOWSKI, 1989). Das bedeutet, daß intensiv bewirtschaftete Ackerstandorte für diese Chemikalien eine geringe Adsorptionskapazität aufweisen, während saure Standorte ein höheres Bindungsvermögen besitzen.

**Beziehungen zwischen den  $K_F$ -Werten und verschiedenen Bodeneigenschaften**

Mit Hilfe multipler Regressionsanalysen wurde der Einfluß verschiedener Bodeneigenschaften auf die Chemikalienadsorption überprüft. Als Maß für die Bindungskapazität wurde die Adsorptionskonstante  $K_F$  benutzt. Für die Berechnungen wurden jeweils die logarithmierten Werte der Bodeneigenschaften verwendet (Tab. 2).

Tab. 2: Korrelationskoeffizienten für die Beziehungen zwischen den  $K_F$ -Werten und verschiedenen Bodeneigenschaften

Chemikalie	unabh. Var.	einfacher Korrelationskoeffizient	partieller Korrelationskoeffizient	multipler Korrelationskoeffizient
2,4-D	pH	-0.76	-0.94	0.76
	lgC _{org}	0.68	0.92	0.97
2,4,5-T	pH	-0.72	-0.98	0.72
	lgC _{org}	0.72	0.82	0.96
	lgKAK	0.37	0.83	0.97
	lgFe _o	-0.18	-0.83	0.99
PCP	pH	-0.82	-0.94	0.82
	lgC _{org}	0.59	0.87	0.96
2,4,6-TCP	lgC _{org}	0.72	0.84	0.72
	pH	-0.65	-0.81	0.91
4-Nitrophenol	lgC _{org}	0.83	0.86	0.83
	pH	-0.37	-0.50	0.87

Die Ergebnisse der Regressionsanalyse zeigen, daß in erster Linie das pH der Bodenproben und der Gehalt an organischem Kohlenstoff die Adsorption der fünf aufgeführten Chemikalien bestimmen. Bei 2,4-D, PCP, 2,4,6-Trichlorphenol und 4-Nitrophenol haben neben diesen Merkmalen keine weiteren Bodeneigenschaften einen signifikanten Einfluß auf die  $K_F$ -Werte. Bei 2,4,5-T besitzen außerdem die Kationenaustauschkapazität (KAK) und oxalatlösliche Eisenoxide (Fe_o) eine signifikante Beziehung zum  $K_F$ -Wert, wobei allerdings der multiple Korrelationskoeffizient nur noch wenig erhöht wird. 2,4-D und 2,4,5-T liegen - aufgrund ihrer pKa-Werte von 2.7 bzw 2.9 - in den schwach alkalisch bis mäßig sauer reagierenden Bodenproben überwiegend als Anionen vor, deren Bindung mit abnehmendem pH zunimmt. PCP, mit einem pKa von 4.7, liegt in den verwendeten Bodenproben zu stark wechselnden Anteilen dissoziiert als Phenolat und undissoziiert als Phenol vor, während 2,4,6-Trichlorphenol und 4-Nitrophenol (pKa von 6.0 bzw 7.2) nur noch in wenigen Bodenproben zu größeren Anteilen in anionischer Form vorkommen. Sie liegen

überwiegend in undissoziierter Form vor.

Der Einfluß des pH auf die Adsorption von 2,4,6-Trichlorphenol und insbesondere 4-Nitrophenol nimmt deutlich ab. Dies wird durch die geringeren partiellen Korrelationskoeffizienten erkennbar (Tab. 2). Sie schwanken für 2,4-D, 2,4,5-T und PCP zwischen -0.94 und -0.98. Während für 2,4,6-Trichlorphenol noch ein partieller Korrelationskoeffizient von  $r = -0.81$  errechnet wird, sinkt dieser für 4-Nitrophenol auf einen Wert von -0.50 ab. Damit ist für 4-Nitrophenol der Gehalt an organischem Kohlenstoff eindeutig die für die Adsorption wichtigste Eigenschaft der Böden (vgl. LOEKKE, 1984). Dies wird auch noch einmal durch Abb. 2 deutlich.

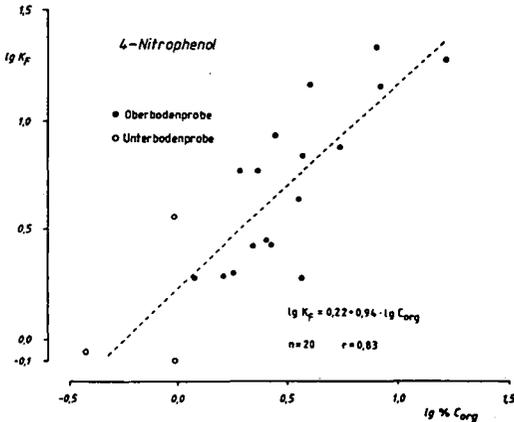


Abb. 2: Beziehung zwischen den  $K_p$ -Werten der 4-Nitrophenol-Adsorption und dem  $C_{org}$ -Gehalt der 20 Bodenproben

Die Abbildung zeigt die  $K_p$ -Werte der 20 Bodenproben in Abhängigkeit vom  $C_{org}$ -Gehalt. Mit steigenden Gehalten an organischer Substanz in den Bodenproben nehmen die Adsorptionskonstanten zu. Für diese Beziehung konnte eine Korrelation von  $r = 0.83$  ermittelt werden.

#### $K_{oc}$ -Werte für fünf Chemikalien und 20 Bodenproben

Eine andere, insbesondere bei der Adsorption von organischen Chemikalien häufig benutzte Kenngröße ist der  $K_{oc}$ -Wert, der sich aus dem  $K_p$ -Wert errechnet. Bei der Verwendung des  $K_{oc}$ -Wertes wird davon ausgegangen, daß nur die organische Substanz der Böden die Chemikalienadsorption bestimmt und alle anderen Bodeneigenschaften ohne größeren Einfluß auf die Adsorption sind (LYMAN, 1982).

Aber auch die aus den Freundlich-Adsorptionskonstanten errechneten  $K_{oc}$ -Werte schwanken für die Chemikalien in den verwendeten Bodenproben noch beträchtlich (s. Tab. 1).

Für 2,4-D liegen diese Werte zwischen 28 und 569 mg/kg und variieren somit um das 20-fache. 2,4,5-T, PCP und 2,4,6-Trichlorphenol weisen einen ähnlichen Schwankungsbereich auf. Nur bei 4-Nitrophenol liegen die ermittelten  $K_{oc}$ -Werte enger zusammen; sie variieren zwischen 50 und 349 mg/kg.

Die beträchtlichen Abweichungen in den  $K_{oc}$ -Werten der verschiedenen Bodenproben für die einzelnen Chemikalien können zum Teil durch die Unterschiede in den pH-Werten der Bodenproben erklärt werden. Dabei

wirkt die Bodenreaktion zum einen auf die funktionellen Gruppen der Adsorbenten, zum anderen werden die Chemikalien entsprechend ihrem pKa durch das pH der Bodenlösung in ihrem Dissoziationsgrad verändert.

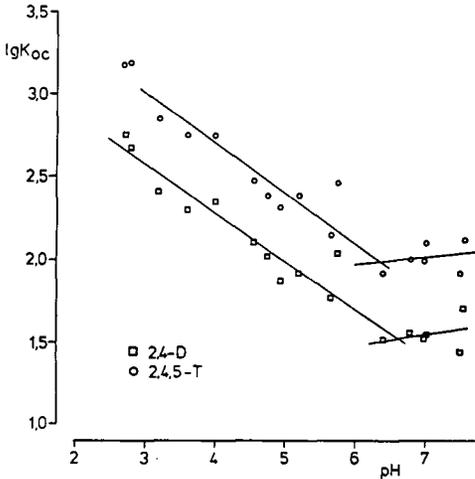


Abb. 3: Beziehungen zwischen den lg K_{oc}-Werten von 2,4-D und 2,4,5-T der 17 Bodenproben aus A-Horizonten und deren pH-Werten

Abb. 3 zeigt die Beziehung zwischen den K_{oc}-Werten (logarithmiert) von 2,4-D und 2,4,5-T und dem pH der Bodenproben. Der Einfluß des pH auf die K_{oc}-Werte ist für beide Chemikalien deutlich zu erkennen. In einem pH-Bereich von 3 bis 6 nehmen die K_{oc}-Werte mit steigendem pH in beträchtlichem Maße ab. Bei pH-Werten > 6 hat dann das pH offenbar keinen Einfluß mehr auf die K_{oc}-Werte. Es bildet sich ein vom pH weitgehend unabhängiges Adsorptionsplateau aus (vgl. KUKOWSKI und BRÜMMER, 1987).

PCP, 2,4,6-Trichlorphenol und 4-Nitrophenol zeigen ebenfalls Unterschiede beim Einfluß des pH-Wertes auf die K_{oc}-Werte (Abb. 4). Die PCP-Adsorption wird bei pH-Werten > 4.5 sehr stark vom pH beeinflusst. Bei niedrigeren pH-Werten (<4.5) ist der Einfluß nur noch gering, und es kommt zur Ausbildung eines Plateaus der maximalen PCP-Adsorption in dem untersuchten pH-Bereich von 4.5 - 2.7. Die für 2,4,6-Trichlorphenol ermittelten K_{oc}-Werte zeigen im pH-Bereich > 5.5 eine sehr starke negative Beziehung zum pH; dagegen sind die K_{oc}-Werte bei pH-Werten < 5.5 relativ unabhängig von der Bodenreaktion. In diesem pH-Bereich findet die maximal mögliche 2,4,6-Trichlorphenol-Adsorption statt. Auch der pH-Einfluß auf die Adsorption von 4-Nitrophenol kann nach den K_{oc}-Werten in Abb. 4 noch in zwei Bereiche unterteilt werden. Bei pH-Werten < 6.5 ist der pH-Einfluß sehr gering, so daß dieser Abschnitt als oberes Adsorptionsplateau der Chemikalie angesehen werden kann. Bei pH-Werten > 6.5 nimmt die Bedeutung der Bodenreaktion für die Adsorption der Chemikalie dann stark zu, und die K_{oc}-Werte verringern sich mit steigendem pH deutlich (vgl. KUKOWSKI und BRÜMMER, 1987). 4-Nitrophenol liegt ab pH > 6.5 in den betreffenden Bodenproben zu größeren Anteilen dissoziiert als Anion vor, das mit zunehmendem pH schwächer adsorbiert wird.

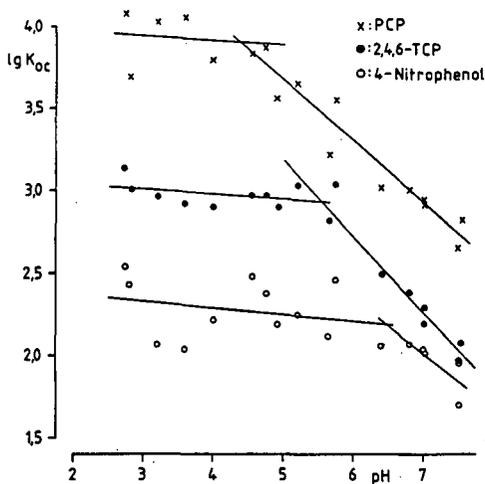


Abb. 4: Beziehungen zwischen den  $\lg K_{oc}$ -Werten von PCP, 2,4,6-TCP und 4-Nitrophenol der 17 Bodenproben aus A-Horizonten und deren pH-Werten

### Schlußfolgerung

Die Auswirkungen der Bodenreaktion auf die Adsorption der dargestellten Chemikalien sind damit in Abhängigkeit vom pH der Böden und dem pKa der jeweiligen Chemikalie sehr unterschiedlich. Über 3-4 pH-Stufen um den pKa-Wert ist der Einfluß des pH stark ausgeprägt. Außerhalb dieser Spanne hat der pH-Wert offensichtlich keinen Einfluß auf die Adsorption dieser Chemikalien.

Für die Adsorption organischer Chemikalien bedeuten diese Ergebnisse, daß neben dem  $C_{org}$ -Gehalt und dem pH-Wert der Bodenproben auch der pKa-Wert der Chemikalie die Adsorption in Böden beeinflussen kann und bei der Aufstellung von Modellen zur Chemikalienadsorption mit berücksichtigt werden muß.

### Literatur

- Kukowski, H. (1989): Untersuchungen zur Ad- und Desorption ausgewählter Chemikalien in Böden. Schriftenreihe des Institutes für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Nr. 7, 190 S. (im Druck).
- Kukowski, H. und G. Brümmer (1987): Untersuchungen zur pH-abhängigen Adsorption ausgewählter Chemikalien durch die organische Substanz der Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55/I, 375-380.
- Loecke, H. (1984): Sorption of selected organic pollutants in Danish soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 8, 395-409.
- Lyman, W. J. (1982): Adsorption coefficients for soils and sediments. In W. J. Lyman, W. F. Reehl and D. H. Rosenblatt (Eds.): *Handbook of chemical property estimation methods* (pp. P4-1 - 4-33). McGraw-Hill Book Company, New York.
- Welp, G. (1987): Einfluß des Stoffbestandes von Böden auf die mikrobielle Toxizität von Umweltchemikalien. Diss., Kiel, 245 S.

**Stickstoff-Dynamik in Böden einer Lößlandschaft in Süddeutschland**

von

Lorenz, G. und K. Stahr*

Noch immer sind hohe Nitratgehalte im Grundwasser ein Problem für die Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Von landwirtschaftlichen Nutzungssystemen geht insofern ein hohes Kontaminationsrisiko aus, als der N-Input oft weit über dem Bedarf der Kulturen liegt (BACH 1987) und vegetationsfreie Zeiten mit der Zeit der stärksten Grundwasserneubildung zusammenfallen. Um pflanzenbauliche Anbaumaßnahmen jedoch so zu gestalten, daß eine Grundwasserbelastung minimiert wird, ist es notwendig, die Stickstoffdynamik im Boden in Abhängigkeit von Standortseigenschaften und Anbausystem zu kennen. Im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 'Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften' gilt es deshalb, die Stickstoffdynamik, insbesondere die N-Mineralisierung, in Acker-Böden einer Lößlandschaft zu charakterisieren.

Untersuchungsobjekte waren Acker-Böden im Kraichgau, einer Landsenke zwischen den Aufwölbungen des Schwarzwaldes und des Odenwaldes. Einwehung von Löß aus dem Oberrheintal überlagerte den dort anstehenden Muschelkalk und Keuper mit mächtigen Lößdecken zu der jetzigen Hügellandschaft. Durch den Anschluß an das Oberrheintal herrscht dort ein relativ warmes Klima (Temperatur 9,2-9,5 °C, Niederschläge 726-797mm).

Die Bodenbildung wurde/wird infolge intensiver landwirtschaftlicher Nutzung stark von Erosion geprägt, so daß Böden folgender Catena anstehen: Parabraunerden (Pb) aus Löß auf dem Hochplateau, Pararendzinen (Pr) und erodierte Parabraunerden am Oberhang sowie kolluvial überdeckte Parabraunerden und Kolluvien (Kol) in Unterhang- bzw. Senkenposition.

In drei Teillandschaften des Kraichgaus wurden insgesamt 7 Standorte in 2 N-Düngungsvarianten (ungedüngt, betriebsüblich gedüngt) untersucht: in allen Landschaften Pararendzinen und Kolluvien, da zwischen diesen Böden die größten Unterschiede bezüglich Humuskörper sowie Wasser- und Wärmehaushalt erwartet wurden; in einer Landschaft (Gondelsheim) zusätzlich eine Parabraunerde. In den Vegetationsperioden 1987 und 1988 wurden an diesen Standorten folgende Parameter bezüglich Wasser- und Stickstoffhaushalt erhoben:

- N-Nettomineralisation in situ (RUNGE 1970). Hierbei handelt es sich um eine Bebrütungsmethode am Standort, bei der Probenmaterial in gas-, aber nicht wasserdurchlässigen Polyethylenbeuteln am Standort gelagert wird (6-wöchige Bebrütungsintervalle, 3-

* Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70

wöchentlich neuer Ansatz). Unter Ausschluß von N-Entzug und -Verlagerung kann so aus der Differenz zwischen End- und Anfangs- Nmin-Gehalt auf eine mittlere Netto-Mineralisierungsrate geschlossen werden. Die Mineralisierung wurde in den Ap-Horizonten aller Böden, in Kolluvium und der Parabraunerde zusätzlich im Unterboden (30-60cm) bestimmt.

- Nmin-Gehalte im Boden (0-30, 30-60, 60-90cm), 3-wöchentlich;
- Matrixpotentiale in 80 und 110cm Tiefe (wöchentlich);
- Nitratgehalte im Sickerwasser (Saugkerzen in 90cm Tiefe), wöchentlich;

Aus den 1988 in Böden der untersuchten Catenen mineralisierten N-Mengen (Tab. 1), differenziert nach Zeiträumen und Ober-/Unterboden, geht hervor, daß relativ große N-Mengen (30-50% der Gesamt-Mineralisierung) noch nach der Ernte nachgeliefert wurden, die bei fehlender Zwischenfrucht auswaschungsgefährdet sind. In den Oberböden der Pararendzinen wurde, trotz eines geringeren Humusgehaltes, etwa genau so viel

Tab. 1 N-Nettomineralisation in situ an Standorten von 3 Kleinlandschaften im Kraichgau, Jahr 1988, Kulturart: W.Weizen, Angaben in [kg N/ha]

Standort		Netto-Mineralisation						
		Frühj.-Ernte) ¹		Ernte-Spätherbst) ²		Summen		
Landsch.	Boden	Oberbo.	Unterbo.	Oberbo.	Unterbo.	Oberbo.	Unterbo.	Summe
go	Pb	73	17	37	20	110	37	147
go	Pr	95	n.b.	63	n.b.	158	n.b.	158
go	Kol	86	19	46	-12	132	7	139
fr	Pr	57	n.b.	37	n.b.	94	n.b.	94
fr	Kol	63	14	34	7	97	21	118
rot	Pr	57	n.b.	46	n.b.	103	n.b.	103
rot	Kol	67	10	27	3	94	13	107

¹ = go: 29.3. - 5.8.88; fr: 6.4. - 10.8.88; rot: 15.4. - 10.8.88

² = go: 5.8. - 18.11.88; fr: 10.8. - 25.11.88; rot: 10.8. - 2.12.88

oder mehr Stickstoff freigesetzt als in den Kolluvien. Die Mineralisierung war also dort relativ höher. Dies kann an der mineralisierungsfördernden Wirkung von Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungszyklen liegen, die in den Pararendzinen häufig, in den Kolluvien dagegen selten auftreten, oder aber an einer in den Kolluvien höheren Denitrifikation. Unter Miterücksichtigung der Unterboden-Mineralisation lag das N-Angebot in den Böden innerhalb einer Catena etwa in der gleichen Größenordnung.

Zur Charakterisierung des N-Haushaltes wurden für die einzelnen Standorte Mineralstickstoff-Bilanzen nach folgender Gleichung erstellt:

a) N-Verluste = Nettomineralisation + Zufuhr (Niedersch., Düngung)

- Assimilation -  $N_{min}(t_2-t_1)$

b) N-Verluste = Auswaschung + Denitrifikation +  $NH_3$ -Verflüchtigung

$t_1$  = Beginn des Meßzeitraumes

$t_2$  = Ende " "

Die Bilanzierung (Tab. 2) wird exemplarisch für die Standorte der Landschaft Gondelsheim gezeigt. Zur besseren zeitlichen Einordnung der Verluste wurde der Untersuchungszeitraum in die Phasen Frühjahr - Ernte und Ernte - Spätherbst unterteilt.

Aus der Bilanz Frühj. - Ernte geht hervor, daß bei etwa gleich hohem N-Angebot in allen Böden der Catena dieses auf der Pararendzina gegenüber den anderen beiden Böden weniger gut genutzt werden konnte, wie die N-Entzüge ausweisen. Dies ist wohl damit zu begründen, daß das Ertragspotential auf der Pararendzina begrenzt wird zum einen durch geringere Trophie gegenüber den anderen beiden Böden, zum andern durch Sommertrockenheit, da die Wasserspeicherkapazität zwar hoch, die Infiltration aber wegen Oberflächenverschlammung und der Reliefposition nur gering ist. Nicht genutzter Stickstoff kann dann, insbesondere bei Niederschlagsereignissen, oberflächlich und/oder lateral verlagert werden. Darauf weisen die in der Pararendzina höheren Verluste gegenüber Pb und Kol hin.

Tab. 2 Mineralstickstoff-Bilanz von Böden der Landschaft Gondelsheim, Kulturart W.-Weizen, Angaben in [kg N/ha]

Zeitraum	Frühj. - Ernte ) ¹			Ernte - Spätherbst ) ²		
	Pb	Pr	Kol	Pb	Pr	Kol
N-Nettomineralisation	90	95	105	57	63	34
N _{min} -Gehalt						
Frühj./Ernte	59	52	42	18	32	34
Ernte/Herbst	18	32	34	48	76	93
N-Einträge						
Nschl.	10	10	10	10	10	10
N-Assimilation ) ³	126	95	119	0	0	0
Verluste	15	30	4	37	29	-15

)¹ = 29.3.-5.8.88, )² = 5.8.-19.11.88, )³ = in oberirdischen (gemessen) und unterirdischen Pflanzenteilen (nach Angaben in Literatur)

Im Zeitraum von der Ernte - Spätherbst wird die Rolle der Pararendzina als Eluviationsstandort gegenüber der des Kolluviums als Akkumulationsstandort deutlich, wie man an den Verlusten dort und den Einträgen hier sieht. Allerdings ist es auch hier möglich,

daß im Kolluvium schon Verluste aufgetreten sind, die aber durch höhere laterale Einträge überdeckt wurden. Alle Böden weisen im Spätherbst noch mehr oder weniger hohe Nmin-Gehalte auf, die auswaschungsgefährdet sind. Dem wäre nur mit einer Fixierung in Biomasse zu begegnen.

Aus den Untersuchungen des Jahres 1988 ergaben sich folgende Ergebnisse und Hypothesen:

- das N-Angebot lag 1988 innerhalb der untersuchten Catenen jeweils in der gleichen Größenordnung, bedingt durch eine relativ höhere N-Mineralisierung in den humusärmeren Pararendzinen gegenüber den humusreicheren Kolluvien;
- die Unterschiede im N-Haushalt der untersuchten Standorte lagen deshalb vielmehr in boden- und reliefbedingten Unterschieden im Wasserhaushalt begründet, die sich auf Wachstumsbedingungen und Transportprozesse auswirken;
- bezüglich einer Nitrat-Kontamination des Grundwassers können die Kolluvien als Akkumulationsstandorte wegen des dort hohen Ertrags- und Denitrifikationspotentials eine Entsorgungsfunktion für die Landschaft übernehmen. Inwieweit dies der Fall ist, soll in Folgeprojekten durch Messung von Transportprozessen und Denitrifikation geklärt werden.

#### Literatur

BACH, M. (1987): Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland - eine regional differenzierende Abschätzung. Göttinger Bodenk. Ber. 93, 1-186.

RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. Flora 159, 233-257.

---

Diese Arbeit entstand im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 183 der DFG "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften". Wir danken für die Unterstützung.

## Cu(II)-Bindung durch Chromatographie-Fractionen gelösten organischen Materials GOM in wässrigen Laubstreuextrakten

Luster, J.¹⁾, P. Blaser¹⁾ und B. Magyar²⁾

### 1. Fragestellungen

- (i) Kann gelöstes organisches Material (GOM) in Bodenlösungen in Fractionen aufgetrennt werden, die sich in ihrem Bindungsverhalten gegenüber Metallionen **deutlich** unterscheiden ?  
Gelingt gar eine Auftrennung in bindende und nicht bindende Fractionen ?
- (ii) Wenn ja, kann jeder Fraction eindeutig ein spezifisches Bindungsverhalten zugeordnet werden ? Dies würde bei unbekanntem GOM direkte Rückschlüsse vom Trennverhalten auf Stabilität und Ausmass der Metallbindung erlauben.
- (iii) Können Informationen über die organische Struktur der Fractionen und über den Trennmechanismus einen Beitrag leisten zum Verständnis der Metallbindung im gesamten GOM ?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurde der folgende experimentelle Ansatz gewählt: GOM in Wasserextrakten aus Laubstreu (Modell für GOM in Bodenlösungen an Ort und Zeit "Null") wurde mit Umkehrphasenchromatographie an einer schwach hydrophoben stationären Phase (entwickelt für "Hydrophobic Interaction Chromatography" von Proteinen) mit einem pH-Stufengradient getrennt. Als Vorbild dienten die präparativen Arbeiten von (MANTOURA und RILEY, 1975) mit dem stark hydrophoben Harz XAD-2, bzw. (MacCARTHY et al., 1979) mit dem schwächer hydrophoben Harz XAD-8.

### 2. Experimentelles

#### 2.1. Gewinnung des organischen Materials

Frische Laubstreu der Edelkastanie, Buche und Lärche wurde bei 105 °C getrocknet und gemahlen (-1 mm). 2.5 g des erhaltenen Pulvers wurden mit bidest. Wasser ca. 15 Std. extrahiert und anschliessend bis 0.45 µm filtriert (vgl. auch BLASER et al., 1984). Der Extrakt wurde anschliessend über einen stark sauren Kationenaustauscher gereinigt (LUSTER et al., 1988) und lyophilisiert.

1) Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL,  
Zürcherstr. 111, CH-8903 Birmensdorf

2) Laboratorium für Anorganische Chemie der ETH Zürich,  
ETH Zentrum, CH-8092 Zürich

## 2.2. Fraktionierung mit Umkehrphasenchromatographie

**Stationäre Phase:** TSK Phenyl-5PW (Toyo Soda), gepackt in Glassäule der Länge 7.5 cm und Durchmesser 8 mm von LKB. Es handelt sich um ein hydroxiliertes Polyether-Copolymer mit chemisch gebundenen Phenylgruppen.

**Mobile Phase:** Ungepufferter pH-Stufengradient (vgl. Fig.1), gebildet mit  $10^{-3}$  M  $\text{HNO}_3$  (pH 3), bidest. Wasser (pH 7) und  $4 \times 10^{-3}$  M LiOH.  
Flussrate: 1 ml/Min.

**Geräte:** HPLC-Pumpe. Niederdruckgradientenmischer. Steuergerät. UV/VIS-Detektor (variable Wellenlänge) und Fraktionensammler von LKB. Automatischer Probengeber von Perkin Elmer.

**Spezielles:** Pumpenkopf aus Titan. Säule aus Glas und Teflon. Leitungen aus Titan und Teflon.

**Probemengen:** Analytische Trennung: 100  $\mu\text{l}$  Extrakt ( $\approx$  0.16 bis 0.4 mg)  
Präparative Trennung: 500  $\mu\text{l}$  5fach konz. Extrakt ( $\approx$  4 bis 10 mg)

Für die nachfolgenden Untersuchungen wurden die Fraktionen mehrerer präparativer Läufe vereinigt und lyophilisiert.

## 2.3. Organische Struktur

**TOC:** Katalytische Verbrennung (Shimadzu TOC 500)

**UV/VIS:** 50fach verd. Extrakte. pH 4. 1 cm Quarzzellen (Shimadzu UV 240)

**IR:** Pille aus 1 mg lyophilisiertem GOM in 200 mg KBr (PE 883)

**$^1\text{H}$ -NMR:**

- 200 MHz (Bruker AC 200)
- 10 mg lyophilisiertes GOM in 600  $\mu\text{l}$   $\text{D}_2\text{O}$ . + 1 Tropfen 1 M NaOD
- 5 mm Röhrchen
- Aufnahmedauer: ca. 1000 Skans zu 4.1 s
- Referenz: externes TMS (Tetra-Methyl-Silan) oder internes TMSP (Tetradeutero-tri-Methyl-Silyl-Propionsäure Na-Salz)

## 2.4. Cu-Titration: Gleichgewichts-Ionenaustauscher-Methode

- GOM: 50fach verdünnt
- Kationenaustauscher: Serdolit-CS 2 ( $\emptyset$  100 - 200  $\mu\text{m}$ ), 50 mg
- Lösungsvolumen: 25 ml
- Ionenstärke: 0.01 M ( $\text{LiNO}_3$ )
- pH / Temp.: 6 / 25  $^\circ\text{C}$
- Cu-Zugaben: als  $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$   $1.6 \times 10^{-3}$  bis  $1.6 \times 10^{-6}$  M
- Equilibrierung: 20 Std.
- Messung von Cu(Lsg.): Flammen- und Graphitrohr-AAS

## 2.5. Konditionale Stabilitätskonstante $K'$ und $\text{Cu(II)}$ -Bindungskapazität $L_T$

Ist die Auftragung  $\frac{\text{Cu(frei)}}{\text{Cu(geb.)}}$  gegen  $\text{Cu(frei)}$  linear, so wird die Bildung eines Quasipartikels  $\text{CuL}$  angenommen.  $K'$  und  $L_T$  ergeben sich aus linearer Regression (vgl. LUSTER et al., 1988; zum "Quasipartikel-Modell" vgl. SPOSITO, 1986).

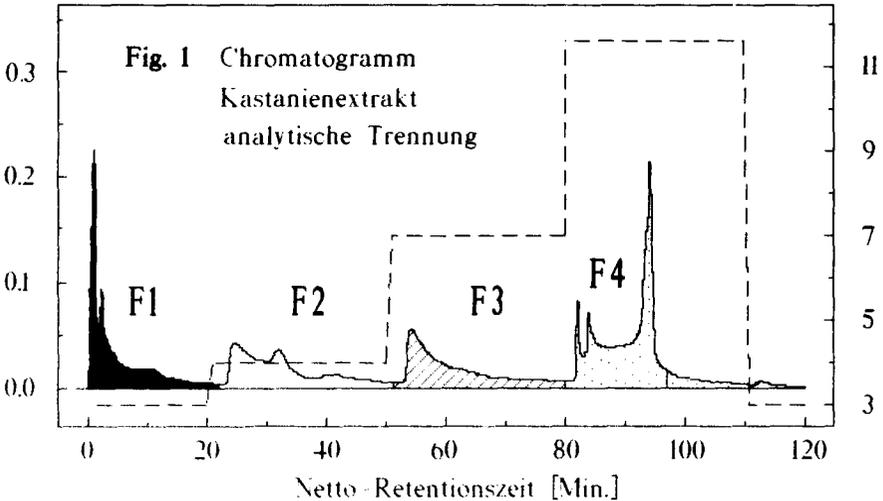
Ist sie deutlich nicht linear, so werden 2 Quasipartikel  $\text{CuL(1)}$  und  $\text{CuL(2)}$  angenommen. Die Konstanten  $K'(1)$ ,  $K'(2)$ ,  $L(1)_T$  und  $L(2)_T$  erhält man aus nicht linearer Regression und Fixierung von  $L_T$ .

## 3. Diskussion der Resultate (Zusammenstellung in Tab. 1 und 2)

**Zur Fraktionierung:** Mit der gewählten Trennmethode erhält man für den Kastanienextrakt 4 Fraktionen (Fig. 1), im Fall von Buche und Lärche im wesentlichen 2 Fraktionen (F1 und F4). Im folgenden werden aus Platzgründen nur die Resultate von Kastanie (Tab. 1) und Lärche (Tab. 2) diskutiert. Der Buchenextrakt verhält sich jedoch sehr ähnlich wie der Lärchenextrakt.

Extinktion (280 nm)

(---) pH der mobilen Phase



<b>Tab. 1 Kastaniensextrakt</b>	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>F3</b>	<b>F4</b>	<b>Summe</b>	<b>Gesamt- Extrakt</b>
<b>Struktur:</b>						
TOC [mmol/l]	62	16	11	15	103	116
C-Gehalt [% TS]	38	57	66	70	44 ¹⁾	46
$\epsilon$ (280 nm) für 1C	164	478	440	422	278 ¹⁾	289
Molekülgrösse ²⁾	· 10'000	· 10'000	· 1'000	· 300 bis · 100'000		
¹ H-NMR ³⁾ I	16	12	16	13		14
II	17	14	12	12		15
III	62	54	54	54		61
IV	6	20	18	21		10
<b>Cu-Bindung:</b>						
log K'	6.06	6.40	6.24	6.32		6.12
L _T [mol/l] × 10 ⁶	36	13.7	8.9	8.8	67	79
L _T (TS) [mol/kg]	0.89	2.05	2.14	1.8		1.32
C/Cu	36	24	26	32		29

- 1) Berechnet mit den Summenwerten für die Trockensubstanz TS, die absoluten TOC-Werte und die Extinktionen (280 nm).
- 2) Abgeschätzt aus den Chromatogrammen von Molekularfiltrationen (vgl. LUSTER et al., 1988)
- 3) Prozentuale Verteilung der Protonensignale auf die Bereiche chemischer Verschiebung:
  - I: 0.5 - 1.8 ppm. Aliphatische Protonen
  - II: 1.8 - 3.0 ppm. Aliphatische Protonen,  $\alpha$  zu Carboxyl, Carbonyl, Amid, Aromaten
  - III: 3.0 - 4.5 ppm. Protonen,  $\alpha$  zu Alkohol-, Ether-Gruppierungen (Polysaccharide)
  - IV: 6.0 - 9.0 ppm. Aromatische Protonen
- 4) inkl. F2 und F3

Tab.2 Lärchenextrakt	F1	F4	Summe	Gesamt-Extrakt
<b>Struktur:</b>				
IOC [mmol/l]	83	33	128 ⁴⁾	167
C-Gehalt [% TS]	42	76	50 ¹⁾	50
$\epsilon$ (280 nm) für 1C	67	335	151 ¹⁾	132
¹ H-NMR ³⁾ I	11	14		8
II	10	12		13
III	73	40		70
IV	6	34		9
<b>Cu-Bindung:</b>				
log K', bzw. log K'(1)	5.97	8.11		5.99
log K'(2)		5.27		
L _T bzw. L(1) _T [mol/l] × 10 ⁶	13.6	1.19	22.2	27
L(2) _T		7.38		
L _T bzw. L(1) _T (TS) [mol/kg]	0.29	0.12		0.34
L(2) _T (TS)		0.72		
C/Cu	128	561 89		132

**Organische Struktur:** Die polarste Fraktion F1 hat einen C-Gehalt von etwa 40% und eine vorherrschende Molekülgrösse  $\cdot 10^4$ . Sie besteht vorwiegend aus Polysacchariden und enthält wenig Aromaten.

Die weniger polaren Fraktionen F2, 3, 4 haben einen C-Gehalt von 60 bis 70%. Der Polysaccharid-Anteil ist gegenüber F1 bei Kastanie etwas, bei Lärche deutlich kleiner. Dafür enthalten sie deutlich mehr Aromaten. F4 hat aufgrund des Trennverhaltens vermutlich mehr phenolische OH-Gruppen als die andern Fraktionen.

Beim Anteil an Carboxylgruppen sind keine wesentlichen Unterschiede feststellbar (IR-Spektren).

**Cu-Bindung:** Die konditionalen Stabilitätskonstanten bei pH 6 unterscheiden sich nur wenig. Tendenziell binden die weniger polaren Fraktionen etwas stärker als F1. Die absoluten Bindungskapazitäten  $L_T$  sind praktisch gleich auf die Fraktionen verteilt wie der organische Kohlenstoff. Hingegen sind die auf Trockensubstanz bezogenen Bindungskapazitäten  $L_T(TS)$  für F2, 3. und 4 deutlich grösser als für F1.

#### 4. Beantwortung der Fragen (Kap. 1.)

- (i) Mit der hier gewählten Trennmethode gelingt die gewünschte Fraktionierung nicht. Die Unterschiede in den Stabilitätskonstanten und C/Cu-Verhältnissen sind zu klein. Die deutlichen Unterschiede in den  $L_T(TS)$ -Werten lassen sich auch nicht weiter auswerten, da die Trockensubstanz von GOM in Bodenlösungen meist nicht bekannt ist.
- (ii) Weder F1 noch F4 kann ein spezifisches Cu-Bindungsverhalten zugeordnet werden. Der Lärchenextrakt unterscheidet sich deutlich vom Kastanienextrakt.
- (iii) Die Tatsache, dass der Anteil der Carboxylgruppen in allen Fraktionen praktisch gleich gross ist, lässt die geringen Unterschiede bei den Stabilitätskonstanten gut verstehen. Zudem scheinen aromatische Strukturen die Stabilität der Cu-GOM-Bindung etwas zu vergrössern (Mögliche Mechanismen: Chelateffekt bei Bindung z.B. durch Salicylat, Vergrösserung der kinetischen Stabilität durch sterische Hinderung und Starrheit des Kohlenstoffgerüsts). Bei F4 könnte auch der postulierte höhere Anteil an phenolischen Gruppen zur Stabilitätssteigerung beitragen (Salicylat vs. Phthalat).

#### 5. Literatur

- BLASER, P., G. SPOSITO, und K.M. HOLTZKLAW (1984):  
Composition and acidic functional group chemistry of an aqueous chestnut leaf litter extract. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 278 - 283
- LUSTER, J., B. MAGYAR, und P. BLASER (1988):  
Cu(II)-Komplexierung durch Molekularfiltrations-Fractionen eines Edelkastanien-Laubstreuextraktes. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 56: 203 - 208
- MacCARTHY, P., M.J. PETERSON, R.L. MALCOLM und E.M. THURMAN (1979):  
Separation of humic substances by pH gradient desorption from a hydrophobic resin. *Anal. Chem.* 51: 2041 - 2043
- MANTOURA, R.F.C., und J.P. RILEY (1975):  
The analytical concentration of humic substances from natural waters. *Anal. Chim. Acta* 76: 97 - 106
- SPOSITO, G. (1986):  
Sorption of trace metals by humic materials in soils and natural waters. *Crit. Rev. Environ. Control* 16: 193 - 229

## Veränderungen von Humuszusammenetzung und bodenchemischen Eigenschaften einer Rostbraunerde nach einer Kalkungsmaßnahme¹

von

Marschner, B.², W. Wilczynski², M. Renger² u. K. Stahr³

### Einleitung

Die Kalkung von erkrankten Waldbeständen auf sauren Böden wird von Ulrich (1986) als Restabilisierungsmaßnahme mit Aufwandsmengen von 2-6 t/ha empfohlen. Ziel dieser Maßnahmen ist eine Erhöhung der Pufferkapazität der Böden gegenüber sauren Depositionen und Verminderung des Risikos von Al-Toxizität im Wurzelraum. Daneben wird die Mobilisierung von Nährstoffreserven durch Anregung der biologischen Aktivität in der Humusaufgabe angestrebt, da Humusakkumulation zur Entkopplung von Nährstoffkreisläufen führen kann. Über die Auswirkungen von Kalkungen auf Waldböden liegen bereits eine Vielzahl von Untersuchungen vor (Matzner, 1985; Kreuzer, 1986; Heinsdorf et al., 1988), die alle eine Erhöhung der Basensättigung im Mineralboden und der pH-Werte in der Humusaufgabe belegen. Die negativen Auswirkungen umfassen verstärkte Nitratauswaschung, Humusvorratsabbau und Schwermetallmobilisierung und werden von Wenzel u. Ulrich (1988) als vorübergehendes, geringes Risiko bewertet, von anderen Autoren aber als potentielle Gefahr für die Stabilität der Ökosysteme und das Grundwasser angesehen (Kreutzer, 1986; Andersson u. Persson, 1988).

In tonarmen Sandböden, in denen die Nährstoffspeicherung fast ausschließlich in der organischen Substanz stattfindet, können Veränderungen in der Humusqualität und -quantität, wie sie nach einer Kalkung zu erwarten sind, große Auswirkungen auf die Standortqualität haben. Hierüber liegen bisher keine Untersuchungen vor. Im Folgenden werden daher erste Ergebnisse über die Auswirkungen einer Meliorationskalkung auf Humusmenge und -zusammensetzung präsentiert und bezüglich ihrer Bedeutung für die Austauschereigenschaften in einem sauren Sandboden diskutiert.

### Material und Methoden

Die Untersuchungsfläche liegt in einem ca. 40-jährigen Kiefernforst im Berliner Grunewald, rund 10 km südwestlich des Stadtzentrums. Bei dem Boden handelt es sich um eine stark saure Rostbraunerde aus Geschiebesand (fsmS), die eine schwache Podsolierung unter der rohhumusartigen Moderaufgabe zeigt. Die Bäume zeigen

¹ Publ. Nr. 28 aus dem Projekt "Ballungsraumnahe Waldökosysteme"

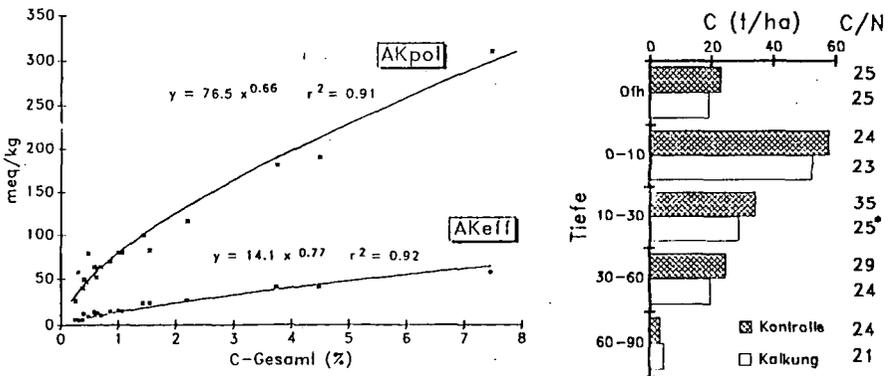
² TU Berlin, Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, Salzuffer 11-12, 1000 Berlin 10

³ Univ. Hohenheim, Inst. f. Standortlehre u. Bodenkunde, 7000 Stuttgart 70

deutliche Schäden in Form von Nadelverlusten zwischen 25 und 30%, aber keine Nährstoffunterversorgung. Im April 1986 wurden auf einer Parzelle 6,1 t/ha Mg-haltiger Kalk in pelletierter Form zusammen mit 145 kg/ha Patentkalk ausgebracht. Im Mai 1988 wurden auf dieser und einer benachbarten Kontrollparzelle Bodenproben aus je 8 Profilen bis 90 cm Tiefe mit dem Bohrstock gezogen. An den Proben wurden pH (CaCl₂) potentielle und effektive Austauschkapazität bestimmt. C- und N-gesamt wurden an einem Gerät der Fa. Carlo Erba gemessen. Die Humusextraktion erfolgte nach der Methode von Kononova und Beltschkova (Kononova, 1966) mit NaOH und Na₄P₂O₇ und anschließender Fraktionierung mithilfe verschiedener Fällungs- und Lösungsreaktionen.

**Ergebnisse**

Aufgrund des sehr geringen Tonanteils (nur im Ah > 1%) wird die Austauschkapazität dieses Bodens fast ausschließlich durch die organische Substanz bestimmt. Dies wird in Abb. 1 deutlich, wo AK_{pot} und AK_{eff} der Proben bis 50 cm Tiefe gegen den C-Gehalt aufgetragen sind.



**Abb. 1:** Beziehung zwischen organischem C-Gehalt und den Austauschkapazitäten 0-90 cm Bodentiefe.

**Abb. 2:** Kohlenstoff-Vorräte und C/N-Verhältnisse in der Kontroll- und Kalkparzelle zwei Jahre nach Versuchsbeginn.

Die Kalkung führte zu einem pH-Anstieg in der Humusaufgabe von 3.3 auf rund 6.5 nach zwei Jahren. Im Mineralboden konnte der um eine Einheit erhöhte pH in 0-10 cm Tiefe statistisch abgesichert werden (Tab. 1). Dies war begleitet von einer Zunahme der Ca-Sättigung von 18 auf 58%, was v.a. auf Kosten des Al ging, dessen Anteil sich von 56 auf 28% halbierte. Fe und H wurden auch vom Austauscher verdrängt, dagegen läßt sich ein Anstieg bei den ebenfalls eingebrachten Elementen Mg und K nicht statistisch absichern (Tab. 1). Auch im darunterliegenden Horizont (10-30 cm) lassen sich signifikante Veränderungen der Austauscherbelegung nachweisen, allerdings keine pH-Erhöhung.

**Tabelle 1:** pH-Werte und austauschbare Kationen (meq/kg) Mineralboden der Kontroll- und der Kalkparzelle zwei Jahre nach Versuchsbeginn (n = 10).

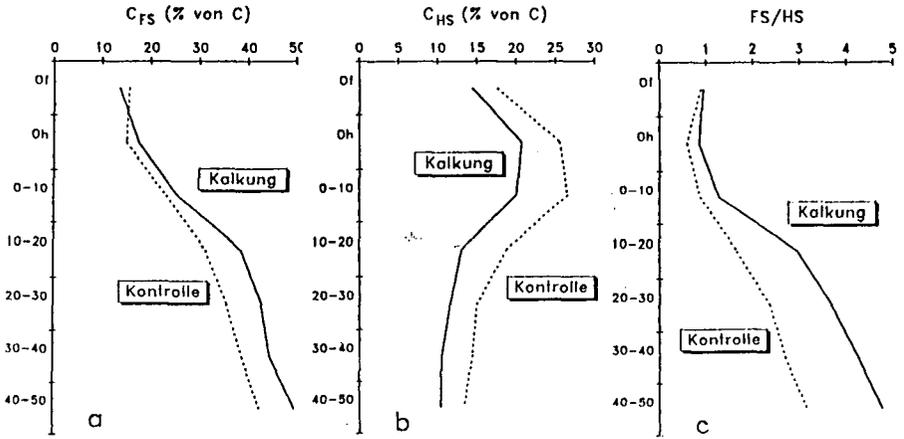
Kontrollparzelle									
Tiefe	pH	Al	Ca	Mg	K	Mn	Fe	H	AKe
0 - 10	3.24	21.1	7.0	0.9	1.0	0.4	1.4	5.8	37.9
10 - 30	3.94	13.6	1.2	0.2	0.3	0.3	0.5	0.7	17.0
30 - 60	4.28	7.3	0.5	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	8.7
60 - 90	4.49	2.8	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	3.7
Kalkparzelle									
0 - 10	4.24**	10.0**	22.5**	1.4*	1.1	0.3	0.5**	2.0**	38.0
10 - 30	4.03	10.1**	2.5*	0.3**	0.3	0.3	0.6	0.7	14.7
30 - 60	4.25	6.2	0.6	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	7.6
60 - 90	4.37	3.0	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	3.6

signifikant verschieden von Kontrolle mit *P (0.05) and **P (0.01)

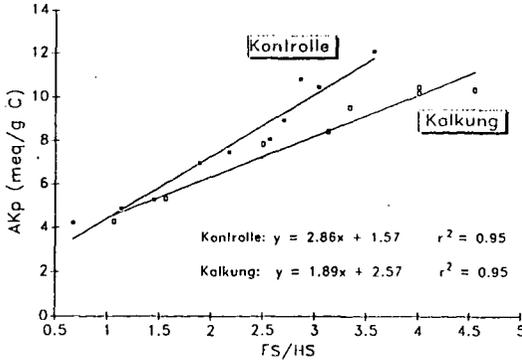
In Abb. 2 sind die C-Vorräte der einzelnen Bodenhorizonte bis 90 cm Tiefe dargestellt und daneben die C/N-Verhältnisse aufgetragen. In der Kalkparzelle finden sich bis 60 cm Tiefe geringere C-Vorräte, was sich zu einer Gesamtdifferenz von 21,3 t/ha addiert. Wegen der großen Streuung der Einzelwerte lassen sich diese Unterschiede allerdings nicht statistisch absichern. Dagegen ist das C/N-Verhältnis in 10-30 cm Tiefe signifikant enger als in der Kontrollparzelle, was auf signifikant höhere N-Gehalte zurückzuführen ist, neben den geringeren C-Gehalten. Auch in den größeren Tiefen finden sich in der Kalkparzelle engere C/N-Verhältnisse, die sich allerdings nicht statistisch absichern lassen.

Auch die Ergebnisse der Humusfraktionierungen lassen v.a. in den größeren Tiefen signifikante Unterschiede in der Humuszusammensetzung der Kalkparzelle erkennen. In Abb. 3a ist zu sehen, daß der Anteil der Fulvosäuren in beiden Parzellen mit der Tiefe zunimmt, in der Kalkparzelle aber in weit stärkerem Maße. Die Huminsäuren (Abb. 3b) zeigen dagegen ein Maximum im Oh und Ah (0-10 cm), und sind im Gegensatz zu den Fulvosäuren in allen Horizonten der Kalkparzelle niedriger als in der Kontrollparzelle. Die Unterschiede lassen sich aber nur im Oh und Ah statistisch absichern ( $p < 0.05$ ). Aufgrund dieser gegenläufigen Veränderungen kommt es zu einer starken Verschiebung der Fulvosäure/Huminsäure-Verhältnisse im Mineralboden unterhalb 10 cm Tiefe (Abb. 3c).

Bei der statistischen Analyse ergab sich, daß die AKpot der organischen Substanz (bezogen auf C) für jede Parzelle eine signifikante Korrelation zum Verhältnis FS/HS zeigte (Abb. 4). Es zeigt sich, daß im Bereich weiter FS/HS-Verhältnisse die AKpot der organischen Substanz in der Kalkparzelle geringer ist als in der Kontrollparzelle.



**Abb. 3:** Humuszusammensetzung in den zwei Versuchspartellen zwei Jahre nach Kalkung. a) Anteil des Fulvosäuren-C an C-Gesamt; b) Anteil des Huminsäuren-C an C-Gesamt; c) Fulvosäure/Huminsäure-Verhältnisse.



**Abb. 4:** Beziehung zwischen Fulvosäure/Huminsäure-Verhältnis und der  $AK_{pot}$  der organischen Substanz (bezogen auf C) in den Mineralbodenhorizonten (bis 50 cm) der beiden Versuchspartellen.

**Diskussion**

Die Kalkung hat in diesem leichten Sandboden bereits nach zwei Jahren zu großen Veränderungen der bodenchemischen Eigenschaften und der Qualität und Quantität der organischen Substanz geführt. Durch die pH-Erhöhung im Oberboden und den Anstieg der Basensättigung bis 30 cm Tiefe hat sich die Säurepufferkapazität des Bodens deutlich erhöht. Im Ah-Horizont ist der Prozess örtlich bereits so weit fortgeschritten, daß der Austausch-Pufferbereich erreicht ist und damit die Neutralisierung von  $H^+$  nicht mehr über die Freisetzung von potentiell toxischem  $Al^{3+}$  erfolgt. Das Ausmaß der Austauschprozesse liegt dabei weit über dem anderer Untersuchungen (Kreutzer, 1986; Hildebrand, 1986). So fand auch Matzner (1985) 5

Jahre nach Kalkung in einer schluffigen Braunerde im Solling lediglich eine Erhöhung der Basensättigung von 5 auf 20% und einen Rückgang des Al von 62 auf 55%. Die starke Verdrängung des Al durch Ca in der Rostbraunerde ist auf die hohe Selektivität der organischen Substanz für Ca und die geringe für Al (Ulrich, 1966) zurückzuführen, was sich bereits in dem ungekalkten Ah-Horizont zeigt, der trotz einer Ca-Sättigung von 15% aufgrund seines  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  von 3.9-4.1 im Al-Pufferbereich liegt. Die pH-Erhöhung in 0-10 cm Tiefe dürfte eine Folge der direkten Einwaschung von  $\text{HCO}_3^-$  (Kreutzer, 1986) in diesen leichten Sandboden sein.

Die pH-Erhöhung im Oberboden führte neben einer Vervierfachung der Regenwurmpopulation (Weigmann, pers. Mitt.) auch zu einer starken Stimulierung der Mikroorganismenaktivität (Brose, pers. Mitt.). Diese Messungen bestätigen, daß ein deutlicher Humusvorratsabbau stattfindet, dessen Ausmaß allerdings mit der statistisch nicht absicherbaren Vorratsdifferenz von 21,3 t C/ha nach 2 Jahren bis 60 cm Bodentiefe sicher überschätzt wird. Auch Aldinger (1986) berichtet von C-Verlusten in Höhe von 80 t/ha in einem 22-jährigen Kalkungsversuch, was mit einer durchschnittlichen Jahresrate von 3.6 t C/ha allerdings deutlich unter dem Wert im Grunewald liegt, und dort auf die Rohhumusaufgabe beschränkt war.

Die Verengung der C/N-Verhältnisse in den tieferen Mineralbodenhorizonten wird auf die Verlagerung N-reicherer organischer Verbindungen zurückgeführt. Diese N-Verlagerung wird auch als Grund dafür angesehen, warum es trotz erhöhter Atmungsraten im Oberboden nicht zu engeren C/N-Verhältnissen gekommen ist, wie dies z.B. Lange und Beese (1985) beobachteten.

Der starke Einfluß der Kalkung auf die Dynamik von Verlagerungsprozessen zeigt sich auch bei der Verteilung der Huminstofffraktionen im Profil. In der Kalkparzelle ist es offensichtlich zur vermehrten Bildung von Fulvosäuren und Abbau von Huminsäuren gekommen. Dabei weist der steilere Vertikalgradient des Fulvosäureanteils darauf hin, daß diese Fraktion in der Kalkparzelle mobiler als in der Kontrollparzelle ist. Einen Anstieg der löslichen organischen Verbindungen und damit verbundener Schwermetallmobilisierung nach Kalkung fanden auch Schierl u. Kreutzer (1989). Schnitzer (1980) berichtet von einer zunehmenden Desaggregation der Fulvosäuren mit steigendem pH aufgrund der verstärkten Abstoßung von dissoziierenden Carboxyl- und Hydroxylgruppen. Dabei scheinen die Fulvosäuren in der Kalkparzelle über eine geringere Zahl dieser funktionellen Gruppen zu verfügen, da deren AKpot mit 12 meq/g C gegenüber 15 meq/g C in der Kontrollparzelle berechnet wurde. Dieser Stoffgruppe kommt aber bei der Nährstoffspeicherung die größere Bedeutung zu, da die AKpot der Huminsäuren nur bei 3-4 meq/g C liegt (Kononova, 1966). Die veränderten Austauschereigenschaften der Fulvosäuren erklären somit auch den flacheren Kurvenverlauf in Abb. 4, da bei den Huminsäuren keine qualitativen Unterschiede festzustellen waren.

Es zeigt sich, daß der organischen Substanz auf diesem Standort eine große Bedeutung bei der Nähr- und damit wohl auch der Schadstoffspeicherung zukommt. Die durch die Kalkungsmaßnahme hervorgerufenen qualitativen und quantitativen Veränderungen können somit einen großen Einfluß auf die Stabilität des Ökosystems und seiner Funktionen ausüben:

**Positive Effekte:**

1. Erhöhte Pufferkapazität des Bodens gegenüber Säureeinträgen
2. Vermindertes Risiko von Al-Toxizität
3. Verstärkte Freisetzung von Nährstoffen durch Humusabbau

**Negative Effekte:**

1. Abnahme der Nährstoffspeicherkapazität durch Humusabbau und verringerte Sorptionsfähigkeit der Fulvosäuren
2. Risiko der vermehrten Nährstoffauswaschung
3. Risiko der Schwermetallmobilisierung durch lösliche organische Substanzen

Bei den beobachteten Phänomenen dürfte es sich allerdings nur um Momentaufnahmen von dynamischen Prozessen handeln, deren Ausmaß und Dauer nicht bekannt sind. Um die längerfristigen Auswirkungen der Kalkungsmaßnahme auf die Humuszusammensetzung und deren Austauschereigenschaften beurteilen zu können, müssen diese Untersuchungen noch einige Jahre fortgesetzt werden und durch Analysen von älteren Kalkungsversuchen auf Sandböden ergänzt werden. Auf der Basis der dargestellten bisherigen Ergebnisse erscheint der Erfolg von großflächigen Kalkungsmaßnahmen auf Sandböden fragwürdig.

**Danksagung**

Die dieser Veröffentlichung zugrunde liegenden Arbeiten sind Bestandteil des interdisziplinären Projekts "Ballungsraumnahe Waldökosysteme", das als gemeinsames FE-Vorhaben vom Umweltbundesamt und der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin finanziert und in deren Auftrag durchgeführt wird (FE-Nr. 10803046/30).

**Literatur**

- Aldinger, E. (1986): In: B. Hanisch (Ed.) IMA-Querschnittsseminar, KFA Karlsruhe, 64-72
- Andersson, F. u. T. Persson (1988): Natl. Swed. Env. Protect. Board, Report No. 3518
- Heinsdorf, D., H. Krauss, P. Hippelt u. R. Brehm (1988): Sozialist. Forstwirtsch. 38, 167-69
- Hildebrand, E.E. (1986): Forstwiss. Cbl. 105, 60-76
- Kononova, M.M. (1966): Pergamon Press, London, 544 pp
- Kreutzer, K. (1986): Forstwiss. Cbl. 105, 371-78
- Lange, E. u. F. Beese (1985): Allg. Forst Z. 41/85, 1166-69
- Matzner, E. (1985): Allg. Forst Z. 41/85, 1143-48
- Schierl, R. u. K. Kreutzer (1989): Kali-Briefe 19, 417-23
- Schnitzer, M. (1980): In: T.C. Hutchinson & M. Havaas (eds.) Effects of Air Pollutants on Terrestrial Ecosystems. Plenum Press, New York, p. 203-222
- Ulrich, B. (1986): Forstwiss. Cbl. 105, 421-35
- Ulrich, B. (1966): Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd. 113, 141-159
- Wenzel, B. u. B. Ulrich (1988): Forst u. Holz 1, 12-16

Dynamik und Verteilung von Schwefelaminosäuren in verschiedenen Kompartimenten (Rhizosphäre, Perisphäre) von Humusaufgaben und Oberböden bodenversauerter Hamburger Altbuchenstandorte.

von

H.Meyer-Steinbrenner*

1. Einführung

Ein großer Teil des bodenbürtigen organischen Schwefels ist an Schwefelaminosäuren gebunden. Der Anteil des aminosäuregebundenen Schwefels (AS-S) an der Sorg-Fraktion ist umso höher, je humoser und biotisch aktiver der Boden ist (ROY & TRUDINGER, 1970; WILLIAMS, 1967). Nach Angaben von FRENEY et al. (1972) können etwa 26% des Bodenschwefels im Oberboden aminosäuregebunden vorliegen. Der Anteil von AS-S am in C-S-Bindung vorliegenden Schwefel, der in der Regel größten Sorg-Fraktion im Boden, liegt nach Literaturwerten zwischen 46 und 49% (FRENEY et al., 1972; ZUCKER & ZECH, 1985). Die absoluten Gehalte für AS-S können im Boden nach ANDERSON (1976) zwischen 27 und 125µg/g betragen.

Die Schwefelaminosäuren im Boden stammen aus biotischen Quellen wie lebender und toter Biomasse, Exkretionen von Bodenorganismen und Wurzelexsudaten.

Die derzeitigen Kenntnisse über die Art und die quantitativen Verhältnisse der im Boden vorkommenden S-AS sind hauptsächlich wenigen klassischen Abhandlungen zu verdanken (z.B. STEVENSON, 1954, 1956 a, b; SCHARPENSEEL, 1962). SCHARPENSEEL (1962) beschrieb 20 S-AS-Spezies deren Vorkommen innerhalb des Bereichs theoretischer Erwartungen steht, die allerdings größtenteils bis heute noch nicht im Boden nachgewiesen werden konnten. Viele der dort aufgeführten S-AS-Spezies kommen als kurzlebige Reaktionsintermediate bei der Biosynthese oder Dekomposition der proteino-genen S-AS Methionin und Cystein, den häufigsten S-AS, vor. Cystein liegt nach FRENEY (1967) im Boden wohl überwiegend in oxidiert Form als Cystin vor, begünstigt durch die katalytische Wirkung von pedogenem Eisen, Mangan und Kupfer. Die Bildung von S-AS im Boden ist eng gekoppelt an die Schwefelversorgung von Bodenlebewelt und Pflanzen. Für die Pflanze spielt vor allem  $\text{SO}_4\text{-S}$  als Nährstoff bei der S-AS-Biosynthese eine Rolle, wohingegen tierische Organismen ihren S-Bedarf vorwiegend mit Protein-S decken. Aber auch Emissionsschwefel kann direkt als  $\text{SO}_2\text{-S}$  über die Stomata der Blätter aufgenommen werden (FALLER, 1968) und so mit zum Aufbau von S-AS beitragen (WEIGL & ZIEGLER, 1968; BRÄNDLE & SCHNYDER, 1970). Der nicht zur Biosynthese gebrauchte Schwefel wird als  $\text{SO}_4\text{-S}$  in den Zellen der Blätter gespeichert (JÄGER & STREUBING, 1970).

Bei steigender Versorgung der Pflanzen mit Emissionsschwefel können über Wurzelexsudationen und durch absterbendes schwefelreiches Gewebe vermehrt S-AS in den Boden gelangen. Andererseits ist zu erwarten, daß auch die Bodenorganismen durch Aufnahme S-reichen Gewebes ihrerseits vermehrt S inkorporieren und so zur Ver-

* Inst.f.Bodenkunde d.Univ.Hamburg, Allende-Platz 2, 2000 Hamburg 13

mehrung des AS-gebundenen Schwefels im Boden beitragen. Ein direkter Einfluß von S-Gasen oder emissionsbürtigem  $\text{SO}_4$  auf die S-AS-Bildung im Boden ist bisher noch nicht beschrieben worden.

## 2. Untersuchungsziele und Versuchsaufbau

Ziel der Untersuchung ist es einen Einblick über die Zusammensetzung der S-AS-Muster, die Tiefenverteilung einzelner S-AS-Fractionen und die saisonale Dynamik der S-AS-Bildung in emissionsbelasteten Waldböden zu erhalten.

Für die Bearbeitung der Fragestellung wurden vier stark versauerte, in den Standortseigenschaften vergleichbare Stadtwaldböden aus Hamburger Buchenhallenbeständen mit ungünstigen Humusformen ausgesucht (dreimal podsolierter Parabraunerde-Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm, Humusform: feinhumusreicher Rohhumus, einmal podsolierter Braunerde-Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm, Humusform: feinhumusreicher Rohhumus). Diese wurden mehrmals beprobt (Sept. 1984, Juni 1985, Sept. 1985). Die Probennahme wurde in den Humusaufgaben (Of, Oh) sowie in den meist geringmächtigen Ahe horizontweise, im Tiefenbereich von 10-40cm in 10cm-Lagen durchgeführt. Es wurden Perisphäre (Nichtrhizosphäre) und Rhizosphäre getrennt beprobt um möglichst kleinräumige Unterschiede bei der S-AS-Verteilung mit zu erfassen.

Auf Vergleichsparzellen wurden Gemische aus kohlensaurem Kalk und Magnesiumoxid ( $500\text{g/m}^2 \text{CaCO}_3 + 10\text{g/m}^2 \text{MgO}$ ) appliziert und leicht in die Humusaufgabe eingemischt. Mit diesem Versuch sollte die Wirkung einer Kompensationskalkung und damit verbesserten Bodenchemismus auf die S-AS-Bildung untersucht werden. Auch diese Parzellen wurden wie die Nullparzellen beprobt.

## 3. Aminosäuren-Analytik

Entsalzte Boden- und Humushydrolysate wurden unter Zugabe von Phenylisothiocyanat (PITC) derivatisiert (näheres s. MEYER-STEINBRENNER 1989). Die durch die Derivatisierung entstandenen Phenylcarbonyl-AS (PC-AS) sind in gefrorenem Zustand ( $-20^\circ\text{C}$ ) praktisch unbegrenzt haltbar. Die Messung der S-AS-Derivate erfolgte mit der Gradient-Elution mittels HPLC.

## 4. Ergebnisse und Diskussion

Die Tiefenfunktionen für den aminosäuregebundenen Schwefel (AS-S) zeigen stets einen charakteristischen Verlauf, mit den höchsten Gehalten in den Humusaufgaben und kontinuierlicher Abnahme im Tiefenverlauf. Die Abb.1 (Nullparzellen) und Abb.2 ( $\text{CaCO}_3 + \text{MgO}$ -Varianten) zeigen den Tiefenverlauf verschiedener AS-S-Fractionen ausgedrückt als Durchschnittswerte aller vier untersuchter Standorte für die Perisphäre und die Rhizosphäre während der drei Meßtermine Sept. 1984, Juni 1985, Sept. 1985.

Auf den Nullparzellen erreichen die Aminosäuren-Gehalte im Juni ihr Maximum. Dieser Trend ist sowohl in der Perisphäre als auch in der Rhizosphäre beobachtbar. Die Differenz zwischen den durchschnittlichen September- und Junigehalten können in der

Perisphäre 50µgS/g und in der Rhizosphäre bis zu 100µgS/g betragen. Das früh-sommerliche Maximum ist auf die erhöhte biogene Aktivität im Boden verbunden mit vermehrter S-AS-Bildung zurückzuführen. Die Rhizosphärenwerte liegen erwartungsgemäß deutlich höher als die Perisphärenwerte, da in Wurzelnähe durch Ausscheidungen und mikrobielle Aktivität besonders die Basisaminosäuren Methionin und Cystin (Cystein) quantitativ angereichert werden. Die neben den Proteinogenen Methionin und Cystin (Cystein) häufigste S-AS ist Cysteinsäure. Diese S-AS wird in Perisphäre und in Rhizosphäre besonders im Herbst angereichert (vergl. Abb.1 und 2). Dies geht einher mit einer quantitativen Abnahme von Cystin. Cysteinsäure entsteht nach EHRlich (1981) durch Oxidation von Cystein zu Cystin und über kurzlebige Reaktionsintermediate wie Cystindisulfoxid und Cysteinsulfinsäure. Über die Persistenz dieser Aminosäure im Boden ist nichts bekannt, sie wird vermutlich überwiegend mikrobiell weiter zu Sulfat abgebaut. Die Fraktion "restlicher AS-S" umfaßt den Schwefel von fünf weiteren, ebenfalls nichtproteinogenen S-AS wie Cysteinsulfinsäure (Cystein-Abbauprodukt), Homocysteinsäure (Oxidationsprodukt von Homocystein, der Vorstufe von Methionin), Methioninsulfoxid, Methioninsulfon (beides Methionindekompositionsprodukte) sowie Taurin (aus dem tierischen Stoffwechsel). Diese Fraktion wurde zusammengefaßt, da sie quantitativ nur von untergeordneter Bedeutung ist (vergl. Abb.1 und 2). Beobachtbar war jedoch ebenfalls in den Sept.-Messungen die Zunahme von Methioninsulfoxid und Methioninsulfon, die im Boden durch mikrobielle Oxidation von Methionin entstehen. Das Auftreten von Taurin ist eng an den Stoffwechsel von Bodenmeso- und makrofauna geknüpft, die als Hauptquellen für diese seltene S-AS gelten. Die Quantitäten von Taurin liegen stets nur im Bereiche von wenigen µg/g.

Auf den mit 500g/m² CaCO₃ + 10g/m² MgO behandelten Parzellen kam es bereits in der Messung von Sept. 1984 zu einer deutlichen Steigerung der AS-S-Gehalte in den Humusauflagen. Zwischen Düngerapplikation und Beprobung lagen ca. 5 Monate. Es ist jedoch kein ausgeprägtes Juni-Maximum mehr erkennbar, die Gehalte an AS-S stiegen kontinuierlich bis Sept.1985 in Perisphäre und Rhizosphäre an. Die Zunahme beschränkte sich auf die Humusauflagen; als Spitzenwert wurde 563µg/g TS in der Rhizosphäre eines Of-Horizontes gemessen. Es kam zu einer deutlichen Steigerung der Gehalte an Methionin und Cystin, wobei besonders ersteres sich überproportional bildete. Dies schlug sich auch in den etwas höheren Spiegelwerten von Homocysteinsäure nieder, vermutlich einem Konversionsprodukt von Homocystein, der Vorstufe von Methionin. Die AS-S-Gehalte im Mineralboden unterscheiden sich dagegen kaum von denen auf der ungedüngten Fläche. Die Cysteinsäure-Gehalte verringerten sich im Vergleich zu den Nullparzellen relativ zu den Cystingehalten, was auf eine Steigerung der biogenen Aktivität verbunden mit gesteigerter Bildung von Konstitutionseweiß schließen läßt.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, daß auf den stark versauerten Rohhumusstandorten mit Zersetzerhemmung es zu einer relativen Anreicherung von nichtproteinogenen

S-AS, vornehmlich Cysteinsäure, gekommen ist, andererseits aber insbesondere die Methioninbildung gestört ist. Unter dem Einfluß der Düngung mit kohlen-saurem Kalk und Magnesiumoxid wurde die Bildung von Methionin und Cystin geför-dert wobei der Anteil an Dekompositionsprodukten am Gesamt-AS-S zurückging. Diese Effekte waren sowohl in der Perisphäre als auch in der Rhizosphäre meß-bar.

## 5. Literatur

- ANDERSON, G. (1976): Sulfur in soil organic substances. In: GIESEKING, J.E. (ed.): Soil components, vol.1: 33-341. Springer-Verlag, New York.
- BRÄNDLE, R. & J. SCHNYDER (1970): Abtransport von Schwefelverbindungen aus Bohnenprimärblättern (*Phaseolus vulgaris*) nach Begasung mit  $H_2S$ . *Experientia* 26: 1393-1396.
- EHRlich, H.L. (1981): Geomicrobiology. Marcel Dekker, New York.
- FALLER, N., K. HERWIG & H. KÜHN (1970): Die Aufnahme von Schwefeldioxid ( $SO_2$ ) aus der Luft. II. Aufnahme, Einbau und Verteilung in der Pflanze. *Plant and Soil* 33: 283-295.
- FALLER, N. & W. HÖFNER (1968): Schwefelassimilation durch zerkleinertes Pflanzen-material nach  $SO_2$ -Begasung. *Z. Pflanzenern. Düngg. Bodenkde.* 121: 111-116.
- FRENEY, J.P. (1967): Sulfur containing organics. In: McLAREN, A.D. & G.H. PETERSON (ed.): Soil biochemistry: 229-286. Marcel Dekker, New York.
- FRENEY, J.R., F.J. STEVENSON & A.H. BEAVERS (1972): Sulfur-containing amino acids in soil hydrolysates. *Soil Sci.* 114: 468-476.
- JÄGER, H.J. & L. STEUBING (1970): Fraktionierte Schwefelbestimmung in Pflanzen-material zur Beurteilung einer  $SO_2$ -Einwirkung. *Angew. Bot.* 44: 209-221.
- MEYER-STEINBRENNER, H. (1989): A simple method for amino acid estimation on hydrolysates of mineral soils and humus substance using pre-column-derivation with Phenylisothiocyanate (PITC). *Geoderma* 40 (eingereicht).
- SCHARPENSEEL, H.W. (1962): Studies with  $C^{14}$ - and  $H^{13}$ -labelled humic acids as to the mode of linkage of their amino-acid fractions and with  $S^{35}_{04}$ ,  $S^{35}$ -Methio-nine and  $S^{35}$ -Cystine regarding the sulphur turnover in humic acid and soil. In: Radioisotopes in soilplant nutrition studies: 115-133. IAEA, Vienna.
- STEVENSON, F.J. (1956a): Isolation and identification of some amino acid compounds in soils. *Soil Sci. Soc. Proc.* 20: 201-204.
- STEVENSON, F.J. (1956b): Effect of some long-time rotations on the amino acid com-position of the soils. *Soil Sci. Soc. Proc.* 20: 204-208.
- WEIGEL, J. & H. ZIEGLER (1962): Die räumliche Verteilung von  $^{35}S$  und die Art der markierten Verbindungen in Spinatblättern nach Begasung mit  $^{35}SO_2$ . *Planta* 58: 435-447.

Abb. 1: Tiefenfunktionen der Durchschnittsgehalte verschiedener Aminosäuren-S-Fractionen in Perisphäre (obere Reihe) und Rhizosphäre (untere Reihe) von vier Altbuchenstandorten: Nullparzelle.

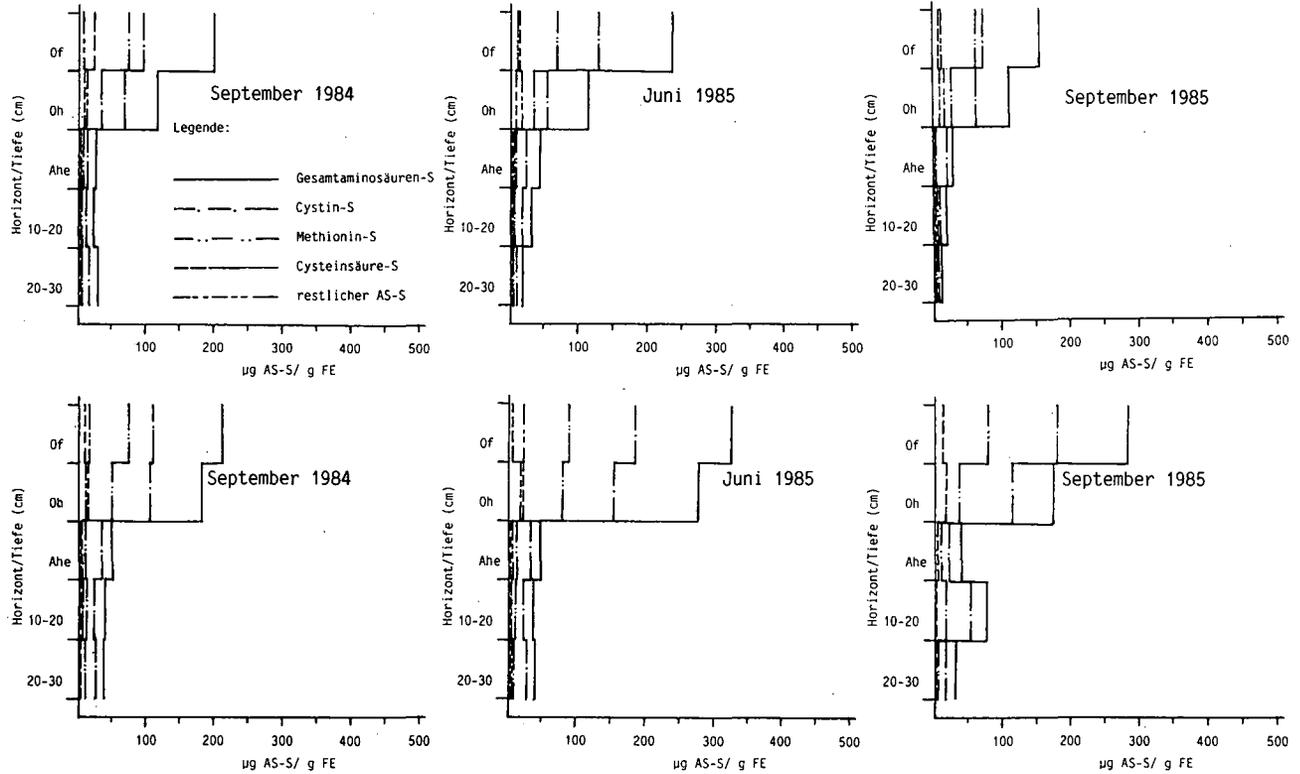
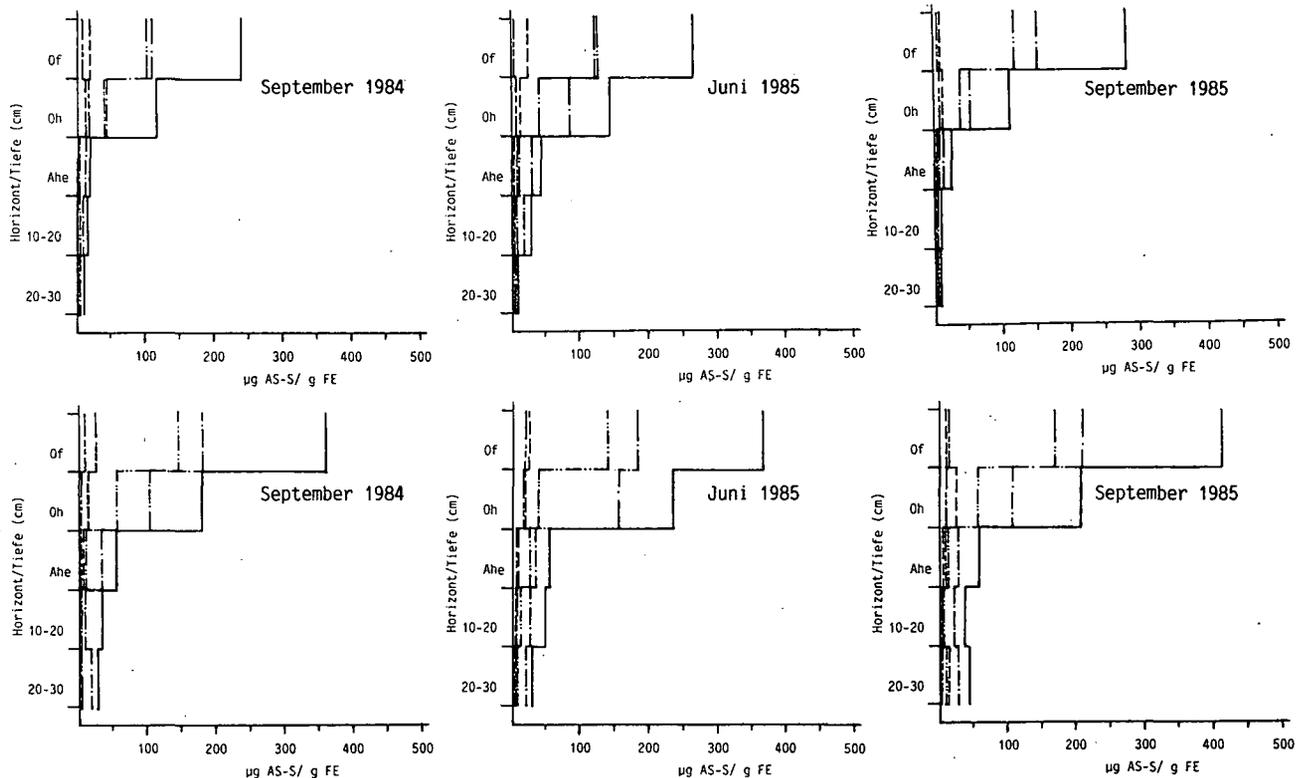


Abb. 2: Tiefenfunktionen der Durchschnittsgehalte verschiedener Aminosäuren-S-Fractionen in Perisphäre (obere Reihe) und Rhizosphäre (untere Reihe) von vier Altbuchenstandorten: Variante mit 500g/m² CaCO₃ + 10g/m² MgO gedüngt.



Schwermetallausträge aus unterschiedlich bewaldeten Teileinzugsgebieten des Naturparks Schönbuch bei Tübingen.

von

Monn, L. *

Für Aussagen über die Einflüsse der Topographie, der Zusammensetzung der Waldbestände, verschiedener Bodeneigenschaften und des Witterungsverlaufs auf die Austräge an Schwermetallen (=SM) mit der Vorflut aus kleinen Einzugsgebieten wurde in 0,185 - 0,38 km² großen Teileinzugsgebieten (Sandstein- Tal- und Plateaulandschaften in Keuper und Lias) und darin angelegten Testflächen unter typischer Bewaldung während der hydrologischen Jahre 1985 und 1986 ermittelt:

- in Vorflutern Abfluß (FLEGR et al., 1989) und SM-Konzentrationen gelöst (= l) und schwebgebunden (= s) und ggf. Nachweis deren Abhängigkeit von der Abflußhöhe,
- in Böden pH,  $k_f$ , (n)FK und SM-Konzentrationen in Sickerwässern aus verschiedenen Tiefen,
- in Teileinzugsgebieten Laub- und Nadelwaldanteilen (EINSELE, 1986) und Raten der Grundwasserneubildung (AGSTER, 1986).

Gegenüber den Tallandschaften bewirkt in der Plateaulandschaft (s. Darst. 1 u.2)

- die geringere Reliefliefung
  - geringere Sedimenttransporte,
  - zusammen mit höherer FK und stärkeren  $k_f$ -Gradienten eine längere Verweildauer des Bodenwassers und eine geringere Grundwasserspense,
- der höhere Nadelwaldanteil
  - niedrigeres Boden-pH, wegen höherer Depositionsraten an Säuren und damit höhere SM-Gehalte in der Bodenlösung,
  - geringere abflußwirksame Niederschläge wegen höherer Interzeption.

**Darst. 1**

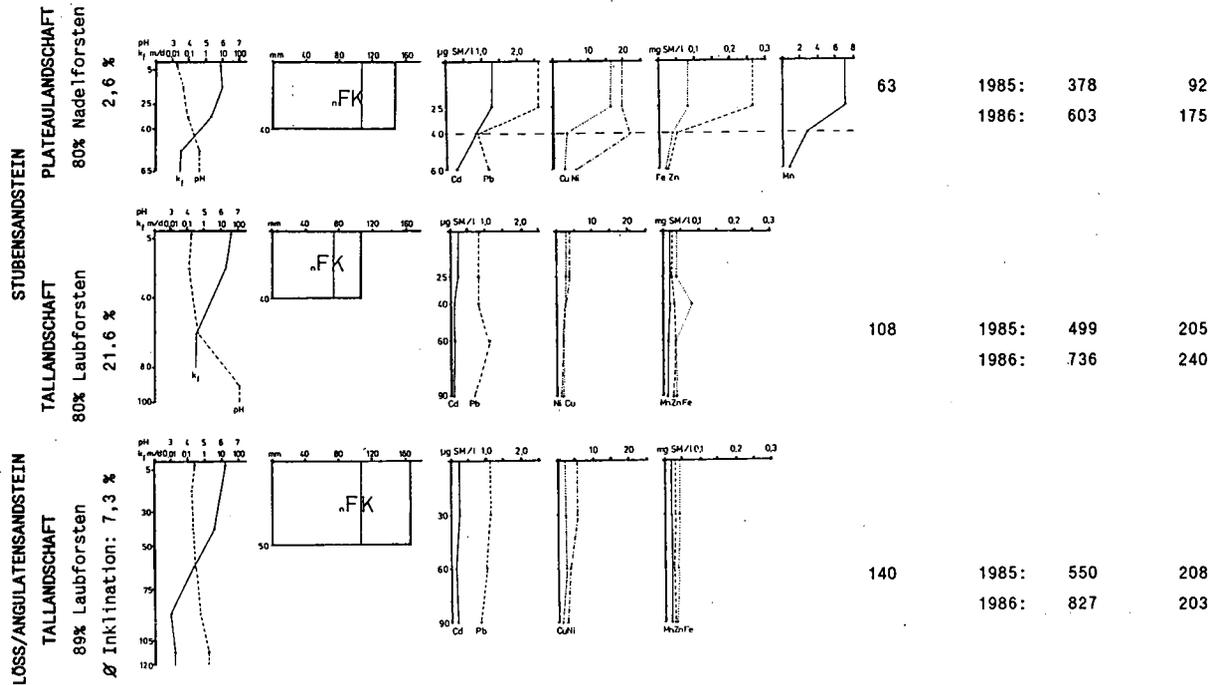
**in Böden**

pH,  $k_f$  und (n)FK bis 40  
oder 50 cm

SM-konzentrationen in Sicker-  
wässern aus verschiedenen Tiefen

**in Landschaften**

Grundwasser- abflußwirksame Vorfluter-  
neubildung Niederschläge Abfluß



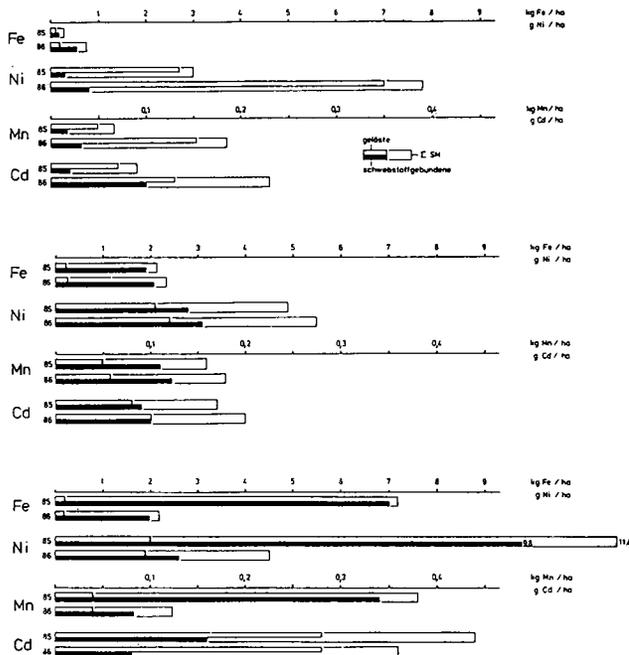
**Darst. 2**

**in den Vorflutern**

Konzentrations-Schüttungsbeziehungen  
gelöster (1) und schwebstoffgebunde-  
ner SM (P>99.9%,).

		$r^2$		$y = t + mx$		
STUBENSANDSTEIN	PLATEAULANDSCHAFT 80% Nadelforsten 2,6 %	Fe	1	-	$y = 0,116$	
		mg/l	s	0,84	$y = 0,042 + 0,033 x$	
		Ni	1	0,78	$y = 1,70 x^{0,50}$	
		µg/l	s	0,44	$y = 0,237 x^{0,40}$	
		Mn	1	0,88	$y = 0,0065 + 0,010 x$	
		mg/l	s	-	$y = 0,0183$	
			Cd	1	0,53	$y = 0,04 + 0,008 x$
			µg/l	s	0,51	$y = 0,014 x^{0,51}$
	TALLANDSCHAFT 80% Laubforsten 21,6 %	Fe	1	-	$y = 0,112$	
		mg/l	s	0,84	$y = 0,170 + 0,197 x$	
		Ni	1	-	$y = 1,0$	
		µg/l	s	0,87	$y = 0,23 + 0,300 x$	
Mn		1	-	$y = 0,024$		
mg/l		s	0,43	$y = 0,021 + 0,0084 x$		
		Cd	1	-	$y = 0,04$	
		µg/l	s	0,73	$y = 0,014 + 0,008 x$	
LOSS/ANGULATENSANDSTEIN	TALLANDSCHAFT 89% Laubforsten Ø Inklination: 7,3 %	Fe	1	-	$y = 0,098$	
		mg/l	s	0,87	$y = 0,038 + 0,112 x$	
		Ni	1	-	$y = 1,0$	
		µg/l	s	0,89	$y = -0,09 + 0,160 x$	
			Mn	1	-	$y = 0,020$
			mg/l	s	0,85	$y = -0,0068 + 0,0057 x$
			Cd	1	-	$y = 0,14$
			µg/l	s	0,57	$y = 0,010 x^{0,66}$

**SM-Austräge mit der Vorflut**



Höhere Niederschläge im Jahre 1986 erhöhten den Gebietsabfluß in der Plateaulandschaft durch lateralen Bodenwasserabzug in dem Maße wie die FK überschritten wurde und der starke  $k_f$ -Gradient wirkte. Die dabei verdrängte Bodenlösung reicherte das Wasser des Vorfluters mit SM an. In den Tallandschaften überwog dagegen der Austrag mit dem Sediment, in der Löß/Angulatensandstein-Tallandschaft sogar im niederschlagsärmeren aber dennoch abflußreicheren Jahr 1985 bei weitem. Oberflächenabfluß auf wassergesättigten Böden (bei noch fehlendem Wasserbedarf der Buchen im Mai 1985) hatte im Vorfluter zu einer mittleren Tages-Schüttung von 134 l/sec. geführt.

Feuchthjahre werden gerne als "Atempausen beim Waldsterben" bezeichnet. Dabei wird aber oft übersehen, daß die "Dekontamination" der Böden in der Regel mit einer "Kontamination" der Gewässer einhergeht. Das war in der Plateaulandschaft anhand der Zunahmen der Konzentrationen an gelösten Schwermetallen ( $Mn_{max.}$  0,46 mg/l,  $Ni_{max.}$  11 µg/l und  $Cd_{max.}$  0,40 µg/l) mit ansteigender Schüttung (max. 45 l/sec) des Vorfluters zu zeigen, deren eine Ursache im dortigen überwiegenden Fichtenanbau zu sehen ist. Andererseits könnte vermehrter Anbau von Fichten in der Löß/Angulatensandstein-Tallandschaft durch geringere Abflußspende und zeitlich entzerrten Wasserbedarf die frühjährliche Hochwassergefahr mindern.

#### Literatur:

- AGSTER, G. (1986): Wasser- und Grundwasserhaushalt der Einzugsgebiete des Schönbuchs in Abhängigkeit von Waldbestand und Untergrund. S. 85-112 in EINSELE, G., Hrsg. (1986) l.c.
- EINSELE, G. (Hrsg., 1986): Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Natur park Schönbuch - Wasser- und Stoffhaushalt, Bio- Geo- und Forstwirtschaftliche Studien in Südwestdeutschland. 636 S. Verlag Chemie, Weinheim.
- FLEGR, M., J. KÖRNER und L. MONN (1989): Schwefel- Stickstoff- und Schwermetall-Umsatz zwischen Ökosystemkomponenten und -Verteilung auf Ökosystemkompartimente sowie deren (in-)direkte Auswirkung auf Organismen. BMFT-Abschlußbericht 87 S. und Anhang, (unveröffentlicht).

**Zur Verlagerung von Pflanzenschutzmittel in Böden**

U. Müller-Wegener, C.Ehrig, B. Ahlsdorf, N. Litz, B. Katona, G. Milde *)

1,3-Dichlorpropan wurde in der Landwirtschaft als Nematizid u.a. im Kartoffelbau eingesetzt. Die durch die BBA im Rahmen der Zulassung als Pflanzenschutzmittel erlaubte Aufwandmenge betrug zuletzt 387,8 kg/ha, empfohlen für eine Herbstanwendung waren 138,5 kg/ha. Dichlorpropanhaltige Pflanzenschutzmittel haben z.Z. keine Zulassung. 1,3-Dichlorpropan wirkt hauptsächlich über die Gasphase im Boden. Zur Erhöhung der Wirksamkeit wird das Präparat in den Boden eingearbeitet und die Ausgasung durch Anwalzen minimiert. Es werden damit Vorkehrungen getroffen, dieses Pflanzenschutzmittel möglichst lange im Boden zu halten. Eine solche Anwendung wird, da sie zur Abtötung nahezu allen Bodenlebens führt, auch als Bodenentseuchung bezeichnet.

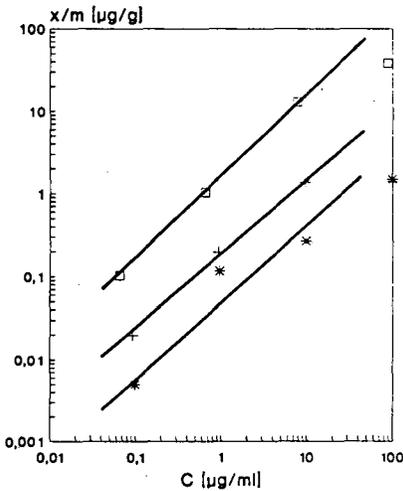


Abb. 1: Freundlich-Adsorptionsisothermen für 1,3-Dichlorpropan an unterschiedliche Horizonte einer Braunerde (• Ah, 3,2 % Corg; + Bv, 0,9 % Corg; * C, 0,2 % Corg).

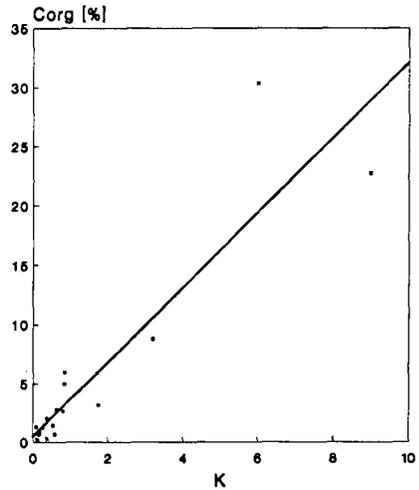


Abb. 2: Freundlichkonstanten K in Abhängigkeit vom Gehalt an organischem Kohlenstoff für unterschiedliche Böden

*) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Corrensplatz 1, 1000 Berlin 33

Atrazin kommt als Herbizid besonders im Maisanbau zur Anwendung. Die Empfehlungen der Aufwandmengen waren in der Vergangenheit sehr unterschiedlich, heute liegen sie bei 1,25 kg/ha für eine Voraufbehandlung. Zur Queckenbekämpfung kamen z.T. erheblich höhere Mengen zum Einsatz (bis 8 kg/ha).

Im Vergleich zum Atrazin ( $t_{1/2} = 1$  a) ist der Abbau des 1,3-Dichlorpropens mit ca. 30 Tagen unter den Extrembedingungen des Aquifers als relativ rasch anzusehen. Im Oberboden, bedingt schon durch die höheren Temperaturen, verläuft der Abbau schneller.

#### Adsorptionsuntersuchungen

Für die Beurteilung des Verhaltens von Pflanzenschutzmitteln im Boden ist von besonderer Bedeutung, ob und wie stark Interaktionen der Wirkstoffe mit der Bodenmatrix möglich sind. Diese Adsorptionsphänomene fassen dabei definitionsgemäß Wechselwirkungen unterschiedlichster Ursache zusammen, so lange sie zu einer Anreicherung des Wirkstoffes an einer Grenzschicht führen.

Durch Schüttelversuche im Labor können darüber erste Kenndaten ermittelt werden. In der Abb. 1 sind drei Freundlich-Adsorptionsisothermen zusammengestellt. Sie wurden für den Ah-, Bv- und C-Horizont einer Braunerde ermittelt. Sehr deutlich ist hier die bis zu zwei Zehnerpotenzen ansteigende Freundlich-Konstante für die unterschiedlichen Horizonte zu erkennen.

In der Literatur werden zumeist drei Bodeninhaltsstoffe genannt, die einen signifikanten Einfluß auf die Adsorption unterschiedlichster organische Verbindungen ausüben können (Calvet, 1980): der Gehalt an Humus, in aller Regel ausgedrückt als Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (Corg), Ton- und Eisenoxidgehalt. Für die Sorptionsuntersuchungen mit Dichlorpropen ergibt sich lediglich für den Kohlenstoffgehalt eine interpretierbare Abhängigkeit (Abb. 2). Diese ist dann allerdings für den gewählten experimentellen Ansatz recht deutlich.

#### Versickerungsversuche

Versickerungsversuche im Labor werden um über das Verlagerungsverhalten von Verbindungen in Boden eine erste Vorstellung und zudem vergleichbare Aussagen zu gewinnen. Ausdrücklich nicht berücksichtigt werden bei diesen Versuchen die im natürlichen Substrat ablaufenden Ab- und Umbaureaktionen. Zwei methodisch unterschiedliche Ansätze wurden verfolgt: die Verlagerung im gesättigten und ungesättigten Fluß. Letztere spiegelt die Verhältnisse wider, wie sie im Bereich des Oberbodens bis zum Grundwassersaum vorgefunden werden. Der gesättigte Fluß läßt Aussagen über die Vertikalbewegung im Grundwasserleiter zu.

Am Beispiel des Bv-Horizontes einer Braunerde soll hier die Verlagerung im gesättigten und ungesättigten Fluß für das Dichlorpropen gezeigt werden. Mit dem Vordringen in tiefere Bodenschichten ändert sich das Rückhaltevermögen des Bodens für den Wirkstoff im gesättigten Fluß deutlich. Nur der an organischem Kohlenstoff reiche A-Horizont zeigt dabei in der Regel ein wesentliches Rückhaltevermögen. B- und C-Horizont tragen zur Verlangsamung der Abwärtsbewegung des Pflanzenschutzmittels kaum noch bei, weshalb ein Vordringen des 1,3-Dichlorpropens in die tieferen, humusarmen Horizonte zu verhindern ist.

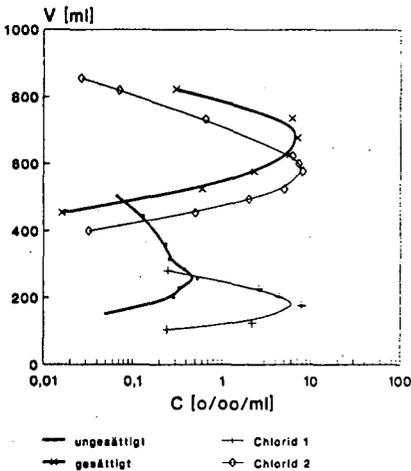


Abb. 3: Verlagerung von 1,3-Dichlorpropen in einer Bodensäule (sandige Braunerde, Bv) im gesättigten und ungesättigten Fluß jeweils gegenüber Chlorid.

Der Vergleich der Durchbruchkurven mit dem ungesättigten Fluß, zeigt eine erhebliche Verminderung der Retention für Wirkstoff und als Tracer eingesetztes Chlorid im ungesättigten Fluß. Schon bei ca. 250 ml Elutionsvolumen erfolgt unter ungesättigten Bedingungen der Durchbruch gegenüber ca. 750 ml unter gesättigten Voraussetzungen. Eine Tiefenverlagerung im ungesättigten Oberboden benötigt also eine um 2/3 verminderte Menge Sickerwassers, wie sie im gesättigten Bereich des Grundwasserleiters notwendig ist.

Verlagerung in Großlysimetern

In geschütteten Großlysimetern (1 m² Oberfläche, 2 m Tiefe, sandige Braunerde, verfüllt in Schichten von 2 cm, Ruhezeit ca. 8 Jahre) zeigte sich bei der höchsten zugelassenen aber praxisüblichen Aufwandmenge für die Bodenentseuchung von 300 l Telone II/ha sowohl in der Bodenluft als auch im Bodenwasser (Abb. 4) eine deutliche Verlagerung des Dichlorpropens. Schon kurz nach der Ausbringung weisen die Luftanalysen in 30 cm Tiefe ein Maximum auf. In den größeren Tiefen (75, 125 und 175 cm) wurden nach mehr oder weniger starken Anstiegen die Maxima mit Zeitverzögerung erreicht. Für das Bodenwasser waren ähnliche Tiefengradienten zu ermitteln, allerdings mit deutlicher Zeitverzögerung.

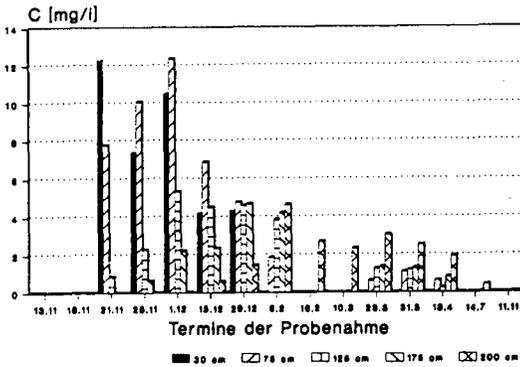


Abb. 4: Bodenwasserkonzentration von 1,3-Dichlorpropen in unterschiedlichen Tiefen in einem Großlysimeter (300 l Telone II/ha)

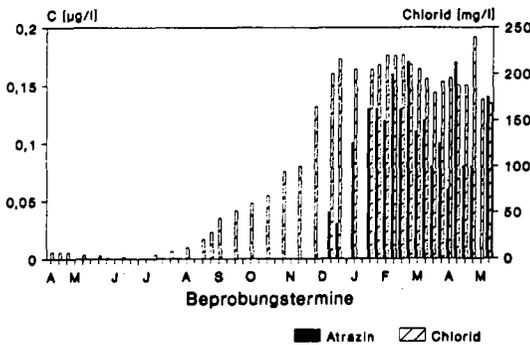


Abb. 5: Bodenwasserkonzentration von Atrazin in 2 m Tiefe (1 kg/ha)

Da bei den Lysimeteruntersuchungen Verdunstung, chemischer und mikrobiologischer Abbau in ähnlichen Größenordnungen in den Versuchsverlauf eingreifen, wie am natürlichen Standort, sind bei Konzentrationen von mehr als 3.000 µg/l am Lysimeterablauf noch 4 Monate nach Aus-

bringung, unter ungünstigen Bedingungen Einbrüche in das Grundwasser unter den Anwendungsflächen im Feld möglich. Vergleichend wurde in den Lysimetern das bezüglich der chemischen Eigenschaften stark abweichende Atrazin untersucht. Trotz erheblich geringerer Aufwandsmenge und verminderter Mobilität wird auch dieser Wirkstoff unter den hier gewählten

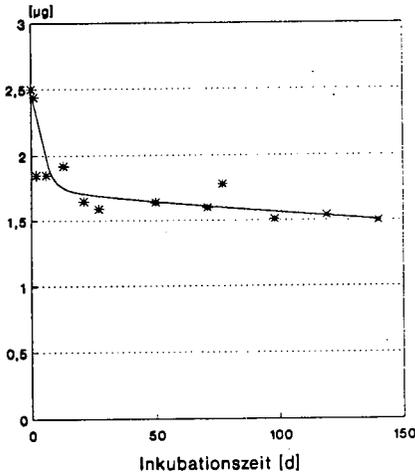


Abb. 6: Abbau des Atrazins unter annähernd aquiferähnlichen Bedingungen (10 °C, dunkel, anaerob)

Bedingungen in die tieferen Bodenhorizonte eingewaschen (Abb. 5). Hier wirkt sich die vergleichsweise hohe Persistenz (Abb. 6.) unter annähernd aquiferähnlichen Bedingungen aus. Halbwertszeiten von einem Jahr und mehr lassen selbst bei, gegenüber dem Chlorid verzögerter Verlagerung, unter Feldbedingungen Einträge in das Grundwasser erwarten.

### Felduntersuchungen

Im Rahmen einer umfangreichen Untersuchung wurde in einer Kartoffelanbaugegend in der Bundesrepublik Deutschland in Aufschlüssen des oberflächennahen Grundwassers Untersuchungen auf Dichlorpropen durchgeführt (Friesel et al., 1987). Werden nun der Grundwasserflurabstand und die Anzahl der positiven Befunde (also Befunde > 0,1 µg/l) miteinander in Beziehung gesetzt, so zeigt sich (Abb. 7), daß bei reinen Sanden unabhängig von der Größe des Abstandes bei flacheren Grundwässern der Prozentsatz positiver Befunde mehr oder weniger konstant bleibt. Bei Beprobungen von Torfen über Sand ergibt sich hingegen eine deutliche Abnahme der Befundanzahl mit Zunahme des

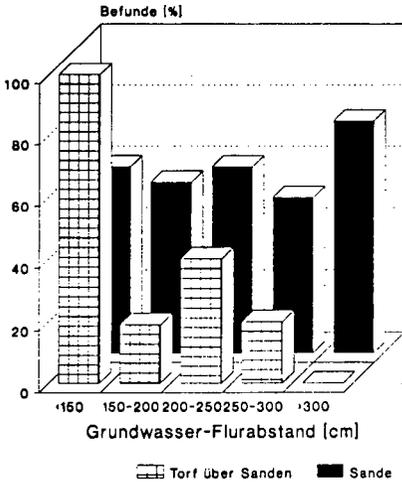


Abb. 7: Grundwasser-Flurabstand und Befundhäufigkeit in oberflächennahen Grundwässern unter Kartoffeln nach 1,3-Dichlorpropenbehandlung

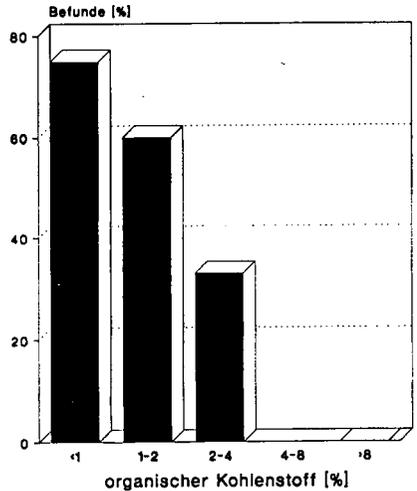


Abb. 8: Gehalt an organischem Kohlenstoff im gesamten Profil und Befundhäufigkeit in oberflächennahen Grundwässern unter Kartoffeln nach 1,3-Dichlorpropenbehandlung

Grundwasserflurabstandes unter diesen humusreichen Böden mit annähernd vergleichbarer Sickerstrecke. Daß bei einer konstanten Sickerstrecke der Gehalt an organischer Substanz des Bodens von Bedeutung ist, zeigt sich auch aus der Abb. 8. Hier ist jeweils der Durchschnitt des organischen Kohlenstoffs über das gesamte Profil zugrunde gelegt worden.

Das Verlagerungsverhalten des Dichlorpropens hat in allen Phasen der Untersuchung gezeigt, daß ein Durchbruch mit dem Sickerwasser in das Grundwasser stattfinden kann. Da auf besonders verletzlichen Standorten der Durchbruch auch relativ rasch möglich ist, sollte, ebenso wie für das Atrazin, nur eine auf die standörtlichen Gegebenheiten des Wassereinzugsgebietes abgestimmte Anwendung vorgenommen werden.

#### Literatur

Calvet, R.: Adsorption-Desorption Phenomena. In: R.J. Hance (Hrsg.): Interactions between Herbicides and the Soil, Academic Press, London, 1980, 1 - 30

Friesel, P., Stock, R., Ahlsdorf, B., von Kunowski, J., Steiner, B., Milde, G.: Untersuchung auf Grundwasserkontamination durch Pflanzenbehandlungsmittel. Materialien 3/87, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1987

Siebering, H., Leistra, M.: Computer Simulation of Fumigant Behavior in Soil. In: D. Mulder, Soil Desinfection, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 1979, 135 - 161

Yang, R.S.H.: 1,3-Dichlorpropene. Residue Rev. 97, (1986), 19 - 35



**Kleinlysimeterversuche zur Untersuchung der  
vertikalen Verlagerung von Lindan im Waldhumus**

von

Niedermaier, M. +)

**Einleitung und Aufgabenstellung**

Das in dieser Untersuchung verwendete Insektizid Lindan gehört allgemein zu den schlecht abbaubaren chlorierten Kohlenwasserstoffen; es ist auf Grund seiner Persistenz ubiquitär verbreitet. Für solche persistenten Stoffe ist das Transportverhalten von entscheidender Bedeutung für die Beurteilung des Gefährdungspotentials.

Der vorliegende Beitrag beschäftigt sich mit dem Transportverhalten von Lindan in den ökologisch unterschiedlichen Waldhumusformen - Mull und Rohhumus - unter naturnahen Bedingungen.

Um zu prüfen wie die Lagerung der Böden das Transportverhalten von Lindan beeinflußt, wurden ungestörte und gestörte Bodenproben in Kleinlysimetern angesetzt und mit Wasser beregnet. Dieser Vergleich ist sinnvoll, da Leachingversuche häufig an gestörten, homogenisierten Proben vorgenommen werden. Zusätzlich wurden die einzelnen Lagen der ungestörten Proben aufbereitet um Informationen über den Verbleib des Lindans in der Bodensäule und seiner eventuellen Anreicherung in bestimmten Bodenhorizonten zu erhalten.

**Material und Methoden**

**Böden**

Tabelle 1 informiert über wichtige Bodeneigenschaften. Die ungestörten Proben wurden mit Stechzylindern, die gestörten als Mischproben entnommen. Die Standorte befinden sich im Landkreis Bayreuth (Einzelheiten s. WILKE, 1986 und FLEISCHMANN, 1986).

---

+) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth,  
Postfach 101251, D-8580 Bayreuth

Tab. 1: Kenndaten der untersuchten Humusformen (nach WILKE,1986 und FLEISCHMANN,1986)

Humusform Bodentyp Vegetation	Horizont	Mächtigkeit in den Lysi- metern (cm)	pH (CaCl ₂ )	CaCO ₃ (%)	C _{org} (%)	Textur des Mineralboden- Horizonts
Mull Rendzina	L	0,5	8,1	Spuren	38,8	
Auwald	Ah	14	7,9	19	4,1	Lt
Rohhumus	L/Of	0,5	3,2	0	50,4	
Braunerde-	Of	3	3,0	0	50,2	
Podsol	Oh	5	2,8	0	47,8	
Fichtenforst	Aeh	6	2,8	0	5,6	Us

### Kleinlysimeter und Versuchsdurchführung

Die Kleinlysimeter wurden in Anlehnung an WILKE (1986) aus Glas angefertigt (Abb. 1).

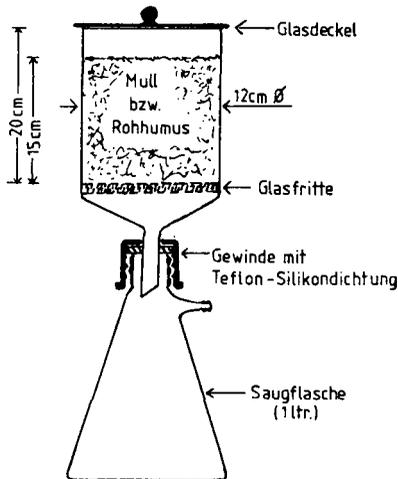


Abb. 1: Kleinlysimeter

Die Beregnung mit H₂O millipore entsprach dem durchschnittlichen wöchentlichen Niederschlag (Jahresniederschlag = 1000 mm a⁻¹). Das überschüssige Wasser wurde 10 Stunden nach der Beregnung mittels Pumpe und Vakuum-Kontroller bei einem Unterdruck von 100 mm WS abgesaugt und anschließend analysiert. Die Glasfritte mit Porendurchmessern zwischen 10 - 50 µm gewährleistete einen verbleibenden Wassergehalt nahe der Feldkapazität. Die Temperatur im Gewächshaus, in dem die Kleinlysimeter

aufgestellt wurden, lag bei +17°C. Es erfolgte eine einmalige Lindanzugabe, gelöst im Beregnungswasser, die einer in der Forstwirtschaft gebräuchlichen Applikationsmenge von 100 g Lindan ha⁻¹ entsprach.

Von den vier Kleinlysimetern je Humusform wurden je zwei mit dem Insektizid versetzt, jeweils zwei Kleinlysimeter blieben zum Vergleich unbelastet. Die Versuchsdauer nach Applikation betrug für ungestörte Proben zehn Wochen, im Gegensatz zu den gestörten Proben, die wegen der geringeren Lindanauswaschung bereits nach fünf Wochen analysiert wurden. Um zu prüfen in welchen Horizonten sich das sorbierte Lindan anreichert, wurden die ungestörten Proben horizontweise vor der Analyse aufgetrennt.

### **Extraktion und Analytik**

Extraktion und Analytik wurden in Anlehnung an REISCHL et al. (1987) durchgeführt. Die Extraktion erfolgte im Scheidetrichter (Perkolatproben) bzw. mit dem Ultraschallrüssel (Bodenproben) unter Verwendung von Hexan. Daran schloß sich eine Extrakt-trocknung über Na₂SO₄/Glaswolle-Filter an. Nach vorsichtigem Einengen des Lösungsmittels am Vakuumrotationsverdampfer wurde der Extrakt über eine Florisilsäule gegeben und mit 200 ml Hexan eluiert. Die Eluate der Bodenextrakte mußten dabei fraktioniert werden. Es folgte die Trocknung des Extraktes und Aufnahme in ein definiertes Volumen. Die Bestimmung des Lindans wurde gaschromatographisch durchgeführt (HP 5890A; ECD (⁶³Ni)) und über den internen Standard quantifiziert. Die errechneten Konzentrationen wurden auf ml Perkolat bzw. g Trockensubstanz Boden (105°C, 16h) bezogen.

Die Wiederfindungsrate betrug für die Mullperkolate 98-107 %, für die Rohhumusperkolate 86-92 %; bei den Bodenproben lag sie bei 42-54 % (Mull L- und Ah- Horizont), für den Rohhumus bei 5-12% (L/Of- Horizont), 24-36 % (Of- und Oh- Horizont) und 36-47 % (Aeh- Horizont) nach dreifacher Bestimmung. Die geringen Wiederfindungs-raten sind eventuell auf eine irreversible Festlegung im Boden zurückführbar (FÜHR, 1987); dafür sprechen die hohen Gehalte an organischer Substanz in den Auflage-horizonten.

Aus den zwei Parallelproben, die bei der Lindanbestimmung zu 75% um einen Faktor <2, und zu 25% um einen Faktor >2 abweichen, wurden Mittelwerte gebildet.

### **Ergebnisse und Diskussion**

In Abb. 2 sind die Lindankonzentrationen im Perkolat der ungestörten und gestörten Proben aufgezeichnet. Für beide Versuchsansätze gilt, daß der Großteil der perkolierten Lindanmenge bereits am ersten Tag nach der Applikation nachweisbar ist. Dies weist auf Transport in der flüssigen Phase hin. Im Perkolat der ungestörten Mull-Lysimeter

sind nach zehn Wochen 16,7 % der applizierten Lindanmenge, beim Rohhumus dagegen nur 4,2 % durch den Boden transportiert worden. Der hohe Grobporenanteil des biologisch aktiven Mull, bzw. seine niedrigeren C-Gehalte (hoher Massenfluß bzw. geringere Sorption) führen vermutlich zu diesen Unterschieden. Im Perkolat der gestörten Proben sind fünf Wochen nach Applikation in den Rohhumusperkolaten lediglich 0,2 % der applizierten Menge, jedoch 6,4 % in den Mullperkolaten nachweisbar.

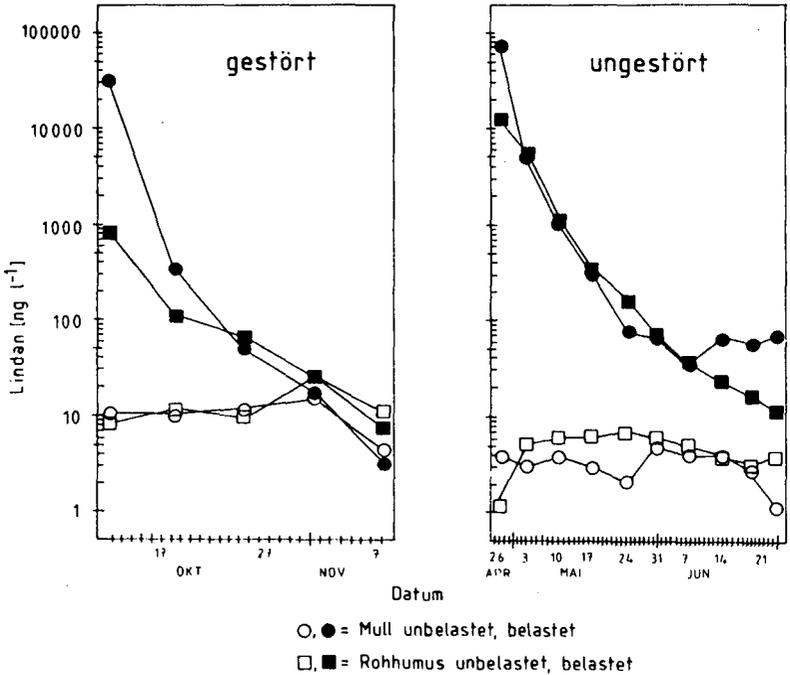


Abb. 2: Lindankonzentrationen im Perkolat der ungestörten und gestörten Bodenproben

Um die beiden Versuchsansätze direkt miteinander vergleichen zu können, wurden die perkolierten Lindanmengen auf die Menge an organischen Kohlenstoff pro Lysimeter bezogen (Tab. 2). Für beide Humusformen nimmt mit der Zerstörung der Porenkontinuität die Lindanauswaschung ab. Somit zeigen Leachingversuche mit gestörten Proben ein anderes Transportverhalten als unter natürlichen, ungestörten Verhältnissen. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, neben dem organischen Kohlenstoff vor allem auch die Porengrößenverteilung, Porenkontinuität und die Durchwurzelung zu berücksichtigen.

Tab. 2: Perkolierte Lindankonzentrationen der unterschiedlichen  
Versuchsansätze (in  $\text{ng g}^{-1} \text{C}_{\text{org}}$ )

Bodenproben	ungestört	gestört
Mull	740,4	181,6
Rohhumus	38,1	3,4

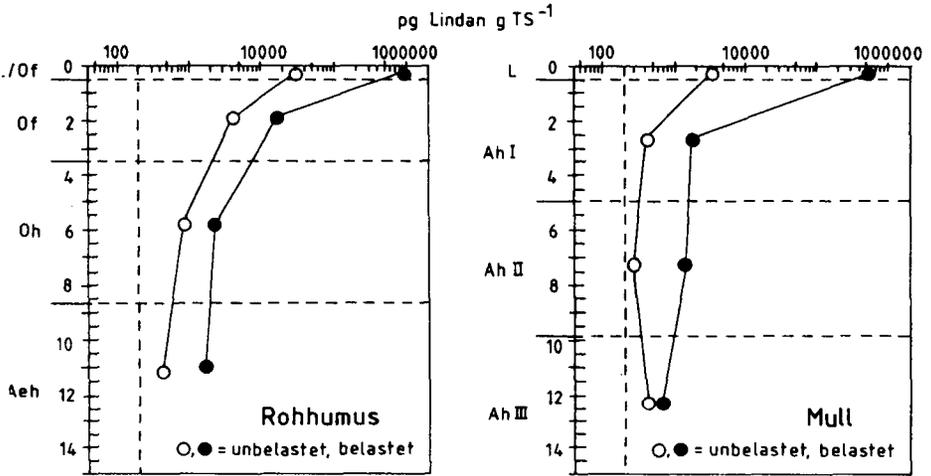


Abb. 3: Tiefenfunktionen der Lindankonzentrationen (Methodenblindwert 200 pg Lindan)

Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen (Abb. 3) zeigen eine Akkumulation des Lindans in den Auflagehorizonten der unbelasteten Proben. Die Lindankonzentration in der Laubstreu der unbelasteten Mull-Lysimeter beträgt  $3 \text{ ng g}^{-1} \text{ TS}$ , ebenso wie im Of-Horizont des Rohhumus. In der leicht fermentierten Fichtenstreu konnten  $28 \text{ ng g}^{-1} \text{ TS}$  nachgewiesen werden. Ähnliche Lindankonzentrationen konnten REISCHL et al. (1987) in frischen Fichtennadeln älterer Jahrgänge nachweisen. Die Blätter als Ausgangsmaterial der Streu- und Humusbildung stellen ein Filtersystem für Luftschadstoffe dar; sie akkumulieren unter anderem Lindan (REISCHL et al., 1987) und tragen dadurch zu den Lindankonzentrationen in den Auflagehorizonten bei.

Aus dem Applikationsversuch ergibt sich, daß ein Teil des Lindans in den organischen Substanz reichen Auflagehorizonten sorbiert wurde. Die Konzentrationen in den übrigen Horizonten sind ebenfalls im Vergleich zu den Kontrollen erhöht. Im

Mull waren mit Einberechnung der Wiederfindungsraten nur 2,4% der applizierten Lindanmenge, im Rohhumus 9,4% nachweisbar.

Aus den Ergebnissen der Leachingversuche und der Bodenuntersuchungen läßt sich eine Lindanbilanz für die belasteten, ungestörten Bodenproben nach zehn Wochen Versuchsdauer aufstellen (Tab. 3).

Tab. 3: Lindanbilanz für belastete, ungestörte Bodenproben zehn Wochen nach Versuchsbeginn in % der applizierten Menge

Kompartiment	Mull	Rohhumus
Perkolat	16,7	4,2
Boden ¹⁾	2,4	9,4
Summe	19,1	13,6
Differenz	80,9	86,4

¹⁾ mit Einberechnung der Wiederfindungsraten

Daraus ergibt sich, daß der Großteil des eingesetzten Lindans mit den Kompartimenten Perkolat und Boden nicht erfaßbar ist. Für den Verbleib kann vermutlich in erster Linie der mikrobielle Abbau verantwortlich sein, der in anaeroben Mikrokompartmenten des Bodens schnell vor sich geht (HAIDER, 1979). Dies gilt besonders für den Mull mit seiner hohen mikrobiellen Aktivität, den für den Lindanabbau günstigen pH-Wert von 8 und seinen höheren Wassergehalten auf Grund der feineren Bodentextur. Evaporationsverluste können ebenfalls nicht ausgeschlossen werden. Daneben sind Wurzeln und Bodentiere, die Lindan adsorbieren bzw. aufnehmen, nicht zu vernachlässigen (SELLERS & DAHM, 1975).

### Literatur

- FLEISCHMANN, C. (1986): Mikromorphologische, korngößenanalytische, tonmineralogische und bodenchemische Kennzeichnung podsolierter Böden des Fichtelgebirges unter besonderer Berücksichtigung ihrer Genese und Klassifikation. Diplomarbeit an der Universität Bayreuth;
- FÜHR, F. (1987): Non-extractable pesticide residues in soil. In: GREENHALGH, R. & ROBERTS, T. R. (Hrsg.): Pesticide science and biotechnology, 381-389. Sixth IUPAC Congress of Pesticide Chemistry;
- HAIDER, K. (1979): Degradation and metabolization of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers by anaerobic and aerobic soil microorganisms. Z. Naturforsch. 34, 1066-1069;
- REISCHL, A.; REISSINGER, M.; HUTZINGER, O. (1987): Occurrence and distribution of atmospheric organic micropollutants in conifer needles. Chemosphere 16, 2647-2652;
- SELLERS, L. G. & DAHM, A. (1975): Chlorinated hydrocarbon insecticide residues in ground beetles (*harplus pensylvanicus*) and Iowa soil. Bull. of Environm. Cont. & Toxic. 13, 218-222;
- WILKE, B.-M. (1986): Einfluß verschiedener potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität von Waldhumusformen unterschiedlicher Pufferkapazität. Bayreuther Geowissenschaftliche Arbeiten, Band 8;

Fraktale geometrische Objekte im Boden:2. Mitteilung: Die fraktale Dimension der mineralischen Bodenkörper

von

J. Niemeyer und Chr. Ahl*

Einleitung

Viele bodenchemische Prozesse wie Verwitterung von Mineralen, Kationenaustausch oder Sorption von Xenobiotika verlaufen an der Oberfläche der festen mineralischen Bodenbestandteile ab. Aus vielen Untersuchungen geht hervor, daß neben der Größe auch die geometrische Form der Oberfläche und damit auch die Gestalt der Teilchen einen großen Einfluß auf die Kinetik der chemischen Prozesse nimmt. Herkömmlicherweise wird die Gestalt der Bodenteilchen durch euklidische Körper wie Würfel, Quader oder auch Kugel approximiert. Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von Bodenteilchen zeigen jedoch häufig scheinbar unregelmäßige Teilchenformen und zerklüftete Teilchenoberflächen. Im folgenden wird gezeigt, wie durch die Anwendung von nichtganzzahligen, fraktalen Dimensionen die Bodenteilchen sinnvoll beschrieben werden können.

Fraktale Dimension

Mandelbrot (1982) hat theoretische Arbeiten von Hausdorff über geometrische Objekte mit nicht ganzzahligen Dimensionen in die angewandten Naturwissenschaften übertragen. Die wichtigste Eigenschaft der Fraktale ist deren Selbstähnlichkeit. Ein Beispiel soll diesen Sachverhalt und die Konsequenzen daraus verdeutlichen: Beim Ausmessen der Küstenlänge von Inseln stellt man häufig fest, daß beim Verkleinern des Maßstabs sich die ausgemessene Länge erhöht. Es ergibt sich eine exponentielle Abhängigkeit zwischen der Länge des Maßstabs und der Anzahl der Meßschritte zur Ermittlung der Küstenlänge. Den Exponenten dieser Gleichung nennt man die "Fraktale Dimension" der Küstenlänge. Die Zunahme der Länge rührt daher, daß mit zunehmender Vergrößerung immer mehr Details hervortreten, die die ausgemessene Länge erhöhen. Diese Details sind einandere selbstähnlich; am Ufer einer großen Bucht treten mit zunehmender Vergrößerung kleinere Buchten hervor. Je rauher die Umgrenzungslinie einer Insel, desto größer die beobachtete fraktale Dimension.

Meßmethode

Fraktale können durch Streutechniken charakterisiert werden (Bale und Schmidt, 1984). Das Prinzip der hier angewandten Röntgenkleinwinkelstreuung beruht darauf, daß die gestreute Intensität die Fourier-Transformierte der Elektronendichtekorrelationsfunktion ist. Für große Streuwinkel, oder kleine Maßstäbe

*) Institut für Bodenwissenschaften, 3400 Göttingen, von-Siebold-Str. 4

(s.o.), ist sie durch die Nahordnung bestimmt und führt im Falle eines periodischen Gitters zu den Laue-Reflexen.

Für kleine Winkel ist die Intensität durch die Fernordnung bestimmt, wie also die Korrelationsfunktion für große Abstände abfällt. Für fraktale Objekte ist dieser Abfall durch die fraktale Dimension gegeben.

$$I(q) \sim q^{-D} \quad (1)$$

I : Intensität  
q : Streuwinkel  
D : fraktale Dimension

Die Abbildung zeigt die von einer Tonfraktion erhaltene Streukurve.

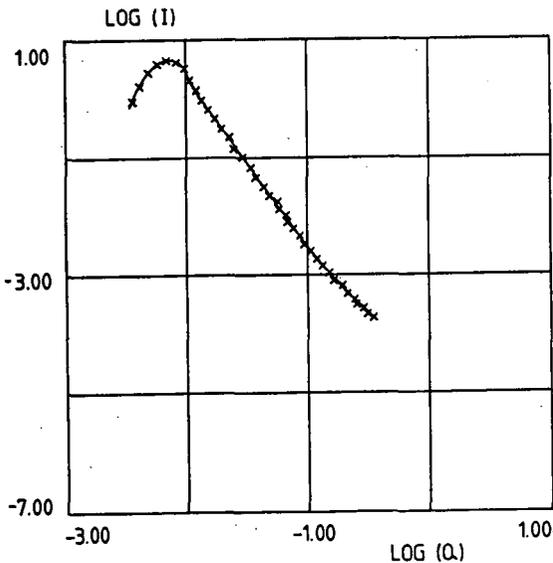


Abb. 1: SAXS-plot einer Tonfraktion (< 2µm) einer Braunerde auf Buntsandstein (sm2) [Durchführung: SAXS-Anlage des Instituts für Festkörperforschung der KFA Jülich]

### Ergebnisse

- 1.) Über zwei Zehnerpotenzen ist bei der Oberflächenform der Teilchen der Tonfraktion Selbstähnlichkeit festzustellen.
- 2.) Die Oberfläche der Teilchen ist im Angströmbereich hochzerklüftet und keinesfalls planar.

### Literatur

- Bale, H.D. und P.W. Schmidt: Small-Angle X-Ray-Scattering of Submicroscopic Porosity with Fractal Properties. - Phys. Rev. Lett. 53, 6, 596-599, 1984.  
Mandelbrot, B.B.: The Fractal Geometry of Nature. - Freeman, San Fransisco, 1982.

**Tiefenverlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Böden**  
**Experimente und Modellansätze zur Simulation**

von

**NORDMEYER, H., DIBBERN, H. und W. PESTEMER***

**EINLEITUNG**

Pflanzenschutzmittel (PSM) können unter bestimmten klimatischen Bedingungen und bodenkundlichen Standorteigenschaften sowie in Abhängigkeit von den physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften im Bodenprofil versickern und möglicherweise das Grundwasser belasten. Die im Zulassungsverfahren in Säulenversuchen (BBA, 1986; HERZEL, 1987) ermittelten Versickerungsdaten geben die relative Versickerungsneigung von Pflanzenschutzmitteln in drei Standardböden an. Es ist jedoch sehr schwierig, für einen Einzelstandort unter Berücksichtigung der vielfältigen Faktoren und Prozesse sowie deren Wechselwirkungen eine Prognose zur schlagspezifischen Tiefenverlagerung von PSM zu geben.

Um diese dynamischen Prozesse im Boden im Hinblick auf eine PSM-Tiefenverlagerung zu erfassen und zu bewerten, wurde in den letzten Jahren verstärkt versucht, die Vorgänge des Stofftransports mit mathematischen Modellen zu beschreiben. Dabei wurden verschiedene Prozesse wie Abbau, Sorption, Verdampfung und Wasserbewegung unter Berücksichtigung von Klima- und Bodendaten miteinander verknüpft (HANCE, 1987). Es gibt diverse Modellansätze zur Beschreibung der PSM-Dynamik, sie unterscheiden sich aber sehr wesentlich in Grad und Komplexität der zu berücksichtigenden Prozesse. Beispielhaft können Simulationsmodelle wie PRZM (CARSEL et al., 1985), LEACHM (WAGENET & HUTSON, 1987), SESOIL (WATSON & BROWN, 1984) und GLEAMS (LEONARD et al., 1987) genannt werden, die mit unter-

---

* *Institut für Unkrautforschung  
Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft  
Messweg 11/12. 3300 Braunschweig*

schiedlicher Intensität an Feld- und Labordaten kalibriert und validiert wurden. Dabei konnten z. T. gute Übereinstimmungen von gemessenen und berechneten Werten erzielt werden.

Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, die Anwendbarkeit des Modells PRZM (Pesticide Root Zone Model) zur Abschätzung des Versickerungsverhaltens von Pflanzenschutzmitteln am Beispiel von Atrazin in Böden zu prüfen. Dabei wurden berechnete Werte mit Ergebnissen von Säulenversuchen (ungestörte Bodenmonolithe) verglichen.

## MATERIAL UND METHODEN

**Modell:** Zur Simulation des Stofftransports wurde das Modell PRZM verwendet. Es handelt sich um ein numerisches, eindimensionales Transportmodell. Das Modell arbeitet nach einem impliziten Differenzenverfahren. Weitere Einzelheiten sind bei CARSEL et al. (1985) zu entnehmen.

**Säulenversuch:** Die Säulenversuche zum Verlagerungsverhalten von Atrazin und Lindan wurden bereits von NORDMEYER (1988) vorgestellt. Es handelte sich um ungestörte Bodenmonolithe (Durchmesser 30 cm, Länge bis 1 m, täglicher Niederschlag 24 mm). Zusätzlich wurde zur Beschreibung der Wasserbewegung ein Tracer (KCl) eingesetzt. Das Perkolat wurde kontinuierlich aufgefangen und auf PSM-Gehalte sowie Leitfähigkeitsänderungen (Tracer) analysiert.

## ERGEBNISSE

Zur Überprüfung des Modells wurde zunächst die Tiefenverlagerung des Tracers berechnet. Abbildung 1 zeigt den Vergleich von gemessenen und simulierten Werten. Unter Berücksichtigung der modellrelevanten Bodenparameter ( $C_{org}$ , Körnung, pF-Kurve) ist eine gute Übereinstimmung der beiden Durchgangskurven zu erkennen. Die Peakverbreiterung bei der Simulation ist zum Teil auf die numerische Dispersion zurückzuführen. Das Ergebnis macht deutlich, daß unter den vorgegebenen Annahmen und Bodenparametern das Wassermodell von PRZM hinreichend genau arbeitet, um den Transport des Tracers zu simulieren.

Abbildung 1 zeigt neben den Durchgangskurven des Tracers auch den gemessenen Konzentrationsverlauf von Atrazin bis zum 43. Versuchstag. Der Durchbruch der Maximalkonzentration erfolgt beim Atrazin deutlich später (10. Tag gegenüber 5. Tag beim Tracer). Durch Sorptionsvorgänge kommt es im Boden zu einem verzögerten Durchbruch und zu einer längerandauernden Belastung des Perkolats im Vergleich zum Tracer. Den Vergleich gemessener und simulierter Konzentrationsverläufe von Atrazin zeigt Abbildung 2. Bei der Kurve Sim1 wurden

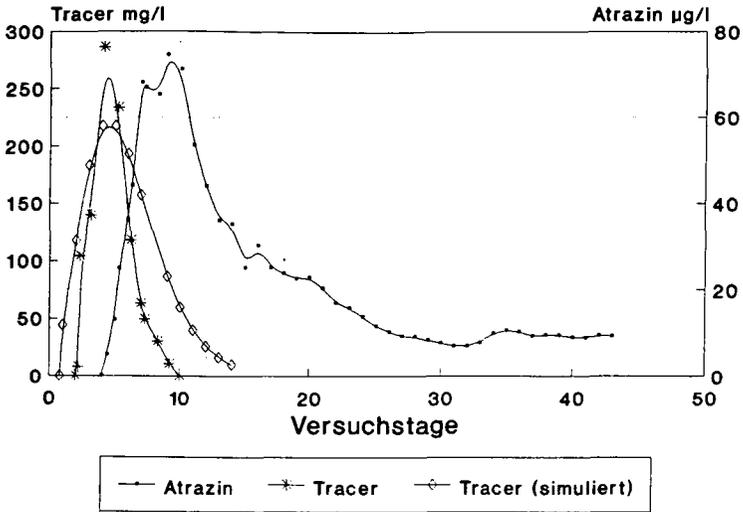


Abb. 1: Gemessene und simulierte Durchbruchskurven von einem Tracer und Atrazin im Säulenversuch

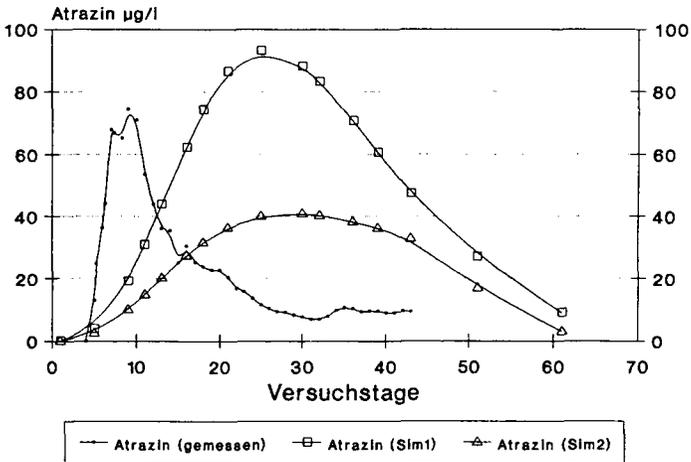


Abb. 2: Gemessene und simulierte (Sim1, Sim2) Durchbruchskurven von Atrazin im Säulenversuch

als Eingabeparameter für die einzelnen Bodenhorizonte bzw. Bodenschichten (10 cm) die in Standardlaborversuchen ermittelten Abbau- (DT 50 im Oberboden = 75 Tage, DT 50 im Unterboden = 115 Tage) und Sorptionskonstanten ( $K_d$ -Wert von 0,2 bis 1,2) berücksichtigt. Während beim ersten Auftreten eine dreitägige Verschiebung erkennbar ist, ist der Durchgang der Maximalkonzentrationen um etwa 20 Tage verschoben. Die Tiefenverlagerung im Säulenversuch erfolgt deutlich schneller. Dies ist z.T. auf den Versuchsansatz zu-

rückzuführen, da durch die hohe Beregnung (24 mm/Tag) ein Makroporen- und Interaggregatfluß induziert wird, der vom Modell nicht beschrieben werden kann. Das Modell berücksichtigt lediglich den Chromatographietransport. Dies zeigt sich auch an der Form der simulierten Durchgangskurven (nahezu Normalverteilung). Die Peakfläche unter der berechneten Durchgangskurve (Sim1) ist im Vergleich zu der gemessenen Kurve deutlich größer, womit eine zu hohe Versickerungsrate simuliert wird. Dies wird durch die Konzentrationsprofile in Abbildung 3 bestätigt. Zu Versuchsende lagen die höchsten gemessenen Rückstände in den obersten 10 cm. Die Simulation ergab demgegenüber die höchsten Gehalte in 30 bis 60 cm Tiefe (Sim1). Daraus ist abzuleiten, daß die in BATCH-Versuchen ermittelten Sorptionskonstanten (Boden-Lösungs-Verhältnis = 1:10) das Rückhaltevermögen im Boden als zu niedrig einschätzen. Auch muß berücksichtigt werden, daß die Adsorption gealterter Rückstände zunehmen kann (PESTEMER u. BUNTE, 1989).

### Profiltiefe (cm)

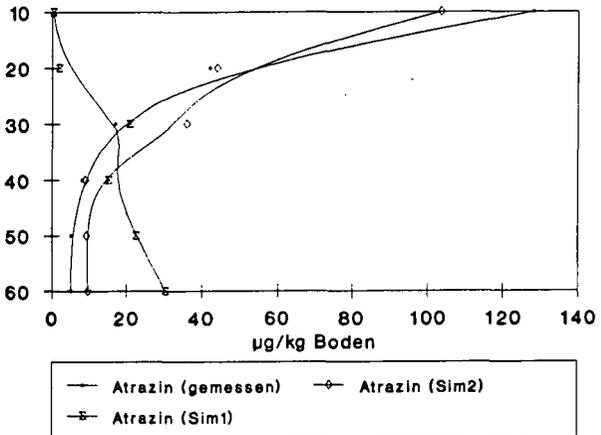


Abb. 3: Gemessene und simulierte Konzentrationsprofile von Atrazin im Boden (Sim1, Sim2) zu Versuchsende

Simulationsrechnungen mit veränderten Sorptionskonstanten führen zu geringeren Maximalkonzentrationen der Durchbruchkurven (Abb. 2, Sim2). Bei Sim2 wurde von einem  $K_d$ -Wert von 4,5 in den obersten 10 cm des Bodens ausgegangen. Gegenüber Sim1 ( $K_d = 1,2$ ) zeigt sich eine deutliche Abflachung der Durchgangskurve. Die Peakflächen unter den gemessenen und berechneten (Sim2) Kurven sind nahezu identisch. Dies deutet daraufhin, daß die Verlagerung (Absolutwerte) richtig vorhergesagt wurde. Abbildung 3 zeigt das gemessene und simulierte (Sim2) Konzentrationsprofil zu Versuchsende. Die Simulation zeigt nur geringe Abweichungen von der Messung.

Tab. 1: Bilanzierung von Atrazin nach 43 Versuchstagen bei einer Aufwandmenge von 0,96 kg Atrazin/ha

	gemessen kg/ha	simuliert kg/ha
Auswaschung	0,25	0,29
Rückstand im Boden	0,35	0,31
Verlust (Abbau etc.)	0,36	0,34
Summe	0,96	0,94

Obwohl der zeitliche Durchbruch von Atrazin nicht exakt berechnet werden konnte, zeigt die zu Versuchsende durchgeführte Bilanzierung (Tab.1) eine gute Übereinstimmung von gemessenen und simulierten Stofffrachten. Der Verlust wurde aus der Differenz von Auswaschung und Rückstand im Boden zur Applikationsmenge bestimmt, wohingegen das PRZM den tatsächlichen Abbau berechnet. Unter den gegebenen Versuchsbedingungen wird die Mobilität des Atrazins vom Modell überschätzt (Tab. 1), der Durchbruch dagegen unterschätzt. Simulationsvergleiche mit Felddaten in den USA zeigten ebenfalls, daß dieses Modell die Mobilität von PSM überschätzt (CARSEL et al., 1985). Insgesamt erscheint es sinnvoll, Modelle als zusätzliches Werkzeug zur Beurteilung von Transportvorgängen einzusetzen. Dies gilt insbesondere im Hinblick auf den flächenhaften Austrag von PSM, da hier z.T. hohe räumliche Variabilitäten der Bodeneigenschaften zu berücksichtigen sind.

#### ZUSAMMENFASSUNG

Das Modell PRZM eignet sich unter bestimmten Voraussetzungen zur Berechnung der PSM-Tiefenverlagerung und zur Ermittlung von Konzentrationsprofilen. Durch Kalibrierung des Modells an einem Säulenversuch konnte eine gute Übereinstimmung der gemessenen und simulierten Frachten erzielt werden. Der Durchbruch des Konzentrationsmaximums wurde vom Modell deutlich unterschätzt, wohingegen die generelle Versickerungsneigung überschätzt wird. Als Hauptgrund hierfür ist die hohe Beregnungsmenge anzusehen, die zu einem schnellen, bevorzugten Transport im Makroporensystem führt. Die in Standardlaborversuchen ermittelten Sorptions- und Abbaukonstanten führen z.T. zu deutlichen Abweichungen der

Simulationsergebnisse im Vergleich zur Messung. Sie können daher nicht uneingeschränkt auf dynamische Systeme übertragen werden.

## LITERATUR

BBA, 1986: Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil IV, 4-2. Versickerungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln

CARSEL, R.F., MULKEY, L.A., LORBER, M.N., u. BASKIN, L.B., 1985: The Pesticide Root Zone Model: A Procedure for Evaluating Pesticide Leaching Threats to Ground Water. Ecol. Modelling 30, 49-69

HANCE, R.J., 1987: Herbicide behaviour in the soil, with particular reference to the potential ground water contamination. In: HUTSON, D.H. u. T.R. ROBERTS (eds): Herbicides, 223-247

HERZEL, F., 1987: Einstufung von Pflanzenschutzmitteln aus der Sicht des Trinkwasserschutzes. - Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 39, 97-104

LEONARD, R.A., KNISEL, W.G., u. Still, D.A., 1987: GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. Transactions of the ASAE 30 (5), 1403-1418

NORDMEYER, H. 1988: Untersuchungen zum Stofftransport und Abbauverhalten ausgewählter Pflanzenschutzmittel im Untergrund. Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 57, 211-216

PESTEMER, W., u. BUNTE, D., 1989: Herbiziddynamik in Böden. DFG-Zwischenbericht, Sonderforschungsbereich 179, Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen

WAGENET, R.J., u. HUTSON, J.L., 1987: LEACHM: A Model for Simulating the Leaching and Chemistry of Solutes in the Plant Root Zone. Water Resources Institute, NY (Continuum Vol. 2)

WATSON, D.B., u. BROWN, S.M., 1984: Testing and evaluation of the SESOIL model. Anderson-Nichols and Co., Inc. Report to U.S. Environmental Protection Agency, GA

**Al-Spezierung im Sickerwasser von Schwarzwaldböden****Berechnung von Löslichkeitsgleichgewichten**

von

**Prietzl, J.; S. Baur und K.-H. Feger *)****1. Einleitung und Zielsetzung**

Aufgrund der in Gefäßversuchen beobachteten phytotoxischen Wirkung hoher Al-Konzentrationen ( 1 ) wird dem in der Bodenlösung auftretenden Aluminium in der Diskussion über die Auswirkungen atmogener Deposition von Säurebildnern große Bedeutung beigemessen.

Besonders in Böden mit hohen Konzentrationen an komplexierenden organischen Stoffen und/oder einem pH-Wert < 5, wie z.B. in Podsolen, kann Al in hohem Maße mobilisiert werden und dann in ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen in der Bödenlösung auftreten. Diese natürlichen Mobilisierungsprozesse können verstärkt werden durch atmogene Einträge der mobilen Anionen  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$ . Al-Mobilisierung ist auch nach Düngung saurer Böden mit Neutralsalzen infolge Verdrängung von Al von Austauschertplätzen durch die Düngerkationen zu erwarten.

Allerdings kann aus Al-Gesamtkonzentrationen nicht direkt auf wurzeltoxische Verhältnisse geschlossen werden, da nur bestimmte Al-Spezies toxisch wirken ( 2 ) (vgl. Abb.1). Daher stellt die Ermittlung der verschiedenen Al-Spezies die Grundbedingung für Aussagen über Al-Toxizität bzw. Nährstoffantagonismen dar.

Aluminium			
----- monomer -----			polymer
organ. kompl.	anorgan. kompl.	ionar und hydroxid.	Al-Hydroxo-Polymere
	$\text{AlF}_n^{3-n}$ $\text{Al}(\text{SO}_4)_n^{3-2n}$	$\text{Al}^{3+}$ $\text{Al}(\text{OH})_n^{3-n}$	Al-Organokomplexe
nicht toxisch	nicht toxisch	toxisch	nicht toxisch

**Abb. 1: Übersicht über die im Sickerwasser saurer Waldböden auftretenden Al-Spezies und ihre potentielle Toxizität**

*) Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität, Bertoldstr. 17, D-7800 Freiburg i.Br.

Im Rahmen des Projektes ARINUS ( 3 , 4 ) wurden die Al-Bindungsformen im Sickerwasser typischer Schwarzwaldböden (Podsol, Braunerde, Stagnogley) sowie die Auswirkung von Neutralsalzdüngung ( $MgSO_4$ ,  $(NH_4)_2SO_4$ ) auf Al-Konzentrationen und -Bindungsformen untersucht.

Im folgenden wird die Methodik beschrieben und erste Ergebnisse einer Kieserit-Düngung (750 kg/ha  $MgSO_4 \cdot H_2O$ ) im ARINUS-Experimental-Wassereinzugsgebiet Schluchsee/Hochschwarzwald dargestellt. Eine detaillierte Standortbeschreibung findet sich bei ( 3 ) und ( 4 ). Düngungs- und Kontrollfläche weisen bezüglich ihrer physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften eine gute Vergleichbarkeit auf.

## 2. Methodik

Sickerwasser wurde in 3 Tiefen (unterhalb der org. Auflage, 30cm, 80cm Mineralboden) mit Saugkerzen bzw. -platten aus PE/Nylon gewonnen (zur Bauweise vgl. ( 5 )) . Dadurch ist eine Al-kontaminationsfreie Probenahme ohne Ad- und Desorptionsprozesse und Diskriminierung gelöster org. Substanz gewährleistet. Bei Verwendung dieses Saugkerzentyps passiert die Probe bereits im Boden eine 0,45  $\mu m$ -Membran. Der angelegte Unterdruck betrug 200-300 hPa, so daß nur das leichtbewegliche Sickerwasser gewonnen wurde. Der Sammelzeitraum betrug eine Woche.

Die Auftrennung des im Sickerwasser enthaltenen Al in vier Fraktionen (Abb.2) erfolgte nach der von ( 6 ) beschriebenen Methode. Dabei handelt es sich um eine Kombination der Abtrennung des stabil gebundenen Al mittels Kationenaustauschersäule ( 7 ) mit anschließender Bestimmung der Al-Konzentration mit Pyrocatecholviolett nach ( 8 ). Das Austauschharz Amberlite IR-120 ist mit 95%  $Na^+$  und 5%  $H^+$  beladen.

Auf diese Weise werden nach Aufteilen der Probe in Aliquote drei Fraktionen bestimmt: das Monomere Al ohne Vorbehandlung, das Stabil-Monomere Al nach Säulenpassage und das Säurelösliche Al nach 24-stündigem Ansäuern mit HCl auf pH 1,4. Aus der Differenz Monomeres Al - Stabil-Monomeres Al wird rechnerisch die vierte Fraktion, das Labil-Monomere Al, ermittelt.

Die so erhaltenen Fraktionen umfassen nach ( 6 ) folgende Al-Spezies:

- |                      |                                                                                                                                                       |
|----------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Labil-Monomeres Al:  | - $Al^{3+}$ , $Al(OH)^{2+}$ , $Al(OH)_2^+$<br>- Al-F- und Al- $SO_4$ -Komplexe<br>- labile Al-Organo-Komplexe                                         |
| Stabil-Monomeres Al: | - (stabil-) organisch-komplexiertes Al                                                                                                                |
| Monomeres Al:        | - Summe aus labilem und stabilem Al                                                                                                                   |
| Säurelösliches Al:   | - Monomeres Al<br>- Al-Hydroxo-Polymere<br>- sehr starke Al-Organo-Komplexe<br>- schwach kristallisierte Al-Hydroxide<br>- kolloidale Al-Verbindungen |

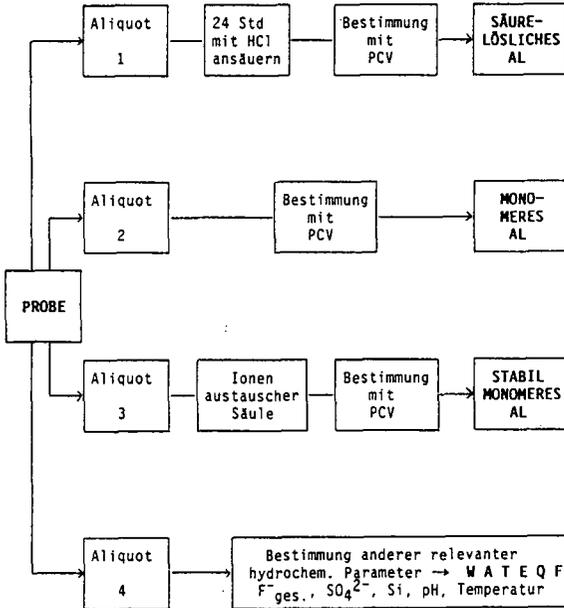


Abb. 2: Schematische Darstellung der Al-Fraktionierung

Die weitere Auftrennung der Fraktion des Labil-Monomeren Al ist auf analytischem Wege kaum mehr möglich. Jedoch können unter Berücksichtigung aller relevanter anorganischer Al-Bindungspartner (insbesondere  $F^-$ ,  $SO_4^{2-}$  und  $OH^-$ ) die Anteile der jeweiligen Al-Komplexe auf der Grundlage thermodynamischer Daten berechnet werden. Dafür wurde in dieser Untersuchung das Rechenprogramm WATEQF, eine PC-Version (FORTRAN 77) des von ( 9, 10 ) entwickelten geochemischen Programms WATEQ herangezogen (Abb.3)

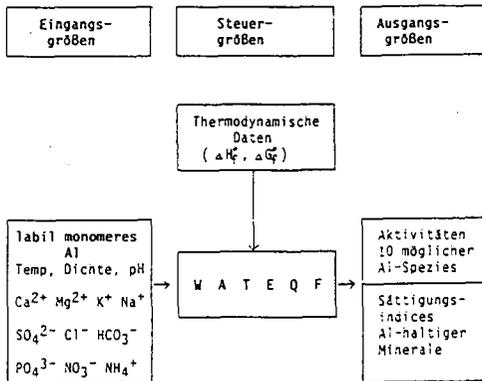


Abb. 3: Funktionsmodell des Programms WATEQF

Dabei gelten folgende Randbedingungen:

- Chemisches Gleichgewicht zwischen Lösung und Bodenfestphase
- keine Veränderung der Lösung zwischen Probengewinnung und Laboranalysen

### 3. Ergebnisse

Im folgenden wird der Verlauf der Aluminium-Konzentrationen und -Bindungsformen im Sickerwasser aus 30 cm Mineralbodentiefe von Böden zweier unmittelbar benachbarter Einzugsgebiete zu 5 ausgewählten Terminen vorgestellt.

Das Bodensickerwasser der Meßfläche Schluchsee 1 (Kontrollfläche) zeichnet sich durch konstante  $Al_{ges}$ -Konzentrationen (Mittelwert: 0,86 mg/l) und pH-Werte aus (Tab.1, Abb.4.) Al-Mobilisierung durch kurzfristige Versauerungsschübe war nicht zu beobachten. Während der Anteil an polymerem Al (ca. 23%) keinen großen Veränderungen unterliegt, sinkt der im Spätsommer und Herbst dominierende organisch-komplexierte Anteil parallel mit der DOC-Konzentration während des Winters und Frühjahrs ab. Die  $Al^{3+}$ -Konzentrationen steigen dagegen an. Im Mittel beträgt der Anteil des organisch-komplexierten Al 37% und der  $Al^{3+}$ -Anteil 33%. Nur ein sehr geringer Al-Anteil (ca. 7%) ist an Fluorid, Hydroxid oder Sulfat gebunden.

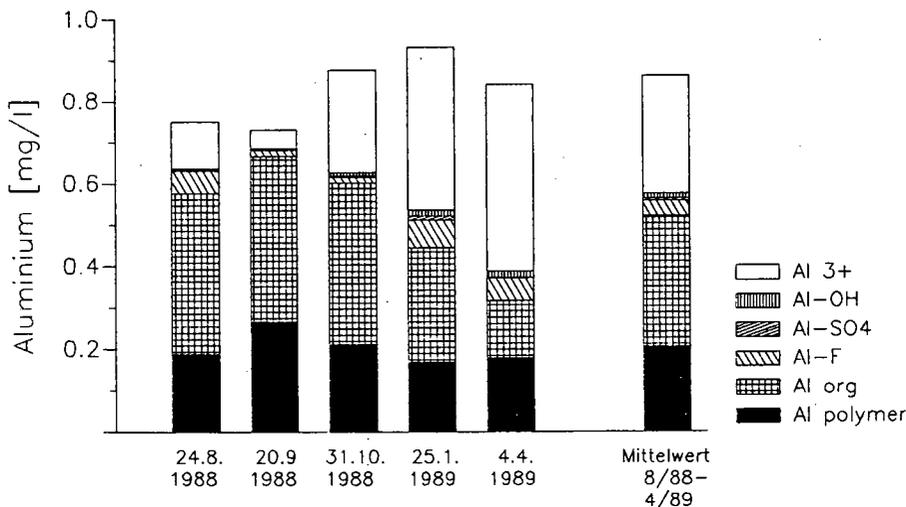


Abb. 4: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen einzelner Al-Spezies im Bodensickerwasser der Fläche Schluchsee 1 (30 cm Tiefe)

In Abb. 5 und Tab. 1 sind Ergebnisse von Kontroll- und Düngungsfläche gegenübergestellt.

Auf der am 9.6.1989 mit 750 kg/ha  $MgSO_4 \cdot H_2O$  gedüngten Fläche Schluchsee 2 erreichte die  $Al_{ges}$ -Konzentration anfangs mit 32 mg/l Al bis zu 40fach höhere Werte als auf der Kontrollfläche; die dominierenden Spezies waren  $Al^{3+}$  und  $Al-SO_4$ -Komplexe mit 57 % bzw. 39 % der Gesamtkonzentration. Gleichzeitig sank der pH-Wert um ca. 0,4 Einheiten. Die Konzentrationen der organisch-, fluo-ridisch- und hydroxidisch-komplexierten Anteile veränderten sich dagegen kaum.

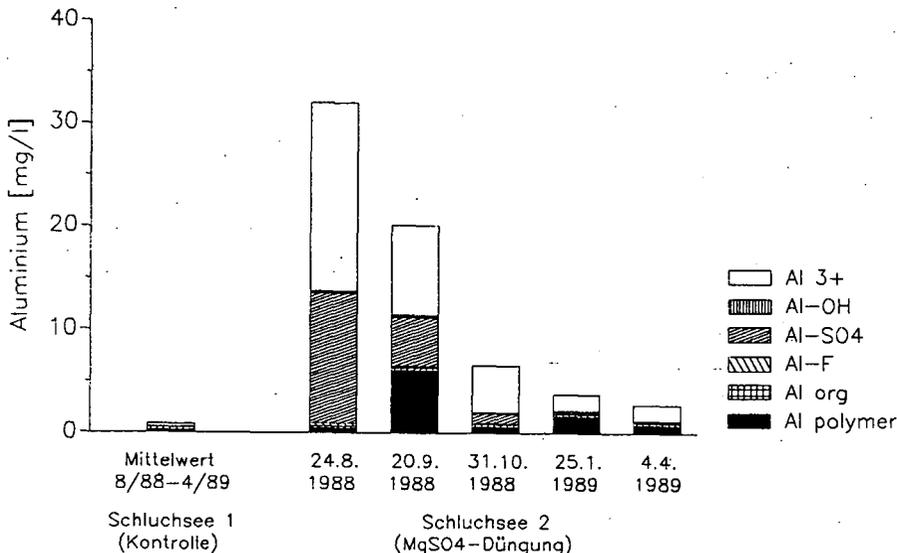
Im weiteren Verlauf nahmen die  $Al_{ges}$ -Konzentrationen exponentiell ab, wobei sich der Anteil an sulfatisch-komplexiertem Al schneller verringerte als der an  $Al^{3+}$ . Nach 8 Monaten lag die Al-Gesamtkonzentration auf der Düngungsfläche noch um den Faktor 3 höher als auf der Kontrollfläche.

**Tab. 1: Al-Speziesierung und relevante Einflußgrößen im Bodensickerwasser (30 cm Tiefe)**  
(Konzentrationen in mg/l; Ca/Al und Mg/Al in mol/mol)

	S1 (Kontrolle)	S2 ( $MgSO_4$ -Düngung)				
	Mittel 8/88-4/89	24.8. 1988	20.9. 1988	31.10. 1988	25.1. 1989	4.4. 1989
$Al_{ges}$	0.86	31.90	20.00	7.05	3.75	2.78
davon:						
polymer	0.20	0.40	6.00	0.55	1.55	0.68
organ.	0.32	0.26	0.34	0.30	0.30	0.39
Al-F	0.04	0.27	0.16	0.09	0.07	0.05
Al-OH	0.01	0.22	0.13	0.11	0.06	0.07
Al- $SO_4$	0.01	12.54	4.63	1.02	0.15	0.08
$Al^{3+}$	0.29	18.21	8.74	4.50	1.60	1.52
pH	4.32	4.01	4.05	4.15	4.34	4.38
DOC	10.51	7.35	6.62	8.39	4.89	6.68
$SO_4-S$	0.90	92.70	51.00	15.28	5.47	2.28
$F^-_{ges}$	0.03	0.19	0.12	0.06	0.06	0.03
Ca/ $Al_{tox}$	0.59*	0.06	0.10	0.08	0.11	0.09
Mg/ $Al_{tox}$	0.32*	1.17	1.75	0.60	0.69	0.47

* Median

Auf der gedüngten Fläche war eine Verbesserung des Mg/ $Al_{tox}$ -Molverhältnisses um den Faktor 2-3 zu beobachten. Das Ca/ $Al_{tox}$ -Verhältnis verschlechterte sich hingegen deutlich. Zur Beurteilung der Al-Toxizität sind jedoch noch Befunde über Feinwurzeldynamik, Mykorrhizierung sowie Veränderung der Nährstoffgehalte in Wurzeln und Nadeln abzuwarten.



**Abb. 5:** Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen einzelner Al-Spezies im Bodensickerwasser (30cm) der Düngungsfläche im Vergleich zur Kontrollfläche

#### 4. Literatur

- (1) ROST-SIEBERT, K. (1983): Allg. Forstz. 38: 686-689
- (2) CAMERON, R.S.; RITCHIE, G.S.P. and ROBSON, A.D. (1986): Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 1231-1236
- (3) ZÖTTL, H.W.; FEGER, K.-H. und BRAHMER, G. (1987): KfK/PEF-Berichte 12(1): 269-281
- (4) FEGER, K.-H.; BRAHMER, G. und ZÖTTL, H.W. (1988): Wasser und Boden 40: 574-579
- (5) GROSSMANN, J.; FREITAG, G. und MERKEL, B. (1985): Z. Wasser Abwasserforsch. 18: 187-190
- (6) SEIP, H.M.; MÜLLER, L. and NAAS, A. (1984): Water, Air, Soil Pollution 23: 81-95
- (7) DRISCOLL, C.T. (1984): Int.J. Environ. Anal. Chem. 16: 267-283
- (8) DOUGAN, W.K. and WILSON, A.L. (1974): Analyst 99: 413-430
- (9) TRUESDELL, A.H. and JONES, B.F. (1974): U.S. Geol. Surv. Jour. Research 2: 233-248
- (10) PLUMMER, L.N.; JONES, B.F. and TRUESDELL, A.H. (1976): U.S. Geol. Surv. Water-Resour. Invest 76-13

#### Förderung:

Das Forschungsprojekt ARINUS wird gefördert aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der Kommission der Europäischen Gemeinschaften (Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) Kernforschungszentrum Karlsruhe)

## **Erste Ergebnisse von Düngungsversuchen mit gebranntem Magnesit, Magnesiumhydroxid und "Geosan" in gelbspitzigen Fichtenbeständen NO-Bayerns**

Wolfgang Schaaf[†])

### **Zusammenfassung**

Durch pH-stat.-Titrationen bei sechs pH-Stufen konnte gezeigt werden, daß die Reaktivität der untersuchten Dünger in der Reihenfolge Magnesit < Geosan < Mg-hydroxid zunimmt. Weitere Unterschiede bestehen in der Säureneutralisationskapazität der drei Proben.

Bereits drei Monate nach Düngung zeigen sich signifikant erhöhte Mg-Konzentrationen in den Bodenlösungen bis 70cm Bodentiefe, wobei die Unterschiede zwischen den Düngern deren Reaktivität widerspiegeln.

Die Düngung führt zur Erhöhung der Nitrat-Konzentrationen um 50-100%, wobei zu klären bleibt, warum bereits die Nullparzellen so hohe Nitratgehalte zeigen.

Im oberen Mineralboden zeigen sich bereits deutliche Erhöhungen der Basensättigung durch die Düngung. Während das reaktive Mg(OH)₂ die höheren Konzentrationen in der Bodenlösung bewirkt, ist das langsamer lösliche MgO offenbar am eintauschstärksten.

### **Einleitung und Problemstellung**

Bekanntlich gehen die neuartigen Waldschäden in den höheren Lagen des Fichtelgebirges mit Störungen des Ernährungszustandes der Bäume einher. Im Vordergrund steht Magnesiummangel, der sich in einer charakteristischen Gelbspitzigkeit der Nadeln äußert. Bisherige diagnostische Düngungsversuche mit Magnesiumsulfat und Dolomit (1,2) haben gezeigt, daß die Mg-Nadelwerte nach Düngung deutlich ansteigen, die Nadelverluste abnehmen und gleichzeitig Chlorosen abklingen.

Wegen seiner guten Löslichkeit ist MgSO₄ zwar rasch wirksam, jedoch bringt seine Anwendung unerwünschtes Sulfat in den Boden, ohne das tiefe Boden-pH anzuheben. Im Gegensatz dazu reagiert Dolomit langsam und der positive pH-Effekt beschränkt sich in der Regel auf die organische Auflage, ohne merklich die Mineralbodenhorizonte, besonders in der Tiefe, zu "verbessern". Aus diesem Grund suchen wir nach Mg-Düngern, die

- sulfatfrei sind,
- das Boden-pH anheben,
- rascher und tiefgründiger als Dolomit wirken.

Im folgenden werden erste Ergebnisse von Düngungsversuchen mit verschiedenen löslichen Mg-Formulierungen vorgestellt (3).

### **Material und Methoden**

#### **1. Labor-Voruntersuchungen**

Löslichkeit und Pufferungskinetik von zwölf verschiedenen, Mg-haltigen Düngern wurden durch pH-stat.-Titration mit H₂SO₄ bei den pH-Stufen 7 bis 2 ermittelt. Bei pH2 wurde durch Titration bis zum Erschöpfen der gesamten Puffersubstanz die Säureneutralisationskapazität (SNK) bestimmt.

Alle untersuchten Dünger zeigten eine Zunahme der Pufferrate mit sinkendem pH. Neben den dabei absolut gepufferten Säuremengen, welche die jeweiligen Basengehalte widerspiegeln, ergaben sich aber deutliche Unterschiede in der Reaktivität. Dies führte zur Auswahl von drei Düngern für den Freilandversuch, die sich sowohl in ihrer Formulierung als auch in ihrer Reaktionskinetik unterscheiden. Es handelt sich um einen gebrannten

[†]) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, D-8580 Bayreuth

Magnesit, um granuliertes Mg-hydroxid und um den Komplexdünger Geosan¹⁾ (s.Tab.1). Ihre Reaktivität ist in Abb.1 als Säurepufferung in %SNK bei den sechs pH-Stufen anhand der Ergebnisse von zweistündigen Titrations dargestellt. Während das Mg-hydroxid schon bei hohem pH sehr rasch puffert, reagiert der Magnesit erst ab  $\text{pH} < 4$  deutlicher. Geosan steigt in seiner Reaktivität über den pH-Bereich kontinuierlich an und liegt bei  $\text{pH} < 3$  nahe dem Mg-hydroxid.

## 2. Standort und Meßaufbau

Der Düngungsversuch wurde im Mai 1988 am Standort Hohe Matzen, Forstamt Wunsiedel im Fichtelgebirge angelegt. Es handelt sich um einen mittel bis stark geschädigten, NWexponierten, 50-60jährigen Fichtenbestand in 750m Höhe. Die Bäume zeigen eine deutlich ausgeprägte Gelbspitzigkeit. Sie stocken auf schluffig-sandigen, blockreichen Braunerde-Podsolen bis Podsolen über Granitgrus.

Es wurden vier Versuchsvarianten in je fünffacher Wiederholungen angelegt (Parzellengröße 200m²). Auf jeder der 20 Parzellen wird über vier Streulysimeter der Mineralbodeninput erfaßt und über Saugkerzen die Bodenlösung aus 25cm und 70cm Bodentiefe kontinuierlich abgesaugt. Tensiometer in drei Tiefen und dreifacher Wiederholung messen die Bodensaugspannung.

## **Ergebnisse**

### 1. Düngerwirkung auf die chemische Zusammensetzung der Bodenlösungen

Bereits zu Beginn der Probenahme drei Monate nach Ausbringung der Dünger zeigten sich bis in 70cm Bodentiefe deutliche Erhöhungen der Mg-Konzentrationen (s.Abb.2a-c). Dabei erzielt Mg-hydroxid durchgehend die höchsten Werte, dies entspricht der im Labor festgestellten hohen Reaktivität. Die geringeren Unterschiede zwischen dem Magnesit und Geosan ergeben sich aus der Wechselwirkung zwischen höherer Reaktivität des Geosan und geringerer Mg-Ausbringungsmenge.

Beim pH lassen sich aufgrund der stark streuenden Werte auf den Düngungsparzellen noch keine Unterschiede statistisch absichern. Die Mittelwerte der Lösungen aus Streulysimetern und 25cm Bodentiefe liegen auf den gedüngten Flächen 0.1-0.2 pH-Einheiten über der Kontrollvariante (s.Tab.2).

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb.3a-c) liegen im Vergleich zu früheren Untersuchungen im Fichtelgebirge (4) bereits bei den unbehandelten Kontrollflächen auf einem hohen Niveau von im Mittel 30mg NO₃/l. Die Düngung führt im Oberboden zu einer Verdopplung der Werte. In 70cm Bodentiefe zeigt nur der Magnesit um 50% erhöhte Konzentrationen.

Die Konzentrationsverläufe von Nitrat, aber auch Sulfat mit deutlichen Peaks zu Zeiten der Schneeschmelze (bis 200mg SO₄/l) machen hohe Eintragsraten wahrscheinlich, welche die hohe NO₃-Belastung auf den Nullparzellen erklären könnten. Darauf deuten auch die hohen S-Gehalte in den Nadeln hin. Der Bestand ist offenbar nicht in der Lage das bereits hohe und durch die Düngung noch erhöhte N-Angebot zu nutzen, wie es auch aus anderen Waldökosystemen berichtet wird (5).

In der Tabelle 2 sind für die drei Meßtiefen organische Auflage (2a), 25cm (2b) und 70cm (2b) Mineralbodentiefe die mittleren Ionenkonzentrationen der vier Versuchsvarianten für das erste Untersuchungsjahr aufgelistet.

### 2. Düngerwirkung auf die organischen Auflage

Ein Jahr nach Düngung wurden für die wichtigsten Kationen die Gesamtgehalte sowie die pflanzenverfügbaren Anteile in den drei Auflagehorizonten aller 20 Parzellen bestimmt (s.Abb.4a-c).

---

1) Bei Geosan handelt es sich um eine poröse Trägersubstanz aus vulkanischem Material, auf die carbonatisches Magnesium mittels Wasserglas gebunden ist und somit einerseits eine kontinuierliche Mg-

Die Extraktion mit  $\text{NH}_4\text{Cl}$  ergab stark erhöhte Mg-Gehalte besonders in der L- und O₁-Lage, während die Al-Gehalte zurückgehen. Geosan bewirkt außerdem aufgrund seiner Zusammensetzung (s.Tab.1) eine Erhöhung der Ca-Gehalte.

### 3. Düngewirkung auf den Sorptionskomplex des Mineralbodens

In zwei Tiefen des Mineralbodens der 20 Versuchsflächen wurde der Sorptionskomplex untersucht. Bestimmt wurden die aktuelle Austauschkapazität und die Gehalte an austauschbaren Kationen.

Im Ae-Horizont zeigen sich bereits deutliche Düngungseffekte. So konnte die Basensättigung von 6.7% auf den Kontrollflächen auf 8.9% (Mg-hydroxid) bis 15.6% (Magnesit) erhöht werden, was v.a. auf austauschbares Mg zurückzuführen ist (s.Abb.5). Im Bs-Horizont ist noch kein Einfluß der Düngung nachweisbar, die Basensättigung liegt bei 5-7%.

### Literatur

- (1) KAUPENJOHANN M. und ZECH W. (1989), Berichtsband d. Kernforschungsanlage Karlsruhe zum Projekt Europäische Maßnahmen zur Luftreinigung (PEF), im Druck
- (2) KAUPENJOHANN M. (1989), Bayreuther Bodenkundliche Berichte 11, 1-202
- (3) SCHAAF W. (1989), Berichtsband d. Kernforschungsanlage Karlsruhe zum Projekt Europäische Maßnahmen zur Luftreinigung (PEF), im Druck
- (4) HANTSCHEL R. (1987), Bayreuther Bodenkundliche Berichte 3, 1-129
- (5) SCHIERL R. und KREUTZER K. (1989); Kali-Briefe (Bürntehof) 19(6), 417-423

Tab.1: Charakterisierung der Düngervarianten Hohe Matzen/Fichtelgebirge

Hauptkomponente	gebrannter Magnesit	Magnesiumhydroxid	Geosan
	MgO	Mg(OH) ₂	MgCO ₃
%MgO	75.9	85.0	17.7
%CaO	12.5	1.8	24.5
%K ₂ O	0.8	0.4	2.1
SNK/pH2 (mol H ⁺ ·kg ⁻¹ )	52.7	38.5	16.0
Körnung (mm)	1-4	1-5	1-5
Ausbringungsmenge (dt ha ⁻¹ )	25.0	26.5	25.0

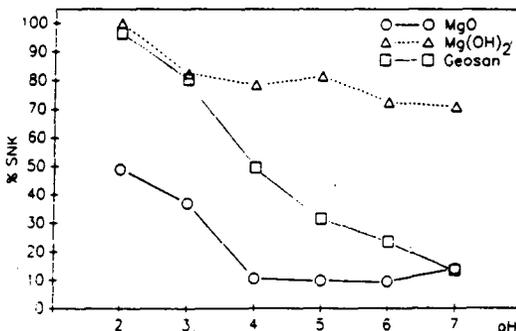


Abb. 1: Saeurepufferung von Magnesit, Mg-hydroxid und Geosan in % der Saeureneutralisationskapazität (SNK) am Beispiel zweiseitiger pH-stat.-Titrationen bei den pH-Stufen 2-7

**Tab.2a:** Mittelwerte und Standardfehler der Konzentrationen in den Streulysimeter-Lösungen für den Zeitraum August 1988 bis Juni 1989; Hohe Matzen/Fichtelgebirge

	pH	Ca	K	Mg	Na	Al	NH ₄	NO ₃	SO ₄
		(mg/l)							
Kontrolle	3.61 (0.32)	2.61 (0.19)	4.38 (0.28)	0.56 (0.05)	1.45 (0.11)	1.00 (0.09)	3.97 (0.34)	16.69 (1.53)	28.77 (4.66)
Magnesit	3.70 (0.36)	3.60 (0.27)	5.13 (0.36)	4.37 (0.64)	1.32 (0.11)	0.99 (0.07)	3.41 (0.38)	29.25 (1.79)	28.11 (8.85)
Mg-hydroxid	3.60 (0.51)	3.14 (0.24)	4.02 (0.24)	5.19 (0.71)	1.51 (0.13)	1.42 (0.14)	2.91 (0.38)	27.89 (2.18)	35.82 (8.03)
Geosan	3.62 (0.33)	2.88 (0.25)	6.09 (0.35)	1.62 (0.23)	8.41 (1.16)	1.19 (0.09)	2.42 (0.28)	32.38 (2.34)	31.90 (6.74)

**Tab.2b:** Mittelwerte und Standardfehler der Konzentrationen in den Saugkerzen-Lösungen aus 25cm Tiefe für den Zeitraum August 1988 bis Juni 1989; Hohe Matzen/Fichtelgebirge

	pH	Ca	K	Mg	Na	Al	NH ₄	NO ₃	SO ₄
		(mg/l)							
Kontrolle	3.45 (0.27)	1.80 (0.19)	3.65 (0.20)	0.49 (0.04)	1.21 (0.09)	3.68 (0.19)	2.98 (0.18)	32.40 (1.84)	28.68 (3.53)
Magnesit	3.53 (0.29)	2.16 (0.24)	4.46 (0.19)	2.77 (0.18)	1.16 (0.09)	6.00 (0.49)	2.55 (0.19)	55.77 (3.54)	29.26 (2.22)
Mg-hydroxid	3.64 (0.34)	2.23 (0.25)	2.80 (0.17)	6.25 (0.55)	1.96 (0.50)	4.75 (0.36)	0.97 (0.09)	47.46 (1.85)	31.78 (3.76)
Geosan	3.52 (0.27)	2.85 (0.21)	4.05 (0.20)	1.60 (0.16)	9.45 (0.86)	5.57 (0.34)	1.44 (0.10)	44.16 (2.98)	37.23 (3.93)

**Tab.2c:** Mittelwerte und Standardfehler der Konzentrationen in den Saugkerzen-Lösungen aus 70cm Tiefe für den Zeitraum August 1988 bis Juni 1989; Hohe Matzen/Fichtelgebirge

	pH	Ca	K	Mg	Na	Al	NH ₄	NO ₃	SO ₄
		(mg/l)							
Kontrolle	3.93 (0.48)	1.94 (0.15)	2.54 (0.15)	0.67 (0.04)	1.40 (0.10)	7.21 (0.33)	0.64 (0.10)	31.61 (2.40)	37.97 (2.07)
Magnesit	3.73 (0.31)	1.86 (0.12)	3.94 (0.15)	1.67 (0.09)	1.30 (0.08)	8.43 (0.35)	1.10 (0.08)	48.00 (2.80)	35.49 (2.63)
Mg-hydroxid	3.99 (0.41)	2.46 (0.15)	2.16 (0.14)	3.47 (0.38)	2.08 (0.35)	6.56 (0.30)	0.42 (0.06)	33.96 (2.33)	50.88 (2.81)
Geosan	3.97 (0.43)	2.28 (0.19)	2.46 (0.14)	1.13 (0.12)	6.43 (0.50)	7.34 (0.34)	0.34 (0.04)	37.67 (1.95)	46.01 (2.55)

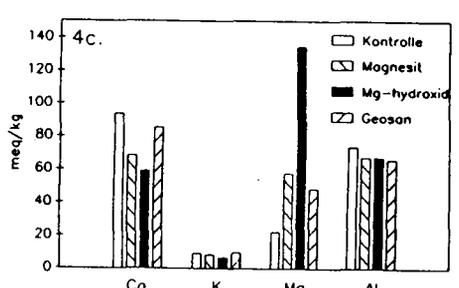
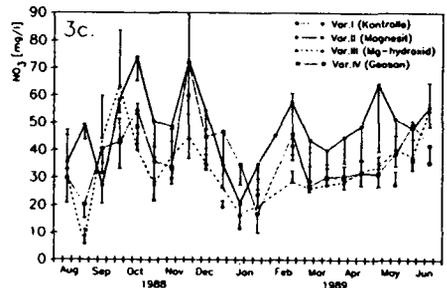
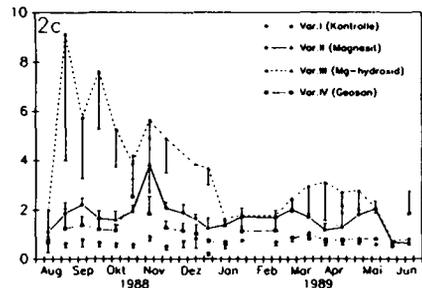
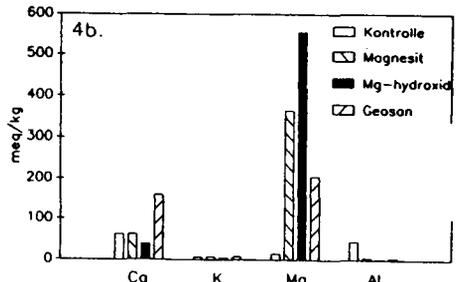
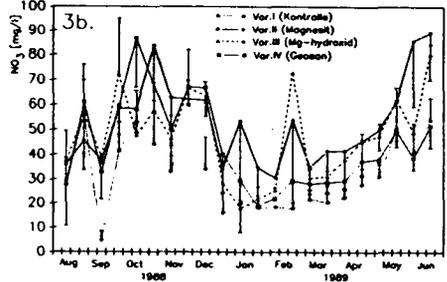
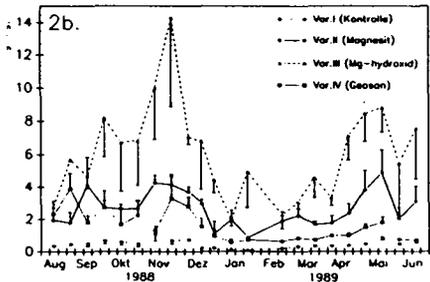
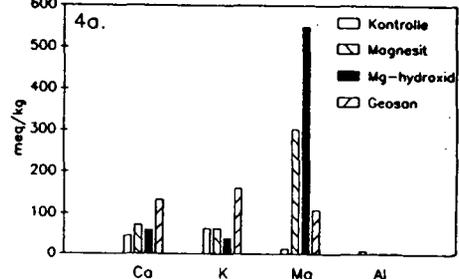
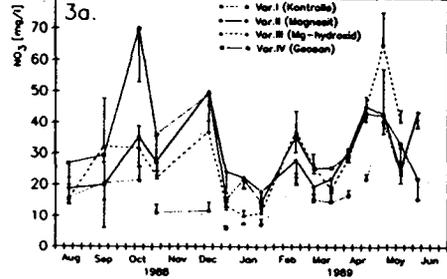
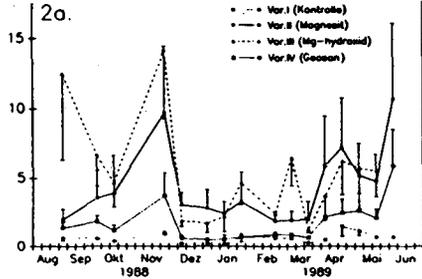
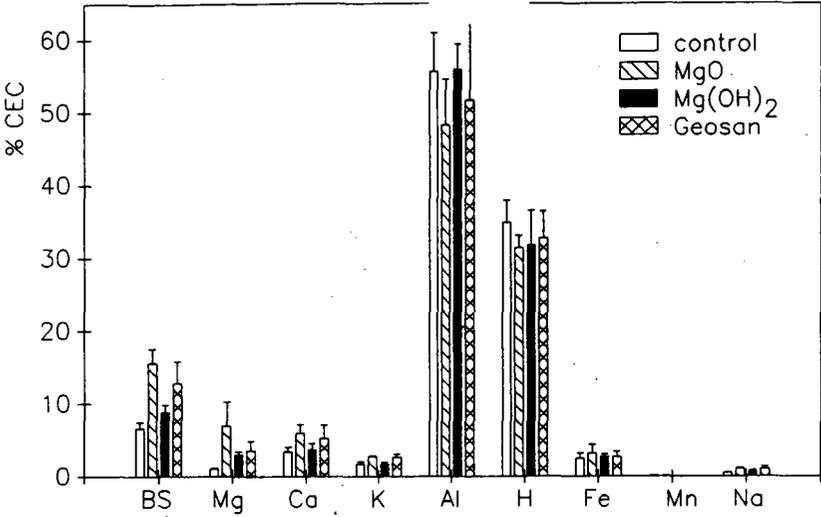


Abb.2: Mg-Konzentrationen in den Streulysimeter-  
(2a) und Bodentiefen aus 25cm (2b) und 70cm  
(2c) Bodentiefe (Mittelwerte und Standardfehler von  
je 5 Parzellen; Hohe Matzen/Fichtelgebirge)

Abb.3: Nitrat-Konzentrationen in den Streulysimeter-  
(3a) und Bodentiefen aus 25cm (3b) und 70cm  
(3c) Bodentiefe (Mittelwerte und Standardfehler von  
je 5 Parzellen; Hohe Matzen/Fichtelgebirge)

Abb.4:  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -austauschbare Kationen in der L- (4a),  
 $\text{O}_1$  (4b) und  $\text{O}_2$ -Lage (4c) der vier Versuchs-  
varianten 1 Jahr nach Düngung; Hohe  
Matzen/Fichtelgebirge



**Abb.5:** Basensättigung und austauschbare Kationen in % der aktuellen Austauschkapazität (CEC) im Ae-Horizont; Hohe Matzen/Fichtelgebirge

## ÜBER DIE HUMUSQUALITÄT VERSCHIEDENER KOMPOSTE

von

Scheidt, M. +)

### **EINLEITUNG**

Die Kompostierung von organischen Abfällen stellt die **potentiell bedeutendste** Form der Abfallverminderung dar. Sie schafft ein Endprodukt, das sich als stabiler organischer Dünger positiv auf physikalische und chemische Bodenparameter auswirken kann (Erhöhung der Aggregatstabilität und KAK, pH-Pufferung, konstante Nährstoffnachlieferung).

Zur qualitativen Beurteilung eines Kompostes als organischer Dünger wird dessen **Humifizierungsgrad**, d.h. prozentualer Anteil an humifizierter organischer Substanz, als der verlässlichste Parameter angesehen. Dieser Begriff beschränkt sich in der Literatur oft weitgehend auf die Fraktion der Huminsäuren (vgl. SENESI 1989).

Über die Zusammensetzung und Struktur von Huminsäuren aus Kompost gibt es erst wenige Erkenntnisse. SENESI postuliert, daß die Humusqualität eines Kompostes um so höher zu bewerten ist, je weitgehender Boden- und Kompost-Huminsäuren bezüglich ihrer chemischen Eigenschaften übereinstimmen.

### **ZIELSETZUNG**

Ausgehend von der klassischen Humusfraktionierung mit 0.5n NaOH, sollten folgende Fragestellungen bearbeitet werden:

- A:** Was läßt sich über die mengenmäßige Bedeutung und strukturchemische Zusammensetzung von Huminsäuren aus verschiedenen Komposten aussagen?
- B:** Wie ist die Forderung von SENESI zu bewerten?
- C:** Welche Schlußfolgerungen lassen sich bezüglich der Humusqualität der untersuchten Komposte ziehen?

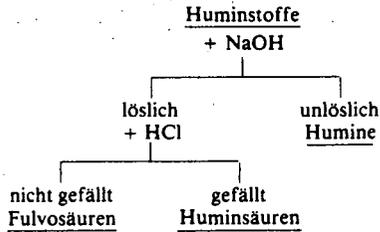
---

+) Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie; Universität  
Bayreuth Postfach 101251 D-8580 Bayreuth

## Material und Methoden

Kurzbeschreibung der untersuchten Komposte	
R2	Fichtenrindenkompost, 4 Wochen alt
G2	Fichtenrindenkompost, 1 Jahr alt
RIHo2	Kompost aus Fichtenrinde/Hopfentreber, 6-9 Monate alt
Z2	6-9 Monate alter Kompost aus organischem Hausmüll
O2, O4	Einjähriger Kompost aus organischem Hausmüll
O5	Zweijähriger Kompost aus organischem Hausmüll
S3	Strohkompost, 9 Monate alt
V5	Kompost aus Papier/Klärschlamm, 90 Tage alt

### Humusfraktionierung :



**NMR-Spektroskopie** : Aufzeichnung der  $^{13}\text{C}$ -CP/MAS Spektren am Bruker MSL 300. Spektrometerfrequenz 75.47 MHz, Rotationsfrequenz 3.99 KHz, Kontaktzeit 1.5 ms, Impulsintervall 10 s, Spektrale Weite 25 kHz, Akquisitionszeit 0.082 s.

**Elementaranalyse** : Bestimmung von C, H und N; O aus Differenz.

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

### A. Humusfraktionierung

Probe	Fulvosäuren	Huminsäuren [ % der organischen Substanz ]	Humine
V5	2.9	3.2	82.1
R2	2.4	5.0	86.0
G2	2.7	7.6	75.3
RiHo2	5.6	11.4	70.1
S3	3.1	12.8	57.1
Z2	5.0	13.9	n.b.
O2	2.4	15.2	n.b.
O4	6.7	18.0	n.b.
O5	7.5	23.8	n.b.

Der Anteil der Huminsäuren ist hoch variabel und reicht von 5 bzw. 7.6 % (Rindenkomposte) bis zu 23.8 % (zweijähriger Biomüllkompost). Es ist eine klare Tendenz erkennbar: Sowohl Alter als auch Substrat sind determinierende Größen.

**Substrat:** Rindenkompost 7.6 %, Biomüllkompost 18.0 % Huminsäuren - beide einjährig.

**Alter:** Biomüllkompost 13.9 bzw. 23.8 % Huminsäuren; 6-9 bzw. 24 Monate alt.

### B. Elementaranalyse

Probe	C	H	N	O	H/C
	[ % der organischen Substanz ]				
R2	50.2	6.3	2.6	40.8	1.51
G2	54.5	4.2	3.6	37.6	0.92
RiHo2	56.7	5.4	3.6	34.3	1.14
S3	50.1	4.9	4.5	40.5	1.17
V5	54.7	6.5	5.4	33.4	1.43
O2	50.3	5.0	5.8	38.9	1.19
O4	52.6	5.5	5.5	36.4	1.25
O5	50.1	5.5	5.0	39.4	1.32
Z2	51.9	5.6	5.6	36.9	1.29
SCHNITZER 1983	56.2	4.7	3.2	35.9	1.00

Mit Ausnahme der Rindenkomposte sind die Kompost-Huminsäuren im Vergleich zu einer "durchschnittlichen Boden-Huminsäure" (vgl. SCHNITZER 1983) deutlich **stickstoffreicher** und **weniger aromatisch** (weiteres H/C-Verhältnis). Sie zeigen darin überraschend gute Übereinstimmung mit Huminsäuren aus marinen Sedimenten (vgl. ERTEL und HEDGES 1983).

### C. NMR-Spektroskopie

Die Auswertung der CP/MAS-¹³C-NMR - Spektren erfolgt über die Integration bestimmter Teilbereiche, denen jeweils - mit Einschränkungen - eigene Strukturtypen zugeordnet werden können.

Region 1	0-50 ppm	C-H :	Alkyl-C, Aminosäuren
Region 2	50-105 ppm	C-O, C-N :	Amide, Polysaccharide
Region 3	105-160 ppm	C=C :	v.a. Aromaten
Region 4	160-200 ppm	C=O :	Ester, Amid, Carboxyl

Es wurden Komposte und Huminsäuren untersucht. Einige Ergebnisse:

a) Alle aus den Komposten extrahierten Huminsäuren sind **deutlich aliphatischer** als die Komposte insgesamt (höherer prozentualer Anteil der Region 1).

b) Es existiert eine hohe negative Korrelation zwischen dem Gehalt der Komposte an Polysacchariden (Region 2) einerseits und an Huminsäuren andererseits ( $r = -0.89$ ).

Untersuchungen von PRESTON (1989), HEMPFLING et al. (1987) und HATCHER et al. (1983) an Torfböden, organischen Oberbodenhorizonten einiger Wäldböden und marinen Sedimenten führten übereinstimmend zu dem Ergebnis, daß **mit fortschreitender Humifizierung aliphatische Bestandteile relativ zu- und Polysaccharide abnehmen**. Dies stützt die Vermutung, daß es sich bei den aus Kompost extrahierten Huminsäuren um humifiziertes Material handelt.

Für Huminsäuren aus Biomüllkompost ist typisch, daß in Region 1 Methylgruppen (19/23 ppm) deutlich häufiger auftreten als Polymethylen-Einheiten aus linearen Ketten (29-32 ppm).

Dies weist auf eine hohe Bedeutung verzweigter Alkylstrukturen hin und ist wiederum für aquatische Huminsäuren typischer als für terrestrische (vgl. HATCHER et al. 1980; LOBARTINI und TAN 1988; PRESTON 1987).

### SCHLUSSFOLGERUNGEN

A : Komposte aus Fichtenrinde sind deutlich weniger humifiziert als solche aus anderen Substraten wie Stroh oder Biomüll. Der Gehalt an Huminsäuren ist zusätzlich vom Alter der Komposte abhängig.

B : Huminsäuren aus Biomüllkompost ähneln bezüglich ihrer Zusammensetzung und Struktur in wichtigen Teilbereichen eher aquatischen als Boden-Huminsäuren. Dies deutet auf verschiedene Bildungsmechanismen hin. Die Forderung von SENESI wird daher der Problematik u.U. nicht völlig gerecht. Ergänzende Untersuchungen über die Stabilität von Komposthuminsäuren erscheinen notwendig.

C : Die Humusqualität verschiedener Komposte ist von Alter und Substrat abhängig und im gut ausgereiften Biomüllkompost am höchsten. Verschiedene, hier nicht veröffentlichte Ergebnisse deuten darauf hin, daß der Humin-Fraktion zukünftig größere Aufmerksamkeit gewidmet werden sollte.

## LITERATUR

- ERTEL J.R. und J.I.HEDGES (1983): *in* Aquatic and Terrestrial Humic Materials (R.F.CHRISTMAN und E.T.GJESSING, Hrg.). Ann Arbor. p.143-163
- HATCHER P.G., R.ROWAN und M.A.MATTINGLY (1980): Org. Geochem. 2, 77-85
- HATCHER P.G., I.A.BREGER, L.W.DENNIS und G.E.MACIEL (1983): *in* Aquatic and Terrestrial Humic Materials (CHRISTMAN R.F. und E.T.GJESSING, Hrg.). Ann Arbor. p.37-81
- HEMPFLING R., F.ZIEGLER, W.ZECH und H.-R.SCHULTEN (1987): Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150, 179-186
- LOBARTINI J. und K.H.TAN (1988): Soil Sci. Soc. Am. J. 52(1), 125-130
- PRESTON C.M. (1987): *in* NMR of Humic Substances and Coal (WERSHAW M. und M.A.MIKITA, Hrg.). p.3-32
- PRESTON C.M., D.E.AXELSON, M.LEVESQUE, S.P.MATHUR, H.DINEL und R.L.DUDLEY (1989): Org.Geochem., im Druck
- SCHNITZER M. (1983): *in* Soil Organic Matter (SCHNITZER M. und S.U.KHAN, Hrg.). p.1-64
- SENESI N. (1989): The Sci. of the Tot. Environ. 81/82,

## DANKSAGUNG

Herrn Prof. Dr. W. Zech danke ich für die Anregung und Unterstützung dieser Arbeit. Die NMR-Spektren wurden von A.Se bald und L.Merwin ( Bayerisches Geoinstitut, 8580 Bayreuth) erstellt, die Elementaranalyse führte Herr Th.Eisenmann (GSF- Institut für ökologische Chemie, 8042 Neuherberg) durch.

**Mobilität von Radiocäsium auf verschiedenen Versuchsfeldern  
in einem Fichtenbestand.**

von  
W. Schimmack⁺⁾  und K. Bunzl⁺⁾

Im Höglwald, einem Alt-fichtenbestand zwischen München und Augsburg, wird seit 1984 die Wirkung von lang andauernden Säuredepositionen und einer kompensatorischen Kalkung auf das Wald-Ökosystem untersucht (Kreutzer und Bittersohl 1986).

Zwei Jahre nach Beginn der Versuche ereignete sich der Reaktorunfall von Tschernobyl am 26.4.1986, als dessen Folge erhebliche Mengen radioaktiver Substanzen in den Höglwald eingetragen wurden. Die langfristig größte Strahlenbelastung geht dabei von dem Cäsiumisotop  $^{137}\text{Cs}$  aus, das schon vorher zu einem etwa zehnfach kleineren Anteil im Boden vorhanden war auf Grund des Fallouts der oberirdischen Kernwaffenexperimente in den 50er und 60er Jahren.

Gegenstand der vorliegenden Untersuchung war die Frage, wie die künstliche Zusatzberegnung (etwa ein Drittel des Bestandsniederschlages) und die Kalkung sich im Höglwald auf die Aktivitätsverteilung und die Verweil-Halbwertszeiten von  $^{137}\text{Cs}$  in den verschiedenen Horizonten der sechs Versuchsflächen auswirkten.

Der Boden ist eine versauerte Parabraunerde. Die Versuchsflächen waren: 1) Kontrolle; 2) normaler Zusatzregen pH 5,5; 3) saurer Zusatzregen pH 2,7; 4) gekalkt; 5) gekalkt mit normalem Zusatzregen; 6) gekalkt mit saurem Zusatzregen (Einzelheiten in Kreutzer und Bittersohl 1986). In jeder Fläche wurden von den Horizonten LOfl, Of2, Oh, Aeh, Alh und Al von Juni 1986 bis November 1987 Proben in ca. 3 m Abstand von den Baumstämmen genommen. Radiocäsium wurde direkt gammaspektrometrisch in den Proben bestimmt und seine Verweil-Halbwertszeiten in den verschiedenen Horizonten mit einem Kompartiment-Modell berechnet (Bunzl et al. 1989b).

Im Horizont LOfl war das Verhalten des Tschernobyl-Cäsiums auf allen Versuchsflächen ähnlich. Da die anfänglich im Kronenraum deponierte

---

+ ) Institut für Strahlenschutz, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, 8042 Neuherberg

Aktivität durch Regen, Wind und Streufall allmählich dem Boden zugeführt wurde (Bunzl et al. 1989a), durchlief die Aktivität im LOfl ein Maximum etwa 200-400 Tage nach dem Unfall. Die Verweil-Halbwertszeit des Tschernobyl-Cäsiums im LOfl schwankte zwischen 140 und 280 Tagen. Die Ähnlichkeit der Cäsium-Mobilität auf den unterschiedlich behandelten Versuchsflächen läßt darauf schließen, daß der vertikale Cäsium-Transport vom LOfl- zum Of2-Horizont weniger durch Leaching-Prozesse (konvektiv-dispersiver Massentransport einschließlich Sorption) bewirkt wurde als vielmehr durch eine vergleichsweise rasche Zersetzung und Umwandlung des organischen Materials vom LOfl- in den Of2-Horizont.

Im Gegensatz zum LOfl- waren im Of2-Horizont deutliche Unterschiede in der Mobilität des Tschernobyl-Cäsiums auf den Versuchsflächen festzustellen. Auf den zusätzlich beregneten, jedoch nicht gekalkten Flächen war die Mobilität höher als auf der Kontrollfläche, was zu einem rascheren Anwachsen der Aktivität im Oh-Horizont führte. Dies gilt insbesondere für die sauer beregnete Fläche, bei der die Verweil-Halbwertszeit des Tschernobyl-Cäsiums im Of2-Horizont mit ca. 300 Tagen am kleinsten von allen Flächen war. Auf den gekalkten Flächen war die Verweil-Halbwertszeit mit über 600 Tagen am höchsten und unabhängig von der Beregnungsart. Der höhere pH-Wert aufgrund der Kalkung bewirkt also eine verstärkte Sorption des Tschernobyl-Cäsiums im Of2-Horizont. Demnach spielen im Of2-Horizont Leaching-Prozesse eine größere Rolle als die Umwandlungsvorgänge des organischen Materials.

Auf fast allen Flächen und in fast allen Horizonten war im Laufe der Zeit ein Anstieg der Verweil-Halbwertszeiten des Tschernobyl-Cäsiums zu beobachten. Dennoch lag die Mobilität des Tschernobyl-Cäsiums Ende 1987 um etwa eine Größenordnung über derjenigen des Kernwaffen-Cäsiums, das schon zu einem beträchtlichen Teil in den Mineralboden eingedrungen ist.

### Literatur

Bunzl, K.; Schimmack, W.; Kreutzer, K.; Schierl, R., 1989a: Interception and retention of Chernobyl derived  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{106}\text{Ru}$  in a spruce stand. *Sci. Tot. Environm.* 78, 77-87.

Bunzl, K.; Schimmack, W.; Kreutzer, K.; Schierl, R., 1989b: The migration of fallout  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{106}\text{Ru}$  from Chernobyl and of  $^{137}\text{Cs}$  from weapons testing in a forest soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 152, 39-44.

Kreutzer, K.; Bittersohl, J., 1986: Untersuchungen über die Auswirkungen des sauren Regens und der kompensatorischen Kalkung im Wald. *Forstw. Chl.* 105, 273-282.

Kompetitives Verhalten von binären und ternären Schwermetallsystemen in Böden

Schmitt, H.W. und H. Sticher *)

1. Einleitung

Kompetitives Verhalten von Schwermetallen in Böden spielt zum Beispiel bei der Ausbringung von Klärschlämmen oder bei den Emissionen von Metallwerken eine Rolle. Oft wird in diesem Zusammenhang die Adsorption eines Metallions bestimmt, indem man ein fixiertes molares Verhältnis zu den kompetitierenden Ionen zugrunde legt. Bei der Untersuchung des Transportes eines Metalls können sich diese kompetitierenden Verhältnisse jedoch in Abhängigkeit der Verlagerung verschieben. Damit ändern sich aber auch die Adsorptionsbedingungen eines Schwermetallions.

2. Konkurrenz eines binären Schwermetallsystems2.1. Fixierte molare Mischungsverhältnisse

Für den Fall eines binären Schwermetallsystems mit den Ionen A und B ergeben sich für das Konkurrenzverhältnis A:B = n die folgenden Langmuirgleichungen:

$$y_A = \frac{b_A \cdot K_A \cdot x_A}{1 + K_A \cdot x_A} \quad \text{resp.} \quad y_B = \frac{b_B \cdot K_B \cdot x_B}{1 + K_B \cdot x_B}$$

Dabei bedeuten  
 y adsorbierte Mengen im Gleichgewicht  
 x gelöste Mengen im Gleichgewicht  
 b, K Langmuir-Parameter

In einem Bodensystem, in dem nur diese beiden Ionen in Betrachtung gezogen werden müssen, ist die maximale Sättigung des Bodens durch die Beziehung  $b_{\text{tot}} = b_A + b_B$  darzustellen. Die Konstanten b, K in den Langmuirgleichungen sind jedoch nur für das eine Verhältnis n erhoben worden; bei einem Ändern dieses Verhältnisses sind diese Konstanten neu zu bestimmen. Der Einfluss solcher Änderungen, speziell für den Parameter b (max. Sättigung), ist in früheren Veröffentlichungen dargestellt worden (Schmitt und Sticher, 1986).

2.2 Wechselnde molare Mischungsverhältnisse

Mit echt kompetitiven Langmuirgleichungen kann ein solches System für beliebige Mischungsverhältnisse beschrieben werden. Mit der schon definierten Schreibweise gilt für das binäre System (Murali and Aylmore, 1983):

$$y_A = \frac{b_{\text{tot}} \cdot K_A \cdot x_A}{1 + K_A \cdot x_A + K_B \cdot x_B} \quad \text{resp.} \quad y_B = \frac{b_{\text{tot}} \cdot K_B \cdot x_B}{1 + K_A \cdot x_A + K_B \cdot x_B}$$

Die schon erwähnte Gesamtsättigung  $b_{\text{tot}}$  steht theoretisch beiden Kompetitoren zu. Die Bestimmung der Konstanten  $b_{\text{tot}}$ ,  $K_A$ ,  $K_B$  müssen hier jeweils die gelösten

*) Labor für Bodenchemie, Institut für Lebensmittelwissenschaft, ETH-Zentrum, CH-8092 Zürich

en und adsorbierten Mengen der Ionen A, B gleichzeitig in der Rechnung enthalten sein. Im Experiment werden die Konzentrationsreihen nach Erreichen des Gleichgewichtes gleichzeitig gemessen.

Bei speziellen einseitigen Mischungsverhältnissen  $y_A \gg y_B$  oder bei sehr kleinen Konzentrationen  $b_{tot} \gg y_A + y_B$  sind Vereinfachungen möglich.

### 3. Kompetitive Auswertung von Zink/Cadmium Systemen

Der betrachtete Boden, der eingehend untersucht worden ist (Richard et al., 1978) ist eine Parabraunerde (Standort Buchberg, Gemeinde CH-Marthalen) mit der Horizontfolge Ah (0 - 15 cm), Al (15 - 60 cm), Bvt (60 - 120 cm).

Untersucht wurden im Experiment die folgenden kompetitiven Verhältnisse :

I) Cd:Zn = 1:1      II) Cd:Zn = 1:10      III) Cd:Zn = 1:170

Das Verhältnis in III) stammt aus der schweizerischen Klärschlammverordnung, wo die Höchstwerte dieser Schwermetalle in diesem Verhältnis zueinander stehen. Die Werte aus Adsorptionsexperimenten wurden an die folgende two site Langmuirgleichung mit Sigmoidtermen angepasst (analoge Gleichung für Zn):

$$y_{Cd} = \frac{b_{1_{tot}} \cdot K_{1_{Cd}} \cdot x_{Cd}}{1 + K_{1_{Cd}} \cdot x_{Cd} + K_{1_{Zn}} \cdot x_{Zn} + R_{1_{Cd}} / x_{Cd} + R_{1_{Zn}} / x_{Zn}} + \frac{b_{2_{tot}} \cdot K_{2_{Cd}} \cdot x_{Cd}}{1 + K_{2_{Cd}} \cdot x_{Cd} + K_{2_{Zn}} \cdot x_{Zn} + R_{2_{Cd}} / x_{Cd} + R_{2_{Zn}} / x_{Zn}}$$

Die Auswertung der drei Systeme I - III ergab folgende Parameterwerte:

	System I	System II	System III
$b_{1_{tot}}$	24.8	23.7	22.5
$K_{1_{Cd}}$	2.61	4.35	3.52
$K_{1_{Zn}}$	1.27	1.82	1.12
$R_{1_{Cd}}$	$8.56 \cdot 10^{-5}$	$7.53 \cdot 10^{-5}$	$7.69 \cdot 10^{-5}$
$R_{1_{Zn}}$	$9.44 \cdot 10^{-5}$	$8.94 \cdot 10^{-5}$	$1.35 \cdot 10^{-4}$
$b_{2_{tot}}$	5.32	3.60	5.83
$K_{2_{Cd}}$	28.5	29.0	22.3
$K_{2_{Zn}}$	85.9	65.9	57.5
$R_{2_{Cd}}$	$1.20 \cdot 10^{-6}$	$1.39 \cdot 10^{-6}$	$2.04 \cdot 10^{-6}$
$R_{2_{Zn}}$	$6.73 \cdot 10^{-5}$	$6.68 \cdot 10^{-5}$	$1.02 \cdot 10^{-4}$

Die Auswertung der drei Systeme zeigt im Quervergleich eine sehr ähnliche Anpassung; somit lässt sich in einer Mittelung ein Satz von Langmuir-Parametern angeben, der beliebige kompetitive Verhältnisse verarbeiten kann. Für die Anwendung auf die Tiefenverlagerung nach Art des Piston-Flow-Modells

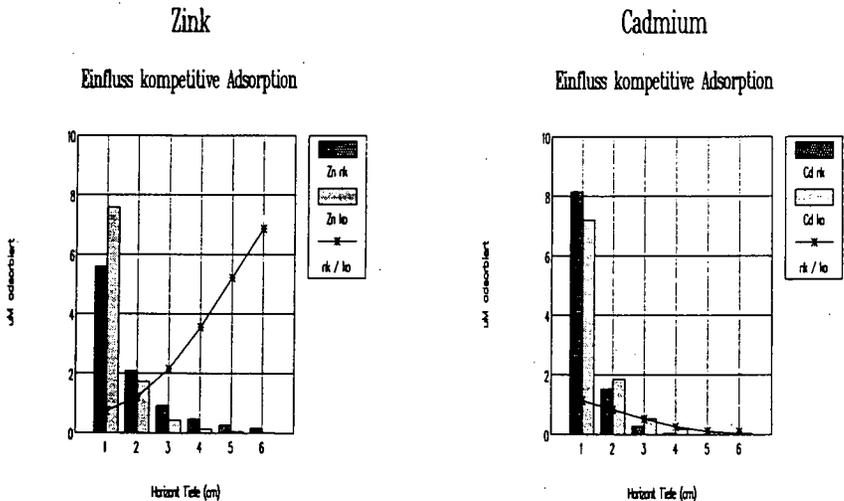
müssen in jedem Segment des Horizontes die beiden Langmuirgleichungen simultan mit den Beziehungen ( $\rho$  = Bodendichte,  $\theta$  = Wassergehalt)

$$Cd_{tot} = \rho \cdot y_{Cd} + \theta \cdot x_{Cd} \quad \text{resp.} \quad Zn_{tot} = \rho \cdot y_{Zn} + \theta \cdot x_{Zn}$$

gelöst werden, da ja die vier Grössen  $y_{Cd}$ ,  $x_{Cd}$ ,  $y_{Zn}$ ,  $x_{Zn}$  alle unbekannt, jedoch voneinander abhängig, sind.

4. Ergebnisse von Modellrechnungen binärer und ternärer Systeme

Für eine einfache Tiefenverlagerung für das Cd/Zn System mit dem Equilibrationsmodell (Schmitt und Sticher, 1987) ergeben die beiden verschiedenen Langmuir-Ansätze das folgende Bild (Figuren 1,2), wenn je 10  $\mu M$  Cd und Zn kompetitiv eingetragen werden (nk = dunkle Balken = Ansatz gemäss fixiertem Langmuir; ko = helle Balken = Ansatz gemäss echt kompetitivem Langmuir):

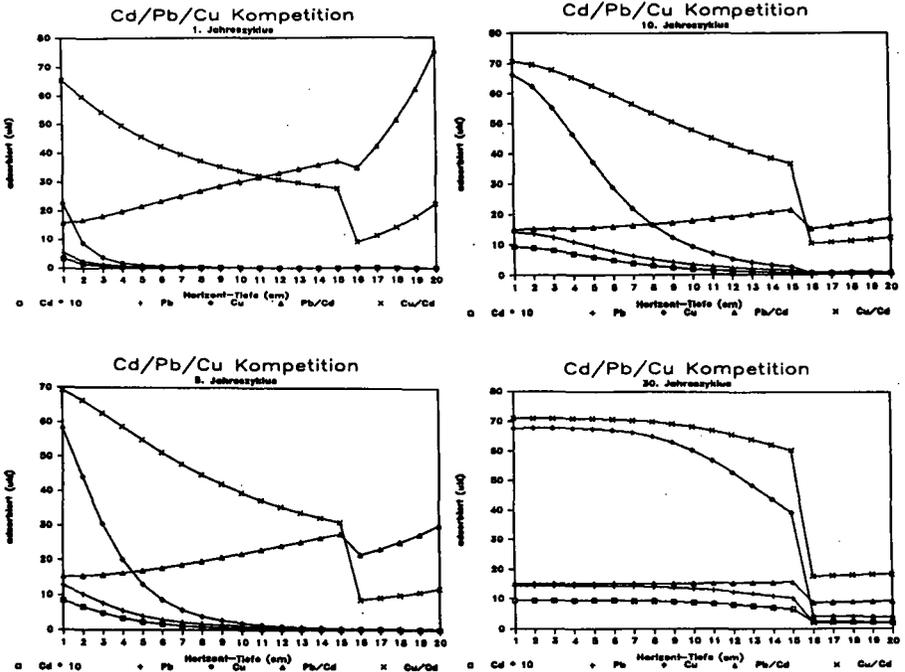


Figuren 1 und 2 Einfluss der verschiedenen Langmuiransätze auf die kompetitive Adsorption von Cd und Zn

Die Figuren zeigen, dass der Quotient  $nk/ko$  (Kurve mit den *) für die beiden Metalle ganz unterschiedlich verläuft. Im Falle von Zn steigt dieses Verhältnis laufend an; die regelmässige Neuberechnung und Berücksichtigung des kompetitiven Verhältnisses lässt erkennen, dass auf diese Weise in Tiefen > 2cm weniger Zn gebunden ist, wie wenn der auf das 1:1 Verhältnis fixierte Langmuir-Ansatz verwendet wird. Umgekehrt wird mit dem echt kompetitiven Ansatz jedoch mehr Cd gebunden. Offensichtlich ist in diesem System Cd gegenüber Zink der stärkere Kompetitor.

Im ternären System Cd/Pb/Cu (Schmitt und Sticher, 1987) besteht zu Beginn ein 1:18:59 Wettbewerbsverhältnis, wenn die maximalen Einträge der schweiz. Klärschlammverordnung angenommen werden. Die folgenden Modellrechnungen sind über einen Düngungs-Niederschlagszyklus von 30 Jahren gelegt. Gezeigt werden in den Figuren 3-6 die jeweiligen Adsorptionsmengen (Cd zehnmal überhöht) sowie die Pb/Cd und Cu/Cd Verhältnisse für die Jahre 1,5,10,30 bis in 20 cm Tiefe. Im Pb/Cd Verhältnis (Kurve  $\Delta$ ) ist Blei stärker, im Verhältnis Cu/Cd (Kurve X) dominiert aber Cd im 1. Horizont (bis 15 cm) mit grösserer Tiefe. Doch mit

zunehmender Zeit gleichen sich die Verhältnisse aus, wenn eine Sättigung erreicht ist. Die Kurven beginnen geradlinig ( $\Delta \approx 16$ ,  $X \approx 70$ ) zu verlaufen. Diese Verhältnisse deuten darauf hin, dass sich Cd dem Pb gegenüber etwa gleich stark, dem Cu gegenüber aber etwas schwächer verhält. Der Quotient Pb/Cu (16:70) hat sich deutlich zu Gunsten des Pb verschoben.



Figuren 3-6 Darstellung der Adsorption und der Adsorptionsquotienten des Systems Cd/Pb/Cu bis 20 cm Tiefe für die Jahre 1,5,10,30

## 5. Zusammenfassung

Bei Verlagerungen im Boden spielen natürlich viele Parameter eine Rolle, wovon die Konkurrenz nur einen darstellt. Bei dessen Berücksichtigung wird hier gezeigt, dass echt kompetitive Ansätze ein sehr differenzierteres Bild ergeben, verglichen mit Funktionen, die auf fixierten Verhältnissen beruhen.

## 6. Literatur

- Murali V., Aylmore L.A.G., 1983: Competitive adsorption during solute transport in soils. *Soil Science* 135, 143-150
- Richard F., Lüscher P., Strobel T., 1978: *Physikalische Eigenschaften von Böden der Schweiz*. Band 1, Eidg. Anstalt für das forstl. Versuchswesen, Birmensdorf
- Schmitt H.W., Sticher H., 1986: Prediction of heavy metal contents and displacement in soils. *Z.Pflanzenernaehr.Bodenk.* 149, 157-171
- Schmitt H.W., Sticher H., 1987: Modelle für die Berechnung der Verlagerung von Schwermetallen in mehrhorizontigen Böden. *Mitteln.Dtsch.Bodenkundl.Gesellschaft.*, 55/I, 421-426

Untersuchungen zum Stoffbestand von Böden aus Gesteinen und Deckschichten einer typischen geomorphen Einheit im Neunburger Granit-Massiv (Oberpfälzer Wald).

von

SCHNEIDERS, H.*, SPIES, E.-D.** & STAMM, R.*

Seit 1988 werden im Oberpfälzer Wald vom Bayerischen Geologischen Landesamt und vom Geologischen Institut der Uni Bonn in Gemeinschaftsarbeit Gesteine und Böden des Neuenburger Granit-Massivs und dessen Gneisumrahmung untersucht.

Ziel der Untersuchungen ist es, die Stoffbestände der Gesteine, ihrer Verwitterungs- und Umlagerungsprodukte sowie der hierauf entwickelten Böden in ihrem räumlichen genetischen Zusammenhang zu erfassen. Hierbei wird auf die geologischen und feldbodenkundlichen Beobachtungen aufgebaut. Das Basisgestein ist durch z.T. präpleistozäne Tiefenverwitterung in unterschiedlichem Maße überprägt. Diese Überprägung reicht von einfacher Trennflächenverwitterung ("Kluftverwitterung") bis hin zum völligen Zersatz der Gesteine zu Feinerde. Hierbei kommt es zu z.T. erheblicher Stoffabfuhr der mobileren Bestandteile. Solifluktion unter periglazialen Bedingungen führte zu erheblicher Feststoffumlagerung, die zur Materialvermischung und Schichtung von z.T. unterschiedlich vorverwitterten Materialien führte. Zu der hangabwärtsgerichteten Verlagerung kommt noch eine nicht unerhebliche Zufuhr von äolischem Material (Lößlehm), das in die oberen Schichten der Solifluktionsdecken eingemengt wurde.

* Geol. Institut der Uni Bonn, Nußallee 8, 5300 Bonn 1

** Bayer. Geol. Landesamt, Heßstr. 128, 8000 München 40

Als erste Ergebnisse sollen hier 3 ausgewählte Profile einer Toposequenz am Haginger Berg, einer für den Vorderen Oberpfälzer Wald typischen Härtlingskuppe aus dem Bereich des Neunburger Granit-Massivs vorgestellt werden.

Profil 1: Kuppenlage mit Felsdurchragungen (5 S)

schwach podsolige Braunerde

aus zweischichtigem lößlehmhaltigem Granitverwitterungsschutt (D+M = 10,5 dm) über Granitverwitterung (V)

D: 6.0  $\bar{x}_{gr1}$  / M: 4.5  $\bar{x}_{gr1-1S}$  / V: sgrX

Profil 2: stark geneigter Mittelhangbereich (15 S)

podsolige Braunerde

aus lößlehmhaltigem Granitverwitterungsschutt (D = 4,0 dm) über verdichteter Granitzersatzfließerde (B = 3,5 dm) über Granitzersatz (V)

D: 4.0  $g_{xfg_{r1-1S}}$  / B: 3.5  $x_{gr1S}$  /  $V_1$ : 6.0  $x'_{gru'S}$  /  $V_2$ : 6.5+  $s_{xGr}$

Profil 3: schwach geneigter Unterhangbereich (7 SW), Flanke eines Muldentales

Hangpseudogley

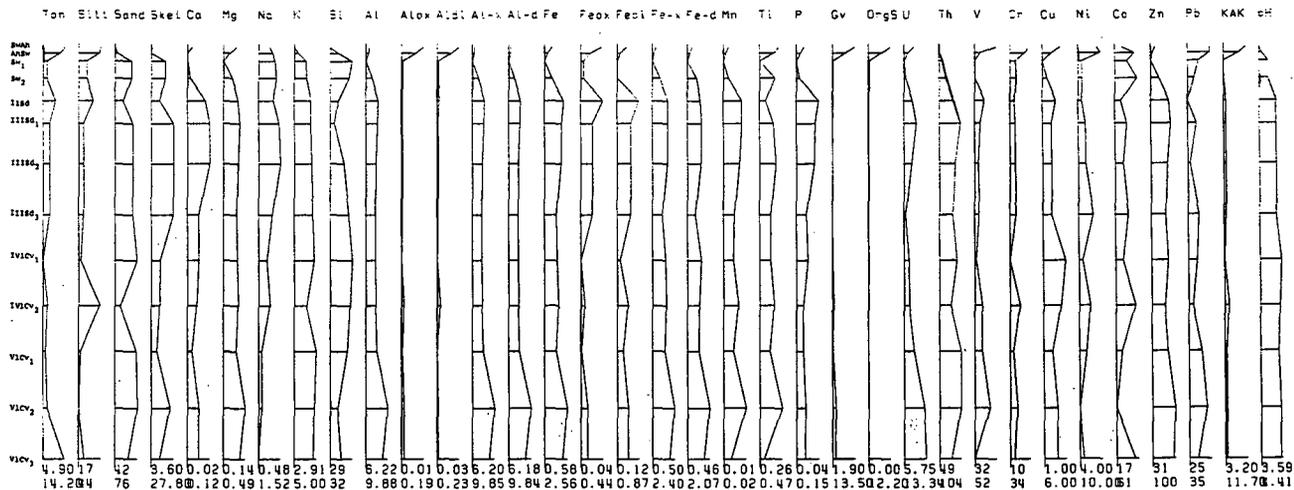
aus lößlehmhaltigem Granitzersatz + Granitschutt (D = 3,8 dm) über verdichteter lößlehmhaltiger Granitzersatzfließerde (M = 2,2 dm) über zweischichtiger, verdichteter Granitzersatzfließerde (B = 17,5 dm) über Granitzersatz (V)

D: 3.8  $g_{xgr'u1S}$  / M: 2.2  $gr'1S$  / B: 10.0  $x'_{gr1'S}$

$B_2$ : 7.5  $x'_{gr'u'S}$  / V: 14.5+  $x'_{gr1'S}$

Der Vergleich der Cv-Horizonte aus unverlagertem Granitzersatz zeigt eine schwache Inhomogenität des Basisgesteins in Bezug auf die chemische Stoffzusammensetzung an. Auch innerhalb der einzelnen Profile ist eine Stoffdifferenzierung





Haginger Berg, Profil 3: Hangpseudogley

im Granitzersatz zu erkennen. In Profil 2 besitzt der Granitzersatz in seinem oberen, stärker zersetzten Bereich erhöhte Gehalte an U, Th, V, Cr und Ni gegenüber dem liegenden, schwächer zersetzten Granit. In Profil 3 lassen sich innerhalb des gleichmäßig stark zersetzten Granits deutliche Inhomogenitäten in Bezug auf Ti, U, Th, V und Co erkennen. In Bezug auf die Hauptelemente ist die Zusammensetzung des Granitzersatzes relativ homogen. Lediglich in Profil 3 läßt sich ein deutlich niedrigerer Na-Gehalt feststellen.

	V	B	M	D	B ₂	B ₃
SiO ₂	70.45	70.34	70.36	74.33	68.31	71.57
CaO	0.13	0.15	0.12	0.08	0.17	0.13
Al ₂ O ₃	17.16	16.81	16.73	14.90	17.92	16.15
Fe ₂ O ₃	2.81	3.04	3.17	2.12	3.32	2.87
MgO	0.65	0.79	0.77	0.43	0.96	0.68
Na ₂ O	1.75	1.97	2.13	2.09	2.33	1.76
K ₂ O	6.02	5.79	5.69	5.08	5.66	5.87
MnO	0.02	0.03	0.03	0.03	0.03	0.02
TiO ₂	0.69	0.78	0.77	0.57	0.90	0.71
P ₂ O ₅	0.28	0.31	0.39	0.26	0.38	0.24

V = Durchschnittsgehalte der Cv-Horizonte aus unverlagertem Granitzersatz (8)

B = Durchschnittsgehalte der Basisfließerdendhorizonte (8)

B₂ = " " " " "  
 Profil 2 (3)

B₃ = Durchschnittsgehalte " " "  
 Profil 3 (5)

M = Durchschnittsgehalte der Mittellagenhorizonte (4)

D = Durchschnittsgehalte der Decklagenhorizonte (9)

Der Vergleich der Durchschnittsgehalte an Hauptelementen der einzelnen Deckschichtenglieder zeigt eine deutliche Abnahme aller Komponenten außer SiO₂ vom Basisgestein zur

deutlich lößlehmbeeinflussten Decklage. Hier wirkt sich der relativ hohe Quarzgehalt der äolischen Beimengung aus (vgl. RUPPERT & SCHMIDT, 1987). Die Durchschnittsgehalte von Basis- und Mittellagen zeigen keine wesentlichen Veränderungen gegenüber dem Basisgestein an. Der größere Anteil an stärker verwittertem Material in der am Unterhang akkumulierten Basisfließerde (Profil 3) läßt sich aus dem Vergleich der Durchschnittsgehalte  $B_2$  und  $B_3$  ableiten. Die geringen  $SiO_2$ -Gehalte in  $B_2$  weisen auf die Herkunft des Materials aus dem Bereich der schwach verwitterten Gesteine des Kuppenbereichs hin.

RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. (1987): Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns. GLA-Fachberichte, 2, 97 S., 3 Abb., 89 Tab., München 1987

Tideabhängige Konzentrationsänderungen in Prielwässern  
als Ausdruck von Austauschvorgängen zwischen  
Vordeichland und Elbeästuar

von

Schuster, J. und G. Miehlich **)

Fragestellung

Innerhalb des Sonderforschungsbereichs 327 "Tide-Elbe" werden vom Institut für Bodenkunde in Hamburg Austauschprozesse zwischen Feststoffen und Porenlösungen der Vordeichsböden im Elbeästuar untersucht.

Mittels bodenchemischer und bodenhydrologischer Messungen (vgl. Fischer und Miehlich in diesem Band) soll eine Beschreibung der Konzentrationsänderungen von Nährstoffen und Schwermetallen sowie eine Abschätzung von Stoffflüssen verschiedener Standorte ermöglicht werden.

Die Untersuchung der tideabhängigen und saisonalen Änderungen der Stoffgehalte in den Prielwässern soll Aufschlüsse über Austauschprozesse mit der freien Wassersäule geben.

Untersuchungsansatz und Datengrundlage

Die Mesgebiete befinden sich im Bereich Stade (Asseler Sand) und im Bereich Freiburg (Krummendeich) im Vordeichland der Elbe. Sie unterscheiden sich durch unterschiedlich starken Salzwassereinfluß. Während das Arbeitsgebiet Asseler Sand überwiegend im limnischen Bereich liegt, macht sich in Krummendeich ein deutlicher Salzeinfluß bemerkbar.

In beiden Arbeitsgebieten wurden von April 1987 bis Februar 1988 die Prielwässer monatlich über jeweils eine Tidephase beprobt. Die Probenahme begann jeweils bei Niedrigwasser und wurde im stündlichen Rhythmus bis zum nächsten Niedrigwasserstand fortgeführt.

In den Wässern wurden die Parameter pH, Leitfähigkeit, Cl, Br, SO₄, NO₃, NH₄, Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Pb und As bestimmt.

---

** ) Institut für Bodenkunde, Allende Platz 2  
D - 2000 Hamburg 13

Seit Beginn 1988 werden auch die tiefenabhängigen und saisonalen Konzentrationsänderungen in der Bodenlösung sowie die Zusammensetzung des Grundwasser untersucht. Begleitend erfolgt die Charakterisierung und Analyse der Feststoffe.

### Ergebnisse

Die Untersuchungen zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Stoffgehalten des bei Flut einströmenden Elbwassers und des bei Niedrigwasser abfließenden Prielwassers. Das bei Niedrigwasser abfließende Prielwasser wird überwiegend aus Grundwasser gebildet, das aus dem Beekkörper in die Prielsysteme abströmt.

In Abb. 1a,b und 2a,b sind die Chlorid- und Sulfatgehalte in Prielwässern über einen Tidenverlauf für die Meßgebiete Asseler Sand und Krummendeich dargestellt.

Am Asseler Sand (limnisch) weist das auflaufende Elbwasser im Prielsystem Chloridgehalte zwischen 180 und 300 mg/l Cl auf. Das ablaufende Prielwasser liegt zwischen 150 und 200 mg/l Cl. Die September- und Novemberkurve zeigen einen Eintrag von Chlorid über das Elbwasser. Vergleichbare Elbwasserkonzentrationen im Bereich des Meßgebiets liegen zwischen 80 und 280 mg/l Cl (ARGE ELBE, 1987).

Im Bereich Krummendeich (oligohalin) ist der Schwankungsbereich der Chloridkonzentrationen im Elbwasser wesentlich größer (96-2230 mg/l Cl, ARGE ELBE, 1987). Dies zeigt sich auch in den Konzentrationsverläufen der Prielwässer (Abb. 2a und b). In der Novemberkurve wird ein Eintrag von Chlorid über das Elbwasser deutlich, während im Februar höhere Konzentrationen im abfließenden Prielwasser auftreten. Hier zeigt sich ein Einfluß hoher Springtiden und Sturmfluten, die durch Überflutung der Vordeichsböden zur Infiltration stark salzhaltiger Wässer führen (vgl. Fischer und Miehlich in diesem Band) und als Grundwasser über einen längeren Zeitraum im Prielsystem wieder abfließen können.

Der Kurvenverlauf von Sulfat (Abb. 1b und 2b) ist vergleichbar mit dem von Chlorid. Besonders deutlich zeigt sich in der Septemberkurve des Sulfats (Abb. 1b) der Einfluß von starken Niederschlägen, die zu einer Konzentrationsverdünnung führen.

In Abb. 3a,b und 4a,b sind die Hydrogencarbonat- und Mangan-gehalte der Prielwässer dargestellt. Die Hydrogenkarbonatgehalte im auflaufenden Elbwasser sind relativ konstant und liegen in beiden Arbeitsgebieten zwischen 100 und 200 mg/l HCO₃. Das ablaufende Prielwasser weist immer höhere Konzentrationen auf (230 - 600 mg/l HCO₃) und zeigt deutliche saisonale Schwankungen. In den Herbst- und Wintermonaten findet aufgrund höherer Wassersättigung und niedrigere Temperaturen eine stärkere Lösung von Karbonaten statt, die zur Erhöhung der Hydrobenkarbonatgehalte im ablaufenden Wasser führt.

Die symmetrisch aufgebauten Kurven von November und Februar in Krummendeich entsprechen einem schnellen und stärkeren Grundwasserabstrom im Gegensatz zu den Sommermonaten (Jul, Sep), wo nach Auflaufen des Elbwassers die Zusammensetzung des abfließenden Grundwassers nur sehr langsam wieder erreicht wird.

Mangan verhält sich ähnlich wie Hydrogenkarbonat und wird verstärkt in den Wintermonaten aus den Böden ausgewaschen. Die Konzentrationen im abfließenden Wasser liegen zwischen 1,5 und 4,0 mg/l Mn und im auflaufenden Elbwasser zwischen 0,1 und 0,6 mg/l Mn. Hieraus läßt sich für Mangan in der gelösten Fraktion ein Austrag aus dem Vordeichland erkennen.

Abb. 5a und b stellen den Konzentrationsverlauf von Nitrat über eine Tidephase dar. Nitrat wird über das Elbwasser in die Prielsysteme eingetragen. Vergleichbare Elbwasserkonzentrationen der ARGE ELBE (1987) liegen im Bereich der Arbeitsgebiete zwischen 3,6 und 7,1 mg/l NO₃-N.

Im Gegensatz zum Nitrat wird Ammonium überwiegend aus dem Vordeichland ausgetragen. Abb. 6a und b zeigen den saisonalen Konzentrationsverlauf von Ammonium zum Hochwasser- (HW) und Niedrigwasserstand (NW). In den Sommermonaten treten im auflaufenden Elbwasser relativ niedrige Ammoniumgehalte auf, während im Winter/Frühjahr ein Anstieg zu verzeichnen ist.

Im abfließenden Prielwasser zeigt sich für das Meßgebiet Asseler Sand bereits ein Anstieg der Ammoniumkonzentrationen in den Monaten September und Oktober. Dies könnte auf die Ausbringung von Gülle zurückzuführen sein.

### Zusammenfassung

In den Prielwässern zeigen sich signifikante Unterschiede zwischen den Stoffgehalten des bei Flut einströmenden und bei Ebbe abfließenden Wasserkörpers.

Die Zusammensetzung des ablaufenden Wassers ist durch höhere Hydrogenkarbonat- und Mangangehalte gekennzeichnet, während das eindringende Elbwasser eine vergleichsweise hohe Nitratbelastung aufweist.

Für Chlorid zeigt sich am Asseler Sand (limnischer Bereich) ein Eintrag über das Elbwasser während für Sulfat keine bevorzugte Fließrichtung zu erkennen ist. In Krummendeich (oligohaliner Bereich) findet nach häufigen Überflutungen der Marschböden in den Wintermonaten ein Austrag von Chlorid und Sulfat über die Prielsysteme statt. In den überflutungsarmen Sommermonaten weist das auflaufende Elbwasser höhere Gehalte auf.

Die Konzentrationsunterschiede von Ammonium lassen darauf schließen, daß das Vordeichland überwiegend eine Quelle für Ammonium darstellt.

Schwermetalle wie Cadmium, Blei und Kupfer konnten nur im Bereich der Nachweisgrenze gemessen werden. Es wird angenommen, daß Schwermetalleinträge bzw. -austräge überwiegend über die partikuläre Phase erfolgen.

### Meßfläche Asseler Sand (limnisch)

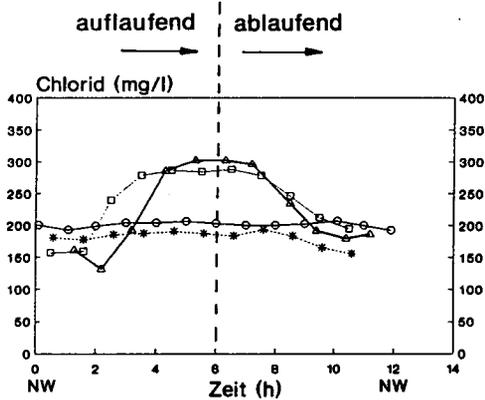


Abb. 1a

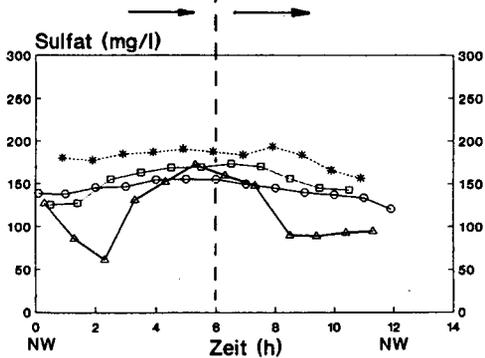
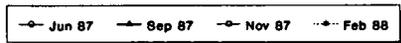


Abb. 1b



### Meßfläche Krummendeich (oligohalin)

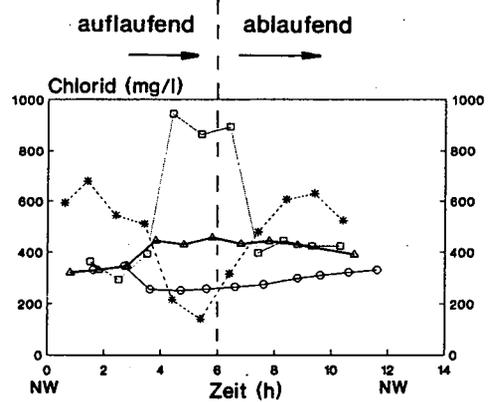


Abb. 2a

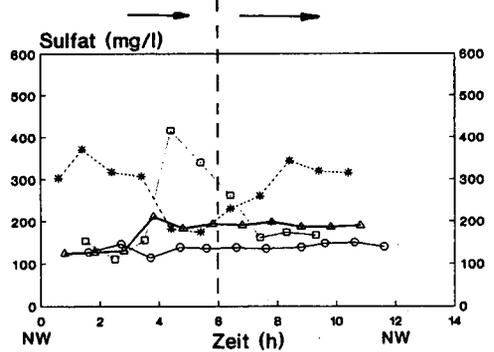
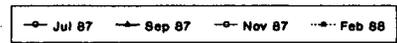


Abb. 2b



Meßfläche Asseler Sand (limnisch)

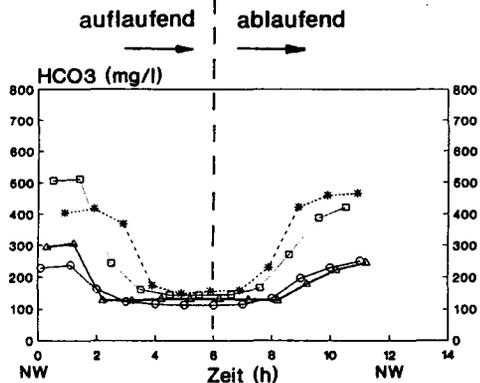


Abb. 3a

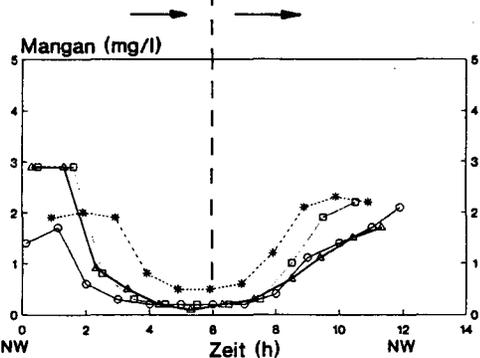
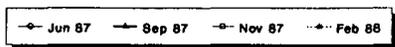


Abb. 3b



Meßfläche Krummendeich (oligohalin)

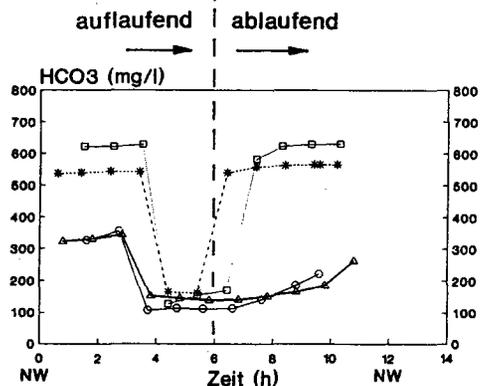


Abb. 4a

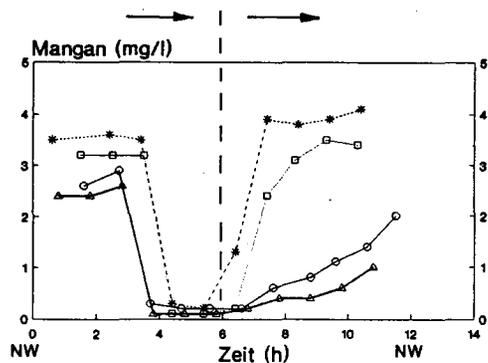
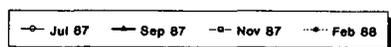


Abb. 4b



### Asseler Sand (limnisch)

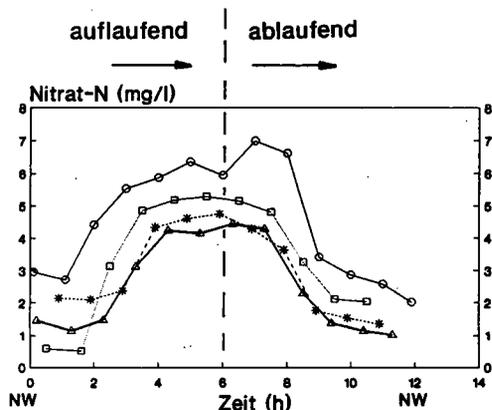
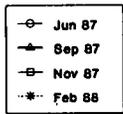


Abb. 5a



### Krummendeich (oligohalin)

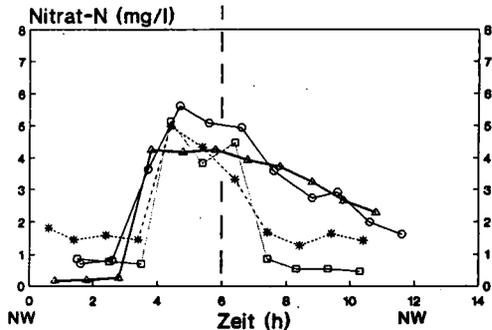
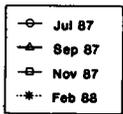


Abb. 5b



### Asseler Sand (limnischer Bereich) Ammonium-N (mg/l)

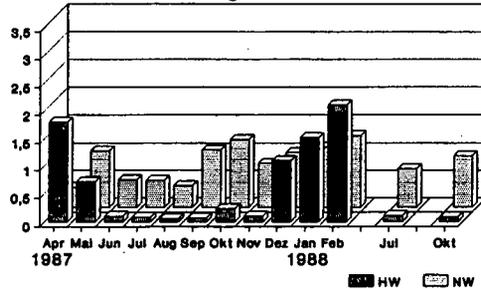


Abb. 6a

### Krummendeich (oligohaliner Bereich) Ammonium-N (mg/l)

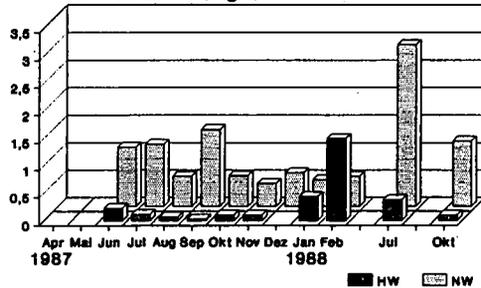


Abb. 6b

Untersuchungen zur Wechselwirkung zwischen  
Pflanzenschutzmitteln, Boden und Regenwürmern

von  
Viswanathan, R. +)

Einleitung

Die große Anzahl von bereits publizierten Labor- und Freilandversuchen mit Regenwürmern hatte das Ziel, die Bioverfügbarkeit bzw. Akkumulation und Wirkung von Pflanzenschutzmittelrückständen im Boden bei diesen Organismen zu erfassen. In Laborversuchen wurden überwiegend die Modellwürmer *Eisenia foetida*, aber auch einige andere Lumbriciden-Arten eingesetzt (1). Die Bedingungen und die angewandten Verfahren bei diesen Untersuchungen waren jedoch unterschiedlich, so daß die Vergleichbarkeit der Ergebnisse stark eingeschränkt ist. Über die Biotransformation von Pflanzenschutzmitteln in Regenwürmern sind bisher nur wenige Informationen vorhanden. Im folgenden werden am Beispiel unserer Untersuchungen mit  $^{14}\text{C}$ -Lindan an *Eisenia foetida* (2) die Wechselwirkungen zwischen Pestizidrückständen und Regenwürmern vorgestellt.

Untersuchungen und Ergebnisse

In der Tab. 1 ist die Aufnahme des in den Boden eingemischten  $^{14}\text{C}$ -Lindans durch die Regenwürmer (Gewicht ca. 300 - 400 mg) im Zeitraum von 2 bis 8 Wochen dargestellt. Die berechneten Biokonzentrationsfaktoren zeigen, daß in den Würmern die höchste Pestizidkonzentration bereits ca. in der 2. Woche erreicht ist und bis zur 8. Woche fast gleich blieb.

---

+) GSF - Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1,  
D - 8042 Neuherberg

Tabelle 1

Aufnahme des ¹⁴C-Lindans vom Boden durch die  
Regenwürmer Eisenia foetida (1)  
 [Boden: sandiger Lehm, pH 6,8, vermisch mit 10% mit  
 Rinderdung; ¹⁴C-Lindan-Konzentration: 5 ppm.]

Versuchzeit (Wochen)	Würmer (Prozent) ^a	BCF ^b
2	1,7	2,5
8	1,7	2,1

a) auf wiedergefundene Radioaktivität (= 99,8% bzw. 98,9%  
 nach 2 und 8 Wochen)

b) Blokkonzentrationsfaktor auf Frischgewicht

Die Daten über die Verteilung der Abbau- / Umwandlungsprodukte von ¹⁴C-Lindan in Regenwürmern bzw. in den Test- und Kontrollsubstraten werden vergleichend in der Tab. 2 dargestellt. Die einzelnen Fraktionen sind als Prozent der gemessenen Gesamtradioaktivität der Proben an den jeweiligen Versuchstagen ausgedrückt.

Tabelle 2

Verteilung der Umwandlungsprodukte des ¹⁴C-Lindans  
 (DC der Extrakte in 1:1 v/v n-Hexan/Benzol auf  
 Kieselgelplatte ; Lindan: Rf 0,66)

Regenwürmer

Versuchzeit (Wochen)	DC - Fraktionen in Prozent				Nichtextra- hierbar (in Prozent)
	start	I (Rf 0.09-0.03)	II (Rf 0.66-0.68)	III (Rf 0.80-0.90)	
2	4,5	0,5	40,0	54,6	0,4
8	16,6	4,1	46,4	28,7	4,0

Testboden und Kontrolle

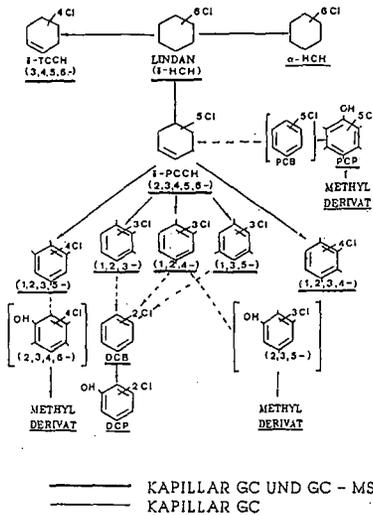
2	0,1	4,2	90,7	3,4	1,5
8	2,5	1,7	84,3	5,9	5,6
Kontrolle	0,3	2,9	88,9	2,0	5,9

Die Regenwürmer metabolisierten mehr als 50 % der aus dem Boden aufgenommenen Lindan-Rückstände, wogegen im Boden nur weniger als 11 % der dort vorhandenen Pestizidmenge umgewandelt war. In den Regenwürmern waren in der 2. Woche fast 55 % der organisch löslichen Metabolite unpolar. Sie verringerten sich jedoch stark bis zur 8. Woche bei gleichzeitiger und betragsmäßig gleicher Steigerung der hydrophilen / "gebundenen" Produkte.

In der Abb. 1 werden mit den identifizierten Metaboliten die Umwandlungswege des Lindans in *Eisenia foetida* vorgeschlagen.

Abbildung 1

VORSCHLAG ZUR UMWANDLUNG VON ¹⁴C - LINDAN  
IN REGENWÜRMERN (*EISENIA foetida*)



TCCH = Tetrachlorocyclohexen; HCH = Hexachlorocyclohexan;  
PCCH = Pentachlorocyclohex-1-en; PCB = Pentachlorbenzol;  
PCP = Pentachlorphenol; DCB = Dichlorbenzol;  
DCP = Dichlorphenol.

Auswirkungen des Lindans / seiner Umwandlungsprodukte auf die Regenwürmer

1. Die Pestizidrückstände scheinen bei längerer Exposition auf das Wachstum der Regenwürmer störend zu wirken; in der 8. Versuchswoche hatten z.B. die exponierten Würmer verglichen mit der Kontrolle im Gewicht 16 % weniger zugenommen (2).
2. Der Reproduktionszyklus der Würmer wird beeinträchtigt, z.B. die Bildung des Clitellums, die Kokonablage, die Embryonalentwicklung sowie das Wachstum der Jungwürmer (1).

In der 8. Woche des Versuchs mit *Eisenia foetida* war die Gesamtbiomasse der Jungwürmer bei den exponierten 3,65 g, bei den nicht-exponierten dagegen 6,43 g (2).

3. Es wurden Veränderungen in den physiologischen und biochemischen Funktionen beobachtet. Eine Steigerung des Sauerstoffverbrauchs und der Succinat-Dehydrogenase-Aktivität und eine Verminderung der Katalaseaktivität wurden bei Lindan-Konzentrationen im subtoxischen und toxischen Bereich festgestellt (1).

Schlußfolgerung

Die Daten der Untersuchungen zeigen, daß in den Lindan-exponierten Regenwürmern die Höchstkonzentration des Pestizids schon im Frühstadium der Exposition erreicht wird und bei kontinuierlicher Exposition fast gleich bleibt. Die Würmer wandeln die aufgenommenen Wirkstoffrückstände um, um sie zu entgiften und aus dem Körper zu eliminieren. Das Pestizid kann bei den Würmern je nach Expositionsdauer auf das Wachstum wirken, die Reproduktion beeinträchtigen und die physiologischen und biochemischen Funktionen beeinflussen.

Literatur

- (1) A. Haque und J. Pflugmacher, In: Berichte über Landwirtschaft, Pflanzenschutzmittel und Boden, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin 1985, pp. 176-189.
- (2) R. Viswanathan et al., In: Hazardous Waste: Detection, Control, Treatment, (Ed.) R. Abbou, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam 1988, pp. 759-765.



**PH-Wert, Phosphat- und Calcium-Versorgung als Einflußparameter  
der Rohphosphatumsetzung im Boden**

von

Werner, W. und F. Fritsch¹

### Problemstellung

Die Einsatzmöglichkeiten und -grenzen von Rohphosphaten wurden bisher vorrangig im Zusammenhang mit den Bodenreaktion und den diese beeinflussenden Faktoren gesehen. Aus der Löslichkeitsgleichung von Hydroxylapatit  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH} + 4 \text{H}^+ \longleftrightarrow 5 \text{Ca}^{2+} + 3 \text{HPO}_4^{2-} + \text{H}_2\text{O}$  ist jedoch auch ein Einfluß der in der Bodenlösung vorliegenden Calcium- und Phosphat-Konzentrationen auf die Umsetzung von Rohphosphaten abzuleiten. Der zu erwartende negative Einfluß zunehmender Konzentrationen an diesen beiden Ionen ist in die Beurteilung der Einsatzmöglichkeiten von Rohphosphaten heute deshalb einzubeziehen, weil die Phosphatversorgung der Böden angestiegen ist und die in unserem Klimabereich erforderlichen Kalkungsmaßnahmen nicht nur den pH-Wert sondern auch die Calciumkonzentration der Bodenlösung beeinflussen.

Die vorliegenden Gefäß- und Modellversuche hatten das Ziel, einen experimentellen Beitrag zu der bisher in der Literatur noch nicht vorgenommenen differenzierten Bewertung der Einflußparameter pH-Wert, Phosphat- und Calciumkonzentration auf die Löslichkeit und Wirksamkeit von Rohphosphaten zu leisten.

### Material und Methoden

In zwei Gefäßversuchen in Kick-Brauckmann-Gefäßen wurden versauerte Lößböden (pH 5,4 bzw. 5,6) durch Zugabe von wasserlöslichem Phosphat bzw. Säure, Kalk oder äquivalente  $\text{Ca}^{2+}$ -Gaben als Neutralsalz und anschließende 5-wöchige Bebrütung bei 70% WK auf unterschiedliche P-Versorgung,  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration und Bodenreaktion eingestellt. Alternativ erfolgte durch Zugabe von  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  eine Absenkung von P-Konzentration. Nach Beendigung der Inkubationsperiode wurde ein P-Formenversuch mit weicherdigem Rohphosphat und Superphosphat (0,5g P/Gefäß) angelegt und mit *Lolium perenne* angesät. Es erfolgten zwei Grasschnitte.

Von besonderer Bedeutung für die Rohphosphatumsetzung sind die sich während des Pflanzenwachstums in der Rhizosphäre einstellenden Umsetzungsbedingungen. Aufgrund von  $\text{H}^+$ -Ausscheidung und  $\text{Ca}^{2+}$ -Antransport mit dem Massenfluß können sich diese Bedingungen von jenen des "rhizosphären-freien" Bodens deutlich unterscheiden. Es wurden daher Rhizosphären-Modellversuche nach dem System Kuchenbuch (1982) durchgeführt, in denen die Einflußparameter der Rohphosphatumsetzung

---

¹Agrikulturchemisches Institut der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Meckenheimer Allee 176, 5300 Bonn

in gleicher Weise wie in den Gefäßversuchen variiert wurden. Als Kriterien der Rohphosphatumwandlung wurde die Veränderung der "Ca-P"-Fraktion (Apatit) bzw. der "Fe-Al-P"-Fraktion (umgesetztes, labiles Bodenphosphat) in der P-Verarmungszone nach der Methode Kurmies (1972) ermittelt.

### Ergebnisse

Die **Einflußgröße P-Versorgung bzw. P-Konzentration** wirkte sich erwartungsgemäß sehr deutlich auf die Umwandlung des apatitischen Phosphats im Boden aus. Der P-Entzug durch Weidelgras aus dem Rohphosphat ging mit zunehmender P-Versorgung des Versuchsboden drastisch zurück (Abb.1). In der höchsten P-Versorgungsstufe fand bei Düngung mit Rohphosphat keine signifikante Mehraufnahme von P gegenüber der Kontrolle mehr statt. Demgegenüber zeigte hier Superphosphat weiterhin eine signifikante Wirkung.

Im Rhizosphärenboden entwickelte sich unter dem Einfluß des pflanzlichen P-Entzugs ein deutlich ausgeprägtes Verarmungsprofil (Abb. 2). Die Größe dieser Verarmungszone und die Nutzung der verschiedenen P-Fraktionen in der Verarmungszone war abhängig vom P-Versorgungszustand des Bodens. Bei guter P-Versorgung, dokumentiert durch das wesentlich höhere Niveau an labilen Phosphaten ("Fe-Al-P"-Fraktion), wurde weicherdiges Rohphosphat ("Ca-P"-Fraktion) schlechter genutzt als bei mäßiger P-Versorgung. Die quantitativ höhere Umsetzung von apatitischem Phosphat kam im letzteren Fall sowohl in der absoluten Abnahme der "Ca-P"-Fraktion unmittelbar an der Wurzeloberfläche als auch in der Ausdehnung der Verarmungszone zum Ausdruck.

Die differenzierte Betrachtung der **Einflußgrößen pH-Wert und  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration** brachte sowohl im Gefäßversuch als auch im Rhizosphären-Modellversuch einen klaren experimentellen Beleg dafür, daß der negative Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Wirksamkeit von weicherdigem Rohphosphat nicht nur auf der Abnahme der  $\text{H}^+$ -Konzentration, sondern auch auf der Zunahme der  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration in der Bodenlösung beruht.  $\text{H}^+$  und  $\text{OH}^-$  zeigten im Gefäßversuch die erwartete gegenläufige Wirkung auf die Nutzung apatitischen Phosphat durch die Pflanze (Abb. 3). Bei einer nur minimalen Absenkung des Ausgangs-pH-Wertes von 5,6 auf 5,2 stieg der P-Entzug aus dem Rohphosphat signifikant an, bei entsprechender Anhebung auf 6,0 (ohne gleichzeitige Zufuhr von  $\text{Ca}^{2+}$ ) fiel er signifikant ab.  $\text{Ca}^{2+}$ -Zufuhr in Form eines Neutralsalzes brachte bei einem im Vergleich zur Kontrolle gleichbleibenden pH-Wert eine statistisch gesicherte Verringerung der P-Aufnahme. Sie muß sich demnach negativ auf die Rohphosphatumsetzung ausgewirkt haben. Somit ist abzuleiten, daß die Depression der Rohphosphatwirksamkeit durch eine Kalkung auf dem weitgehend additiven Effekt zunehmener  $\text{Ca}^{2+}$ - und abnehmender  $\text{H}^+$ -Konzentration beruht.

Die Befunde dieses Gefäßversuches werden durch die Ergebnisse des entsprechenden Rhizosphären-Versuches bestätigt (Abb. 4). Während bei pH 5,6 die "Ca-P"-Fraktion im Rhizosphärenbereich deutlich abnimmt, was eine entsprechende Umsetzung des weicherdigen Rohphosphates voraussetzt, wird die Nutzung dieses apatitischen Phosphats durch Kalkung mit  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  auf pH 7 vollständig, durch die äquivalente  $\text{Ca}^{2+}$ -Zufuhr mit  $\text{CaCl}_2$  - trotz der mit der Kontrollvariante identischen sauren Bodenreaktionen - nahezu vollständig unterbunden.

## Diskussion

Das Lösungsgleichgewicht jeder chemischen Verbindung und damit auch von Hydroxylapatit wird von allen Lösungspartner dieses Gleichgewichtes gleichermaßen beeinflusst. Deshalb ist es eigentlich unerklärlich, daß in der Beurteilung der Einsatzmöglichkeiten von weicherdigen Rohphosphaten als Düngemittel über Jahrzehnte in der Literatur fast ausschließlich die  $H^+$ -Konzentration (pH-Wert) als entscheidender Einflußfaktor der Rohphosphatlöslichkeit betrachtet wurde. Der aus der Löslichkeitsgleichung ebenfalls ableitbare Einfluß der  $Ca^{2+}$ - und  $H_2PO_4^-$ -Konzentrationen der Bodenlösung wurde dagegen kaum beachtet.

Die vorliegenden Untersuchungen belegen jedoch klar, daß auch diese beiden Faktoren für die Umsetzung von Rohphosphaten von Bedeutung sind und deshalb bei der Beurteilung der Einsatzmöglichkeiten dieser P-Formen berücksichtigt werden müssen. Unsere Ergebnisse stimmen überein mit einigen neueren Untersuchungen, in denen belegt wird, daß dem pH-Wert nicht die herausragende bzw. alleinige Rolle für die Umsetzung von apatitischen Phosphaten zukommt. So fanden **Anderson et al.** (1985), daß die P-Konzentration der Bodenlösung unbedingt zu beachten ist, während **MacKay u. Syers** (1986) den Effekt der  $Ca^{2+}$ -Konzentration für ebenfalls entscheidend halten. Je nach Standort können diese Faktoren eine ganz unterschiedliche Bedeutung erlangen. Eine hohe P-Sorption, wie sie in unseren Versuchen durch Zugabe von amorphen  $Fe(OH)_3$  erreicht wurde, kann durch Entzug von Phosphat aus der Bodenlösung eine verstärkte Nachlieferung aus Rohphosphat zur Folge haben (u.a. **Smyth u. Sanchez**, 1982; **MacKay et al.**, 1986; **Mengel**, 1986). Auf P-fixierenden Böden kann die umsetzungsfördernde Wirkung der starken P-Sorption sogar größer sein als die Einflüsse von pH-Wert und  $Ca^{2+}$ -Konzentration (**Chien et al.**, 1980; **MacKay u. Syers**, 1986). Das unter diesen Bedingungen aus Rohphosphat freigesetzte Phosphat ist aber nicht immer ertragswirksam, da es sehr schnell wieder adsorbiert wird (**Hammond et al.**, 1986; **Kanabo u. Gilkes**, 1987).

Bei der Interpretation der Ergebnisse der Rhizosphärenversuche ist zu beachten, daß die Bedingungen für die Umsetzung von Rohphosphat einerseits durch  $H^+$ -Ausscheidung (z.B. Leguminosen) oder verstärkte  $Ca^{2+}$ -Aufnahme (z.B. Buchweizen) gefördert, andererseits durch eine die  $Ca^{2+}$ -Aufnahme übersteigende Anlieferung dieses Kations über den Massenfluß auch gehemmt werden kann (**Marschner**, 1986). Durch die starke Absenkung der P-Konzentration in der Rhizosphäre wird das Lösungsgleichgewicht des apatitischen Phosphats ebenfalls verschoben (**Jungk**, 1984). Wenn jedoch in P-Formenversuchen unter Feldbedingungen oder im Gefäß ein ungünstiger Einfluß von P-Versorgungszustand und Kalk-/Calcium-Versorgung auf die Wirksamkeit von Rohphosphaten nachgewiesen werden kann, so können diese Ergebnisse durch Befunde aus Kurzzeit-Rhizosphärenversuchen im Prinzip nicht widerlegt, sondern allenfalls modifiziert werden, da die im Vegetationsversuch festgestellte Wirkung letztlich immer die Integration aller Rhizosphäreffekte darstellt.

Der in Lehrbüchern noch anzutreffende Auffassung, daß die zur Düngung angewandte P-Form um so weniger wichtig sei, je besser ein Boden mit Phosphat versorgt ist (**Fink**, 1979), kann aufgrund der vorliegenden Befunde dann nicht zugestimmt werden, wenn diese Aussage auch die zum Direkteinsatz zugelassenen weicherdigen Rohphosphate bzw. sonstige rohphosphathaltige Düngemittel

Abb.1: P-Wirkung von Weicherdigem Rohphosphat und Superphosphat (0,5 g P/Gefäß) auf einem saurem Lössboden (pH 5,4) unterschiedlicher P-Versorgung (Weidelgras, 2 Schnitte)

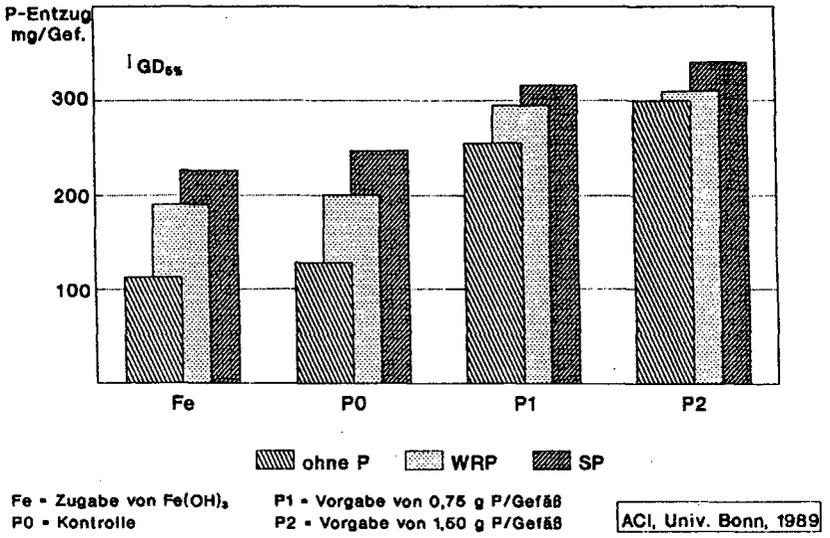


Abb. 2: Nutzung von Weicherdigem Rohphosphat (20 mg P/100 g Boden) in der Rhizosphäre von Raps in Abhängigkeit von der P-Versorgung eines saurem Lössbodens (pH 5,6)

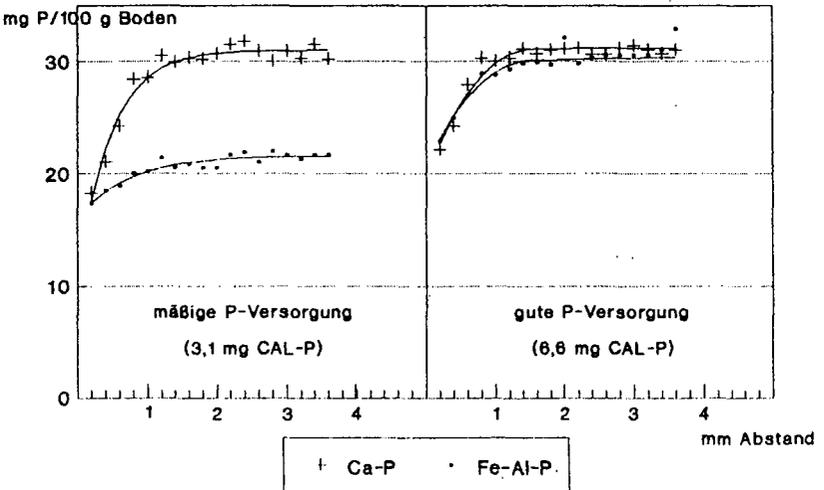


Abb. 3: P-Wirkung von Weicherdigem Rohphosphat und Superphosphat (0,5 g P/Gefäß) auf einem Lößboden bei unterschiedlicher Bodenreaktion, Calciumzufuhr und Kalkung (Weidelgras, 2 Schnitte)

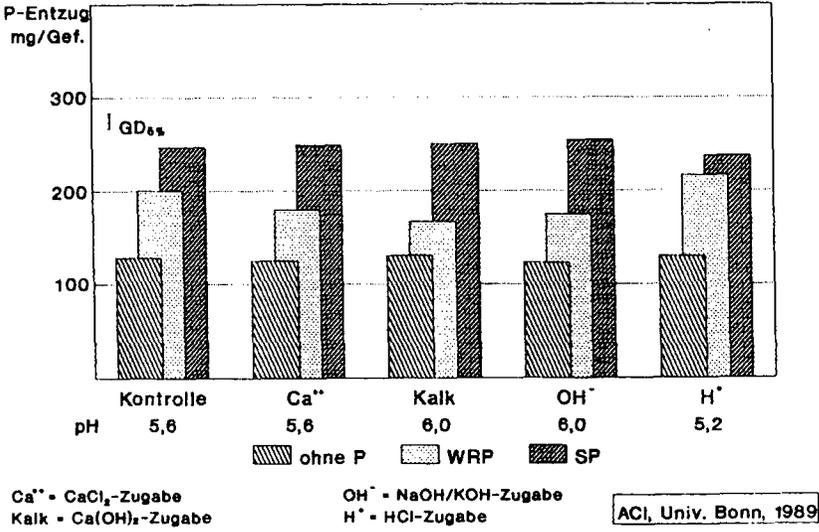
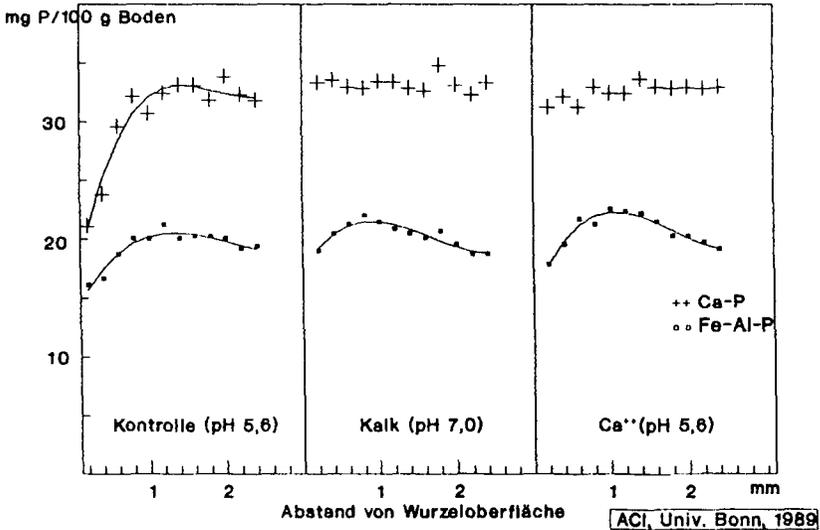


Abb. 4: Nutzung von Rohphosphat in der Rhizosphäre von Raps in Abhängigkeit von pH-Wert und Ca⁺⁺-Konzentration der Bodenlösung



beinhalten sollte. Wohl geht es bei gut versorgten Böden nicht mehr so sehr um die direkte Düngung der Pflanze, sondern um das Aufrechterhalten des labilen P-Vorrats. Dies setzt jedoch die Umwandlung der apatitischen P-Formen in die labile, sorbierte "Fe-Al-P"-Fraktion voraus.

### Zusammenfassung

Die P-Abgabe aus Rohphosphat wird neben vom pH-Wert in starkem Maße durch die Phosphat- und Calciumkonzentration des Bodens beeinflusst. Zunehmende Phosphat- und/oder Calciumkonzentration führen zu einer Verschiebung des Lösungsgleichgewichtes apatitischer Phosphate in Richtung der stabilen Verbindungen.

Selbst bei sauren Böden stellen die bei gutem P-Versorgungszustand vorliegenden höheren P-Konzentrationen der Bodenlösung einen begrenzenden Faktor für den Einsatz weicherdiger Rohphosphate dar. Die Umsetzung des Rohphosphatanteils von teilaufgeschlossenem Rohphosphat wird überdies durch die vom wasserlöslichen Anteil herrührende hohe P-Konzentration in der Diffusionszone um die Düngerpartikel zusätzlich gehemmt.

### Literatur

- Anderson, D.L., Kussow, W.R. u. Corey, R.B. (1985): Soil Sci. Soc. Am. 49, 918-925  
Chien, S.H., Leon, L.A. u. Tejada, H.R. (1980): Soil Sci. Soc. Am. 44, 1267-1271  
Fink, A. (1979): Verlag Chemie, Weinheim, New York  
Jungk, A. (1984): Die Bodenkultur 35, 99-107  
Kanabo, I.A.K. u. Gilkes, R.J. (1987): Austr. J. Soil Res. 25, 451-460  
Kuchenbuch, R. u. Jungk, A. (1982): Plant and Soil 68, 391-394  
Kurmies, B. (1972): Die Phosphorsäure 22, 118-151  
MacKay, A.D. u. Syers, J.K. (1986): Fert. Res. 10, 175-184  
MacKay, A.D., Syers, J.K., Tillmann, R.W. u. Gregg, P.E.H. (1986): Soil. Sci. Soc. Am. 50, 291-296  
Marschner, H. et al. (1986): Academic Press, London  
Mengel, K. (1986): Z. Pflanzenern. u. Bodenkd. 149, 674-690  
Smyth, T.J. u. Sanchez, P.A. (1982): Soil Sci. Soc. Am. 46, 339-344

Zur Aromatizität der organischen Bodensubstanz

von

Zech, W. und L. Haumaier⁺⁾ Einleitung

¹³C-NMR-spektroskopische Untersuchungen der organischen Bodensubstanz zeigen, daß die Aromatizität beachtlich schwanken kann. Wenig ist aber bekannt, welche Faktoren dafür verantwortlich sind. Deshalb prüften wir die Frage, ob pedogenetische Prozesse und klimatische Faktoren einen Einfluß auf die Aromatizität haben.

Material und Methoden

Mittels CPMAS-¹³C-NMR-Spektroskopie wurde die Verteilung einzelner C-Spezies und die Aromatizität verschiedener Bodenhorizonte von 8 ungestörten Böden untersucht.

Im einzelnen gilt (Details s. Zech et al., 1989):

Profil Nr.	Bodentyp	Lage	T _j (°C)	N _j (mm)
1	Typic Dystrachrept	Fichtelgebirge	5.5	1000
2	Entic Haplorthod	Fichtelgebirge	4.5	1200
3	Lithic Borofolist	Bay. Alpen	4	1700
4	Lithic Rendoll	Bay. Alpen	4	1700
5	Lithic Cryofolist	Bay. Alpen	3	1800
6	Typic Haplumbrept	Holzkirchen	7	1000
7	Lithic Hapludoll	Liberia, Afrika	25	2500
8	Pachic Haplumbrept	Galizien, Spanien	12	1500

T_j = mittlere Jahrestemperatur, N_j = mittlerer Jahresniederschlag

Die Böden lassen sich grob in 2 Gruppen einteilen:

Gruppe A enthält die Böden kühler Klimate (T_j < 6 °C) mit mächtigen organischen Auflagen und weitem C/N-Verhältnis (20 - 50). Gruppe B umfaßt Mineralböden wärmerer Klimate (T_j > 7 °C) mit C/N-Verhältnissen von 10-21.

⁺⁾  Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

Die Aromatizität ist definiert als das Verhältnis von aromatischem Kohlenstoff zu nichtaromatischem Kohlenstoff multipliziert mit 100.

### Ergebnisse

Ein Vergleich der Variation der C-Spezies mit zunehmender Bodentiefe ergibt folgende Befunde (vgl. Abb. 1):

- a) O-Alkyl-C (50-110 ppm) nimmt mit der Bodentiefe wegen bevorzugter Mineralisierung der Polysaccharide von 50-60 % bis auf Werte von 30 % ab.
- b) Alkyl-C (0-50 ppm) reichert sich von der Streu bis zum obersten Mineralbodenhorizont der Bodergruppe A von im Mittel 18 % auf 29 % an. In den Mineralbodenhorizonten erfolgt jedoch eine Abnahme.
- c) In den Profilen der Gruppe A nimmt der Aromatengehalt von L nach Oh/Ah etwas ab oder er bleibt bei entsprechendem Wurzelinput gleich hoch. Lignin wird in diesem frühen Stadium der Humifizierung durch die Spaltung der Arylether-Bindungen und durch Oxidation der Seitenketten zwar bereits verändert wie Ergebnisse der CuO-Oxidation zeigen (Kögel et al., 1988; Ziegler et al., 1986). Aber diese Ab- und Umbauprozesse von L nach Oh/Ah verändern nicht oder nur geringfügig die typischen ¹³C-NMR-Merkmale des Ligninmoleküls. Bemerkenswert ist, daß beide Podsolprofile (Nr. 1 und 2) in den Illuvationshorizonten eine Zunahme von Aryl-C aufweisen, was eventuell auf die Verlagerung phenolischer Substanzen während der Podsolierung zurückzuführen ist.
- d) Die Horizonte der Bodengruppe B zeigen stets einen Anstieg der Aromatizität mit der Bodentiefe. Hier liegen fortgeschrittene Stadien der Humifizierung vor. Die NMR-Spektren zeigen die Entstehung stabiler, C-substituierter, vermutlich kondensierter Aromaten an mit einer chemischen Verschiebung um 130 ppm, während ansonsten im Laufe der Humifizierung die Signale für Phenol-C (150 ppm) und O-CH₃ (56 ppm) abnehmen (Abb. 1). Dies macht wahrscheinlich, daß Lignin erst im Kontakt mit dem Mineralboden stärker modifiziert wird.
- e) Der Gehalt an Carboxyl-C (160-200 ppm) nimmt mit der Bodentiefe, d. h. mit zunehmender Humifizierung, stets zu, was in erster Linie eine Folge der Ligninoxidation sein dürfte.

Um zu prüfen, welche Faktoren für die Variation von Aryl-C und anderen C-Spezies verantwortlich sein könnten, führten wir einfache und multiple Korrelationsanalysen durch. Es gelten folgende einfache Korrelationskoeffizienten (* = 5 %, ** = 1 %, *** = 0.1 %):

	pH (CaCl ₂ )	C/N	T _j	N _j /T _j
Aromatizität	+ 0.450*	- 0.491*	+ 0.898***	- 0.850**

T_j = mittlere Jahrestemperatur, N_j = mittlerer Jahresniederschlag

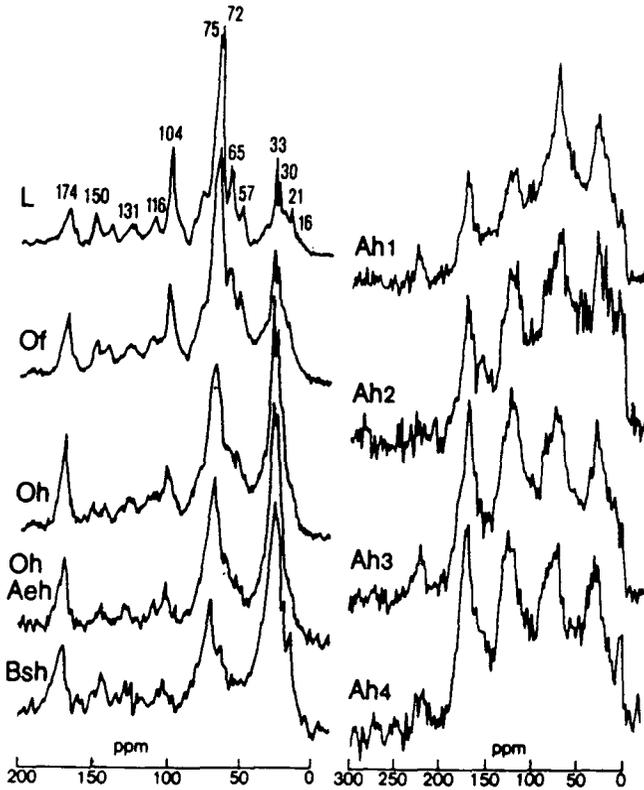


Abb. 1: CPMAS-¹³C-NMR-Spektren eines Podsoles aus dem Fichtelgebirge (links) und eines Umbrepts aus Spanien (rechts). Man erkennt, daß sich der Aromatenbereich (110-160 ppm) von L nach OhAeh im Podsol kaum ändert, während im Umbrept Aryl-C von Ah1 nach Ah4 deutlich zunimmt, mit Dominanz des Peaks bei 130 ppm.

Man erkennt, daß die Aromatizität mit steigendem pH zunimmt, mit Verengung des C/N-Verhältnisses aber abnimmt. Hohe Temperaturen begünstigen die Anreicherung aromatischer Strukturen, niedrige Niederschlag/Temperatur-Quotienten dagegen hemmen.

Hohe pH-Werte und Temperaturen sowie enge C/N-Verhältnisse stimulieren den Abbau organischer Substanzen. Dadurch kann es zu einer relativen Anreicherung der im Vergleich zu den Polysacchariden und den meisten Alkyl-C-Verbindungen (z. B. Fette) relativ stabilen Aromaten kommen. Die starke Zunahme des Peaks bei 130 ppm (= C-substituierte Aromaten) sowie die Abnahme der Phenol- und Methoxyl-Signale um 150 bzw. 56 ppm weisen auf substantielle Veränderungen des Lignins in fortgeschrittenen Stadien der Humifizierung hin.

Mittels multipler Regression lassen sich 73 % der Variation der Aromatizität erklären und zwar ausschließlich durch den Niederschlag/Temperatur-Quotienten. Es gilt:

$$\text{Aromatizität} = -0.049 \text{ Niederschlag/Temperatur} + 40.96 \quad (R^2 = 0.73).$$

### Zusammenfassung

- 1) In frühen Stadien der Humifizierung wie sie in Waldböden mit mehr oder weniger mächtigen organischen Auflagen vorkommen, nimmt die Aromatizität geringfügig ab oder sie bleibt konstant. Gleichzeitig steigt der Gehalt an COOH-Gruppen und Alkyl-C, während die Polysaccharide abnehmen.
- 2) In fortgeschrittenen Stadien der Humifizierung nehmen Polysaccharide und Alkyl-C ab, die Gehalte an Aromaten und COOH-Gruppen dagegen zu. Dies läuft parallel mit dem Umbau des Lignins; vermehrt treten Hinweise auf C-substituierte Aromaten auf, Phenol- und Methoxyl-C dagegen nehmen ab.
- 3) Je höher das Boden-pH, je enger das C/N-Verhältnis und je wärmer das Solum, desto höher ist die Aromatizität der organischen Bodensubstanz.

### Literatur

- Kögel, I., Ziegler, F. und Zech, W. (1988): Lignin signature of subalpine Rendzinas (Tangel- and Moderrendzina) in the Bavarian Alps. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 151, 15-20.
- Zech, W., Haumaier, L. und Kögel-Knabner, I. (1989): Changes in aromaticity and carbon distribution of soil organic matter due to pedogenesis. Sci. Total Environ., 81/82, 179-186.
- Ziegler, F., Kögel, I. und Zech, W. (1986): Alteration of gymnosperm and angiosperm lignin during decomposition in forest humus layers. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 149, 323-331.

## Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden

von  
Zeien H. und G.W. Brümmer *)

### 1. Untersuchungsziele

Für eine Beurteilung der ökologischen Bedeutung von Schwermetallanreicherungen in Böden ist die Erfassung der Schwermetall-Bindungsformen erforderlich, um die Gehalte an mobilen, nachlieferbaren und fixierten Schwermetallanteilen abschätzen zu können.

Im Verlauf dieses Forschungsvorhabens wurden vier häufig angewendete Extraktionsverfahren (Tessier et al. (1979), Förstner et al. (1982), Sposito et al. (1982), Shuman et al. (1985)) einer kritischen Prüfung unterzogen. Die erhaltenen Ergebnisse zeigten, daß die für ausgewählte Bodenproben ermittelten Fraktionierungsergebnisse sehr große Unterschiede aufwiesen. Es waren deshalb umfangreiche Untersuchungen mit verschiedenen Extraktionsmitteln und Extraktionsabfolgen erforderlich, um ein optimiertes sequentielles Extraktionsverfahren zu entwickeln.

### 2. Methodische Probleme bei der Erfassung definierter Schwermetallfraktionen

Charakteristische Problembereiche der geprüften Extraktionsverfahren sind einerseits die Auswahl ungünstiger Extraktionsmittel mit geringer Selektivität sowie chemischen und physikalischen Interferenzen bei der Extraktion und Messung der Schwermetalle sowie andererseits ungünstige Abfolgen der verwendeten Extraktionsmittel, durch die geringe Extraktionsselektivitäten noch erhöht oder auch Readsorptions- und Umverteilungsprozesse während des Extraktionsvorganges ausgelöst werden.

Mit dem entwickelten optimierten sequentiellen Extraktionsverfahren sollten Extraktionsmittel Verwendung finden, die weitgehend störungsfreie Messungen mit der Flammen- und Graphitrohr-AAS ermöglichen. Hierzu wurden vor allem Chemikalien mit Ammonium als Kation und Nitrat, Acetat oder Oxalat als Anionen getestet. Andererseits sollte die Acidität der Extraktionslösungen mit steigender Extraktionsfolge von ungepufferten Salzlösungen ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) bis hin zu starken Säuren ( $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ ) zunehmen, um in entsprechender Weise mit steigendem Säureangriff zunehmend stärker gebundene Schwermetallfraktionen zu extrahieren. Weiterhin sollte bei den ersten beiden Extraktionsschritten eine Fraktionierung nach der Mobilität, in den weiteren Extraktionsschritten nach den Bindungsformen der Schwermetalle erfolgen.

Nach umfangreichen Untersuchungen mit verschiedenen Extraktionsmitteln und Extraktionsabfolgen wurde das in Tab. 1 aufgeführte sequentielle Extraktionsverfahren für oxidierte, mäßig carbonathaltige ( $< 5\% \text{CaCO}_3$ ) bis carbonatfreie Böden entwickelt. In den Extraktionsstufen III, V und VI wurden weitgehend die von Shuman et al. (1985) vorgeschlagenen Extraktionsverfahren verwendet.

*) Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

Tab. 1: Darstellung des optimierten sequentiellen Extraktionsverfahrens und der damit erfaßten Schwermetall-Bindungsformen

Fraktion	Bezeichnung und Bindungsform	Extraktionsmittel
I.	Mobile Fraktion: Wasserlösliche und austauschbare (=unspezifisch adsorbierte) Schwermetalle sowie leicht lösliche metallorganische Komplexe	1 M $\text{NH}_4\text{NO}_3$
II.	Leicht nachlieferbare Fraktion: Spezifisch adsorbierte, oberflächennah okkludierte und an $\text{CaCO}_3$ gebundene Formen sowie metallorganische Komplexe geringer Bindungsstärke	1 M $\text{NH}_4\text{OAc}$ (pH 6.0)
III.	An Mn-Oxide gebundene Fraktion	0.1 M $\text{NH}_2\text{OH-HCl}$ + 1 M $\text{NH}_4\text{OAc}$ (pH 6.0 bzw. 5.5)
IV.	Organisch gebundene Fraktion	0.025 M $\text{NH}_4\text{-EDTA}$ (pH 4.6)
V.	An schlecht kristalline Fe-Oxide gebundene Fraktion	0.2 M $\text{NH}_4\text{-Oxalat}$ (pH 3.25)
VI.	An kristalline Fe-Oxide gebundene Fraktion	0.1 M Ascorbinsäure im 0.2 M Oxalatpuffer (pH 3.25)
VII.	Residual gebundene Fraktion	konz. $\text{HClO}_4$ /konz. $\text{HNO}_3$ oder konz. $\text{HF}$ /konz. $\text{HClO}_4$

3. Methodenvorschrift für das optimierte sequentielle Extraktionsverfahren

1. Fraktion: Mobile Schwermetalle

Einwaage: 2 g lufttrockenen Feinboden in säuregespülte 100 ml Polypropylen-Zentrifugenbecher einwiegen

Extraktionsmittel: 50 ml 1 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  p.a. ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ : 80.04 g/l; Fa. Merck, Nr. 1188)

Schüttelzeit: 24 Stunden bei 20 °C (Überkopfschüttler)

Gewinnung der Extraktionslösung: 15 Minuten bei 20 °C und 2500 U/min zentrifugieren, dann die überstehende Lösung über Faltenfilter (Fa. Schleicher und Schuell, 595 1/2, 125 mm Durchmesser) in säuregespülte 100 ml Polyethylenflaschen überführen. Stabilisierung der Filtrate durch Zugabe von 0.5 ml konz.  $\text{HNO}_3$  (65%) p.a. (Fa. Merck, Nr. 452).

2. Fraktion: Leicht nachlieferbare Schwermetalle

Extraktionsmittel: Im Zentrifugenbecher verbliebene Bodenprobe mit 50 ml 1 M  $\text{NH}_4\text{OAc}$  (pH 6.0) p.a. versetzen ( $\text{NH}_4\text{OAc}$ : 77.08 g/l; Fa. Merck, Nr. 1116; eingestellt mit 50%-iger Essigsäure (Fa. Merck, Nr. 63) auf pH 6.0).

Bei carbonathaltigen Bodenproben (< 5%  $\text{CaCO}_3$ ) zur Neutralisation der Carbonate die entsprechende Menge verdünnter  $\text{HCl}$  p.a. (Fa. Merck Nr. 317) zugeben.

Schüttelzeit: 24 Stunden bei 20 °C (Überkopfschüttler)

Gewinnung der Extraktionslösung: 15 Minuten bei 20 °C und 2500 U/min zentrifugieren, dann die überstehende Lösung über Faltenfilter (s.o.) in säuregespülte 100 ml Polyethylenflaschen überführen und die gewonnenen Filtrate durch Zugabe von 0.5 ml konz.  $\text{HNO}_3$  (65%) p.a. stabilisieren.

Gewinnung der in der Bodenprobe verbliebenen Restlösung: Die Bodenprobe wird mit 25 ml 1 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  p.a. (s. 1. Fraktion) 10 Minuten geschüttelt, anschließend zentrifugiert (s.o.) und filtriert (s.o.), dann werden die gewonnenen Filtrate vereinigt.

### 3. Fraktion: An Mn-Oxide gebundene Schwermetalle

Extraktionsmittel: Die im Zentrifugenbecher verbliebene Bodenprobe mit 50 ml 0.1 M  $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$  + 1 M  $\text{NH}_4\text{OAc}$  (pH 6.0) p.a. versetzen ( $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ : 6.95 g/l, Fa. Merck, Nr. 4619 und  $\text{NH}_4\text{OAc}$ : 77.08 g/l; Fa. Merck, Nr. 1116; eingestellt mit verdünnter  $\text{HCl}$  p.a. (Fa. Merck, Nr. 317) auf pH 6.0).

Schüttelzeit: 30 Minuten bei 20 °C (Überkopfschüttler)

Gewinnung der Extraktionslösung: 15 Minuten bei 20 °C und 2500

U/min zentrifugieren, dann die überstehende Lösung über Faltenfilter (s.o.) in säuregespülte 100 ml Polyethylenflaschen überführen und durch Zugabe von 0.5 ml  $\text{HCl}$  konz. (37%) p.a. (Fa. Merck, Nr. 317) stabilisieren.

Gewinnung der in der Bodenprobe verbliebenen Restlösung: Die Bodenprobe wird zweimal mit jeweils 25 ml 1 M  $\text{NH}_4\text{OAc}$  (pH 6.0) (s. 2. Fraktion) versetzt und jeweils 10 Minuten geschüttelt, anschließend zentrifugiert (s.o.) und filtriert (s.o.), dann werden die gewonnenen Filtrate vereinigt.

### 4. Fraktion: An organische Substanzen gebundene Schwermetalle

Extraktionsmittel: Die im Zentrifugenbecher verbliebene Bodenprobe mit 50 ml 0.025 M  $\text{NH}_4\text{-EDTA}$  (pH 4.6) p.a. versetzen (Editinsäure: 7.31 g/l; Titriplex II, Fa. Merck, Nr. 8417 eingestellt mit verdünnter Ammoniak-Lösung p.a. auf pH 4.6).

Schüttelzeit: 90 Minuten bei 20 °C (Überkopfschüttler)

Gewinnung der Extraktionslösung: 15 Minuten bei 20 °C und 2500

U/min zentrifugieren, dann die überstehende Lösung über Faltenfilter (s.o.) in säuregespülte 100 ml Polyethylenflaschen überführen.

Gewinnung der in der Bodenprobe verbliebenen Restlösung: Die Bodenprobe wird mit 25 ml 1 M  $\text{NH}_4\text{OAc}$  (pH 4.6) p.a. versetzt ( $\text{NH}_4\text{OAc}$ : 77.08 g/l, eingestellt mit 100%-iger Essigsäure p.a. (Fa. Merck, Nr. 63) auf pH 4.6), 10 Minuten geschüttelt, anschließend zentrifugiert (s.o.) und filtriert (s.o.), dann werden die gewonnenen Filtrate vereinigt.

### 5. Fraktion: An schlecht kristalline Fe-Oxide gebundene Schwermetalle

Extraktionsmittel: Die im Zentrifugenbecher verbliebene Bodenprobe mit 50 ml 0.2 M  $\text{NH}_4\text{-Oxalat}$  (pH 3.25) p.a. versetzen (0.2 M Di-Ammoniumoxalat-Monohydrat p.a.: 28.422 g/l; Fa. Merck, Nr. 1192 und 0.2 M Oxalsäure-Dihydrat p.a.: 25.214 g/l; Fa. Merck, Nr. 495) eingestellt mit verdünnter Ammoniak-Lösung auf pH 3.25).

Schüttelzeit: 4 Stunden bei 20 °C (Überkopfschüttler) im Dunkeln

Gewinnung der Extraktionslösung: 15 Minuten bei 20 °C und 2500

U/min zentrifugieren, dann die überstehende Lösung über Faltenfilter (s.o.) in säuregespülte 100 ml Polyethylenflaschen überführen.

Gewinnung der in der Bodenprobe verbliebenen Restlösung: Die Bodenprobe wird einmal mit 25 ml 0.2 M  $\text{NH}_4\text{-Oxalat}$  (pH 3.25) p.a. (s.o.) versetzt, 10 Minuten im Dunkeln geschüttelt, anschließend zentrifugiert (s.o.) und filtriert (s.o.), dann werden die gewonnenen Filtrate vereinigt.

## 6. Fraktion: An kristalline Fe-Oxide gebundene Schwermetalle

Extraktionsmittel: Die im Zentrifugenbecher verbliebene Bodenprobe mit 50 ml 0.1 M Ascorbinsäure + 0.2 M  $\text{NH}_4$ -Oxalat (pH 3.25) p.a. versetzen (0.1 M L(+)-Ascorbinsäure (Vitamin C) p.a.: 17.613 g/l; Fa. Merck, Nr. 127 + 0.2 M  $\text{NH}_4$ -Oxalatpuffer: 0.2 M Di-Ammoniumoxalat-Monohydrat p.a.: 28.422 g/l; Fa. Merck, Nr. 1192 und 0.2 M Oxalsäure-Dihydrat p.a.: 25.214 g/l; Fa. Merck, Nr. 495) eingestellt mit verdünnter Ammoniak-Lösung auf pH 3.25).

Extraktion: 30 Minuten im kochenden Wasserbad bei  $96 \pm 3$  °C Gewinnung der Extraktionslösung: 15 Minuten bei 20 °C und 2500 U/min zentrifugieren, dann die überstehende Lösung über Faltenfilter (s.o.) in säuregespülte 100 ml Polyethylenflaschen überführen.

Gewinnung der in der Bodenprobe verbliebenen Restlösung: Die Bodenprobe wird einmal mit 25 ml 0.2 M  $\text{NH}_4$ -Oxalat (pH 3.25) p.a. (s.o.) versetzt, 10 Minuten im Dunkeln geschüttelt, anschließend zentrifugiert (s.o.) und filtriert (s.o.), dann werden die gewonnenen Filtrate vereinigt.

## 7. Fraktion: Residual gebundene Schwermetalle

Extraktionsmittel: Die im Zentrifugenbecher verbliebene Bodenprobe unter dem Abzug mit 15 ml konz.  $\text{HNO}_3$  (65%) p.a. und 5 ml konz.  $\text{HClO}_4$  (70-72%) p.a. versetzen, anschließend Gesamtaufschluß in automatischer Aufschlußapparatur (z.B. der Fa. Gerhardt) jeweils 1 Stunde bei 80 °C, 120 °C, dann bei höherer Temperatur abrauchen bis weißlich-graues Aussehen der Bodenprobe erreicht ist; den Rückstand in 5 M  $\text{HNO}_3$  p.a. aufnehmen, in 100 ml säuregespülte Meßkolben überführen, bis zur Eichmarke auffüllen und über Faltenfilter (s.o.) in säuregespülte 100 ml Polyethylenflaschen filtrieren.

## 4. Erste Ergebnisse

Für einen ausgewählten Testboden sind in der folgenden Tab. 2 erste Ergebnisse des optimierten sequentiellen Fraktionierungsverfahrens dargestellt.

Tab. 2: Bindungsformen von Schwermetallen in einem Auenboden (Börbum: Ap-Horizont, pH 7.7, 3.1% Corg, 3.8%  $\text{CaCO}_3$ , 14.7% Ton; Elementangaben in % vom Gesamtgehalt)

	Mn	Fe	Al	Cd	Zn	Co	Ni	Cu	Pb
	%								
I. Mobil	0.9	<0.1	<0.1	6.3	0.9	0.1	0.8	4.5	0.1
II. Leicht nachlieferbar	9.8	0.1	<0.1	65.6	19.1	2.2	8.7	7.9	13.8
III. An Mn-Oxide geb.	71.2	0.3	0.1	15.0	8.6	55.5	5.9	5.4	24.8
IV. Organisch geb.	5.0	5.6	1.2	6.5	12.3	15.4	10.5	40.7	35.4
V. An schlecht krist. Fe-Oxide geb.	7.9	30.9	7.5	7.2	29.3	13.4	18.8	20.5	11.3
VI. An kristalline Fe-Oxide gebunden	5.7	37.6	14.5	1.9	18.7	14.2	18.4	6.5	5.3
VII. Residual-Fraktion	6.6	28.8	76.7	2.9	6.7	11.7	25.3	11.3	4.3
SUMME (I - VII)	107.1	103.4	99.2	105.4	95.7	100.8	88.4	97.0	95.0
Gesamtgehalt (mg/kg)	1512	28889	28487	52.1	4478	42.9	59.3	594	2824

Es konnten für ausgewählte Elemente mit Hilfe der optimierten Extraktionssequenz folgende Bindungsformen ermittelt werden:

- Mn: hauptsächlich in Mn-Oxiden
- Fe: vor allem in schlecht kristallinen und kristallinen Fe-Oxiden sowie in der Residual-Fraktion
- Al: in schlecht kristallinen und zu höheren Anteilen in kristallinen Fe-Oxiden sowie vor allem in der Residual-Fraktion
- Cd: je nach Belastung und Bodenreaktion verstärkt in der mobilen und/oder leicht nachlieferbaren Fraktion und in Mn-Oxiden
- Zn: hauptsächlich in der schlecht kristallinen und kristallinen Fe-Oxid-Fraktion sowie je nach Bodenreaktion in der mobilen oder leicht nachlieferbaren Fraktion
- Co: vor allem in Mn-Oxiden, z.T. in kristallinen Fe-Oxiden
- Ni: in Fe-Oxiden und in der Residual-Fraktion
- Cu: vor allem in organischen Substanzen und in schlecht kristallinen Fe-Oxiden
- Pb: vor allem in organischen Substanzen und Mn-Oxiden bzw. in schlecht kristallinen Fe-Oxiden

## 5. Zusammenfassung

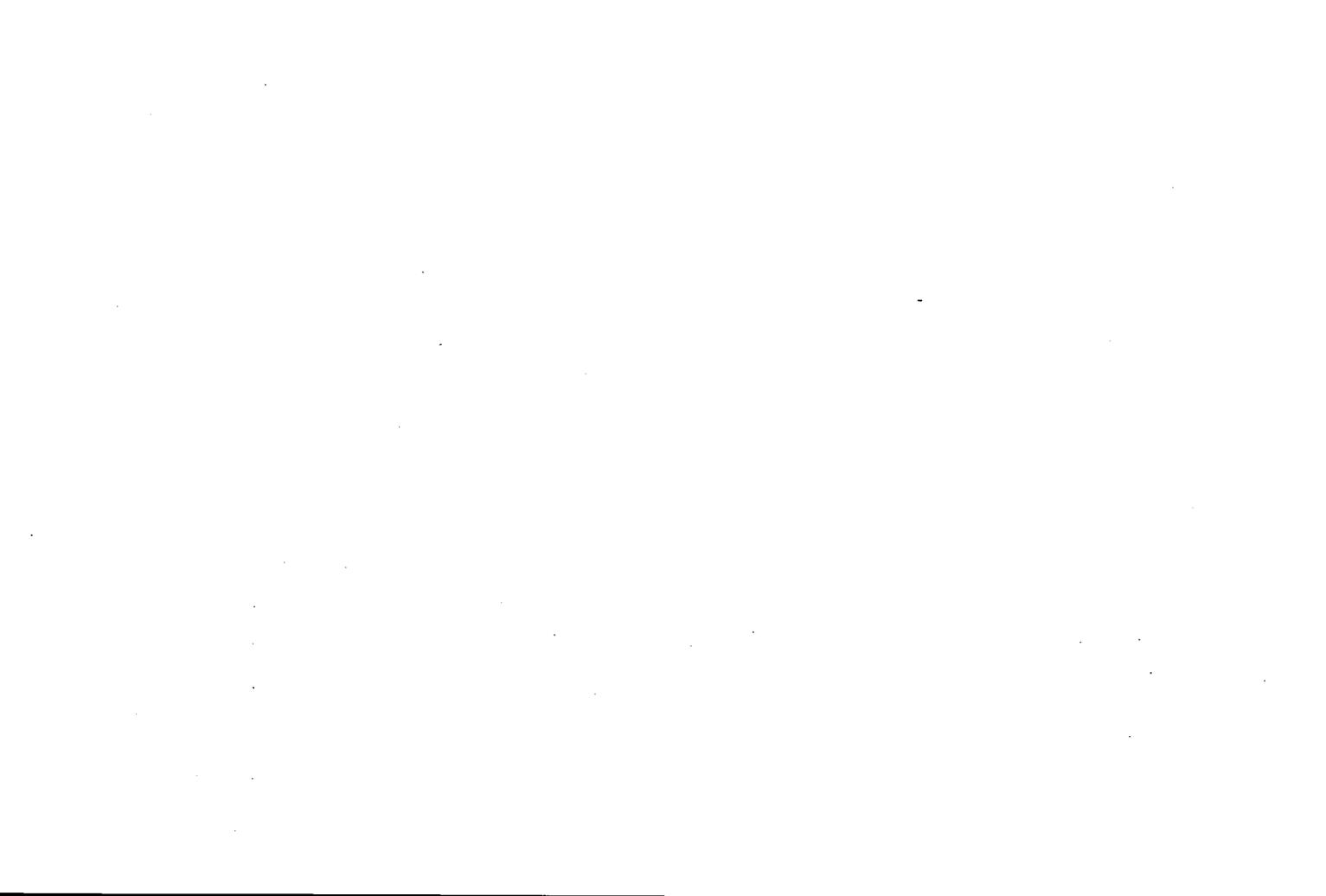
Vergleichende Untersuchungen mit vier häufig verwendeten sequentiellen Extraktionsverfahren ergaben in Abhängigkeit von den jeweils angewandten Verfahren sehr große Unterschiede in den Schwermetallbindungsformen. Damit wurde die Entwicklung eines optimierten sequentiellen Fraktionierungsverfahrens erforderlich, das chemische und physikalische Interferenzen bei der Extraktion und der analytischen Bestimmung der Schwermetalle minimiert. Die Extraktionsmethoden werden beschrieben und erste Ergebnisse dargelegt.

## 6. Literatur

1. Tessier, A. , Chambell, P.G. , Bisson, M. (1979): Sequential extraction procedure for the specification of particulate trace metals. Analytical chemistry 51, 844-851.
2. Förstner, U. , Calmano, W. (1982): Bindungsformen von Schwermetallen in Baggerschlämmen. Vom Wasser 59, 83-92.
3. Köster, W. , Merkel, D. (1982): Beziehungen zwischen den Gehalten an Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in Böden und Pflanzen bei Anwendung unterschiedlicher Bodenuntersuchungsmethoden. Landw. Forsch. , Sonderh. 39, Kongressband 1982, 245-254.
4. Sposito, G. , Lund, L.J. and Chang, A.C. (1982): Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage-sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. Soil Sci. Soc. Am. J. 46, 260-264.
5. Shuman, L.M. , Hargrove, W.L. (1985): Effect of tillage on the distribution of manganese, copper, iron and zinc in soil fractions. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 1117-1121.
6. Dües, G. (1987): Untersuchungen zu den Bindungsformen und ökologisch wirksamen Fraktionen ausgewählter toxischer Schwermetalle in ihrer Tiefenverteilung in Hamburger Böden. Diss. Universität Hamburg, 266 S.

## Danksagung

Die durchgeführten Untersuchungen wurden im Rahmen des Bodenschutzprogrammes vom BMFT gefördert. Die Autoren danken dem BMFT für die Bereitstellung der Mittel und dem Projektträger, insbesondere Herrn Prof. Dr. Führ sowie Frau Dr. Scheele, für die Projektbetreuung.



## Einfluß von Rindergülle auf den Transport von Atrazin in Böden

von  
Zsolnay, A. *)

### 1. Einleitung

Es ist bekannt, daß die natürlich vorhandene organische Materie (z.B. die Huminstoffe) einen beachtlichen Einfluß auf den Transport von Umweltchemikalien bis zum Grundwasser haben kann. Was weniger bekannt ist, ist der Einfluß von zugefügter organischer Materie. Gülle und ähnliche biologische Dünger sind darunter wahrscheinlich die größte anthropogene Quelle. Da die Wirkung dieser organischen Materie sehr wahrscheinlich von der Anwesenheit der schon vorhandenen beeinflusst wird, wurden zwei unterschiedliche Böden benutzt, ein Moorboden ( $C_{org} = 17,3\%$ ) und ein lehmiger Sandboden ( $C_{org} = 1,7\%$ ). Als Leitchemikalien wurde Atrazin gewählt. Die physiko-chemischen Eigenschaften dieser Verbindung sind gut bekannt (SWANSON u. DUTT 1973, HUANG et al. 1984, van DRECHT u. TIKTAK 1986, NKEDL-KIZZA et al. 1987 u.a.). Außerdem ist die Kenntnis über ihren Transport besonders aktuell, da Atrazin schon häufig im Grundwasser gefunden worden ist.

### 2. Methodik

Aus den zwei Feldern wurden je 6 Bodensäulen ausgestochen (ca. 12 cm x 8 cm). Sie wurden in ein Filtergestell mit einem Unterdruck von 100 hPa gelegt (Abb. 1) und jeden Tag mit 12 ml gewässert. Die Hälfte der Säulen bekamen Rindergülle (80 t/ha) und nach 3 Tagen wurden alle Säulen mit markiertem Atrazin behandelt (2 kg/ha). Die Untersuchung des erzeugten Sickerwassers erfolgte täglich. Nach 51 Tagen wurden die Säulen in 5 Teile (I bis V) getrennt und der Verbleib des Atrazins durch Verbrennung und die Bestimmung des freigesetzten  $CO_2$  festgestellt.

-----  
*) Institut für Bodenökologie, GSF, 8042 Neuherberg-München

### 3. Ergebnisse

Die Anwesenheit der Gülle im Moorboden spielte im Bezug auf den Verbleib des Atrazins keine signifikante Rolle, weder in der Bodensäule noch im Sickerwasser (Abb. 2). Vermutlich wurde das System durch die reichlich vorhandene natürliche organische Materie gesteuert. Im mit organischer Materie verhältnismäßig arm ausgestatteten Sandboden spielte die Anwesenheit von Gülle eine Rolle. Die Pfeile in der Abbildung 2 zeigen, daß ein signifikanter Teil des Atrazins in der Bodenschicht geblieben ist und dadurch im Sickerwasser entsprechend vermindert auftritt. Das letzte Ergebnis ist auch in Abb. 3 zu sehen.

### 4. Zusammenfassung

Die Benutzung von Rindergülle kann den Transport von mäßig polaren Verbindungen in Böden mit wenig organischer Materie eventuell verringern, wenn die Gülle vor der Verbindung aufgetragen worden ist (63,7% statt 84,6% Wiederfindung im Sickerwasser).

### 5. Literatur

- van DRECHT, G. und A. TIKTAK.: Physical and Mathematical modeling of transport and retention of atrazine in a soil-column. In: Contaminated Soil (J.W. Assink und van den Brink Eds.). Martinus Nijhoff Verlag, Dordrecht, 1986.
- HUANG, P.M., R. GROVER und R.B. McKERCHER: Components and particle size fractions involved in atrazine adsorption by soils. Soil Sci. 138, 20-24, 1984.
- NKEDL-KIZZA, P., P.S.C. RAO und A.G. HORNSBY: Influence of organic cosolvents on leaching of hydrophobic chemicals through soils. Environ. Sci. Technol. 21, 1107-1111, 1987.
- SWANSON, R.A. und G.R. DUTT: Chemical and physical processes that affect atrazine and distribution in soil systems. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 37, 872-876, 1973.

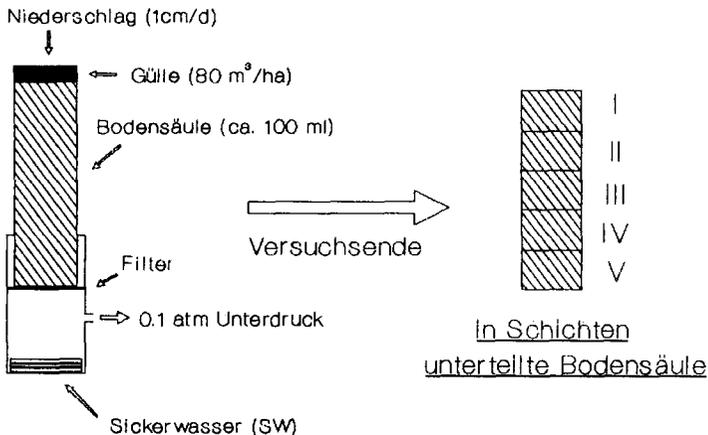


Abb. 1. Bedingung des Versuchs. Die Einzelheiten sind im Text enthalten.

### Verbleib von Atrazin

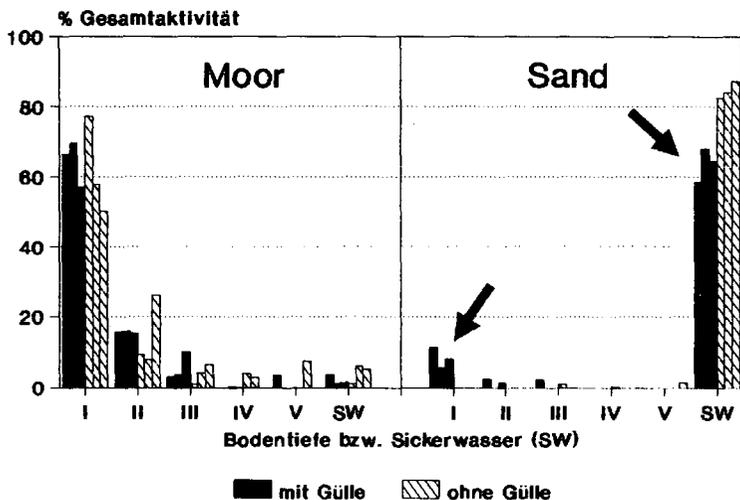


Abb. 2. Verbleib von Atrazin sowohl in einem Moor- und Sandboden als auch im Sickerwasser.

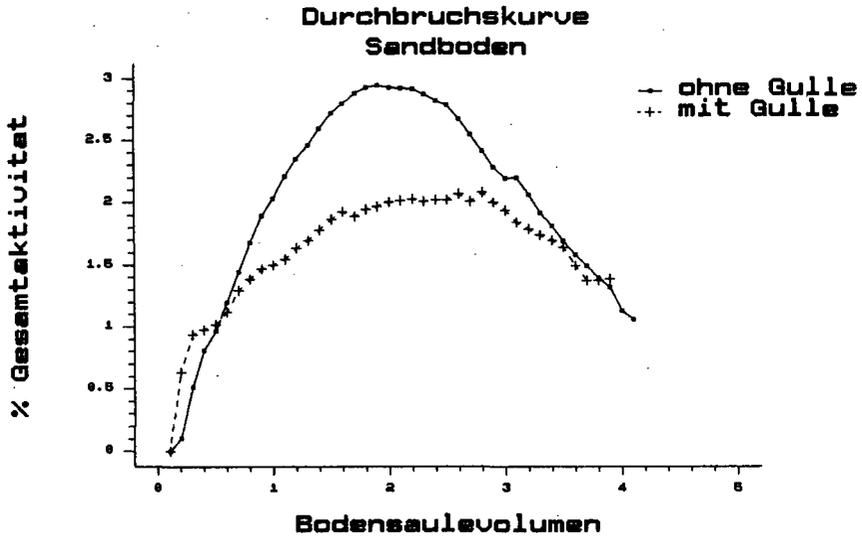
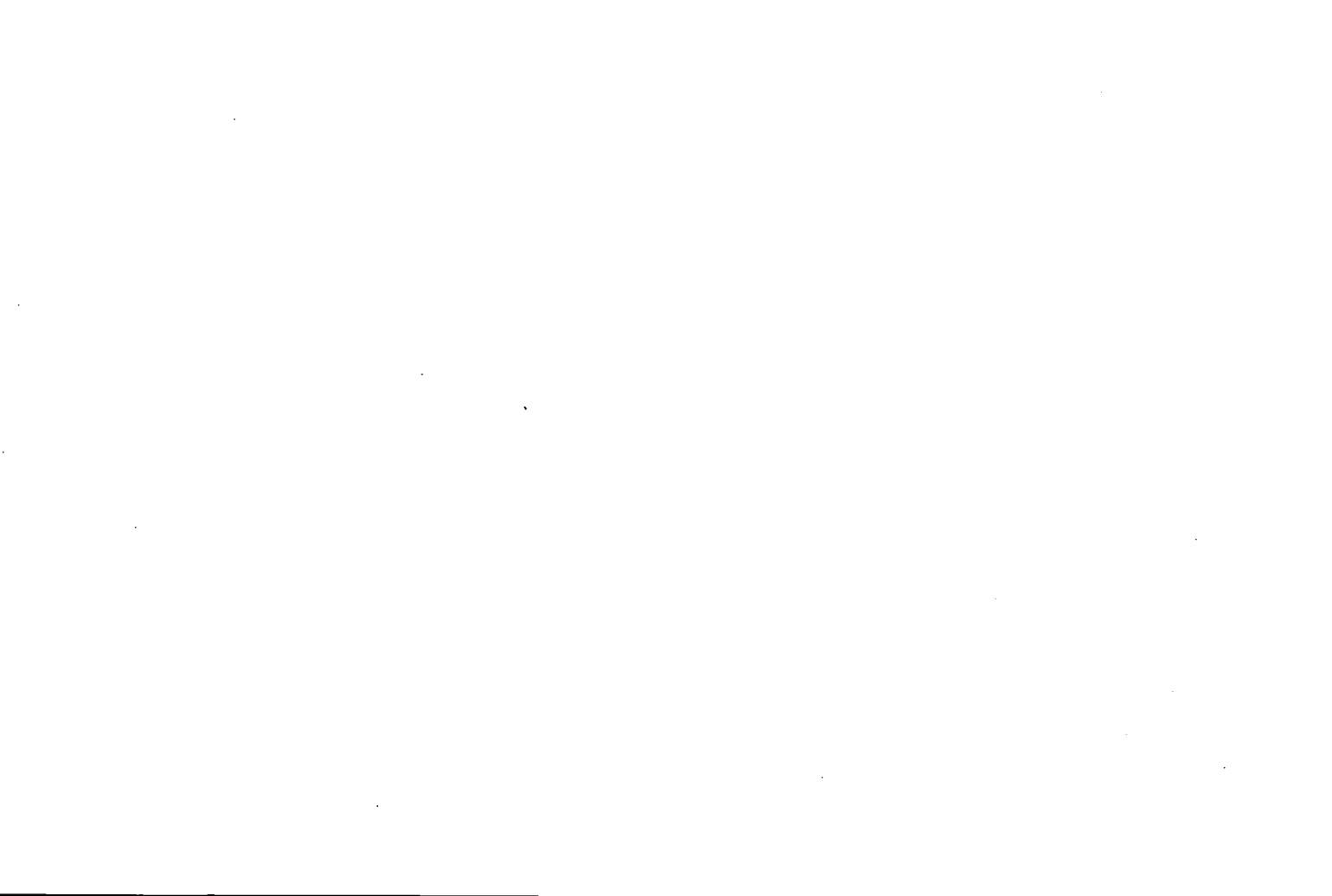


Abb. 3. Durchbruchskurve von Atrazin im Sickerwasser einer Sandbodensäule mit (+) oder ohne (.) die Anwesenheit von Rindergülle. Jede Kurve wurde von 3 Replikaten hergestellt.

KOMMISSION

III



Zur fluoreszenzmikroskopischen Darstellung biologischer  
Objekte in Boden-Dünnschliffen

von

H.-J. Altemüller *)

1. Einleitung

Pflanzenwurzeln, Mikroorganismen und Bodentiere sind in vieler Hinsicht auch Bestandteile des Bodens, die in ihrer natürlichen räumlichen Beziehung zum Bodengefüge gesehen werden und auch in dieser Weise untersucht werden müssen. Block- und Dünnschliffe bieten eine einzigartige Möglichkeit, den Bodenraum für mikroskopische Untersuchungen zu erschließen, da allein über die feste Einbettung in Kunstharzprodukte und die Schlifftechnik die Probleme der Präparation sehr weicher Objekte neben den harten Mineralkörnern gelöst werden können.

Beteiligung im DFG-Schwerpunktprogramm "Rhizosphäre" 1981 - 1988 und daraus entstandene vielseitige Zusammenarbeit mit Kollegen aus der Bodenbiologie und -mikromorphologie gab Anlaß zu verstärktem Bemühen in diesem Gebiet. Die Darstellung von Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen im ungestörten Bodengefüge ist inzwischen in vielfältiger Weise verbessert oder überhaupt erst möglich geworden. Die folgenden Ausführungen geben Einblick in die wichtigsten färbetechnischen Ansätze. Sie konzentrieren sich allein auf die Fluoreszenz-Mikroskopie, die, durch technische Verbesserungen unterstützt, in zahlreichen Fachrichtungen große Fortschritte bewirkt hat.

Die Farbstoffe können im Verlauf der Präparation an verschiedenen Stellen Eingang finden. Wichtig sind z. B. Färbungen am ungedeckten Schliff (Anschliff oder Dünnschliff). Der Durchbruch zu einer umfassenden Bakterien-Färbung im Boden wurde aber durch Färbungen der Proben vor der Einbettung erzielt.

Technische Angaben:

Mikroskop ORTHOPLAN mit Auflicht Fluoreszenz-Illuminator nach PLOEM (Leitz).

Wichtige Objektive: NPL Fluotar 10/0. Ø1  
NPL Fluotar 40/1.30 Ø1  
Apo Oel 63/1.40 Ø1

für orientierende Untersuchungen auch Trockensysteme oder Wasser-Immersions-Objektive, die bei guter Abbildungsleistung sehr bequem zu handhaben sind.

Die Angaben zur Fluoreszenzanregung bedeuten:

"UV":	340 - 380 nm	Teiler	400 nm	Sperrfilter	430 nm
"violett":	355 - 425 nm	"	455 nm	"	460 nm
"blau":	420 - 490 nm	"	510 nm	"	515 nm

*) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, FAL, Bundesallee 50,  
3300 Braunschweig

## 2. Färbungen am Schliff

Soweit die zumeist vorangegangene Lufttrocknung nicht stört, können auch imprägnierte Proben aus dem vorhandenen Sammlungsmaterial benutzt werden. In der Regel ist jedoch eine schonende Entwässerung der Bodenproben vor der Einbettung anzuraten. Färbungen erfolgen bevorzugt am fertig geschliffenen und polierten Dünnschliff. Um störende Nebeneffekte zu vermeiden, sind besondere Hinweise zu beachten (ALTEMÜLLER u. VORBACH 1987b). Es sind nur fehlerfreie Dünnschliffe geeignet (ohne Ablösungen, Haarrisse, Fehlstellen u. a.). Die Färbung von angeschliffenen Blockproben ist für orientierende Voruntersuchungen zu empfehlen.

Besonders geeignet sind kationische Farbstoffe in wässriger Lösung, die je nach den Umständen angesäuert oder mit sonstigen Zusätzen versehen wird. Ethanol oder Glycerin verbessern das Eindringvermögen, können aber auch unerwünschte Fluoreszenz im Einbettungsmittel hervorrufen oder verstärken. Die Farbstoffe ziehen vor allem auf tonige und humos-tonige Bestandteile und pflanzliche Gewebe. Hierzu folgende Beispiele:

- Acridinorange, von STRUGGER (1949) für die Färbung von Bakterien in Bodensuspensionen empfohlen und erfolgreich angewandt (TROLLENIER 1965), wirkt an Dünnschliffen anders als mit Frischmaterial. Erste Erfolge wurden mit Verdünnung 1 : 10.000 in hochprozentigem Ethanol erzielt (ALTEMÜLLER u. HAAG 1983). Störende grüne Fluoreszenz im Einbettungs- und Deckharz konnte durch Bestrahlung mit Blaulicht reduziert werden. Später erwies sich ein Ansatz höherer Konzentration (1 : 1.000) in 10 % HCl als weitaus günstiger (ALTEMÜLLER 1986).  
Toniges Bodenmaterial erscheint gelb- bis rotorange; pflanzliche Zellwände deutlich grün, im angetrockneten Zustand graduell in bräunliche Farben übergehend. Pilzhyphen und Mikroorganismen werden nur unter günstigen Bedingungen vor dunklem Hintergrund blaßgrünlich sichtbar (Blau-Anregung).
- Trypaflavin, ebenfalls ein Acridinfarbstoff, mit ähnlichen Eigenschaften wie Acridinorange, kann in wässriger Lösung 1 : 3.000 - 1 : 10.000 angewandt werden. Zusätze von Formalin erhöhen merklich die Brillanz (ALTEMÜLLER u. VORBACH 1987a). Toniges Bodenmaterial wird gelborange bis bräunlich-orange angefärbt, frisches Pflanzengewebe meist intensiv hellgrün. Durch Zusatz von Essigsäure entstehen dunklere grüne Farbtonungen der Zellwände. Pilzmycelien erscheinen teilweise deutlich rot. Die Voraussetzungen für ihre Farbstoffaufnahme sind allerdings noch nicht klar. Mikroorganismen bleiben sonst weitgehend ungefärbt. Als Vorteil gegenüber Acridinorange ist die geringere Neigung zur unerwünschten Harz-Anfärbung zu nennen (bevorzugt Blau-Anregung).
- Auramin O, ein Diphenylmethan-Farbstoff, wurde von TIPPKÖTTER (1986) für die Anfärbung von Schliffen vorgeschlagen. Im zugehörigen Poster (ISSS Hamburg 1986) wurde eine Anfärbung (ca. 1 : 660 in H₂O) als Mikroaufnahme dargestellt: Organisches Hüllmaterial (gelb) um ein Bodenaggregat. Nach mündlicher Mitteilung ist wegen besonderer Giftigkeit Vorsicht geboten.
- Berberinsulfat, ein Naturfarbstoff, kann in wässriger Lösung 1 : 1.000 bis 1 : 10.000 ohne weitere Zusätze gebraucht werden. Es zieht mit grünlich-gelber Fluoreszenz stark auf toniges Material und pflanzliche Zellwände. Säurebehandlung reduziert die Farbstoffaufnahme, ohne entscheidend zwischen pflanzlichem und tonigem Material zu differenzieren. Für reine Bodenfärbung oder zur kombinierten Färbung (sh. unten) ist der Farbstoff interessant. Nebenwirkungen auf das Harz sind relativ gering (Anregung bevorzugt mit Blaulicht).

Die Neigung kationischer Farbstoffe, teilweise mit dem Einbettungsmittel Polyesterharz zu reagieren, zwingt zu besonderer Sauberkeit und Vorsicht während der Arbeitsgänge. Im Schliff werden durch Auflagen von Gazetupfern nur Zonen gefärbt. Schliffträger nicht mit Farblösungen in Kontakt bringen! Nach dem Waschen mit Preßluft trocknen; nicht wischen! Abdecken mit Polyesterharz unter Andruckplatten; ausgepreßtes Harz mechanisch entfernen, keine Lösungsmittel verwenden! Nach der Aushärtung kann Trichlorethylen benutzt werden, keinesfalls Aceton.

Die Färbungen sind jahrelang haltbar. Die Ausbleichung durch Bestrahlung während der Beobachtung ist gering.

### 3. Färbungen vor der Einbettung

Bodenproben müssen zu diesem Zweck in wässrige Lösungen eingetaucht werden oder man läßt solche Lösungen durch den Boden perkolieren. Es besteht also eine permanente Gefahr der Verschlämzung. Hierzu einige Hinweise: Geeignete Gefäße sind Röhrchen (ca. 3 cm Ø) oder Plankuvetten aus Glas (bis 9 x 13 cm), die an der Unterseite mit Gewebe aus Nylon oder ähnlichem geschlossen sind. Bodenmaterial in Form von Aggregaten wird eingefüllt (in Röhrchen nur bis zur halben Höhe) und mit grobem Sand bedeckt. Größere Aggregate können auch in Sand "eingebettet" werden. Feldproben lassen sich für Röhrchenfüllungen passend zureichten und vorsichtig einsetzen. Sehr dichte Gefüge sind in zusammenhängenden Stücken nicht geeignet, leicht verschlämmendes Material (z. B. A1-Horizont von Parabraunerden aus LÖB) ebenfalls nicht.

Nach der Probenahme erfolgt die Fixierung am einfachsten in Glutaraldehyd-Lösung (2,5 % in H₂O) wie von TIPPKÖTTER et al. (1986) vorgeschlagen. Falls Objekte der Bodenfauna untersucht werden, sind Zusätze von Betäubungsmitteln erforderlich (STREBLE u. KRAUTER 1985). Zur Färbung geeignet sind anionische Farbstoffe in wässriger Lösung, aber hier in den meisten Fällen auf bestimmte pH-Werte im sauren Bereich gepuffert. Gefärbt werden vor allem die Zellinhalte (Cytoplasma), pflanzliches und tierisches Gewebe und mikrobiologische Objekte; mit zunehmender Ansäuerung auch Zellwände und schließlich sogar humoses und toniges Material. Zusätze von Metallsalzen in der Farblösung oder Nachbehandlungen mit Salzlösungen wirken teilweise verstärkend oder stabilisierend auf die Färbung. Vorsicht ist geboten, da Salzzusätze zur Ausflockung der Farbstoffe führen können! Im Gegensatz zu kationischen Farbstoffen besteht keine Affinität zum Einbettungsmittel. Während der Entwässerung in den ersten Aceton-Stufen besteht Gefahr der Entfärbung.

Nachfolgend einige Hinweise zu wichtigen anionischen Farbstoffen:

- Thiazolgelb (Titangelb) war der erste Fluoreszenz-Farbstoff, mit dem in unserem Labor einwandfreie Bakterienfärbungen im ungestörten Wurzel- und Bodenkontakt aus wässriger Lösung (1 : 3.000 in H₂O dest) ohne weitere Zusätze gelungen sind (sh. Abb. 4 in ALTEMÜLLER u. VAN VLIET 1989 und weiter unten unter "kombinierte Färbungen"). Der Farbstoff kann eine überraschende Brillanz entwickeln, doch lassen sich die Färbungen in Boden-Proben noch nicht sicher reproduzieren (Anregung violett oder blau).
- Primulin kann ähnlich wie Thiazolgelb schon in wässriger Lösung (1 : 3.000 in H₂O dest) benutzt werden. Günstiger sind pH-Bereiche zwischen 4 und 5. Frisches Pflanzengewebe kann infolge der anhaftenden Cytoplasma-Beläge sehr hell weißlich fluoreszieren und andere Objekte überstrahlen. Zum Nachweis von Bakterien in Regenwurm-Lösung wurde eine FeCl₃-Lösung (0,5 % in H₂O) unmittelbar nach Primulin (1 : 3.000 in H₂O dest) erfolgreich angewandt (JOSCHKO u. ALTEMÜLLER 1989), (Anregung UV oder violett).

Thiazinrot R, ein Monoazo-Farbstoff, der vorwiegend in der Histologie verwendet wird, erwies sich als besonders vorteilhaft zur Färbung biologischer Bodenobjekte. Ausführliche Anleitungen sind ausgearbeitet

(ALTEMÜLLER u. POSTMA). Eine Rezeptur findet sich in ALTEMÜLLER u. VAN VLIET-LANOE (1989).

Thiazinrot wird am besten in einem Essigsäure/Kaliumacetatpuffer bei pH 3,4 in Verdünnungen 1 : 3.000 bis 1 : 10.000 angewandt. Formalin erhöht die Brillanz. Die Färbezeit beträgt 24 Stunden. Danach wird mit der Pufferlösung ausgewaschen. Die Entwässerung geschieht in Aceton steigender Konzentration (50 %, 70 %, 100 %) mit Zusatz von Essigsäure. Nach der letzten Entwässerungsstufe wird mit reinem Aceton durchgespült, geringe Säurereste stören die nachfolgende Imprägnierung mit Polyesterharz nicht. Das Einbettungsmittel (Vestopal 160) wird durch langsames Unterschichten zugegeben, wie an anderer Stelle beschrieben (ALTEMÜLLER u. VORBACH 1987b).

Thiazinrot R liefert brillante Färbungen mit orangefarbener bis leuchtend roter Fluoreszenz. Es macht vor allem Mikroorganismen (auch in Ton eingeschlossene winzige Bakterien), Pilzmycelien und Zellinhalte oder Wandbeläge in pflanzlichen Geweben hervorragend sichtbar. Auch tierische Objekte werden dargestellt (Ciliaten, Nematoden, Larven verschiedener Art u. a.). Unterschiede in der Farstoffaufnahme können zu rot/grün-Kontrasten führen. Dabei spielen pH-Bedingungen, vielleicht aber auch eine Nebenkomponente im Farbstoff eine Rolle.

Durch Nachbehandlung mit Metallsalz-Lösungen kann die Rotfluoreszenz verstärkt werden. Ein interessanter Nebeneffekt tritt mit  $\text{NH}_4\text{-Fe-Alaun}$ -Lösung (0,5 % in  $\text{H}_2\text{O}$  dest) auf: das sonst ungefärbte tonige Bodenmaterial fluoresziert dann grün und kontrastiert damit optimal zu den biologischen Objekten. Aluminium-Salze wirken in dieser Hinsicht noch stärker, es kommt dadurch aber zu Überstrahlungen. Gefärbte Dünnschliffpräparate sind jahrelang haltbar und wenig empfindlich gegen Bestrahlung (Anregung mit Blaulicht).

- Brillantsulfoflavin, ein Derivat der Naphthalsäure, wurde von STRUGGER (1949) zur Färbung von Bakteriensporen im Boden (in Ausstrichpräparaten) vorgeschlagen. Die Methode erreichte bei weitem nicht die Verbreitung der Acridinorange-Färbung. Sie hätte aber schon früh zur erfolgreichen Anwendung in der Dünnschliff-Mikroskopie führen können. Der günstigste pH-Bereich zur Färbung liegt wie bei Thiazinrot um pH 3,4. Bakterien und Pilzmycelien fluoreszieren leuchtend grünlichgelb. Das Cytoplasma in Pflanzengeweben ebenso. Auch tierische Objekte fluoreszieren im gleichen Farbton sehr hell; besonders auffällig z. B. Nematoden. Für die Stabilisierung der Färbung gilt ähnliches wie bei Thiazinrot. Die Reaktionsbereitschaft zur Flockung mit Metallsalzen ist allerdings weitaus geringer. Das Eindringvermögen scheint noch etwas größer zu sein als beim Thiazinrot. Die Farbstoffe können aber wegen ihrer gleichsinnigen Ladung nicht sehr sinnvoll kombiniert werden. Die Ergebnisse sind etwas unklar. Offenbar findet auch Verdrängung statt (Anregung violett oder blau).

#### - Fluoreszenz-Aufheller

Hier handelt es sich um eine Gruppe von Farbstoffen, die, soweit es Stilben-Derivate sind, zwar auch anionischen Charakter haben, aber durch eine spezifische Affinität zu Zellulose und deren Vorstufen eine Sonderstellung einnehmen. Die verbreitete Anwendung in der Textilindustrie als optische Bleichmittel ist bekannt. Anwendungen in der Mikrobiologie wurden von DARKEN (1962) berichtet. TIPPKÖTTER (1986) zählt "Calcofluor white", das zu dieser Gruppe gehört, zu den wirkungsvollsten Fluorchromen. POSTMA u. ALTEMÜLLER (1989) haben mit inokulierten Bakterien (Rhizobium leguminosarum), mit Kressewurzeln und Pilzmycelien im ungestörten Boden Untersuchungen angestellt. Dort finden sich Angaben über die Verfahren und die Fluoreszenzeigenschaften der Objekte bei verschiedener Anregung (auch enthalten in POSTMA 1989).

Als auffallendste Erscheinung ist die leuchtend blaue Fluoreszenz (bei UV und violett-Anregung) vor allem junger Zellwander von Wurzelgeweben, Pilzmycelien und Bakterien zu nennen. Als spezifisch anionische Reaktion kommt eine hell-weißliche Fluoreszenz des Cytoplasmas hinzu, die bei Aldehydeinwirkung (z. B. vom Fixiermittel) noch verstärkt wird. Große Helligkeitsunterschiede im Dünnschliff können die fototechnische Wiedergabe erschweren. Bakterien in Wurzelnahe werden oft überstrahlt. ltere Gewebe reagieren deutlich weniger mit dem Farbstoff. Zum Studium von Abbauvorgängen bietet sich dieses Verfahren deshalb besonders an.

Die optischen Aufheller können in Leitungswasser verwendet werden. Pufferung ist nur erforderlich, wo Gefahr der pH-Absenkung besteht. Neutrale Reaktion ist angezeigt. In technischen Merkblättern (Bayer) wird der Zusatz von Neutralsalzen empfohlen. Die Färbung kann vor der Fixierung erfolgen. Die aldehyd-induzierte Verstärkung der Plasma-Fluoreszenz wird dadurch vermieden. - Alle weiteren Arbeitsgänge folgen wie üblich. Die Aceton-Entwässerung ist problemlos.

#### - Sonderfall Rhodamin B

Dieser Farbstoff ist seiner Struktur nach kationisch, verhält sich aber anders als die weiter oben genannten kationischen Fluorochrome. Zur Färbung von Schliffpreparaten ist er nicht besonders geeignet. Es gelingen aber Vorausfarben von Boden vor der Einbettung. Im Gegensatz zu den erwähnten Fluorochromen (z. B. Acridinorange, Trypaflavin), die nicht durch Bodenproben perkoliert werden können, da sie sofort an den tonigen Oberflächen fixiert werden, lassen sich Bodenproben mit Rhodamin B in wässriger Lösung durchfarben. Tonige Bestandteile nehmen eine charakteristische purpurfarbene Fluoreszenz an (Violett- und Blauanregung). Junge pflanzliche Gewebe und tierische Objekte zeigen Grünfluoreszenz von geringerer Helligkeit. Störend ist der starke Übergang von Farbstoff in das Einbettungsmittel. Bei genügend dünnen Schliffen tritt dieser Umstand aber auf ein tolerierbares Maß zurück, so daß interessante Abbildungen entstehen. Es ist noch nicht klar, ob die Farbstoff-Bindung an toniges Material permanent ist oder durch weiteres Auswaschen wieder gelöst werden kann.

#### 4. Kombinierte Färben

In manchen Fällen hat es sich als nützlich erwiesen, Vorausfarben mit anionischen Farbstoffen nach der Schliffpreparation mit kationischen Farbstoffen gegenzufarben. Es lassen sich dann Farbkombinationen einstellen, die zur ausgewogenen Kontrastierung führen.

Bewährt haben sich

- Fluoreszenz-Aufheller mit Acridinorange (POSTMA u. ALTEMOLLER im Druck)
- Primulin mit Trypaflavin (JOSCHKO u. ALTEMOLLER 1989)

ferner:

- Thiazinrot R mit Berberinsulfat (unveröff.).

Bei diesen Kombinationen ist zu bedenken, daß Vorausfarben die ganze Preparattiefe durchsetzen, während die Gegenfärbung nur wenige Mikrometer an der Schliffoberseite eindringt. Bei der sehr geringen Fokustiefe stark vergrößernder limmersions-Objektive können deshalb Probleme der Scharfstellunf auftreten. Das gilt selbst für Dünnschliffe unterhalb 10  $\mu$ m Dicke. Besonders sorgfältige Objektsuche ist bei Mikroaufnahmen angezeigt.

## 5. Zusammenfassung

- Fluorochrome verbessern und erweitern die Möglichkeiten zur Darstellung biologischer Objekte in Boden-Dünnschliffen.
- Es gibt keine für alle Zwecke gleichermaßen geeignete Färbemethode. Jedes Verfahren muß den besonderen Fragestellungen angepaßt werden.
- Kationische Farbstoffe dienen besonders zur Färbung von An- und Dünnschliffen. Gefärbt werden bevorzugt toniges Material und Zellwände pflanzlicher Gewebe.
- Anionische Farbstoffe eignen sich zur Färbung von Probematerial vor der Einbettung. Gefärbt wird bevorzugt das Cytoplasma pflanzlicher Gewebe sowie von Bakterien und Pilzen.
- Nicht dissoziierte Farbstoffe oder Farbstoffanteile färben bevorzugt das Einbettungsmittel.
- Jeder Farbstoff hat außerdem spezifische Eigenschaften, die ihm unabhängig von der Zuordnung "kationisch" oder "anionisch" eine Sonderstellung geben können.

## 6. Literatur

- ALTEMOLLER, H.J. und HAAG, Th. (1983): Mikroskopische Untersuchungen an Maiswurzeln im ungestörten Bodenverbund. - KALI BRIEFE (Bünte Hof) 16, (6), 349 - 363.
- ALTEMOLLER, H.-J. (1986): Fluorescent light microscopy of soil/root interactions. Transact. XIII Congr. I.S.S.S. Hamburg, 1546 - 47.
- ALTEMOLLER, H.-J. und VORBACH, A. (1987a): Veränderung des Bodengefüges durch Wurzelwachstum von Maispflanzen. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55/1, 93 - 98.
- ALTEMOLLER, H.-J. und VORBACH, A. (1987b): Fluoreszenzmikroskopische Wurzeluntersuchungen im gewachsenen Bodenkontakt. VDLUFA-Schriftenreihe, 23, Kongreßband 1987, 183 - 193.
- ALTEMOLLER, H.-J. und VAN VLIET-LANOE (1989): Soil thin section fluorescence microscopy. Transact. Subcomm. B. I.S.S.S. San Antonio/Texas 1988, Elsevier, New York (erscheint 1989)
- ALTEMOLLER, H.-J. und POSTMA, J. (in Bearbeitung): Soil staining with thiazine red for thin section microscopy with fluorescent light.
- BAYER (o. J.): Blankophor BA 267 % usw. Weißtöner für die Textilindustrie. Technisches Merkblatt Le 1235 (N) Leverkusen.
- DARKEN, M. (1962): Absorption and Transport of Fluorescent Brighteners by Microorganisms. Appl. Microbiol. 10, 387 - 393.
- POSTMA, J. (1989): Distribution and population. Dynamics of Rhizobium sp. introduced into soil. Diss. 121 S., Wageningen.
- POSTMA, J. und ALTEMOLLER, H.-J. (im Druck): Bacteria in thin soil sections stained with the fluorescent brightener calcofluor white MZR. Soil Biology and Biochemistry.
- STREBLE, H. and KRAUTER, D. (1985): Das Leben im Wassertropfen. 7. Aufl., 336 S. Franckh, Stuttgart.
- STRUGGER, S. (1949): Fluoreszenzmikroskopie und Mikrobiologie. 194 S., Schaper, Hannover.
- TIPPKÖTTER, R. (1986): Observations of biological material in soil thin sections. Transact. XIII Congr. I.S.S.S., Vol. IV., Hamburg.
- TIPPKÖTTER, R. RITZ, R. and DARBYSHIRE, J. F. (1986): The preparation of thin sections for biological studies. Journ. Soil Sci. 37, 681 - 690.
- TROLLDENIER, G. (1965): Fluoreszenzmikroskopie in der Rhizosphärenforschung. ZEISS-Informationen 56, 68 - 69.

Der Einfluß des Bodengefüges  
auf mikrobielle Stoffwechsellleistungen

von

Anderson, T.-H. und K.H. Domsch^{*)}

**EINLEITUNG**

Mikroorganismen des Bodens sind aktiv an Aufbau- und Abbauprozessen von Bodenstrukturen beteiligt. Es ist anzunehmen, daß neben der Oberflächen- und Gerüstwirkung des Bodengefüges das Porensystem für eine optimale mikrobielle Aktivität von Bedeutung ist.

Trotz der außerordentlichen Fähigkeit von Mikroorganismen in flüssigen Medien zu wachsen, lassen sich Prozeßraten in Flüssigkultur regelmäßig durch die Zufuhr von besiedelbaren Oberflächen steigern. Die Beziehungen zwischen Tonmineralen und Bakterien, von denen sich 80-90% von Tonpartikeln und nur 10-20% aus der Bodenlösung isolieren ließen (Hattori, 1973), oder die stimulierende Wirkung von Montmorilloniten (Stotzky and Rem, 1967; Filip, 1975) belegen die Annahme, daß zumindest Gefügekomponenten einen Einfluß auf mikrobiologische Prozesse haben.

Auf der anderen Seite lassen neuere Arbeiten an Ton-Humus-Komplexen (Christensen, 1988; Christensen and Sørensen, 1985) aus der starken Affinität des Bodenkohlenstoffs zur Tonfraktion - 50 bis 70% des Gesamtkohlenstoffs sind in dieser Fraktion festgelegt - auf einen eher indirekten Einfluß der Komponenten auf Mikroorganismen schließen. Eine enge Beziehung zwischen der organischen Komponente und mikrobieller Präsenz ergibt sich auch aus der Korrelation zwischen Bodenkohlenstoff und mikrobiellem Zellkohlenstoff in Böden, die ein Klimax-Stadium erreichen oder erreicht haben (Beck, 1984; Anderson and Domsch, 1986a, 1989).

Dies läßt folgende Fragen offen: beeinflußt die Zusammensetzung der Bodenteilchen die mikrobielle Biomasse direkt oder ist es die Geometrie des Gefüges, die die Porengrößenverteilung bestimmt und damit Nährstofffluß, Gasaustausch und Wasser- und Temperaturhaushalt beeinflusst. Kausalanalytische

---

^{*)} Institut für Bodenbiologie, BFAL, Bundesallee 50, D-3300 Braunschweig

Untersuchungen über Beziehungen zwischen Bodengefüge und Stoffwechsellösungen von Mikroorganismen fehlen zur Zeit.

#### MATERIAL UND METHODEN

Im vorliegenden Projekt sollen physiologische Parameter wie respiratorische Leistung, Substrataufnahme und Biomasseverlust (Tabelle 1) in unterschiedlichen Böden mit bekanntem Porenvolumen analysiert werden. Voraussetzung für präzise Untersuchungen und reproduzierbare Ergebnisse ist die Verwendung von Böden im Gleichgewichtszustand. Die mikrobielle Leistung wird auf ihre Biomasse bezogen. Damit wird ein sinnvoller Vergleich von Böden mit unterschiedlichen Bodenstrukturen möglich (Anderson and Domsch, 1986b).

Tabelle 1. Physiologische Parameter

- |                                                                                                             |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1) Gesamt-CO ₂ -Produktion nach optimaler Kohlenstoffversorgung innerhalb einer definierten Zeit |
| 2) Gesamt-Glucoseverbrauch pro Biomasseeinheit innerhalb einer definierten Zeit                             |
| 3) Biomasse-C Verlust über Zeit                                                                             |
| 4) Metabolischer Quotient $qCO_2$ ( $\mu g CO_2 - C \mu g^d C_{biom} h^d$ )                                 |

Langfristig angelegte Inkubationsversuche sollen über eventuelle quantitative und qualitative Veränderungen der Mikroflora unter andauernd vermindertem Porenvolumen Auskunft geben.

Böden: Zwölf Böden unterschiedlicher Textur wurden ausgewählt. Die Proben wurden im zeitigen Frühjahr (Ende März/April) aus dem A_p Horizont (0...10 cm) entnommen. Sie wurden bis zur Bearbeitung bei 4°C gelagert (Anderson and Domsch, 1986a). Durch Sieben (2 mm) wurden die Böden auf ein einheitliches Ausgangsporenvolumen von 65...70% gebracht. Das Wasserpotential wurde einheitlich auf -350 kPa eingestellt. Für kurzfristige Ansätze wurde mit vermindertem Porenvolumen (PV) von 55, 45 und 35% gearbeitet (Handpresse). Für langfristige Ansätze (18 Monate) wurde ein Porenvolumen von 30% PV mittels einer hydraulischen Presse eingestellt.

Messen der CO₂-Produktion bzw. O₂-Aufnahme: Zylinder mit 50 g (TG) Boden wurden direkt an ein Ultragas-3-CO₂-Analysator (Wösthoff) angeschlossen oder in Reaktionsgefäße vom Sapromat (Voith) gegeben und die stündliche CO₂-Rate bzw. O₂-Aufnahmerate bei 22°C registriert.

Messen der mikrobiellen Biomasse: Die mikrobielle Biomasse wurde mit der physiologischen Methode nach Anderson und Domsch (1978) bestimmt.

## ERGEBNISSE

Um festzustellen, inwieweit sich veränderte Porenvolumina auf die mikrobielle Respiration auswirkt, wurden 12 Böden jeweils mit 3000 µg g⁻¹ Glucose versehen, die Proben auf die abgestuften Porenvolumina (55...35% PV) eingestellt und die CO₂-Produktion über 24 h gemessen. Je nach Textur der Böden, trat eine mehr oder weniger starke Hemmung der CO₂-Produktion auf. Die Hemmung war am stärksten bei Proben mit PV von 35%. Wird die Hemmung in Beziehung zur Höhe der Kleinteilchen der Bodenpartikel gesetzt, nimmt sie mit zunehmendem Anteil dieser Fraktion zu (Abb. 1).

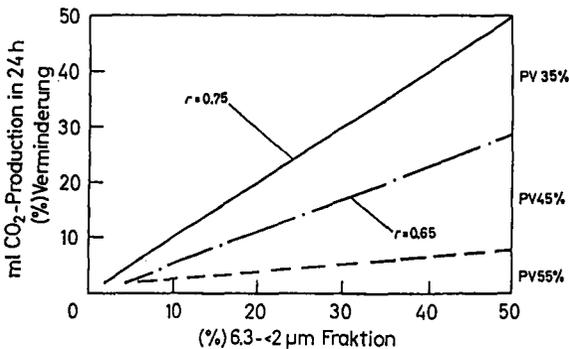


Abbildung 1.  
Beziehung zwischen der CO₂-Produktion und der Kleinteilchenfraktion.

Zusätzlich wurde mit sechs ausgewählten Böden der Sauerstoffverbrauch unter denselben Versuchsbedingungen überprüft. Die verdichteten Proben wurden dabei an den Seiten mit Teflon abgedichtet, damit O₂ nur über die Oberfläche aufgenommen werden konnte. Tabelle 2 zeigt im Vergleich zur Kontrolle nur eine geringe Hemmung der O₂-Aufnahme in den verdichteten Varianten von 35% PV. Es besteht auch keine Beziehung zur vorliegenden Textur. Dieses steht im Gegensatz zu den oben genannten Ergebnissen zur CO₂-Abgabe.

Die spezifische Glucoseaufnahme ( $\mu\text{g C}_{2\text{gluc}} \mu\text{g}^{-1} \text{C}_{\text{mic}} \text{h}^{-1}$ ) der Mikroflora

Boden Nr./Art	% PV 65...70	% PV 35	Prozentuale Veränderung
S-I sU	17.18 ± 0.87	15.37 ± 0.78	-10.5
148 IS/IS	34.75 ± 0.76	34.33 ± 0.75	-1.2
145 IU	20.00 ± 0.55	19.13 ± 0.26	-4.4
151 uL	71.88 ± 1.29	72.17 ± 0.9	0.0
JBRxtU	38.54 ± 0.62	37.42 ± 2.2	- 2.9
137 t'L	65.83 ± 1.83	63.38 ± 0.85	- 3.72
138 t'L	66.46 ± 1.21	63.17 ± 1.6	- 4.9

Tabelle 2.

Einfluß der Verdichtung auf den Gesamt- $\text{O}_2$ -Verbrauch ( $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$  Boden) in 24 h.

aus den 12 Böden unter maximaler Sauerstoffversorgung (65...70% PV) lag unterschiedlich hoch (zwischen  $1.2 \mu\text{g C} \dots 3.9 \mu\text{g C}$  pro Biomasseeinheit und Zeit). Diese unterschiedliche Aufnahmeleistung ließ sich nicht mit Bodenart oder bestimmten Teilchenfraktionen in Beziehung setzen. Die Glucoseaufnahmeleistung unter vermindertem PV von 35% zeigte eine schwache Hemmung bei den uL oder t'L Böden (mit Ausnahmen), dagegen keine Hemmung oder sogar Förderung bei den IU, IS, sL und sU Bodenarten. Das Ausmaß der Hemmung stand in keiner Beziehung zu Korngrößenfraktionen der Böden (Tabelle 3). Diese Ergebnisse sind konform mit denen zur  $\text{O}_2$ -Aufnahme.

Boden Nr./Art	% PV 65...70	% PV 35	Prozentuale Veränderung
S-I sU	2.65	2.64	0.0
148 IS	1.64	1.74	+ 6.1
141 sL	1.28	1.23	- 4.0
142 sL	1.40	1.34	- 4.3
145 IU	2.65	2.64	0.0
JBRxtU	1.61	1.63	0.0
150 IU	1.36	1.14	-16.2
155 uL	2.90	2.70	- 7.0
151 uL	1.35	0.93	-31.1
153 uL	3.97	3.71	- 6.5
137 t'L	1.20	1.06	-11.7
138 t'L	1.26	1.23	- 2.4

Tabelle 3.

Spezifische Glucoseaufnahme ( $\mu\text{g C}_{\text{gluc}} \mu\text{g}^{-1} \text{C}_{\text{mic}}$ ) in 24 h bei unterschiedl. Porenvolumina (PV).

Der Einfluß einer andauernden Belastung auf die Mikroflora aus 7 Böden unterschiedlicher Textur durch vermindertes Porenvolumen von 30% wurde über 18 Monate verfolgt. Abbildung 2 stellt den Biomasseverlust exemplarisch für zwei Mikroorganismen-Gesellschaften dar. Der höchste prozentuale Verlust an mikrobieller Biomasse fand in den ersten drei bis sechs Monaten Lagerung

(abhängig von  $C_{Org}$  Gehalt) statt. Dies gilt sowohl für die Kontrollen (Nährstoffmangel) als auch für die verdichteten Varianten. Die verdichteten Varianten zeigten dagegen bei allen Böden einen signifikant geringeren Biomasseverlust (Konservierung?). Es gilt der allgemeine Befund: je höher die organische Substanz ( $C_{Org}$ ), desto niedriger der Biomasseverlust. Dies betrifft die Kontrollen (K) mit  $r = -0.92$  als auch die verdichteten Varianten (V) mit  $r = -0.87$ . Eine gute Beziehung besteht ebenfalls zur Tonfraktion. Je höher diese ist, desto niedriger ist der Biomasseverlust. Wird die Höhe der Differenz zur Kontrolle bei den Einzelböden betrachtet, zeigt sich ebenfalls: je höher  $C_{Org}$  oder die Tonfraktion, desto niedriger ist die Differenz zur Kontrolle.

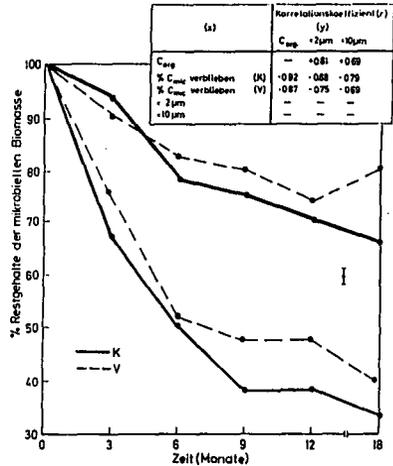


Abbildung 2.  
Langzeitversuch - Biomasseverlust innerhalb von 18 Monaten bei 15°C Lagerung.

Der metabolische Quotient für  $CO_2$  ( $\mu g CO_2-C \mu g^{-1} C_{mic} h^{-1}$ ) ist bei allen Biomassen nach Lagerung unter 30% PV signifikant höher. Die prozentuale Differenz aller Einzelböden zur Kontrolle zeigte eine schwache negative Korrelation zur Tonfraktion ( $r = -0.6...-0.77$ ) über die Zeit betrachtet; je höher die Tonfraktion, desto niedriger ist die Differenz zur Kontrolle.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Diese Untersuchungen sind unter konstanten Laborbedingungen durchgeführt worden. Über die 2 mm Aggregate unterschiedlicher Textur und über die Veränderung der Porengrößenverteilung durch Komprimieren des Gesamtporenraumes wurde versucht aufzuklären, welche Effekte direkt von der Textur oder dem "Kunstgefüge" ausgehen, wenn Temperatur und Wasserpotential für die Biomasse optimal gehalten werden. Die Ergebnisse würden bei anderen Wasserpoten-

tialen sicherlich unterschiedlich ausfallen. Es wäre dann aber ein direkter Effekt des Wassers auf die Biomasse und nicht ein Effekt des Bodens.

Bei maximaler Belüftung (65...70% PV) besteht kein Zusammenhang zwischen spezifischer Aktivität der Biomassen und dem Bodengefüge. Für die beobachteten Unterschiede hinsichtlich der spezifischen Leistung (Glucoseaufnahme) muß wohl eine Adaptation der Biomasse auf eine bestimmte Kohlenstoffflußrate vorliegen, die durch die Bodennutzung gesteuert wird. Unter suboptimaler Belüftung (unter 55% PV) beeinflusst die Körnung nur indirekt das Leistungspotential. Eher scheint die organische Substanz die ausschlaggebende Einflußgröße zu sein, die aber auch eine hohe Affinität zur Tonfraktion hat. Die Hemmung der CO₂-Produktion ist möglicherweise eher mit verlangsamter Diffusion als mit verringerter biologischer Aktivität zu erklären.

Da hohe Lagerungsdichten in "natürlichen" Bodensystemen der Normalzustand sind, ist es eher wahrscheinlich, daß Bodenorganismen hier optimal angepaßt sind und daß umgekehrt die niedrigen Lagerungsdichten von Ackerflächen im A_p Horizont, durch ständige Wiederauflöckerung, nur geringfügige Leistungserhöhungen bewirken.

#### LITERATUR

- Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H. (1986a) Carbon link between microbial biomass and soil organic matter. *Proceedings of the 4th Int. Symp. of Microbial Ecology*, pp. 467-471.
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H. (1986b) Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd* 149, 457-468.
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H. (1989) Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21, 471-479.
- Beck, Th. (1984) Mikrobiologische und biochemische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Böden. II. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd* 147, 467-475.
- Christensen, B.T. (1988) Effects of animal manure and mineral fertilizer on the total carbon and nitrogen contents of soil size fractions. *Biol Fertil Soils* 5, 304-307.
- Christensen, B.T., Sørensen, L.H. (1985) The distribution of native and labelled carbon between soil particle size fractions isolated from long-term incubation experiments. *J. Soil Sci.* 36, 219-229.
- Filip, Z. (1975) Wechselbeziehungen zwischen Mikroorganismen und Tonmineralen und ihre Auswirkung auf die Bodendynamik. *Habil.Schrift, Univ. Gießen*, 1975.
- Hattori, T. (1973) *Microbial Life in the Soil*. Marcel Dekker, New York.
- Stotzky, G., Rem, L.T. (1967) Influence of clay minerals on microorganisms. *IV. Can. J. Microbiol.* 13, 1535-1550.

**ANTEILE VON O₂, CO₂ UND ¹⁵N IN DER PORENLUFT DER DRÄNZONE  
MÄCHTIGER LÖSSE**

Becker, K.-W., H.Geries und B. Meyer

**FRAGESTELLUNG**

Über das Abbauverhalten von Nitrat in der ungesättigten Zone mächtiger Lockersedimentdecken ist bislang wenig bekannt. Während man in einigen Fällen mit zunehmender Tiefe eine Abnahme der NO₃-Konzentration beobachtet, fehlen bisher direkte Messungen der Denitrifikation unterhalb der durchwurzelter Zone. Im Rahmen dieser Arbeit sollen mit Hilfe von Gasmessungen die Bedingungen für die Denitrifikation in der Wurzelzone und der darunterliegenden Dränzone einer mächtigen Lößdecke beurteilt werden. Folgende Gase wurden gemessen:

- O₂ - Beurteilung des Grades der Anaerobie
- CO₂ - Ausmaß und Ort mikrobieller Stoffumsetzungen
- ¹⁵N - δ ¹⁵N-Wert - qualitativer Hinweis auf Denitrifikation - ohne und mit Zusatz ¹⁵N-markierten Nitrats

**BODEN**

Mächtige Lößdecke westl. von Einbeck (Südniedersachsen). Wichtige Profilkenndaten siehe Abb. 1. Die Nitrat-Tiefenverteilung deutet an, daß hier die Denitrifikation in der Dränzone nicht stark sein kann. Das Nitrat verschwindet gänzlich beim Eintritt in eine fossile humose Zone in 8 m Tiefe (wo sich zugleich eine Zunahme an Ammonium nachweisen läßt). Das Grundwasser staut zeitweise bis in 7 m Tiefe an.

**METHODIK**

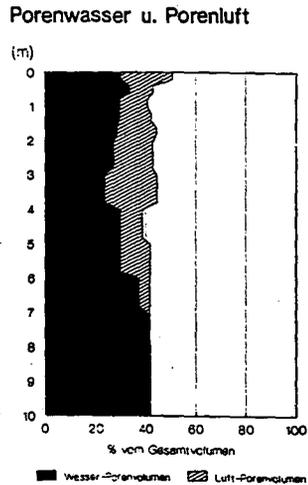
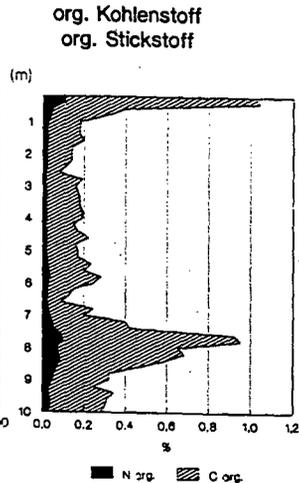
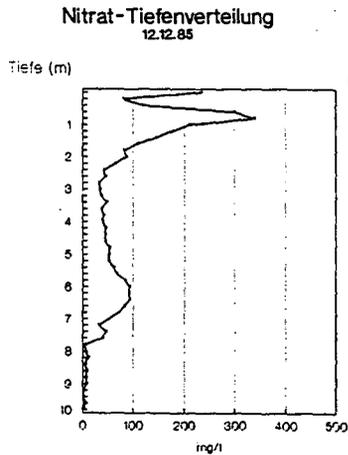
Gas-Messonden: Bauart n. ANDRES (1984), siehe Abb. 2

Einbau: 4 cm Röhre mit Eijkelkamp-Handbohrer auf Solltiefe vorgebohrt, Sonde im Kiesbett eingesetzt, mit Sand und Schluff nach oben abgedichtet, Edelstahl-Kapillarrohr durch Einschlämmen in Löß-Material eingebettet.

Einbautiefen (m): 0.4, 0.8, 1.2, 1.6, 2.0 - 8.0 in 1 m Abständen in 4 Parallelen.

Da das Profil relativ nitratarm war, wurde bei je zwei Parallelen durch die Gaskapillare KNO₃-Lösung eingespritzt, eine 1.2 m und eine 6 m Sonde erhielten K¹⁵NO₃. Menge und Zeitpunkt der Injektion gehen aus dem folgenden Zeitplan hervor (Tab. 1).

-----  
v. Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen



scheinb.  
Diffusionskoeffizienten

(m)	$D_s$ (cm ² /sec)
0.4	0.00333
0.8	0.00068
1.2	0.00041
1.6	0.00050
2.0	0.00118
3.0	0.00082
4.0	0.00154
5.0	0.00069
6.0	0.00021
7.0	0.00010
8.0	0.00001

Abb. 1: Nitrat-,  $C_{org}$ -, Porenwasser- und -luft Tiefenverteilung und die scheinbaren Diffusionskoeffizienten in der Lößdecke bei Einbeck

Tab. 1: Zeitplan des Sondenversuchs

12.12.1985	Einbau der Sonden
Mai 1986 bis Okt. 1987	CO ₂ - und O ₂ -Messungen
26.6.1987	Injektion von 500 mg NO ₃ (KNO ₃ -Lösung, 1000 mg NO ₃ /l)
November 1987	Sonden in 7 und 8 m Tiefe fallen infolge von Grundwassereintritt aus
24.11.1987	Probenahme f. natürl. $\delta^{15}\text{N}$ -Wert
27.11.1987 und 5.2.1988	Je 1 Sonde in 1.2 und 6.0 m Tiefe $^{15}\text{N}$ - Injektion (100 mg NO ₃ , 5,5 Atom % $^{15}\text{N}$ )
14.1.1988 und 7.3.1988	Probenahme, künstl. $\delta^{15}\text{N}$ -Wert

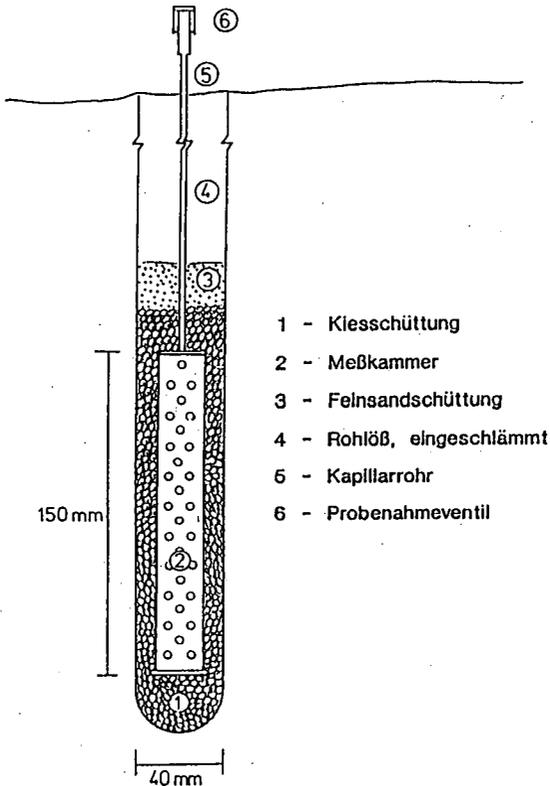


Abb. 2: Bauprinzip der Sonde zur Entnahme von Porenluft

## ERGEBNISSE

Die  $O_2$ -Konzentration ist in den luftführenden Poren stets hoch (16 bis 19 Vol %, Abb. 3). Jedoch sagen diese Gehalte nichts über die  $O_2$ -Versorgung in Mikrobereichen aus (FLÜHLER, 1977, FREDE, 1986). Da aber im Bereich der Dränzone eines Lösses keine Aggregation vorliegt, sind die Transportbedingungen für  $O_2$  aus der durchlüfteten Phase zum Ort des möglichen Verbrauches wegen kurzer Strecken und eines hohen Konzentrationsgradienten als sehr gut zu bezeichnen.

Im Wurzelraum kommt es in Zeiten intensiven Stoffumsatzes zu einer deutlichen Konzentrationsverminderung auf 16 Vol %. Hier steigt bei hohem Stoffumsatz (Wurzelmasse) die Wahrscheinlichkeit von anoxischen oder anaeroben Verhältnissen in Mikrobereichen an.

Der Verlauf der  $CO_2$ -Konzentration in Abb. 3 zeigt deutlich eine  $CO_2$ -Produktion in der Wurzelzone an, wobei das Konzentrationsmaximum im Verlauf der Vegetationsperiode von 0.4 in 1.2 m Tiefe wandert. Neben Wurzelatmung ist zugleich mit einer intensiven Mineralisation wurzelbürtiger organischer Substanz zu rechnen.

Permanent hohe  $CO_2$ - und entsprechend geringe  $O_2$ -Konzentrationen in der 8 m Sonde können nur durch Abbau des in dieser Schicht reichlich vorhandenen Humus (Abb 1) erklärt werden.

Allerdings sind die Raten des Gasflusses in dieser Tiefe wegen des schlechten Gasaustausches gering. Bei Zugrundelegung des in Abb. 1 dargestellten  $D_0$ -Wertes errechnet sich ein  $CO_2$ -Abfluß aus der 8 m-Schichtebene in die 7 m-Schichtebene von 5.9 kg/(ha*a). Dies entspricht einem C-Abbau von nur 1.6 kg C/(ha*a).

Der  $\delta^{15}N$ -Wert von N-Gas aus der Denitrifikation liegt nach AMBERGER (1987) bei -19 ‰, intensive Denitrifikation führt deshalb zu einer Senkung des  $\delta^{15}N$ -Wertes der Bodenluft. Die Beprobung von sieben Tiefen des Profils (Tab. 2) brachte weder im Vergleich der Tiefen noch im Vergleich der Varianten signifikante Unterschiede - abgesehen von der untersten Tiefe.

Tab 2: Natürliche  $\delta^{15}N$ -Werte der Bodenluft im Vergleich zur Außenluft

Tiefe (m)	mit $NO_3$	ohne $NO_3$
0.4	-0.485	0.063
0.8	-0.162	0.185
1.6	0.080	0.329
2.0	-0.161	0.175
4.0	0.209	0.063
6.0	0.108	0.179
8.0	1.923	n.b.

Die Streuung der Werte gibt keine Sicherheit für die Aussage, daß Denitrifikation stattfindet. Zwar kommen bei Nitratzugabe Minuswerte zustande und minus 0.5 ‰ würde bedeuten, daß ca. 50 % des zugesetzten Nitrats abgebaut sind, doch wird dies durch die Streuung in den positiven Bereich hinein aufgehoben. Der Denitrifikationsnachweis auf diesem Wege verlangt sehr hohe Umsatzraten.

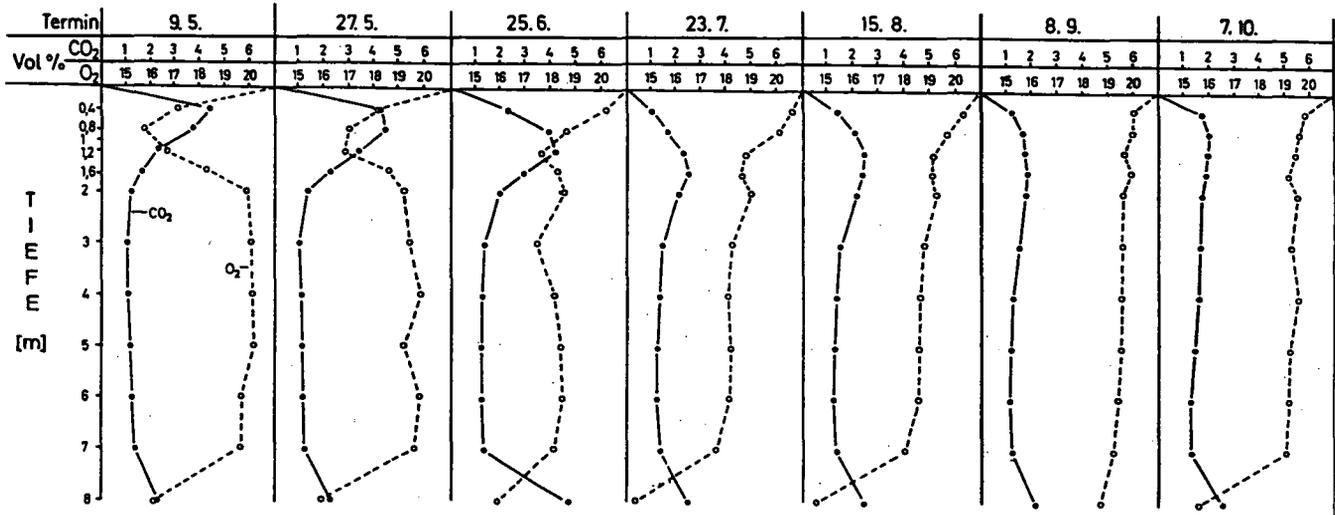


Abb. 3: Tiefenfunktion der CO₂- und O₂-Konzentration der Porenluft in der Dränzone des Lösses bei Einbeck und ihre zeitliche Veränderung

Der hohe Wert in 8.0 m Tiefe kann weder dem Luftstickstoff noch der Denitrifikation des zugesetzten Nitrats zugeordnet werden. Möglicherweise ist er das Produkt der Denitrifikation von im fossilen Boden angereicherten fossilem Bodenstickstoff.

Die Denitrifikation von markiertem Nitrat-Stickstoff läßt starke Isotopeneffekte erwarten. Eine überschlägige Kalkulation ergibt, daß sich im vorliegenden Fall bereits ein Denitrifikations-Anteil von 0.1 % des zugesetzten Nitrats in meßbar erhöhten  $^{15}\text{N}$ -Gehalten der Bodenluft niederschlagen müßte. Tab. 3 zeigt die Meßwerte aus 1.2 und 6.0 m Tiefe. Die Werte sind zwar überwiegend positiv, lassen aber keine Denitrifikation erkennen.

Tab. 3:  $\delta$   $^{15}\text{N}$ -Werte der Bodenluft nach  $^{15}\text{N}$ -Zusatz

Datum	1.2 m	6.0 m
14.1.1988	0.121	0.091
7.3.1988	-0.060	0.084

### SCHLUSSFOLGERUNG

Von Seiten der Durchlüftung des Porenraumes ist eine höhere Denitrifikationspotenz im Profil nur in den basalen Zonen mit kapillarer Sättigung über dem Grundwasserspiegel gegeben. Von Seiten des organischen Substrats (abbaubarer Kohlenstoff) sind zwei Abschnitte höherer Potenz vorhanden: die Wurzelzone und der fossile Humushorizont im basalen Bereich der Wassersättigung. Die Dränzone zwischen beiden ist bei permanent 8 °C offenbar zu gut durchlüftet und (deswegen ?) zu arm an biologisch abbaubarem C. Trotzdem scheint bei der Dränzonen-Passage eine schwache, direkt nicht messbare Denitrifikation stattzufinden, besonders in den basalen Partien, die ihrerseits wieder dafür sorgen, daß die Denitrifikationspotenz der Löß-Basis nur sehr wenig beansprucht zu werden braucht. Wenn Denitrifikation stattfindet, dann in der Wurzelzone in feuchten Mikrokompartimenten reich an abbaubarer organischer Substanz trotz guter Durchlüftung aber auch bei gelegentlicher Übersättigung mit winterlichem Sickerwasser.

### LITERATUR

- Amberger, A. (1987): Natürliche  $^{15}\text{N}$ - und  $^{18}\text{O}$ -Gehalte als Indikatoren für die Herkunft von Nitrat in Boden- und Grundwasser. Diss., Fakult. Landw. und Gartenbau, TU München 104 S.
- Andres, E. (1984): Kohlenstoff-Umsatz und -Bilanz des Bodens eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein. Gött. Bodenkundl. Ber. 80, 1-147
- Flühler, H. (1977): Anaerobie im Boden  
Bulletin der Bodenkundl. Ges. d. Schweiz 1, 31-35
- Frede, H.G. (1986): Der Gasaustausch des Bodens  
Gött. Bodenkundl. Berichte 87, 130 Seiten

**¹⁵N-INJEKTIONS-KURZZEIT-INTERVALL-MARKIERUNGS-METHODE ZUR ERFASSUNG  
DES NITRAT-UMSATZES IN EINER 3-JÄHRIGEN RÜBEN-GETREIDE-ROTATION EINES  
MARKTFRUCHT-BETRIEBES AUF LÖSS-PARABRAUNERDE**

von

Becker, K.-W., E. Janssen u. B. Meyer

In den Ackerkrumen der Böden unterliegt das Nitrat kurzfristigen zeitlichen Mengenschwankungen als Folge nebeneinander her laufender Prozesse der Zufuhr wie z.B. Düngung und Mineralisation und der Abfuhr wie z.B. durch organische Bindung oder , was im vorliegenden Fall besonders interessiert, durch Denitrifikation.

Abfuhrverluste mit einer einmaligen ¹⁵N-Markierung erfassen zu wollen ist wegen des intensiven zeitlichen Mengenwechsels des Nitrats nicht möglich. Das Bodennitrat muß häufiger in kurzen Zeitabständen isotopisch markiert werden, will man durch Summierung zu bilanzmäßigen Aussagen über seinen Umsatz gelangen. Dieses ist eine Grundbedingung für das Verfolgen der Denitrifikation mit Hilfe isotopischer Markierung.

Im folgenden wird ein methodischer Ansatz zur Lösung dieses Problems einer kritischen Prüfung unterzogen. Die Merkmale sind :

- N** - ¹⁵N als Kaliumnitrat mit 65,7 Atom % ¹⁵N
- I** - **Injektion** der Kaliumnitratlösung mit einer Spritze in 0-30 cm
- K** - **Kurzzeit** Probenahme 2 Wochen nach der Injektion
- I** - **Intervall** ¹⁵N wird 8-12 mal pro Vegetationsperiode injiziert
- M** - **Markierung** des Bodennitrats mit geringen (5 kg/ha) ¹⁵N-Mengen

## 2. Vorgehensweise

Als Standort dienen 3 Flächen auf Löss-Parabraunerde mit Schwarzerdevergangenheit im Leinetal südlich von Göttingen. Diese werden von einem viehlosen Marktfruchtbetrieb mit einer 3-gliedrigen Zuckerrüben-Getreide-Fruchtfolge bewirtschaftet. Stroh und Rübenblatt verbleiben auf dem Feld, Zwischenfrüchte werden nicht angebaut. Die Durchschnittserträge der letzten beiden Jahre betragen für Zuckerrüben 560, für Winterweizen 80 und für Roggen 69 dt/ha.

Um jedes Fruchtfolgeglied zu erfassen, werden in jedem Jahr 3 Schläge untersucht. Im Frühjahr werden bei wassergesättigtem Boden auf jedem Schlag an 4 Meßpunkten PVC-Rohre mit einem Durchmesser von 25 cm 30 cm tief in den Boden eingetrieben. Zu jedem Injektionsstermin wird 1 Rohr pro Meßpunkt behandelt. Die Kaliumnitratlösung wird mit einer 1 ml-Selbstfüllerspritze in die Bodensäule an 19 Einstichstellen in je 6 Tiefen injiziert, so daß das ¹⁵N gleichmäßig in der Krume verteilt ist. Bei der Probenahme wird der Boden in 15 cm-Abschnitte eingeteilt. Je nach Niederschlagsmenge erfolgt die Probenahme bis in 45 oder 60 cm Tiefe. Die oberirdische Pflanzenmasse wird geerntet und nach Halm und Ähre bzw. Rübe und Blatt getrennt.

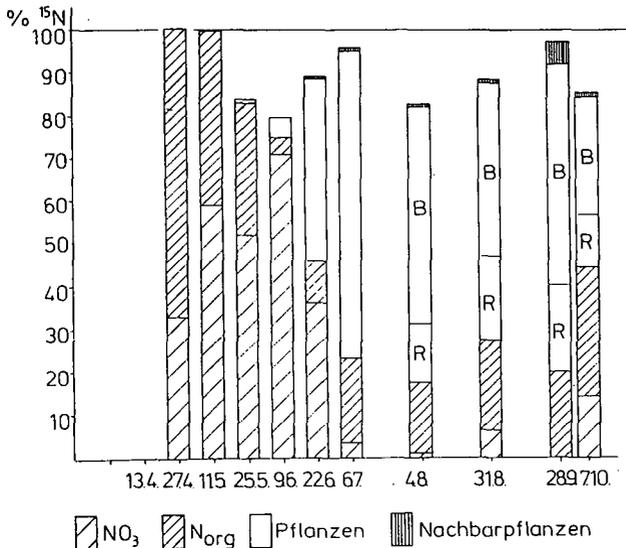
### 3. Ergebnisse

Als Beispiel für die mit der angewendeten Methode erstellten Stickstoffbilanzen werden die Ergebnisse eines Zuckerrüben- und eines Getreideschlages im Versuchsjahr 1987 vorgestellt.

#### 3.1 Bilanz Hamberg - Zuckerrüben

Die Bilanzierungsergebnisse für den mit Zuckerrüben bestellten Schlag Hamberg sind in Abbildung 1 dargestellt. Wie auch in den folgenden Abbildungen geben die Säulen an, wieviel Prozent des zugegebenen  $^{15}\text{N}$  im Mittel der 4 Meßpunkte am Ende der in der Regel 14 Tage langen Meßperiode in den einzelnen Fraktionen wiedergefunden wird. Der erste Injektionstermin war der 13.4.1987. Alle folgenden Termine sind gleichzeitig Probenahmetag der vorangegangenen und Injektionstag der folgenden Meßperiode. Am 22.6.1987 werden zum Beispiel von dem am 9.6.87 zugegebenen Nitrat 36,4 % als Nitrat, 9,6 % in der organischen Bodensubstanz - hierzu zählen auch die Pflanzenwurzeln - und 43,2% in den Rübenpflanzen wiedergefunden. Die fehlenden 10,8 % werden den gasförmigen Stickstoffverlusten zugerechnet. Ab dem 4.8. werden die Pflanzen bei der Probenahme nach Rübenkörper (R) und Blatt (B) getrennt. Geringe  $^{15}\text{N}$ -Anteile werden in den neben den behandelten Röhren wachsenden und routinemäßig mituntersuchten Nachbarpflanzen gefunden.

Abbildung 1.: Bilanzierungsergebnisse Hamberg, Zuckerrüben, 1987



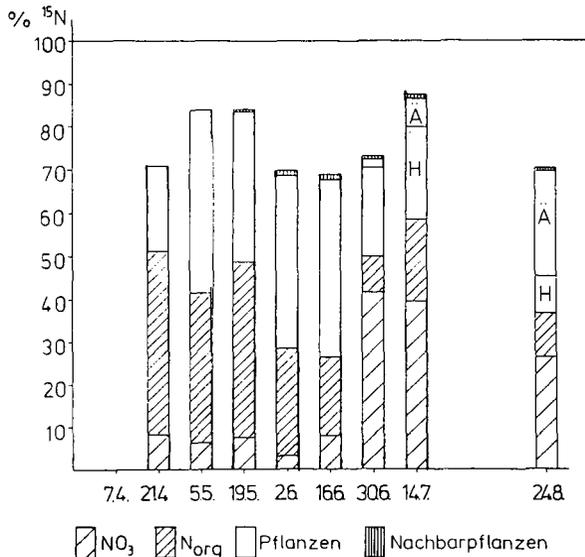
An den ersten beiden Probenahmetermi-  
nen werden im Mittel fast genau 100 % des injizierten Nitrats wiedergefunden. Ein erheblicher Teil (67 bzw 41 %) wird innerhalb von 2 Wochen in die organische Substanz des Bodens eingebaut. Diese Mengen gehen zum folgenden

Probenahmetermin etwas zurück. Die jungen Rüben nehmen erst 0,8 % des zugegebenen  $^{15}\text{N}$  auf. Es verbleibt ein Defizit von 16 %. Am Ende der nächsten Meßperiode, am 9.6., liegen die gasförmigen Stickstoffverluste bei über 20 %, obwohl der über 70 % liegende  $^{15}\text{N}$ -Anteil im Nitrat diesen Zeitraum als umsatzschwach kennzeichnet. Ab Mitte Juni wird der überwiegende Teil der injizierten Isotopen von den Pflanzen aufgenommen (bis zu 77 %). Es wird fast das gesamte Nitrat innerhalb der Meßperiode umgesetzt. Ein relativ konstanter Anteil von 15 - 25 % gelangt in die organische Substanz des Bodens bzw. in die Wurzeln. Die Verluste schwanken zwischen 3 und 17 %. Ab August gehen etwa 30 % des von den Pflanzen aufgenommenen  $^{15}\text{N}$  in den Rübenkörper und 70 % in die Blätter.

### 3.2 Bilanz Ziegelei - Winterweizen

Wie die in Abbildung 2 für die Weizenfläche Ziegelei gezeigten Bilanzierungsergebnisse deutlich machen, laufen unter Winterweizen die Stickstoffumsetzungsprozesse im Boden von Anfang an wesentlich intensiver ab. Am Ende der ersten 5 Meßperioden liegt immer weniger als 10 % des zugegebenen  $^{15}\text{N}$  als Nitrat vor. Erst gegen Ende der Vegetationsperiode steigt dieser Anteil auf 26 bis 41 %. Die Weizenpflanzen nehmen ab Anfang Mai zwischen 23 und 46 % des  $^{15}\text{N}$  auf. Die pflanzliche Aufnahme beginnt also erheblich früher als bei den Zuckerrüben, erreicht jedoch nie ähnlich hohe Raten. 9 bis 41 % werden in die organische Substanz des Bodens eingebaut. Das Defizit ist vergleichsweise hoch und liegt zwischen 13 und 31 %.

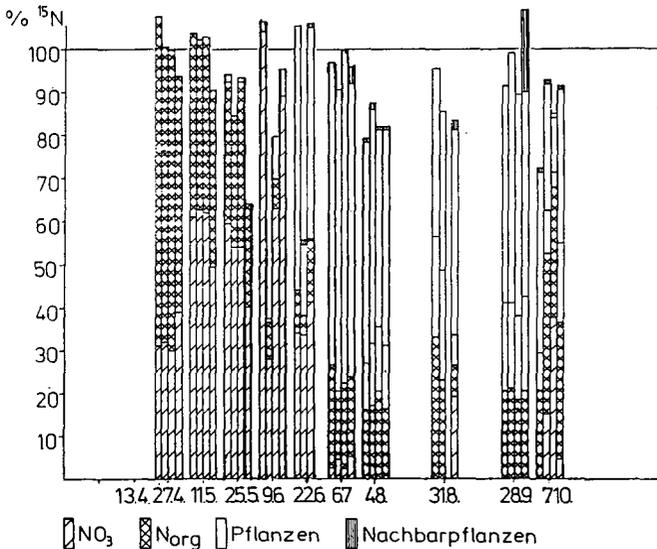
Abbildung 2.: Bilanzierungsergebnisse Ziegelei, Winterweizen, 1987



### 3.3 Einzelwerte der Meßpunkte

Betrachtet man statt der Mittelwerte die Einzelergebnisse für jeden der 4 Meßpunkte auf dem Schlag Hamberg (Abbildung 3), sieht man, daß die fast schon idealen Wiederfindungsraten der ersten 2 Termine (100,3 und 99,8 %) aus Einzelwerten zwischen 90,5 und 107,8 resultieren. Raten von über 100 % treten in allen 3 Versuchsjahren unter Zuckerrüben im Frühjahr auf. Dies hat seine Ursache darin, daß in die Berechnung der  $^{15}\text{N}$ -Mengen die Dichte des Bodens mit einem konstanten Wert von  $1,5 \text{ g/cm}^3$  eingeht. Wenige Wochen nach der Bodenbearbeitung zur Rübenbestellung sind Bodendichten von weniger als  $1,5 \text{ g/cm}^3$  nicht ungewöhnlich. Routinemäßige Dichtebestimmungen zu jedem Probenahmetermin führen wegen der großen räumlichen Variabilität dieser Größe nicht zu sichereren Ergebnissen.

Abbildung 3.: Einzelergebnisse der  $^{15}\text{N}$ -Bilanz Hamberg, 1987

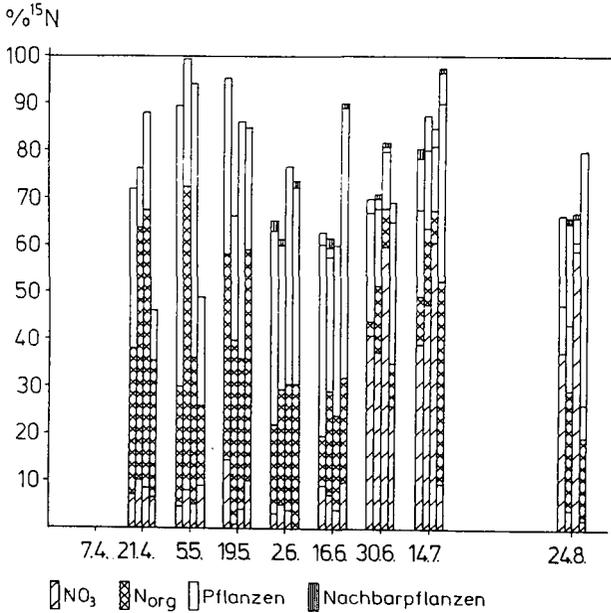


Verglichen mit den folgenden Probenahmeterminen liegen die Parallelen zu den ersten beiden Terminen sehr nahe beieinander. Am 25.5., 9.6. und 22.6. ist für die in den Mittelwerten dargestellten Verluste hauptsächlich das Defizit von jeweils einem Meßpunkt verantwortlich.

Solche extremen Unterschiede zwischen den Parallelen auf den 3 Schlägen, die nicht zuletzt wegen ihrer Homogenität für die Versuche ausgewählt wurden, treten auch unter Getreide immer wieder auf (Abbildung 4). Zeiten, zu denen alle 4 Meßpunkte ungefähr gleiche Ergebnisse zeigen, z.B. Hamberg 6.7. und 4.8. und Ziegelei 2.6., sind eher die Ausnahme als die Regel. Unterschiedliches Verhalten der injizierten Nitratlösung im Boden zwischen den einzelnen Meßpunkten setzt sich oft über mehrere Meßperioden fort. So zeigen

z.B. die Ergebnisse der Punkte 3 und 4 vom 30.6. bis zum 24.8. auf dem Schlag Ziegelei kontinuierlich ähnliche Unterschiede. Während bei Meßpunkt 3 der größte Teil des zugegebenen  $^{15}\text{N}$  im Nitrat erhalten bleibt und nur geringe Mengen von den Pflanzen aufgenommen werden, sind die Isotopengehalte im Nitrat bei Meßpunkt 4 sehr gering und der Weizen nimmt gegenüber Punkt 3 ein Vielfaches der  $^{15}\text{N}$ -Menge auf.

Abbildung 4.: Einzelergebnisse der  $^{15}\text{N}$ -Bilanz Ziegelei, 1987



Ein Ziel dieser Untersuchungen ist es, durch die  $^{15}\text{N}$ -Bilanzierung Daten zur Abschätzung von Denitrifikationsverlusten im Feld zu gewinnen. Die Berechnung von Umsetzungsmengen aufgrund der Umsetzungsraten ist aus mehreren Gründen problematisch. Um von den prozentualen Wiederfindungsraten auf Verlustmengen hochzurechnen, müßte die zum Zeitpunkt des Markierens in der Bodensäule vorhandene Nitratmenge bekannt sein. Bekannt sind jedoch nur die Nitratmenge in der Ackerkrume neben dem Rohr zum Injektionstermin und das zum Probenahmezeitpunkt im Rohr vorhandene Nitrat. Wie aus den Abbildungen 5 und 6 ersichtlich ist, gibt es enorme Unterschiede in der Nitratkonzentration der einzelnen Meßpunkte. Es kommt hinzu, daß die Umsetzungsprozesse, die in den 2 Wochen zwischen Markieren und Probenahme abgelaufen sind, nur grob abgeschätzt werden können.

Abbildung 5.: Nitratgehalte der Ackerkrume Hammberg, 1987

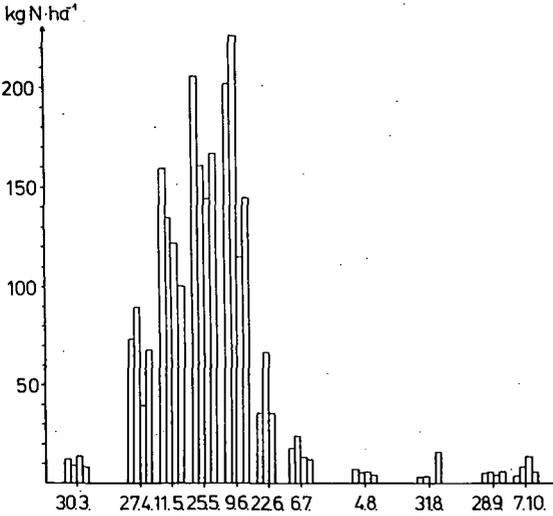
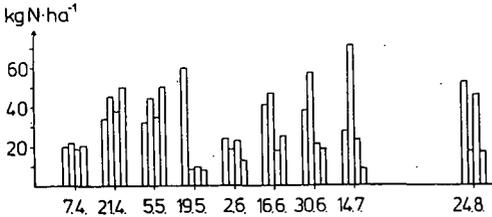


Abbildung 6.: Nitratgehalte der Ackerkrume Ziegelei, 1987



Diese Ergebnisse zeigen, daß der biologische Prozeß der Denitrifikation punktuell mit sehr unterschiedlicher Intensität abläuft. Sie werfen die Frage auf, welche Meßpunkte für den Rest der Fläche als repräsentativ angesehen werden können und ob es berechtigt ist, Mittelwerte zu bilden und von den so berechneten Ergebnissen auf den gesamten Schlag hochzurechnen. Durchgeführte Mengenberechnungen führen auf dem gleichen Schlag zu Ergebnissen, die von 6 bis 165 kg N/ha in 8 Wochen streuen.

Erfassung der Ähnlichkeit von Humusprofilen  
mit Hilfe von Mahalanobis-Distanzen

von  
Belotti, E.*

Humusprofile werden - wie Bodenprofile überhaupt - anhand einer Vielzahl von Merkmalen beschrieben.

Bei bestimmten Fragestellungen, etwa wenn es um den Vergleich einer großen Zahl von Humusprofilen miteinander geht, ist es notwendig, die Ähnlichkeit von Humusprofilen kompakter auszudrücken als dies mit den vielen Merkmalen möglich ist. Hier bietet es sich an, ein mathematisches Distanzmaß zu verwenden.

Dabei kann man grundsätzlich unterscheiden zwischen Distanzmaßen, die die Abhängigkeiten (Korrelationen) zwischen den Merkmalen berücksichtigen und Distanzmaßen, die das nicht tun.

Abb. 1 soll den Unterschied zwischen den beiden Typen von Distanzmaßen illustrieren. Objekte die durch 2 Merkmale beschrieben werden, können als Punkte in einem 2-dimensionalen Koordinatensystem dargestellt werden. Die Punkte gleicher Distanz zum Punkt P liegen, wenn die Abhängigkeiten der Merkmale nicht berücksichtigt werden, auf einem Kreis, wie das etwa bei der Euklidischen Distanz der Fall ist. Bei Verwendung eines Distanzmaßes, das die hier angenommene negative Korrelation zwischen den Merkmalen x und y berücksichtigt, liegen die Punkte gleicher Distanz zu P auf einer Ellipse, deren längere Achse nach rechts geneigt ist. Dadurch wird der Besonderheit von Merkmalsdifferenzen, die der Korrelation "entgegenlaufen", durch stärkere Gewichtung Rechnung getragen.

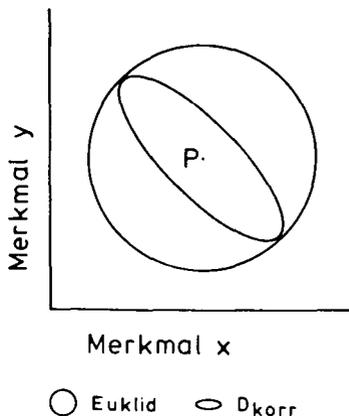


Abb. 1: Punkte gleicher Distanz zum Punkt P bei Verwendung der Euklidischen Distanz und bei Verwendung eines Distanzmaßes  $D_{korr}$ , das die Korrelation zwischen x und y berücksichtigt (Korrelation hier negativ).

* Univ. Hohenheim, Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie  
Postfach 700 562, 7000 Stuttgart 70

In diesem Beitrag soll ein Vergleich zwischen der Euklidischen Distanz und der Mahalanobisdistanz, die die Merkmale nach ihren Varianzen und Kovarianzen gewichtet, vorgenommen werden. Die Euklidische Distanz wird nach

$$d(i, j) = \sqrt{\sum_{k=1}^p (y_{ik} - y_{jk})^2}$$

berechnet, wobei  $i$  und  $j$  zwei Objekte sind, die anhand von  $p$  Merkmalen beschrieben werden.  $y_{ik}$  ist die Ausprägung des  $k$ -ten Merkmals beim Objekt  $i$  (Hartung und Elpelt 1986, S.72).

Die Mahalanobis-Distanz ist folgendermaßen definiert:

$$d(i, j) = \sqrt{(y_i - y_j)^T S^{-1} (y_i - y_j)}.$$

Dabei sind  $(y_i - y_j)$  der Vektor der Merkmalsdifferenzen,  $(y_i - y_j)^T$  der transponierte Vektor der Merkmalsdifferenzen und  $S^{-1}$  die Inverse der Kovarianzmatrix der  $p$  beobachteten Merkmale (Hartung und Elpelt 1986, S.73f).

Für den Vergleich werden Daten von Humusprofilen verwendet, die im Rahmen der Untersuchungen der Variabilität von Humusprofilen im Fichtenbestand PC' im Naturpark Schönbuch bei Tübingen erhoben wurden. Auf einer 5,4 m x 5,4 m großen Fläche wurden dabei 192 Humusprofile anhand der in Tabelle 1 aufgelisteten Merkmale beschrieben. Aus dieser Stichprobe wurden die Varianzen und Kovarianzen der Merkmale geschätzt (Belotti 1989).

**Tabelle 1: Merkmale zur Beschreibung der Humusprofile im Fichtenbestand im Schönbuch**

- 
1. Mächtigkeit des L-Horizonts (L)
  2. Mächtigkeit des F-Horizonts (F)
  3. Mächtigkeit des H-Horizonts (H)
  4. Mächtigkeit des HAhh-Horizonts, also des Übergangshorizonts zwischen organischer Auflage und Mineralboden (HAhh)
  5. Maximalwert der geschätzten Feinwurzeldichte der Bäume im Humusprofil (FW)
  6. Kohärenz der obersten 2 cm des Mineralbodens (Ko)
  7. Helligkeit der obersten 2 cm des Mineralbodens (He)
- 

Zur Verringerung von Skaleneffekten wurden die Daten einer Transformation unterworfen, die ihre Häufigkeitsverteilung weitgehend

der Standardnormalverteilung angleicht, und zwar mit der "marginalen Normalisierung" nach Fechner (Hartung und Elpelt 1986, S. 277ff.). Da durch dieses Verfahren die Varianzen der Merkmale annähernd auf den Wert 1 normiert wurden, eignen sich die transformierten Daten besonders gut dazu, den Einfluss der Kovarianzen unter Minimierung des Einflusses der Varianzen herauszuarbeiten.

In Abb.2 sind zwei Paare von Humusprofilen, die aus den 192 beschriebenen Humusprofilen ausgewählt wurden, dargestellt. Profilpaar 1 ist ein von der Anschauung her ziemlich ähnliches Paar, Profilpaar 2 ein ziemlich unähnliches Paar.

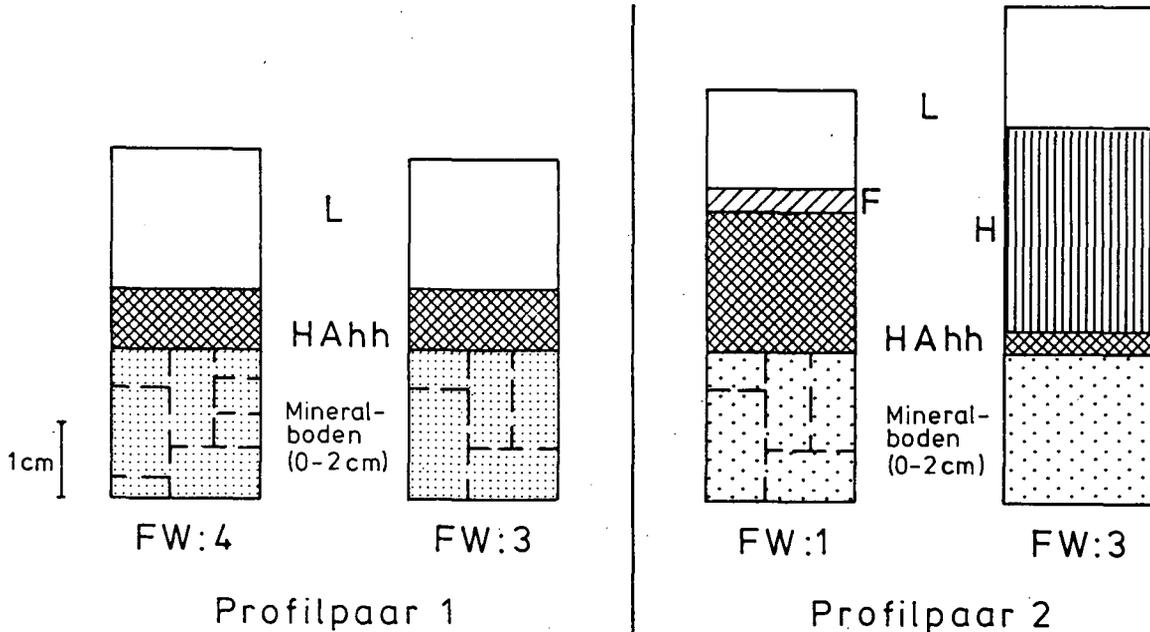
Abb. 3 gibt vier konstruierte Kovarianzmatrizen und die empirisch ermittelte Kovarianzmatrix wieder. In der empirisch ermittelten Kovarianzmatrix (M) sind die Abweichungen der Varianzen von 1 z. T. erheblich, was an der groben Klassierung der Merkmale liegt.

In Abb. 4 sind die mit diesen Kovarianzmatrizen berechneten Mahalanobis-Distanzen und zusätzlich die Euklidischen Distanzen für die beiden Humusprofilpaare dargestellt. Die Euklidische Distanz (E) liefert für die beiden Profilpaare Werte, die mit der Anschauung gut übereinstimmen. Die mit den konstruierten Kovarianzmatrizen berechneten Mahalanobis-Distanzen unterscheiden sich z.T. kaum, z.T. sehr stark von E. Die Merkmale Ko und FW ändern sich beim Profilpaar 1 gegensinnig, beim Profilpaar 2 gleichsinnig (vgl. Abb. 2). Entsprechend zeigt Profilpaar 1 ein atypisches Verhalten bei positiver Kovarianz (und damit auch positiver Korrelation) zwischen diesen Merkmalen, Profilpaar 2 dagegen bei negativer Kovarianz (Korrelation). Dieses atypische Verhalten wird jeweils durch eine große Mahalanobis-Distanz hervorgehoben, und zwar um so stärker, je stärker ausgeprägt die Korrelation der Merkmale ist (s. etwa die mit der Matrix +0.9 gewonnenen Werte !).

Die mit der empirischen Matrix berechneten Mahalanobisdistanzen (M) weichen nur geringfügig von den Euklidischen Distanzen ab, da die ermittelten Kovarianzen relativ gering sind und sich die Einflüsse verschiedener Kovarianzen z.T. kompensieren. Die Berechnungen mit den konstruierten Matrizen zeigen aber, daß hohe Korrelationen sich stark in der Mahalanobis-Distanz niederschlagen.

#### Literatur:

- Belotti, E. (1989). Untersuchungen zur Variabilität und Stabilität von Humusprofilen in Wäldern (unter besonderer Berücksichtigung anthropogenen Säureeintrags). Diss. Univ. Hohenheim.
- Hartung, J. und P. Elpelt (1986). Multivariate Statistik. 2. Aufl., Oldenbourg Verl. München, Wien.



Kurzbezeichnungen der Merkmale wie in Tabelle 1

Mineralboden (0-2 cm): Kohärenz (Schätzstufe)

Helligkeit (Munsell)



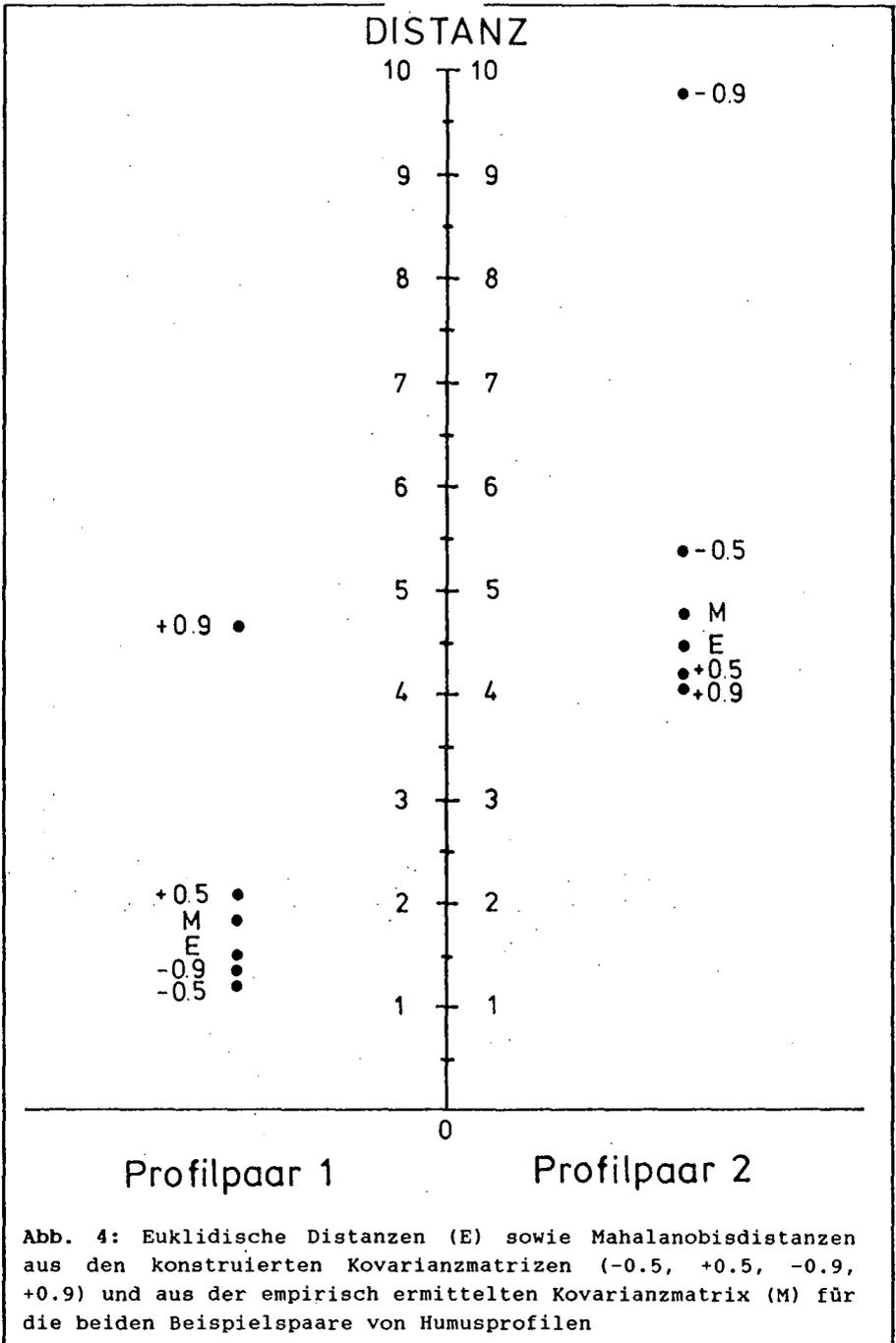
Abb. 2: Beispielpaare von Humusprofilen von der Fichtenfläche PC' im Schönbuch

(-0.5)	L	F	H	HAhh	FW	Ko	He	(+0.5)	L	F	H	HAhh	FW	Ko	He
L	1	0	0	0	0	0	0	L	1	0	0	0	0	0	0
F	0	1	0	0	0	0	0	F	0	1	0	0	0	0	0
H	0	0	1	0	0	0	0	H	0	0	1	0	0	0	0
HAhh	0	0	0	1	0	0	0	HAhh	0	0	0	1	0	0	0
FW	0	0	0	0	1	-0.5	0	FW	0	0	0	0	1	+0.5	0
Ko	0	0	0	0	-0.5	1	0	Ko	0	0	0	0	+0.5	1	0
He	1	0	0	0	0	0	1	He	0	0	0	0	0	0	1

(-0.9)	L	F	H	HAhh	FW	Ko	He	(+0.9)	L	F	H	HAhh	FW	Ko	He
L	1	0	0	0	0	0	0	L	1	0	0	0	0	0	0
F	0	1	0	0	0	0	0	F	0	1	0	0	0	0	0
H	0	0	1	0	0	0	0	H	0	0	1	0	0	0	0
HAhh	0	0	0	1	0	0	0	HAhh	0	0	0	1	0	0	0
FW	0	0	0	0	1	-0.9	0	FW	0	0	0	0	1	+0.9	0
Ko	0	0	0	0	-0.9	1	0	Ko	0	0	0	0	+0.9	1	0
He	1	0	0	0	0	0	1	He	0	0	0	0	0	0	1

M	L	F	H	HAhh	FW	Ko	He
L	0,722	-0,162	-0,031	0,012	-0,038	0,047	0,037
F	-0,162	0,760	0,125	-0,103	0,019	0,066	-0,028
H	-0,031	0,125	0,704	-0,109	0,061	0,136	0,087
HAhh	0,012	-0,103	-0,109	0,954	0,171	0,038	0,018
FW	-0,038	0,019	0,061	0,171	0,895	0,279	-0,060
Ko	0,047	0,066	0,136	0,038	0,279	0,858	0,025
He	0,037	-0,028	0,087	0,018	-0,060	0,025	0,867

Abb. 3: Konstruierte Kovarianzmatrizen (-0.5, +0.5, -0.9, +0.9) und auf der Fichtenfläche PC' im Schönbuchempirisch ermittelte Kovarianzmatrix (M). Kurzbezeichnungen der Merkmale wie in Tab. 1.



Möglichkeiten der Identifikation und Lokalisation  
von Azospirillen im Boden

von

Bode, W.*)

Einleitung

Die Mikroorganismen des Bodens haben sich in einer für sie extrem heterogenen Umwelt durchzusetzen. Die meisten physiologisch wichtigen Faktoren wie z.B. Nährstoffangebot, Nährstoffqualität und Wasserverfügbarkeit verändern sich räumlich und zeitlich ständig. Es ist anzunehmen, daß die Umweltfaktoren in den verschiedenen Mikrohabitaten sich unmittelbar in Vermehrungs- und Überlebensrate von Mikroorganismen auswirken. Da sich Mikroorganismen bezüglich ihrer Ansprüche und Leistungen unterscheiden, sind Untersuchungen mit Methoden notwendig, die zwischen verschiedenen Arten und Stämmen unterscheiden können; nur dann wäre es möglich, in situ das Verhalten von Mischpopulationen und Organismengesellschaften zu verfolgen.

In der Mikrobiologie werden immunologische Präparate (Antiseren) schon lange zur serologischen Klassifizierung benutzt. Man macht sich die Tatsache zunutze, daß Mikroorganismen mit genetisch codierten Gruppen-spezifischen Antigenen besetzt sind. Diese Gruppen sind durchaus nicht immer mit den klassischen taxonomischen Einheiten identisch. Bis 1975 konnten Antikörper, das sind die aktiven Bestandteile im Antiserum, nur über Immunisierung von Säugetieren wie Pferden, Ziege, Schaf und Kaninchen gewonnen werden. In jenem Jahr veröffentlichten G. Köhler und C. Milstein ihre Entwicklung der Hybridomtechnik zur Gewinnung monoklonaler Antikörper. Mit dieser Technik, deren wichtigster Schritt die Fusion von immunogen aktivierten Milzlymphozyten mit Myelom-zellen ist, wurde es möglich, Präparate herzustellen, die nur einen einzigen Antikörpertyp enthalten. ("Myelomzellen" sind entartete, unbegrenzt proliferierende B-Lymphozyten.) Da das Fusionsprodukt, die Hybridomzelle theoretisch unsterblich ist, kann sie durch ihre Tochterzellen unbegrenzt Klone bilden, die fortlaufend die gleichen Antikörper ausscheiden, daher die Bezeichnung "monoklonale Antikörper" oder kurz "mAk".

* ) GSF-Institut für Bodenökologie, 8042 Neuherberg

Die Vorteile der mAk gegenüber den herkömmlichen Antiseren sind die absolute Einheitlichkeit in Spezifität und Affinität und die Möglichkeit, praktisch beliebige Mengen völlig gleicher Eigenschaften herzustellen. Günstig ist außerdem, daß es nicht nötig ist, zum Immunisieren vor der Fusion reines Antigen zu verwenden. Es wäre möglich, mit mikrobiellen Suspensionen von Bodenproben zu immunisieren, und doch würden schließlich einheitliche mAk gegen einzelne Serotypen erhalten werden. Die Bindung von Antikörpern an Antigene, die in die Zellwand von Mikroorganismen eingebaut sind, ist auf folgende Arten nachzuweisen:

(1) Fluorochrome wie FITC oder Phycoerythrin werden schon vor der Bindungsreaktion mit dem Antikörper konjugiert (direkte Methode)

(2) Bei der indirekten Methode werden die Fluorochrome erst nachträglich durch Antikörper (sekundäre) gegen die Zellwand-spezifischen Antikörper (primäre) an die Zellen gekoppelt.

Die indirekte Methode ist preiswerter und empfindlicher als die direkte. Stammen z.B. die verwendeten mAk aus fusionierten Ratten-Milzzellen, dann genügt ein Präparat aus Anti-Ratten-Antikörpern (mit einem Fluorochrom konjugiert) für alle möglichen mAk-Typen. Die Empfindlichkeit des Tests, d.h. die Zahl der Fluorochrom-Moleküle pro Bakterienzelle, kann durch molekulare Verzweigung am sekundären Antikörper vervielfacht werden. In unserem Labor wird dafür das Biotin-Streptavidin-System verwendet. Beide Methoden können an fixierten und vitalen Zellen durchgeführt werden, wenn die Art der Antigen-Antikörper-Beziehung es zuläßt.

(3) Beim ELISA (enzyme-linked-immuno-sorbent-assay) wird die Antigen-Antikörper-Reaktion über eine enzymatisch gesteuerte Farbreaktion sicht- und meßbar gemacht. Bei der indirekten Version, die üblicher Weise verwendet wird, koppelt ein sekundärer Antikörper - der Anti-Antikörper - z.B. Peroxidase an den ersten Antikörper, der direkt auf der Bakterienzelle sitzt. Die Intensität der Farbentwicklung kann anschließend in speziellen Photometern bestimmt werden, die 96 Proben, so viele Näpfe enthält eine Testplatte, in wenigen Sekunden auswerten können.

(4) Die Verwendung radioaktiver Isotope für Immunteste hoher Empfindlichkeit hat sich erübrigt, da die modernen "kalten" Nachweismethoden vergleichbar empfindlich sind. Der RIA (radio immuno assay) wird deshalb hier nicht besprochen.

Die immunologisch-serologischen Verfahren haben leider Schwächen, von denen drei im Zusammenhang mit Untersuchungen an Bodenmikroorganismen zu beachten sind: (1) die Möglichkeit von Kreuzreaktionen, (2) die unspezifische Bindung von Antikörpern an Protein-adsorbierende Partikel und (3) die Eigenfluoreszenz von Pflanzenwurzeln und Bodenpartikeln. Kreuzreaktionen sind über Kontrollen mit anderen Antikörpern und nicht-immunologischen Methoden zu erfassen. Die unspezifische Bindung wird weitgehend durch Vorbehandlung mit Gelatine, Albumin oder Serumhaltigen Lösungen verhindert. Die Eigenfluoreszenz kann mit Gegenfärbungen und Auswahl eines Fluorochroms mit günstigen Anregungs- und Emissions-Wellenlängen zurückgedrängt werden. Weitere Information zu immunologisch-serologische Verfahren in der Bodenmikrobiologie sind zu finden in: B.B.Bohlool and E.L.Schmidt (1980), J.Postma et al (1988) und H.Levanony et al. (1987).

Die hier vorgestellten Arbeiten dienen der Entwicklung immunologisch-serologischer Methoden, mit denen die populationsdynamische Entwicklung von Bakterienstämmen nach Freisetzung in Böden verfolgt werden können. Darauf aufbauend soll die Auflichtimmunfluoreszenzmikroskopie zur direkten Beobachtung von Mikroorganismen im Boden speziell in der Rhizosphäre eingesetzt werden.

Als Modellorganismus wurde *Azospirillum brasilense* ausgewählt, ein Gram-negatives, aerobes, leicht gekrümmtes Bakterium, das unter reduziertem O₂-Partialdruck N₂ fixieren kann und vor allem in der Rhizosphäre von Gramineen vorkommt, wo es durch Exkretion von Wuchshormon das Pflanzenwachstum günstig beeinflussen kann (J.Döbereiner and F.O.Pedrosa (1987)).

#### Beschreibung und Diskussion der eigenen Untersuchungen

Zur Immunisierung von Wistar-Ratten wurden Kulturen in der log-Phase verwendet. Pro Injektion wurden ca. 10⁸ A. *brasilense* Wa3II intraperitoneal verabreicht. Die Fusion der Milzzellen mit der Maus-Myelomlinie Ag8 wurde unter Einwirkung von PEG 1500 (Polyethylenglykol) vorgenommen. Zur Prüfung der klonalen Kulturüberstände wurden Bakterienkulturen nach dem Waschen in Puffer in die Näpfe von Mikrotiterplatten aus PVC pipettiert und durch längere Inkubation und anschließende schonende Austrocknung im Luftstrom bei 45°C an die Kunststoffoberfläche adsorbiert. In den Näpfen wurden die Kulturüberstände mit dem Meerrettich-Peroxidase-ABTS-System (ELISA) auf ihren Gehalt an

spezifischen Antikörpern getestet. Die Hybridomzellen aus positiven NÄpfen wurden mindestens zweimal rekloniert, ehe sie auf ca.  $5 \times 10^7$  vermehrt wurden. Diese Zellen wurden Thymus-aplastischen Nacktmäusen i.p. injiziert, nach 2 Wochen konnte Aszites mit hohem Antikörpertiter abgezogen werden. Die Bindungsreaktion von drei ausgewählten mAk mit Bakterienstämmen, die in der Tabelle 1 aufgeführt sind, wurden mit dem ELISA gemessen. Die relative Intensität der Farbstoffbildung durch das ABTS wird als semi-quantitatives Maß für die Affinität der mAk zu den Antigenen auf den getesteten Bakterien genommen.

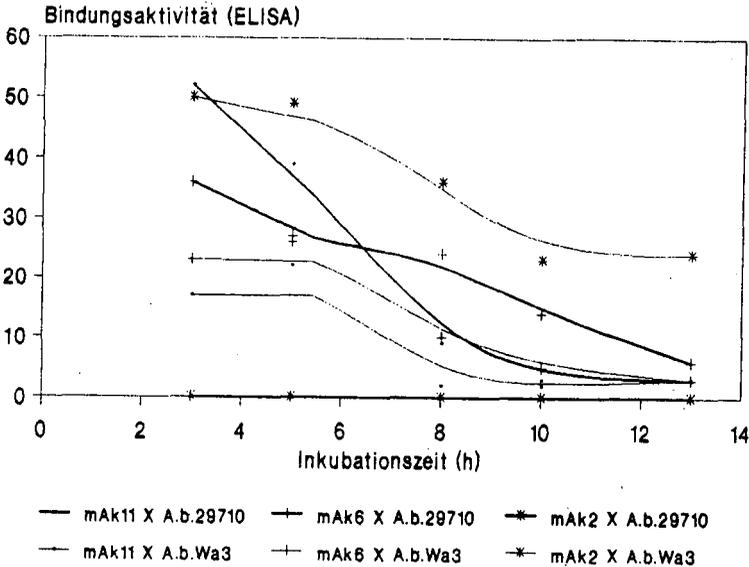
Tab 1: Bindungsspezifität der mAk 2, 6 und 11

	mAk2	mAk6	mAk11
A. bras. ATCC 29 710	-	+	(+)
A. " DSM 1690	-	-	-
A. " WA 3	++	(+)	(+)
A. " WA 3 II	++	(+)	(+)
Bacillus subtilis	-	+	-
Pseudomonas fluorescens	-	+	-
Arthrobacter citreus	-	-	-
Agrobacterium radiobacter	-	-	-
Flavobacterium sp.	-	+	-
Escherichia coli	-	-	-

Der mAk2 reagiert nur mit den Stämmen Wa3 und Wa3II (Wa3II ist eine Rifampicin-resistente Mutante von Wa3), er repräsentiert eine relativ enge Serogruppe. Dagegen bindet mAk6 an verschiedene Bakterienspezies, die nicht näher mit einander verwandt sind.

Die mAk 2 und 6 erlauben Versuche zur Populationsdynamik folgenden Typs: der Stamm Wa3 wird in definierten Verhältnissen mit anderen Stämmen gemischt, die von mAk6 erkannt werden. Nach Ausbringung dieser Mischungen auf Agarplatten oder Modellsysteme kann die Entwicklung der beiden Teilpopulationen mittels Doppelmarkierung verfolgt werden. Die Wa3 könnten mit dem Fluorochrom FITC besetzt werden und würden dann grün leuchten, die anderen Bakterien würden anschließend mit Phycoerythrin markiert, das eine gelblich-orange Färbung erzeugt. Beide Bakterienstämme bzw. Serogruppen könnten nebeneinander im Fluoreszenzmikroskop bestimmt werden.

Abb. 1: Bindungsaktivität der mAk2,6,11 an *A.brasilense* ATCC 29710 und Wa 3



Der graphischen Darstellung der Bindungsaktivitäten (Abb.1) ist zu entnehmen, daß der mAk11 die überraschende Eigenschaft hat, bei *A.brasilense* ATCC 29710 mit einem Antigen zu reagieren, das nur auf wachsenden Zellen vorkommt und am Ende der logarithmischen Wachstumsphase nach ca. 10 Stunden Inkubation bei 33°C praktisch verschwunden ist. Antikörper dieser Art sind geeignet den physiologischen Zustand von Bakterienpopulationen zu bestimmen. Herkömmliche Antiseren mit der Spezifität von mAk11 sind bisher noch nicht beschrieben worden.

Zusammenfassung

*Azospirillum brasilense*, ein Bodenbakterium, das in der Rhizosphäre von Gramineen häufig gefunden wird, wurde als Immunogen zur Herstellung monoklonaler Antikörper eingesetzt. Es wurden drei mAk vorgestellt, die durch ihre Bindungsspezifität für populationsdynamische Untersuchungen besonders geeignet sind. Damit konnte gezeigt werden, daß die relativ aufwendige Hybridomtechnik zur Gewinnung monoklonaler Antikörper Möglichkeiten für populationsdynamische Untersuchungen eröffnet, die von herkömmlichen Antiseren nicht zu erwarten sind.

Literatur

- (1) Bohlool, B.B., and Schmidt, E.L. (1980): The immunofluorescence approach in microbial ecology, in *Advances in Microbial Ecology* (Alexander, M., Ed.) 4, 203-241.
- (2) Döbereiner, J., Pedrosa, F.O. (1987): Nitrogen-fixing bacteria in nonleguminous crop plants. Science Tech Publishers, Madison, Wisconsin & Springer-Verlag, Berlin-Tokyo.
- (3) Levanony, Hanna; Bashan, Y., and Kahana, Z.E. (1987): Enzyme-linked immunosorbent assay for specific identification and enumeration of *Azospirillum brasilense* Cd. in cereal roots. *Appl. Environ. Microbiol.* 53, 358-364.
- (4) Postma, J. van Elsas, J.D., Govaert, J.M., and van Veen, J.A. (1988): The dynamics of *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* introduced into soil as determined by immunofluorescence and selective plating techniques. *FEMS Microbiol. Ecol.* 53, 251-260

## **Einfluß des biologisch-dynamischen Präparates P500 auf Merkmale der mikrobiellen Aktivität eines schluffigen Sandes**

Dewes, T. und E. Ahrens *)

Eine Vielzahl fachwissenschaftlicher Untersuchungen bezieht sich im Bereich des konventionellen Landbaus auf die Einschätzung zu erwartender Auswirkungen einzelner Maßnahmen. Demgegenüber dominieren in der Forschung zum alternativen Landbau Ansätze, die den Systemcharakter der biologischen Produktion in den Vordergrund stellen. So liegt mittlerweile zwar eine Reihe von Arbeiten vor, die insbesondere unter Einbeziehung der biologisch-dynamischen (bio.-dyn.) Wirtschaftsweise auf einen Vergleich komplexer Bewirtschaftungssysteme unter den verschiedensten Aspekten abzielen (z.B. RICHTER und v.WISTINGHAUSEN 1981, REINKEN et al. 1983, KAFFKA 1984, STAIGER 1986, ABELE 1987, KOOP und AHRENS 1987), es läßt sich daraus jedoch meist wenig über die Zweckmäßigkeit der jeweiligen Einzelmaßnahmen ableiten. Auch besteht im Hinblick auf die Optimierung dieser Maßnahmen noch erheblicher Forschungsbedarf. Von besonderem Interesse sind in diesem Zusammenhang die bio.-dyn. Präparate, weil es Vergleichbares in keinem anderen Landbausystem gibt. Es handelt sich um sechs jeweils spezifisch aufbereitete Pflanzendrogen (P502-P507), die zusammen zur Lenkung und Förderung der Umsetzungen in Wirtschaftsdüngern eingesetzt werden, sowie um ein Mist- (P500) und ein Kieselpräparat (P501) für die Boden- bzw. Pflanzenpflege. Eine neuere Untersuchung (KÖNIG 1988) gibt Hinweise auf eine Beeinflussung von Stomatooszillation und Tagesgang der Netto-CO₂-Assimilationsrate bei Buschbohnen nach kombinierter Anwendung der beiden letztgenannten Präparate.

Anhand von aeroben Bodenbrutversuchen wurde hier der Frage nachgegangen, ob das bio.-dyn. Präparat P500 nach praxisüblicher Ausbringung auf den Boden dessen mikrobielle Aktivität beeinflusst.

### **Material und Methoden**

Luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebter Boden ( $\mu\text{S}$ ,  $\text{pH}_{(\text{KCl})}$  6.9,  $\text{P}_2\text{O}_5(\text{CAL})$  15.6mg 100g⁻¹,  $\text{K}_2\text{O}(\text{CAL})$  8.0mg 100g⁻¹, C:N-Verh. 9.9) wurde auf 45% seiner max. Wasserkapazität befeuchtet, mit P500 in verschiedenen Mengen und Häufigkeiten (siehe Ergebnisse) behandelt, erneut gesiebt (5 mm) und in 3facher Wiederholung bei 20°C über 37-40 Tage aerob inkubiert. Der eingestellte Wassergehalt wurde durch regelmäßiges Befeuchten nach Gewicht aufrecht erhalten. Einzelne Prüfglieder erhielten zusätzlich getrockneten und pulverisierten Stallmist (+P502-P507) in Mengen von umgerechnet 300 dt ha⁻¹. Während der Inkubationszeit wurde in Abständen wiederholt die Dehydrogenase-Aktivität (DHA) nach THALMANN (1968), die Protease-Aktivität (PA) nach KANDELER (1986) und die Aktivität der alkalischen Phosphatasen (aPHA) nach HOFFMANN (1968) bestimmt.

### **Ergebnisse und Diskussion**

Gemessen an der DHA konnte nach ein-, insbesondere aber nach zweimaliger P500-Anwendung (im Abstand von 7 Tagen und in Mengen von umgerechnet je 1,5 kg ha⁻¹) ein stimulierender Effekt auf die Bodenflora festgestellt werden, der sich im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle in einer zunächst nur

*) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur, - Mikrobiologie -, Senckenbergstr. 3, D-6300 Giessen

tendenziell beschleunigten Steigerung der Aktivität am Anfang, dann aber in einem deutlich verlangsamten Aktivitätsrückgang ab dem 20. Bebrütungstag äußerte (Abb. 1). Dies führte zu einer um 10,3% höheren DHA im 2 mal behandelten Boden nach 39 Tagen. Zunehmend häufigere Spritzungen bewirkten im Gegensatz dazu zunehmend raschere Aktivitätsabnahmen; die größte negative Abweichung zur Kontrolle (-15,9%) war nach 5maliger P500-Anwendung und 31 Tagen erreicht. Nach ein- oder zweimaliger P500-Anwendung war also auffallend, daß der für die Kontrolle verzeichnete Kurvenverlauf im Sinne eines Ausgleichs der Extreme modifiziert wurde.

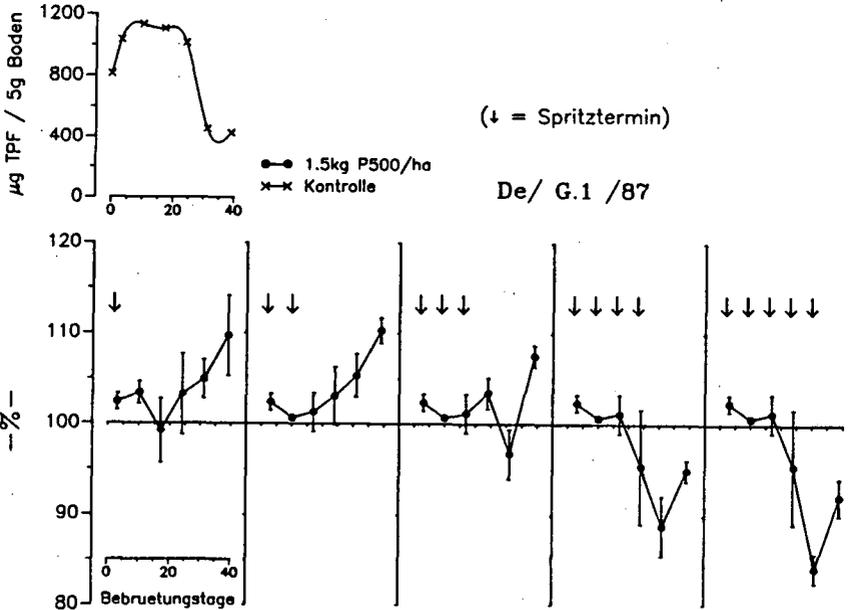


Abb. 1: Einfluß von P500-Applikationen unterschiedlicher Häufigkeit auf den zeitlichen Verlauf der Dehydrogenase-Aktivität im Boden ( $\mu\text{S}$ , 45%max.WK, 20°C)

Bei einem weiteren Versuchsansatz führte die zweimalige Applikation von je 1,5 kg P500 ha⁻¹ im ungedüngten Boden zu signifikanten Hemmungen der DHA (Tab. 1), die nach 9tägiger Bebrütung 27,6%, und nach 37 Tagen immerhin noch um 14,0% ausmachten. Höhere Dosierungen (bis zur vollkommen praxisunüblichen Menge von 150 kg ha⁻¹) erbrachten ähnliche Resultate. Demgegenüber war die PA nach Anwendung von P500 (ebenfalls unabhängig von der eingesetzten Menge) zunächst signifikant zunahm, 20,8% und 26,0% gefördert; ab dem 21. Tag traten aber auch hier Hemmungen auf. Vergleichsweise schwache, in der Tendenz aber ebenfalls hemmende Wirkungen zeichneten sich durchgehend auch bei der aPHA ab. Wurde zusätzlich gedüngt (300 dt ha⁻¹ Stallmist), so waren die durch P500 induzierten Effekte insgesamt schwächer, tendenziell aber gleich denen im ungedüngten Boden.

Aus der zweifaktoriellen Varianzanalyse ist zunächst abzulesen, daß die Düngung zu einem (positiv) signifikanten Ausschlag bei allen untersuchten Parametern geführt hat (Tab. 2). Dies war erwünscht,

Tabelle 1:

Einfluß von P500-Behandlungen (1,5 kg; 15 kg; 150 kg/ha) auf verschiedene Enzymsysteme in einem schluffigen Sand, in Abhängigkeit von einer Düngung (300 dt/ha Stallmist) und der Bebrütungszeit

De / A.8 /86

Ausgangs- material	9.Tag	21.Tag	37.Tag			
ungedüngt:						
Protease						
-P500 (µg Tyrosinäg./g)	228,63	243,49	262,55	91,08		
+1,5 kg P500 (‡, s‡)	23,67	0,38	-23,01	2,30	-3,06	1,02
+15 kg P500 (‡, s‡)	25,96	0,77	- 9,38	2,83	-5,62	0,53
+150 kg P500 (‡, s‡)	20,81	1,34	-19,47	1,95	-5,62	0,51
GD 5‡	3,11	8,16	3,17			
Dehydrogenase						
-P500 (µg TPF/5g)	240,94	334,84	403,70	338,20		
+1,5 kg P500 (‡, s‡)	-27,60	0,15	-13,89	5,48	-13,96	0,29
+15 kg P500 (‡, s‡)	-18,94	2,65	-11,09	4,14	-14,54	0,29
+150 kg P500 (‡, s‡)	-30,10	8,52	-20,83	1,95	-23,11	0,15
GD 5‡	12,32	8,43	1,03			
Phosphatase						
-P500 (µg Phenol/ml)	25,95	33,73	31,24	28,23		
+1,5 kg P500 (‡, s‡)	- 8,94	3,07	-13,30	1,01	0,36	0,36
+15 kg P500 (‡, s‡)	-10,15	1,24	-13,95	6,98	0,00	0,00
+150 kg P500 (‡, s‡)	-13,55	1,54	-10,96	1,33	-3,68	0,10
GD 5‡	9,02	-----	-----			
gedüngt (300 dt Stallmist/ha):						
Protease						
-P500 (µg Tyrosinäg./g)	197,96	299,72	271,38	98,51		
+1,5 kg P500 (‡, s‡)	8,69	0,47	-11,81	6,34	-1,41	0,48
+15 kg P500 (‡, s‡)	8,53	2,79	- 8,56	4,80	-2,83	0,94
+150 kg P500 (‡, s‡)	10,24	2,64	- 8,22	1,03	0,95	0,95
GD 5‡	8,65	9,26	-----			
Dehydrogenase						
-P500 (µg TPF/5g)	315,68	191,76	475,48	472,12		
+1,5 kg P500 (‡, s‡)	-16,02	1,67	0,52	3,31	6,23	0,21
+15 kg P500 (‡, s‡)	- 1,54	2,82	-6,31	5,59	6,85	0,03
+150 kg P500 (‡, s‡)	- 1,92	2,44	16,03	2,28	1,02	0,21
GD 5‡	6,20	7,31	0,71			
Phosphatase						
-P500 (µg Phenol/ml)	28,44	34,25	31,96	33,11		
+1,5 kg P500 (‡, s‡)	-2,15	2,73	-2,60	1,94	-1,90	0,30
+15 kg P500 (‡, s‡)	-3,65	8,50	-2,93	8,12	-2,22	0,62
+150 kg P500 (‡, s‡)	-8,80	4,54	4,54	2,60	-3,47	0,04
GD 5‡	-----	-----	1,48			

und das Düngungs-niveau auch entsprechend gewählt, um die zur Diskussion stehende Maßnahme auf zwei unterschiedlichen Versorgungsstufen des Bodens prüfen zu können. Dabei zeigte sich, daß es für das Zustandekommen von gesicherten P500-Wirkungen (von zwei Ausnahmen abgesehen) unerheblich war, in welcher Konzentration das Präparat angewendet wurde. Dort, wo Ausnahmen vorlagen, unterschied sich die Wirkung der höchsten Konzentration von der der beiden niedrigeren, die untereinander aber nicht verschieden wirkten. Gemessen am Niveau der unbehandelten Kontrolle führte die höchste Konzentration in beiden Fällen zu stärkeren Hemmungen. Wechselwirkungen zwischen den Faktoren Düngung und P500-Konzentration waren nur gelegentlich nachweisbar. Sofern solche bestanden, äußerten sie sich in einer mit zunehmender P500-Konzentration ebenfalls zunehmenden Hemmung, die im ungedüngten Boden stärker ausgeprägt war als im gedüngten.

Die Ergebnisse belegen zunächst, daß von dem bio.-dyn. Präparat P500 Wirkungen auf die mikrobielle Aktivität eines Bodens ausgehen können, über deren Ursache allerdings noch keine Aussage zu treffen ist. Dabei muß betont werden, daß nur die niedrigste der geprüften Aufwandmenge (1,5 kg P500 ha⁻¹) in etwa der ursprünglichen Empfehlung für die Anwendung von P500 entspricht. Von der höchsten Dosierung (150 kg ha⁻¹) wären u.U. schon Nährstoffeffekte zu erwarten gewesen. Da in der

Tabelle 2:  
Enzymaktivitäten im mit P500 behandelten Boden (µS) in Abhängigkeit von Düngung (300 dt/ha Stallmist) und unterschiedlichen P500-Konzentrationen (1 = 1,5 kg, 2 = 15 kg, 3 = 150 kg P500/ha), sowie varianzaanalytische Prüfung auf Mittelwertunterschiede

De / A.11 / 86

	DEHYDROGENASE			PROTEASE			alk. PHOSPHATASE		
	µg TPF / 5g TM			µg Tyrosin / g TM			µg Phenol / ml Filtrat		
	9.Tag	21.Tag	37.Tag	9.Tag	21.Tag	37.Tag	9.Tag	21.Tag	37.Tag
-----									
Haupteffekte:									
P500-Konzentration									
1	282,24	412,78	396,31	313,43	220,73	92,70	32,12	29,11	30,41
2	324,51	402,21	396,76	315,99	243,03	90,85	31,65	28,95	30,31
3	305,10	435,65	368,53	312,67	230,25	92,70	30,20	30,61	29,58
F-level	0,0585	0,2375	0,0000	0,7576	0,1584	0,0703	0,4534	0,4974	0,0003
GV 5%	----	----	2,54	----	----	----	----	----	-0,31
-----									
Düngung									
-	249,29	342,06	280,10	300,65	217,16	86,74	30,06	27,26	27,92
+	358,61	491,70	494,32	327,14	245,51	97,43	32,58	31,86	32,27
F-level	0,0001	0,0000	0,0000	0,0006	0,0128	0,0000	0,0830	0,0085	0,0000
GV 5%	27,50	35,56	1,65	9,96	19,82	1,47	----	2,92	0,20
-----									

Wechselwirkungen:

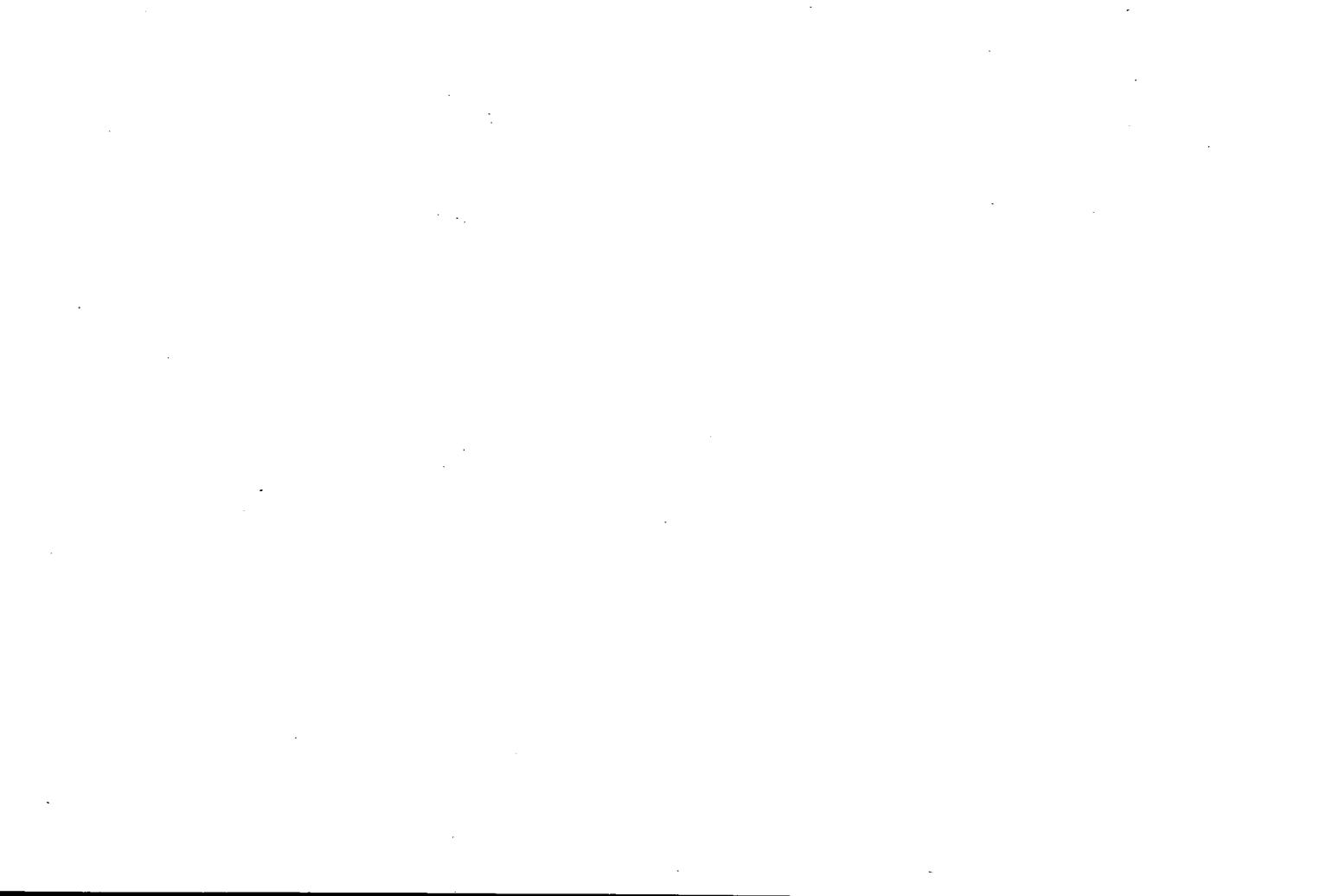
P500-Konz. :Düngung									
1 : -	242,41	347,63	291,08	301,12	202,14	88,29	30,72	27,09	28,33
1 : +	322,07	477,93	501,54	325,75	239,32	97,12	33,52	31,13	32,48
2 : -	271,41	358,94	289,12	306,69	237,92	85,97	30,31	26,88	28,24
2 : +	377,62	445,48	504,47	325,28	248,14	95,23	33,00	31,03	32,38
3 : -	234,05	319,61	260,11	294,15	211,43	85,97	29,16	27,82	27,19
3 : +	376,15	551,69	476,95	330,39	249,07	99,44	31,24	33,41	31,97
F-level	0,1544	0,0164	0,0195	0,2739	0,3514	0,0423	0,9661	0,8428	0,0315
GV 5%	----	100,21	4,65	----	----	4,13	----	----	0,57
-----									

Praxis in aller Regel aber meist noch weniger, nämlich etwa um  $0,3 \text{ kg P500 ha}^{-1}$  angewendet werden, wurden weitere Versuche mit nach unten abgestuften Konzentrationsreihen durchgeführt, wobei ähnliche Wirkungen wie die hier beschriebenen teilweise noch mit Mengen von  $0,015 \text{ kg ha}^{-1}$  zu erzeugen waren.

Desweiteren deuten die Ergebnisse darauf hin, daß es von der Menge der organischen Substanz im Boden abzuhängen scheint, ob überhaupt eine P500-Wirkung auftritt. Ob die Art der organischen Substanz und deren Grad mikrobieller Verfügbarkeit eine weitere Rolle spielt, blieb zunächst offen. Allerdings ist es wahrscheinlich, daß die genannten Faktoren nicht nur für das Zustandekommen einer P500-Wirkung maßgebend sind, sondern auch dafür, ob eine solche Wirkung, wenn sie auftritt, fördernd oder hemmend sein wird. Eine derartige Wirkungscharakteristik läßt die betreffende Maßnahme zunächst zwar schwer kalkulierbar erscheinen. Es könnte darin allerdings der Ausdruck eines regulatorischen Prinzips gesehen werden, das folgerichtig nur dann meßbare Wirkungen zeigt, wenn die Aktivität des biologischen Prüfsystems (vorübergehend) in Extreme ausschlägt (vgl. KÖNIG 1988). Über weitere Versuche, die einen Beitrag zur Überprüfung dieser Hypothese leisten sollten, wird an anderem Ort berichtet (DEWES und AHRENS 1989).

#### Literatur

- ABELE, U. (1987): Produktqualität und Düngung - mineralisch, organisch und biologisch-dynamisch. Schriftenreihe des BML, Angew. Wiss. 345, Landw.-Verl., Münster-Hiltrup
- DEWES, T., E. AHRENS (1989): Beeinflussung der N-Mineralisierungsdynamik aerob bebrüteter Böden durch das biologisch-dynamische Präparat P500. VDLUFA-Schriftenreihe, Kongreßband 1989, Bayreuth (in Vorbereitung)
- HOFFMANN, G. (1968): Eine photometrische Methode zur Bestimmung der Phosphatase-Aktivität in Böden. Z. Pflanzenernähr., Bodenk., 118(3), 61-71
- KAFFKA, S. (1984): Dairy farm management and energy use efficiency; a case study with comparisons. MS-Thesis, Cornell Univ., New York
- KANDELER E. (1986): Aktivität von Proteasen in Böden und ihre Bestimmungsmöglichkeiten. VDLUFA-Schriftenreihe 20, Kongreßband 1986, 829-847
- KÖNIG, U.J. (1988): Untersuchung tagesrhythmischer und entwicklungs-dynamischer Phänomene an ausgewählten Kulturpflanzen bei der Anwendung biologisch-dynamischer Spritzpräparate. Diss., Göttingen
- KOOP, W., AHRENS, E. (1987): Mikrobiologische Vergleichsuntersuchungen am Boden bei unterschiedlichen Düngungsarten und -mengen. Mittellign. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 55/II, 499-504
- REINKEN, G., K. KEIPERT, H. RÜGER, U. LINTNER, WEDLER, A. (1983): Alternativen im Anbau von Äpfeln und Gemüse. Schriftenreihe des BML, Angew. Wiss. 279, Landw.-Verl. Münster-Hiltrup
- RICHTER, M., WISTINGHAUSEN, E.v. (1981): Unterscheidbarkeit von Humusfraktionen in Böden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. Z. Pflanzenernähr., Bodenk., 144, 395-406
- STAIGER, D. (1986): Einfluß konventionell und biologisch-dynamisch angebauten Futters auf Fruchtbarkeit, allgemeinen Gesundheitszustand und Fleischqualität beim Hauskaninchen. Diss., Bonn
- THALMANN, A. (1968): Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). Landwirtschaft. Forsch., 21, 249-258



Feld- und Laborversuche zur N- Mineralisierung und Nitrifikation  
in sauren Böden unter Fichten- und Buchenwald im Schönbuch.

von

Greiner, A. und L. Monn *

Um zu prüfen, ob die weitaus geringere Nitrifikation in Buchenwaldböden Folge assimilatorischen oder dissimilatorischen Nitratverbrauchs oder diejenige von Hemmeffekten der Buchenstreu auf die Nitrifikation ist und ob hetero- oder autotrophe Nitrifikanten wirken, wurde in Proben aus den  $A_h$ -Horizonten saurer Waldböden (s. Tab. 1) untersucht:

- die Netto-N-Mineralisation
  - am Standort (6-wöchig),
  - im 4-wöchigen Laborbrutversuch,
- die Netto-Nitratbildung - im Laborbrutversuch bei Zugabe von:
  - $KNO_3$ ,
  - wäßrigem Buchenstreuextrakt,
  - $NH_4SO_4$
  - Pepton
- die Nitratbildung in bodenbeimpften Ammonium-Mineralsalzmedien (6-wöchige Bebrütung von geschüttelten Flüssigmedien).

Tabelle 1: Bodenform, und im  $A_h$  pH und Basensättigung der Versuchsstandorte

Standort	Bodenform	$pH_{CaCl_2}$	V %
Fichte 1	Löß/Mergel-Pseudogley	3,2	7
Fichte 2	Sand/Tonstein-Braunerde-Parabraunerde	3,3	15
Buche 1	Löß/Mergel-Pseudogley-Parabraunerde	4,0	47
Buche 2	Sand/Tonstein-pseudovergleyte Braunerde	4,0	46
Acker	Löß-Parabraunerde-Pseudogley	6,0	100

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

Stickstoff aus der Mineralisierung organischer Substanz wird in den Fichtenwaldböden überwiegend als Nitrat angeliefert, in den Buchenwaldböden dagegen als Ammonium (s. Abb. 1).

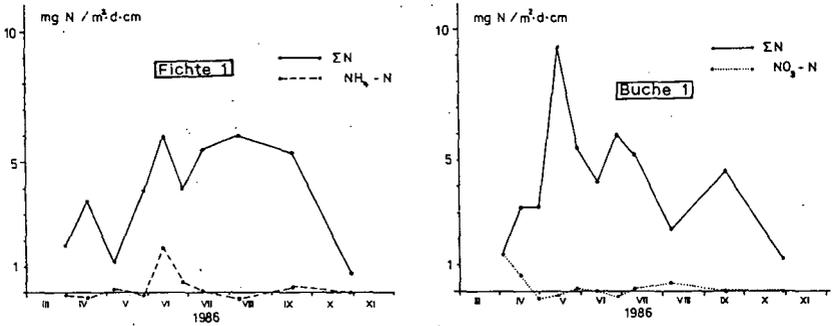


Abbildung 1: Netto-N-Mineralisation im A_h an den Standorten Fichte 1 und Buche 1 (IV-X/1986).

Da Nitratzugabe stimulierend auf die Netto-Nitratbildung in den Buchenwaldböden wirkt, ist Nitratverbrauch - z.B. durch Denitrifikation - unwahrscheinlich (s. Abb. 2)

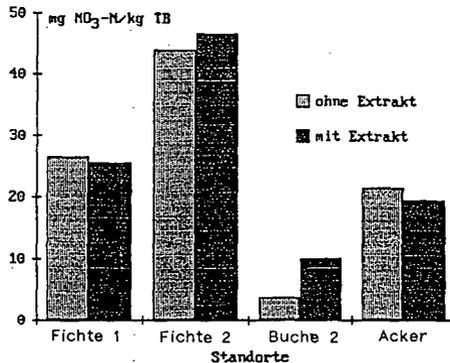


Abbildung 2: Netto-Nitratproduktion (4-wöchig) mit und ohne Nitratzugabe a,b,.. signifikante Unterschiede innerhalb der Standortsvarianten (P > 95 %), Tukey-Verfahren.

Wäßrige Inhaltsstoffe der Buchenstreu zeigen keine Hemmwirkung auf die Netto-Nitratbildung (s. Abb. 3).

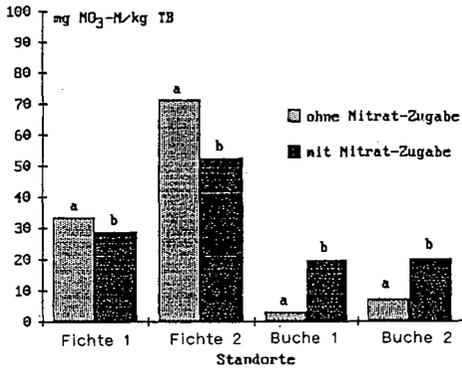


Abbildung 3: Einfluß von Buchenstreu-Extrakt auf die Netto-Nitratproduktion bei 4-wöchiger Bebrütung von Proben aus A_H oder A_D von Wald- und Ackerböden.

Die geringe Nitratbildung in den mit Waldböden beimpften Ammonium-Mineralsalzmedien (s.Tab. 2) sowie die neutrale oder negative Wirkung von Ammoniumzugabe auf die Netto-Nitratbildung im Bodenbrutversuch machen unwahrscheinlich, daß autotrophe Nitrifikanten an der intensiven Nitrifikation in den Fichtenwaldböden maßgeblich beteiligt sind (s.Abb. 4).

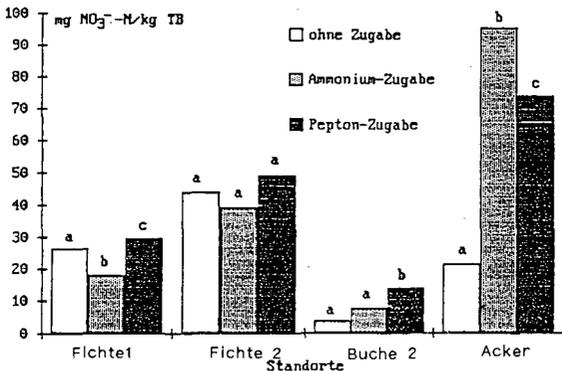


Abbildung 4: Einfluß von Ammonium- oder Pepton-Zugabe auf die Netto-Nitratproduktion in Proben aus A_H oder A_D von Wald- oder Ackerböden über 4 Wochen. a,b,.. s. Abb. 2

Tabelle 2: Netto-Nitratproduktion in einem mit Acker- bzw. Waldboden beimpften Ammonium-Mineral Salzmedium.

Standort	Menge g FG	Netto-Nitrat- produktion mg NO ₃ -N/l
Fichte 1	0,1	0,3
Fichte 2	0,1	0,6
Fichte 2	0,4	1,4
Buche 1	0,1	0,1
Buche 2	0,1	0,1
Buche 2	0,4	0,03
Acker	0,1	>>100

Die Unterschiede in der Nitrifikationsleistung in den untersuchten Böden unter Fichte und Buche lassen sich nicht auf Unterschiede in den pH-Werten oder in der Ammonium-Nachlieferung zurückführen. Wenn, wie die Ergebnisse nahelegen, heterotrophe Nitrifikanten für die gemessene Nitratbildung verantwortlich sind, sind möglicherweise ganz andere, noch unbekannte Faktoren für den Prozeß limitierend. RICE und PANCHOLY (1972) berichten, daß in verschiedenen Sukzessionsstadien von Pflanzengesellschaften in Richtung Klimaxstadium die Ammoniumgehalte zu- und die Nitratgehalte in den Böden abnehmen. Da an den untersuchten Standorten die Buchenforste in etwa der natürlichen Klimaxvegetation entsprechen, die Fichtenforste jedoch eine relativ junge und standortsfremde Pflanzengesellschaft darstellen, könnten auch hier ähnliche Faktoren wirken.

Literatur:

RICE, E.L. and S.K. PANCHOLY (1972): Inhibition of Nitrification by Climax Vegetation. Amer. J. Bot. 59, 1033 - 1040.

## Abbau von Pflanzenrückständen und Humusbildung in Böden unterschiedlicher Bewirtschaftung¹

Gröblichhoff, F.-F.², K. Haider², Th. Beck³

### Einleitung

Im Rahmen eines BMFT-geförderten Verbundprojektes werden die langfristigen Einflüsse unterschiedlicher Bodenbewirtschaftungssysteme auf bodenmikrobiologische Eigenschaften, den biochemischen C- und N-Umsatz sowie auf die Humusstruktur untersucht. Letztere wird mit Hilfe der Pyrolyse-Massenspektrometrie, bzw. der ¹³C-NMR-Spektroskopie analysiert (H.-R. SCHULTEN, Institut Fresenius, Wiesbaden, H. D. LÜDEMANN Univ. Regensburg). Das Vorhaben soll dazu beitragen evtl. negative Auswirkungen einer intensiven Landbewirtschaftung auf den Boden besser erkennen und einordnen zu können.

Bei bisherigen Untersuchungen (GRÖBLINGHOFF et al., 1989) wurde an Böden extrem bewirtschafteter Versuchspartellen des Standortes Puch bei Fürstenfeldbruck die Entwicklung der mikrobiellen Biomasse sowie die von ihr gesteuerten biochemischen Umsätze verfolgt. Diese Partellen unterscheiden sich neben den angebauten Pflanzenarten vor allem in der organischen Düngung. Dabei zeigte sich, daß bei Schwarzbrache oder Kartoffelmonokultur die auf die Bodeneinheit bezogene Biomasse sowie deren Enzymaktivitäten gegenüber der verbesserten Dreifelderwirtschaft oder Grünlandnutzung vermindert sind (BECK 1989). Als Folge einer C-armen Bewirtschaftung werden zugeführte pflanzliche Rückstände einschließlich des Ligninanteils verstärkt mineralisiert und weniger in der Biomasse oder in längerfristig stabilisierten Humusbestandteilen festgelegt. Der C-Gehalt in den Böden der Monokulturen nimmt fortlaufend stark ab, bleibt jedoch konstant bei denjenigen der verbesserten Dreifelderwirtschaft.

Um die Gültigkeit der Ergebnisse für andere praxisübliche Bewirtschaftungssysteme zu überprüfen, wurden Varianten eines von der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau durchgeführten Versuchs mit verschiedenen pflanzenbaulichen Bewirtschaftungsintensitäten am Standort Neuhof bei Donauwörth untersucht. Die Ergebnisse von Stroh- und Ligninabbauversuchen sowie der C-Assimilation in diesen Böden werden im folgenden dargestellt und im Zusammenhang mit den C-Einträgen und dem Humusgehalt diskutiert.

¹Die Untersuchungen werden vom Bundesministerium für Forschung und Technologie im Rahmen des Bodenschutzprogramms als Forschungsvorhaben 339053 A gefördert.

²Inst. f. Pflanzenern. u. Bodenkde. der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, 3300 Braunschweig.

³Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Menzingerstr. 54, 8000 München

Tab. 1: Chemische und mikrobiologische Eigenschaften des Standortes Neuhoof (Schlag 4, 5, Frühjahr 1988)

Bewirtschaftungssystem	C _t mg/g	pH	Biom. ² mg C/100g	C _{mic} /C _{org}	AA ¹	Kat.- ² zahl	β-Gluc. ²
112 org.	12,9	6,4	51,0	4,0	4,62	11,4	114
212 org.min.	12,8	6,1	41,9	3,3	4,17	10,8	115
323 integr.	11,9	6,3	33,4	2,8	3,20	9,3	106
433 intens.	11,3	5,9	32,8	2,9	2,93	7,5	100

¹ Argininammonifikation nach ALEF und KLEINERT (1987)

² nach BECK (1984)

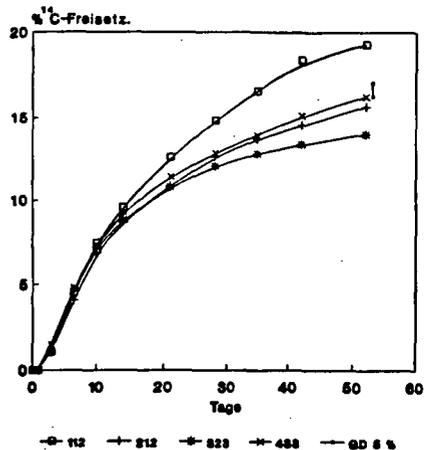
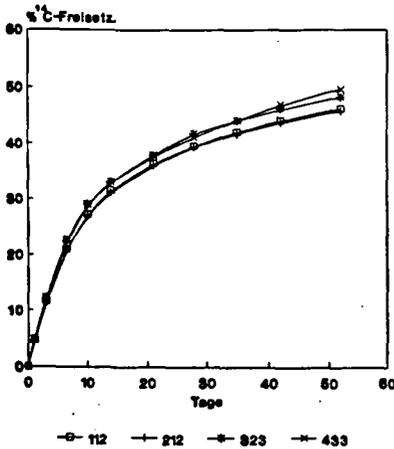


Abb. 1: ¹⁴CO₂-Freisetzung aus uniform ¹⁴C markiertem Weizenstroh

Abb. 2: ¹⁴CO₂-Freisetzung aus im Ligninanteil ¹⁴C mark. Mais

(Neuhoof, 1988/89, Schlag 5, Bebrütung 52 d, 25° C).

Abb. 1 zeigt, daß in beiden Versuchsjahren 1988 und 1989 die ¹⁴CO₂-Freisetzung aus dem ¹⁴C-markierten Stroh leicht mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität ansteigt. Jedoch sind diese Unterschiede im Vergleich zur CO₂-Freisetzung aus der organischen Bodensubstanz und den mikrobiologischen Werten gering. Trotzdem nimmt der Einbau des Stroh-Kohlenstoffs in die mikrobielle Biomasse mit steigender Intensität der Bewirtschaftung ab (Tab. 2). Hier erscheint ein größerer Anteil des zugesetzten Substrats wieder als CO₂ und je mg Biomasse wird mehr ¹⁴CO₂ freigesetzt.

Nach ANDERSON und DOMSCH (1986) sowie unseren Untersuchungen in Puch (BECK, 1989; GRÖBLINGHOFF et al. 1989) haben Biomassen aus Monokulturböden einen höheren Erhaltungsbedarf und ein geringeres

## Material und Methoden

Der Standort Neuhof liegt auf der Schwäbischen Alp im Landkreis Donauwörth, 516 m über NN, Jahresmitteltemperatur 7,6° C, mittlerer Jahresniederschlag 762 mm. Der Boden ist ein Braunerde-Pseudogley aus Lößlehm über toniger Alpüberdeckung (KRAUS, 1984). Aus den fünf parallel bewirtschafteten Schlägen wurden die Schläge 4 und 5 mit den homogensten Bodenverhältnissen ausgewählt. Im Frühjahr 1988 und 1989 wurden aus vier Bewirtschaftungsintensitäten aus je 100 Einstichen von zwei Parzellenwiederholungen Mischproben gebildet, auf 2 mm gesiebt und bis zur Analyse bei -18° C gelagert. Diese Bewirtschaftungsintensitäten sind:

- 112 Organische Variante, Stallmist  $\approx 180 \text{ dt} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , Leguminosen-Gründüngung, keine mineralische Düngung, kein chemischer Pflanzenschutz, Rotklee in der Fruchtfolge.
- 212 organisch-mineralische Variante, Stallmist  $\approx 120 \text{ dt} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , Leguminosen-Gründüngung, geringe mineralische N-Düngung, kein chemischer Pflanzenschutz, Rotklee in der Fruchtfolge.
- 323 integrierte Variante, Stroh- und Senfgründüngung, übliche mineralische N-Düngung  $\approx 124 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , integrierter Pflanzenschutz, Rüben in der Fruchtfolge.
- 433 intensive Variante, Stroh- und Senfgründüngung, intensive mineralische N-Düngung,  $\approx 182 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , prophylaktischer Pflanzenschutz, Rüben in der Fruchtfolge.

Der Abbau von uniform  $^{14}\text{C}$ -markiertem Weizenstroh bzw. Maismaterial sowie der Einbau von  $^{14}\text{C}$  in die Bodenbiomasse wurde nach GRÖBLINGHOFF et al. (1989) gemessen.

Die Biomasse in den feldfrischen Proben wurde nach ANDERSON und DOMSCH (1978), die Argininammonifikation nach ALEF und KLEINERT (1987) sowie die Katalase- und  $\beta$ -Glukosidaseaktivität nach BECK (1984) bestimmt. Der potentiell mineralisierbare Stickstoff wurde nach STANFORD und SMITH (1976) nach 16 stündigem autoklavieren des in 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -Lösung suspendierten Bodens ermittelt. Die C-Einträge in die Böden der jeweiligen Varianten wurden unter Einbeziehung der Erträge mit Hilfe von landwirtschaftlichen Faustzahlen berechnet.

## Ergebnisse und Diskussion

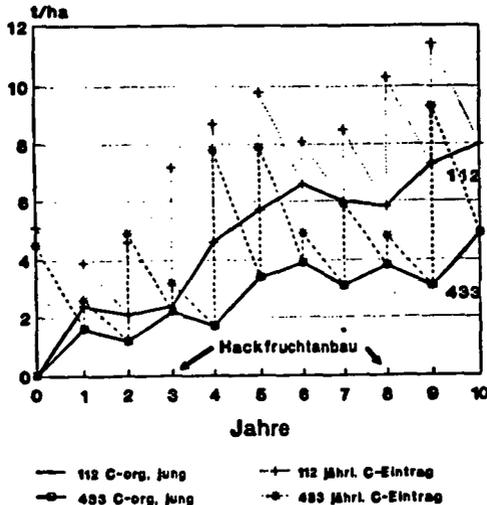
Bei den Böden der verschiedenen Bewirtschaftungssysteme zeichnet sich nach 10 Jahren Versuchsdauer eine Abnahme des Kohlenstoffgehaltes von der organisch gedüngten bis zur intensiv anorganisch gedüngten Variante um etwa 10 % ab, die  $\text{N}_t$ - und pH-Werte haben sich nur geringfügig verändert (Tab. 1). Hingegen nahm die Biomasse, das  $\text{C}_{\text{mic}}/\text{C}_{\text{org}}$  Verhältnis sowie mikrobielle Enzymaktivitäten von der organischen zur intensiven Variante um ca. 35 % ab. Diese Abstufungen waren in allen 5 Schlägen ähnlich.

Die  $\text{CO}_2$ -Freisetzung aus der organischen Bodensubstanz bei einer Inkubation im Labor während 52 Tagen nimmt gegenläufig zur Bewirtschaftungsintensität ab und steigt parallel zur Biomasse und der biologischen Aktivität an. In allen Varianten werden 5 - 6 % des in der organischen Substanz vorhandenen Kohlenstoffs während der Brébrütung veratmet.

Tab. 3: Durchschnittliche jährliche C-Einträge in die Böden der Bewirtschaftungssysteme Neuhof ( $t\ C \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ ).

Bewirtsch. system	Gründg. Rügenbl. Kart.kr.	Stroh, Stoppeln Wurzeln	Stallm.	$\Sigma$
112 org.	0,3	1,2	1,8	3,3
212 org.min.	0,3	1,4	1,2	2,9
323 integr.	0,5	2,7	-	3,2
433 intens.	0,7	2,8	-	3,5

schen Masse im Boden von 1,5 % aus, werden bei einer Bearbeitungstiefe von 25 cm und einem anfänglichen C-Gehalt von 1,25 % C etwa  $0,7\ t\ C \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  veratmet. Im organischen System überschreitet die Akkumulation der jungen organischen Substanz den Abbau um  $1\ t/ha$ ; das intensive Bewirtschaftungssystem weist demgegenüber einen Verlust von  $2,1\ t\ C/ha$  an organischer Substanz auf. Für das organische und das integrierte System stimmt der so berechnete und der gemessene  $C_t$ -Gehalt gut überein. Die gemessene Zunahme an organischem C beträgt für die organische Bewirtschaftungsform  $1,1\ t\ C/ha$ . Für das integrierte System wird eine Abnahme von  $2,1\ t/ha$  berechnet und von  $2,5\ t/ha$  gemessen. Im intensiven System findet dagegen eine Abnahme von  $4,5\ t/ha$  statt. Dies kann mit dem schnelleren Strohabbau (Abb.1) sowie vor allem mit dem erhöhten Ligninabbau (Abb.2) erklärt werden. Dabei steht weniger Ausgangsmaterial für die Humusbildung zur Verfügung. Eine intensive Bewirtschaftung macht sich auch in der Struktur der organischen Bodensubstanz bemerkbar. CAPRIEL et al. (1989) stellen fest, daß



nach Kolenbrander (1974), Janssen (1984)

Abb. 3: Akkumulation junger organischer Substanz im organischen und intensiven Bewirtschaftungssystem in Neuhof.

Aneignungsvermögen von Kohlenstoff als Biomassen in Fruchtfolgeböden. Es ergeben sich daher Hinweise, daß diese Unterschiede auch bei ähnlicher Fruchtfolge, aber unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität auftreten.

Tab. 2: C-Umsatz der Bewirtschaftungssysteme des Standortes Neuhoof aus uniform  $^{14}\text{C}$ -markiertem Weizenstroh, Frühjahr 1988/89.  
(Schlag 5,  $25^{\circ}\text{C}$ , 55% WK, Bebrütungsdauer 52 Tage)

Bewirtschaftungssystem	$\%^{14}\text{CO}_2$ -Freis.	$\%^{14}\text{C}$ -Assim. (C _{ass} )	$^{14}\text{C}_{\text{ass}}/\text{C}_{\text{met}}$	$\mu\text{g}^{14}\text{C}$ -Freis./mg Biomasse	C-Freis. aus org. Subst mg C/100 g
112 org.	46,4	9,63	17,5	349	80,9
212 org.min.	45,8	8,43	15,5	414	71,7
323 integr.	48,5	8,41	14,8	550	61,8
433 intens.	49,6	6,83	12,1	573	63,1
GD 5%	n.s.	1,11	1,9		11,1

$$^{14}\text{C}_{\text{met}} = \text{C}_{\text{ass}} + \text{C-Freisetzung}$$

Die Anpassung der Biomasse an das Bewirtschaftungssystem kommt auch im Abbau der Ligninfraktion von Pflanzenrückständen zum Ausdruck (Abb. 2). Der Ligninabbau ist für die Huminstoffbildung von entscheidender Bedeutung, da das Lignin nach seiner mikrobiellen Umsetzung - allerdings stark verändert - in die stabilen Humusbestandteile eingeht (Parton et al., 1987). Der Ligninabbau in den Böden nimmt von der organischen über die organisch-mineralische zur integrierten Wirtschaftsweise hin ab. Der höhere Ligninabbau in der organischen Variante könnte eine Anpassung an den Zusatz von Stallmist sein, bei dem durch die Rotte die lignifizierte Teile angereichert sind. Hingegen wird die Ligninfraktion im Boden der intensiven Bewirtschaftung genauso rasch abgebaut wie im Boden der organisch mineralischen Bewirtschaftung. Aufgrund der geringeren Lignineinträge in Form von Stroh stehen daher weniger Ausgangsstoffe für die Humusbildung zur Verfügung.

In Tabelle 3 sind die mittleren, jährlichen C-Einträge von Stallmist, Ernterückständen und Gründüngern in die unterschiedlich bewirtschafteten Böden in t C pro ha dargestellt. Diese differieren mengenmäßig geringfügig, jedoch unterscheiden sie sich in der chemischen Zusammensetzung und damit in der Abbaubarkeit erheblich. Nach KOLENBRANDER (1974) wird Stallmist innerhalb eines Jahres zu etwa 40 %, Stroh zu 60 % und Gründüngung zu 80 % mineralisiert. In Abbildung 3 ist in Anlehnung an JANSSEN (1984) für den Schlag 5 die Anreicherung der "jungen" organischen Substanz während der letzten 10 Jahre in den Böden des organischen und intensiven Bewirtschaftungssystems dargestellt. In den Jahren, in denen in beiden Systemen Hackfrucht angebaut wird, nimmt bei dem organisch bewirtschafteten System die "junge" organische Substanz aufgrund der Stallmistgabe zu, während sie im System mit Mineraldüngung abnimmt. Daher sind nach 10 Jahren im organischen System 8 t C/ha, im Intensivsystem trotz Stroh- und Gründüngung dagegen nur 4,9 t C/ha an junger organischer Substanz akkumuliert worden. Geht man von einer jährlichen Mineralisation der gesamten organi-

bei intensiver Bewirtschaftung eine für die Aggregatstabilität wichtige Aliphatenfraktion abnimmt. SCHULTEN et al. (1989) finden mit Hilfe der Pyrolyse-Massenspektrometrie vor allem Unterschiede in den N-haltigen Fragmenten.

Diese Unterschiede zeigen sich auch im Stickstoffumsatz. Während Unterschiede in den Gesamtstickstoff-Gehalten zwischen den Varianten gering sind, nimmt der nach STANFORD und SMITH (1976) bestimmte potentiell mineralisierbare Stickstoff mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität ab. Er beträgt 84,5 µgN/g bei der organischen, 89,6 und 73,8 µg N/g beim organisch/mineralischen bzw. integrierten, aber nur 58,3 µgN/g bei der intensiven Variante. Der Anteil des mobilisierbaren N am Gesamt-N sinkt von 6,4 % bei der organischen Variante auf 4,3 % bei der intensiven Variante. Eine ähnliche Abstufung zeigt sich auch im N-Mineralisation-Immobilisation-Umsatz wie er durch Zusatz von  $^{15}\text{NH}_4^+$  ermittelt werden kann (SCHIMEL, 1986; MYROLD und TIEDJE, 1986; GRÖBLINGHOFF et al., 1989).

Daraus ist zu folgern, daß nicht die Quantität der organischen Bodensubstanz ausschlaggebend ist, sondern ihr Anteil an leichter verfügbarer organischer Masse. Diese kann durch eine gezielte Zufuhr von organischer Düngern vor allem von Stallmist gesteigert werden. Veränderungen der Biomasse und ihrer biochemischen Umsatzleistungen sind dabei ein frühzeitiger Indikator für langfristige Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Böden.

#### Literatur

- Alef, K., D. Kleinert, 1987: Soil Biol. Biochem. **19**, 683-686.  
Anderson, T.-H., K. H. Domsch, 1986: Z. Pflanzenern. Bodenk. **149**, 457 - 468.  
Beck, Th., 1981: Bay. landw. Jahrb. **58**, 290-295.  
Beck, Th., 1984: Z. Pflanzenern. Bodenk., **147**, 456-475.  
Beck, Th., 1989: VDLUFA-Schriftenreihe, **28**, 883-892  
Capriel, P., Th. Beck, H. Borchert, P. Härter, 1989, Soil Sci. Soc. Am. J. (im Druck).  
Doran, Smith, Soil Sci. Soc. Am. Spec. Pub. no. **19**, 53-72.  
Gröblichhoff, F.-F., K. Haider, Th. Beck, 1989: VDLUFA-Schriftenreihe, **28**, 893-908.  
Haider, K., A. R. Mosier, O. Heinemeier, 1985: Soil Sci. Soc. Am. J. **49**, 636 - 641.  
Janssen, B.H., Plant Soil, 1984: **76**, 297-304.  
Jenkinson, D.S., D.S. Powlson, 1976: Soil Biol. Biochem., **8**, 167 - 213.  
Kolenbrander, G.J., 1974: Trans. 10th Int. Congr. Soil Sci., vol. **2**, 129-136.  
Kraus, A., 1989: Bay. landw. Jahrb., **61**, SH2, 6-10.  
Myrold, D.D., J. M. Tiedje, 1986: Soil Biol. Biochem., **18**, 559-568.  
Parton, W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole, Ojima, D.S. 1986: Soil Sci. Soc. Am. J. **51**, 1173-1179.  
Schimel, D.S. 1986: Biogeochem. **2**, 345-357.  
Schulten, H.-R., R. Hempfling, K. Haider, F.-F. Gröblichhoff, H.-D. Lüdemann, R. Fründ, 1989: Z. Pflanzenern. Bodenk. (eingereicht),  
Stanford, G., S.J. Smith, 1976: Soil Sci. **122**, 71-76.

Der Einfluß von Vorfrucht und Umweltbedingungen  
auf die Knöllchenbildung und N₂-Fixierung der Sojabohne  
(*Glycine max* (L.) Merr.) "Gambit" sowie deren Wirtsspezifität

Hartmann, C. *) und R. Aldag **)

**Einleitung:** Die derzeit wichtigste Körnerleguminose auf dem Weltmarkt ist die Sojabohne, weshalb ihre N₂-Fixierungsleistung und Maßnahmen zu deren Beeinflussung Gegenstand intensiver Forschung sind. Das Hauptaugenmerk liegt derzeit auf der Tatsache, daß die Sojabohne mit *B. japonicum* im Gegensatz zu anderen Körnerleguminosen nur ca. 50% ihres Gesamt-N-Bedarfs aus der N₂-Fixierung decken kann. Verschiedene Untersuchungen hatten daher die Auswahl optimaler Sorte /Zuchtstamm-Kombinationen zum Ziel (LA FAVRE und EAGLESHAM 1987, DANSO et al. 1987, BUTTERY und DIRKS 1987, SENARATNE et al. 1987).

Mit Reinkulturen gewonnene Ergebnisse sind jedoch in Feldversuchen dann nicht nachzuvollziehen, wenn die eingeführten Zuchtstämme bei der Wurzelinfektion mit bereits im Boden vorhandenen, besser angepaßten Mischpopulationen konkurrieren müssen (GRAHAM und TEMPLE 1984). In Böden, in denen *B. japonicum* nicht nachweisbar ist, wird im allgemeinen eine Impfkonzentration von 10⁶ Bakterien/Pflanze sowie eine N-Spätdüngung zur Erzielung des ökonomischen Höchststrags empfohlen (BURTON 1976, HIJAZI und KAHNT 1985, FELLMANN und KAHNT 1987). Jedoch kann bis heute nicht abschließend beurteilt werden, ob die Sojabohne unter für die Symbiose optimierten Bedingungen nicht auch in der Lage ist, ihren N-Bedarf ohne zusätzliche N-Düngung über die N₂-Fixierung zu decken.

In eigenen Feldversuchen konnte 1986 bei der Sojabohne "Gambit", die mit handelsüblichem Impfsubstrat des RADICIN-Instituts (Iserlohn) behandelt worden war, kein Knöllchenansatz erzielt werden. Daher sollte für die Sorte "Gambit" ein geeigneter Stamm von *B. japonicum* gefunden und die N₂-Fixierungsleistung unter verschiedenen Umweltbedingungen bestimmt werden. Daraus abzuleiten waren Maßnahmen, die der Sojabohne im ersten Anbaujahr optimale Startbedingungen für die Symbiose garantieren.

**Material und Methoden:** In einem Gefäßversuch wurde 1987 die Sorte "Gambit" in folgenden Varianten getestet (6 Wiederh.): Beimpfung mit Reinkulturen von USDA CB 1809, ATCC 10324 und einem Stamm, der aus einem Knöllchen einer Sojapflanze "Gambit" isoliert wurde. Die Bakterienkonzentration betrug 2x10⁶/Pflanze (bei letzterem zusätzlich 10⁶/Pflanze); dazu im Vergleich eine Variante ohne Impfung und eine, in der die oberen 10 cm des Gefäßes mit infiziertem Boden aus langjährigem Sojaanbau mit der Sorte "Gambit" (10⁶/g Boden = 10⁹/Pflanze) gefüllt waren. Die "optimalen" Varianten waren durch folgende Umweltbedingungen gekennzeichnet: Strahlung 0,7 mE/m²s², Lichtperiode 15 h, relative Feuchte 55-70%, Temperatur 22-16°C, Wasserspannung in den Gefäßen < 100 hPa.

Zusätzliche Gefäße mit dem selbstisolierten Stamm wurden außerdem typischen Streßbehandlungen, wie sie während der Infektionsphase auftreten können, unterzogen: "trocken" = keine Wasserzufuhr während 3-13 Tage nach der Keimung, "kalt" = kühlere Nachttemperaturen (bis -4°C) während 3-10 Tage nach der Keimung

*) Inst. f. Geowissenschaften, Abt. Agrarökologie, Postf. 101251, 8580 Bayreuth

**) Landw. Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer, Postf. 1629, 6720 Speyer

(Eisheilige). Als Gefäße wurden PVC-Rohre (30 cm lang, 15 cm Ø) verwendet, die mit 5 kg eines Boden/Sandgemisches gefüllt wurden (pH-Wert 6,25, C₁-Gehalt 0,42 %, NO₃-Gehalt 50 mg N/Gefäß). Die Pflanzen wurden zwecks Trockenmasse- und N-Gehaltsbestimmung geerntet, als die untersten Blätter sich zu verfärben begannen (Stadium R6). Die fixierte N-Menge wurde aus der Differenz der N-Akkumulation zur entsprechenden Nullvariante näherungsweise berechnet. Die Wurzelsysteme wurden freigelegt und die Knöllchen nach Zahl, Aktivität und Größe bonitiert.

In Feldversuchen wurde 1988 die Sojabohne "Gambit" auf drei Standorten (Tab. 1) im Vergleich zur Weißen Lupine "Eldo" angebaut (Blockanlagen mit 4 Wiederh.). Die Beimpfung erfolgte mit dem Boden, der auch für den Gefäßversuch Verwendung fand (Aufwandmenge 40 g/m², ergibt bei 40 Pflanzen/m² 10⁶ Bakterien/Pflanze). Zur Bestimmung der N₂-Fixierung und der N-Bilanz wurde hier eine erweiterte Differenzmethode herangezogen, wobei unbeimpfte Sojabohnen als Referenzfrucht dienten (weitere Angaben bei HARTMANN und ALDAG 1989).

Standort	Jahr	Höhe über NN m	NS- pET* mm	Tempe- ratur* °C	Boden- art	pH- Wert CaCl ₂	kg NO ₃ -N/ha 0-60 cm z. Saat
Feigend.	1988	322	-268	17,0	usL	5,7	10
Bayreuth	1988	355	-224	16,1	1S	5,3	18
Grenzach	1988	283	-102	17,8	t'L	7,0	36
Grenzach	1989		-185	18,1		7,0	27

Tab. 1: Charakterisierung der Versuchsstandorte 1988 und 1989; * = Klimatische Wasserbilanz (Niederschläge - pot. Evapotranspiration) und Durchschnittstemperatur von Mai - August

1989 wurde die Sojabohne "Gambit" in Grenzach auf der gesamten Fläche angebaut. Die Bakterienkonzentration (*B. japonicum*) auf den Sojaparzellen wurde für die Bodenschicht 0-30 cm mit 5x10³/g Boden bestimmt (bei 40 Pflanzen/m² entspricht das 4x10⁷/Pflanze). Die Sojabohnen auf den Parzellen mit Vorfrucht Lupine wurden wie 1988 mit 10⁶ Bakterien/Pflanze beimpft. Die Probenahme, Analyse und Berechnung wurde wie 1988 durchgeführt, zusätzlich erfolgte eine Knöllchenbonitierung.

**Ergebnisse und Diskussion:** Die im Gefäßversuch 1987 ermittelten Werte für die N-Akkumulation und N₂-Fixierung sind in Abb. 1 dargestellt. Auch hier konnte mit den aus den USA stammenden Reinkulturen kein Knöllchenansatz erzielt werden, weshalb nur die Ergebnisse mit dem selbstisolierten Stamm dargestellt sind. In unserem Fall fixierte die Sojabohne in der Variante mit infiziertem Boden gut die doppelte N-Menge gegenüber praxisüblicher Erstbeimpfung. Die Halbierung der Bakterienkonzentration auf 10⁶/Pflanze erbrachte eine nur tendenziell geringere N-Akkumulation, was sich mit Ergebnissen von MULDOON et al. (1980) deckt. HER-RIDGE und BROCKWELL (1988) fanden in ihren Varianten ohne N-Düngung bei einer Erhöhung der Bakterienkonzentration von 5x10⁵ auf 5x10⁸/Pflanze ebenfalls nur noch eine geringe Steigerung der N₂-Fixierung bei gleicher N-Akkumulation. Der simulierte Spätfrost nach der Saat (Variante "kalt") führte zu einer geringeren Reduktion der N₂-Fixierung (-24%) als der Trockenstreß (Variante "trocken": -32%).

Tab. 2 ist zu entnehmen, daß sich die N₂-Fixierungsleistungen auch im jeweiligen Knöllchenansatz widerspiegeln. Die Variante mit infiziertem Boden schnitt hier erwartungsgemäß am besten ab, wobei allerdings ca. 20% der Knöllchen nicht aktiv waren. Dies deutet darauf hin, daß sich bereits nach einigen Jahren *B. japonicum*-Stämme im Boden selektieren können, die zwar zur Nodulation,

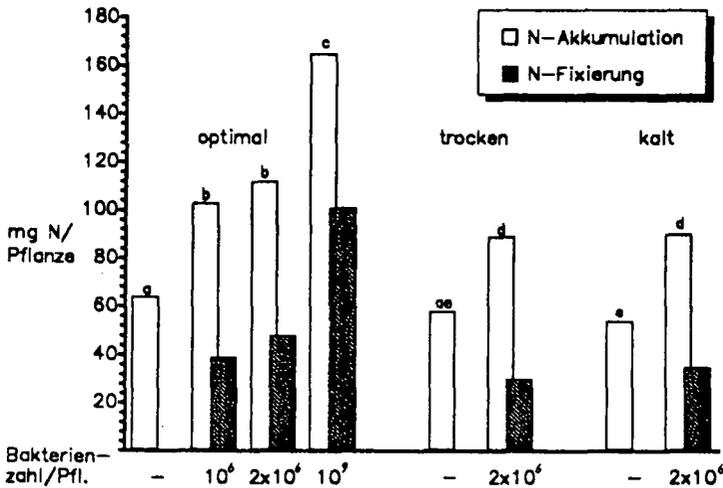


Abb. 1: N-Akkumulation und N₂-Fixierung der Sojabohne "Gambit" im Gefäßversuch 1987 (Beschreibung der Varianten siehe Text; Säulen mit gleichen Buchstaben sind bei P=0,05 nicht signifikant verschieden)

Umweltvariante	"optimal"		"trocken"	"kalt"	GD ₅ *	
Bakterien/Pflanze	10 ⁶	2x10 ⁶	10 ⁹	2x10 ⁶	2x10 ⁶	
Knöllchen/Pflanze	4,0	5,4	34,1	0,9	2,5	2,2
Knöllchen-Ø in mm	5,0	5,5	3,4	4,4	5,5	1,0
N-Anteil aus der N ₂ -Fixierung in %	38	43	61	34	39	-

Tab. 2: Knöllchenzahl, mittlerer Knöllchendurchmesser und Anteil der N₂-Fixierung am Gesamt-N-Bedarf (Stadium R6) im Gefäßversuch 1987

nicht aber zu einer effizienten Symbiose fähig sind. Während die Knöllchenzahl durch die Frostbehandlung (Variante "kalt") um 54% zurück ging, betrug die Reduktion nach Trockenstreß (Variante "trocken") sogar 83%. Im Gegensatz dazu war der mittlere Knöllchendurchmesser bei allen erstbeimpften Varianten signifikant erhöht. Der Anteil der N₂-Fixierung am Gesamt-N-Bedarf war bei allen erstbeimpften Varianten weit geringer als bei der Verwendung von infiziertem Boden.

Da bei den Feldversuchen 1988 auch zur Vollreife Proben entnommen wurden, konnte der theoretische N-Gewinn für die Nachfrucht berechnet werden (Abb. 2). Im Vergleich zur Weißen Lupine fiel die deutlich geringere N₂-Fixierungsleistung der Sojabohne an allen Standorten auf. Zieht man die jeweiligen N-Mengen in den Körnern davon ab, ergibt sich für die Weiße Lupine ein N-Gewinn von umgerechnet 20-83 kg N/ha gegenüber einem N-Verlust von 12-61 kg N/ha für die Sojabohne. Entsprechend höher lag bei der Weißen Lupine auch der Anteil der N₂-Fixierung am Gesamt-N-Bedarf (72-93%). Mit 55-67% war dieser Anteil bei der Sojabohne zwar geringer, im Vergleich zu den im Gefäßversuch 1987 bei der Erstbeimpfung ermit-

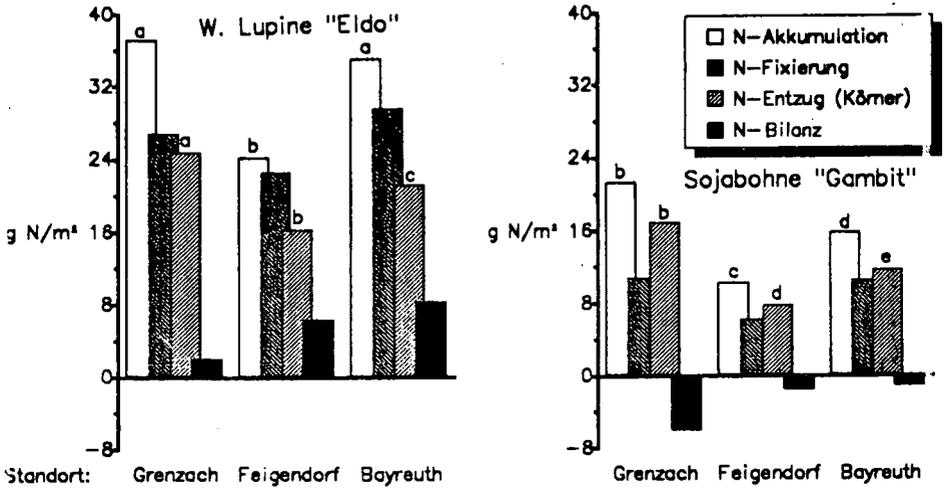


Abb. 2: N-Bilanz der Sojabohne "Gambit" im Vergleich zur Weißen Lupine "Eldo" in den Feldversuchen 1988 (Säulen einer Tönung mit gleichen Buchstaben sind bei  $P=0,05$  nicht signifikant verschieden)

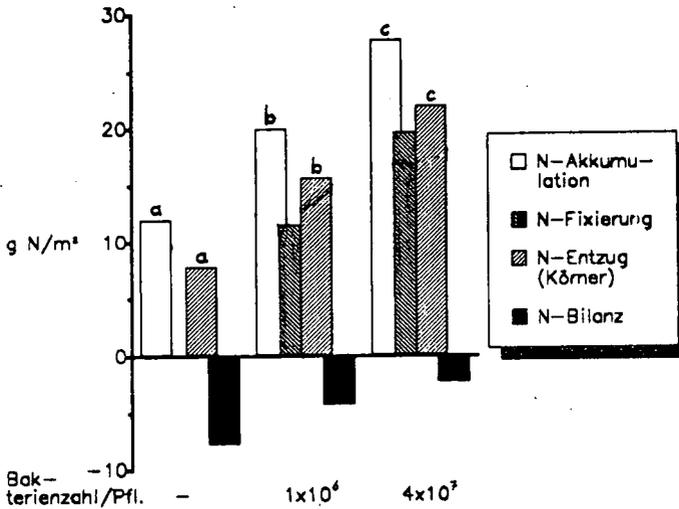


Abb. 3: N-Bilanz der Sojabohne "Gambit" im ersten ( $10^6$  Bakt./Pfl.) und zweiten Anbaujahr ( $4 \times 10^7$  Bakt./Pfl.) im Feldversuch 1989 (Säulen einer Tönung mit gleichen Buchstaben sind bei  $P=0,05$  nicht signifikant verschieden)

telten Werten jedoch deutlich höher, was auf die niedrigen Nitratgehalte bzw. N-Nachlieferung dieser beiden Standorte zurückzuführen sein dürfte. Dafür sprechen auch die Ergebnisse von HERRIDGE und BROCKWELL (1988), die in ihrer Variante ohne Nitratdüngung und bei praxisüblicher Impfkonzentration ( $5 \times 10^5$  Bakterien/Pfl.) einen Anteil von 55% in der Variante mit 100 kg N/ha dagegen nur von

35% bestimmten, während sich die N-Akkumulation in beiden Fällen kaum unterschied.

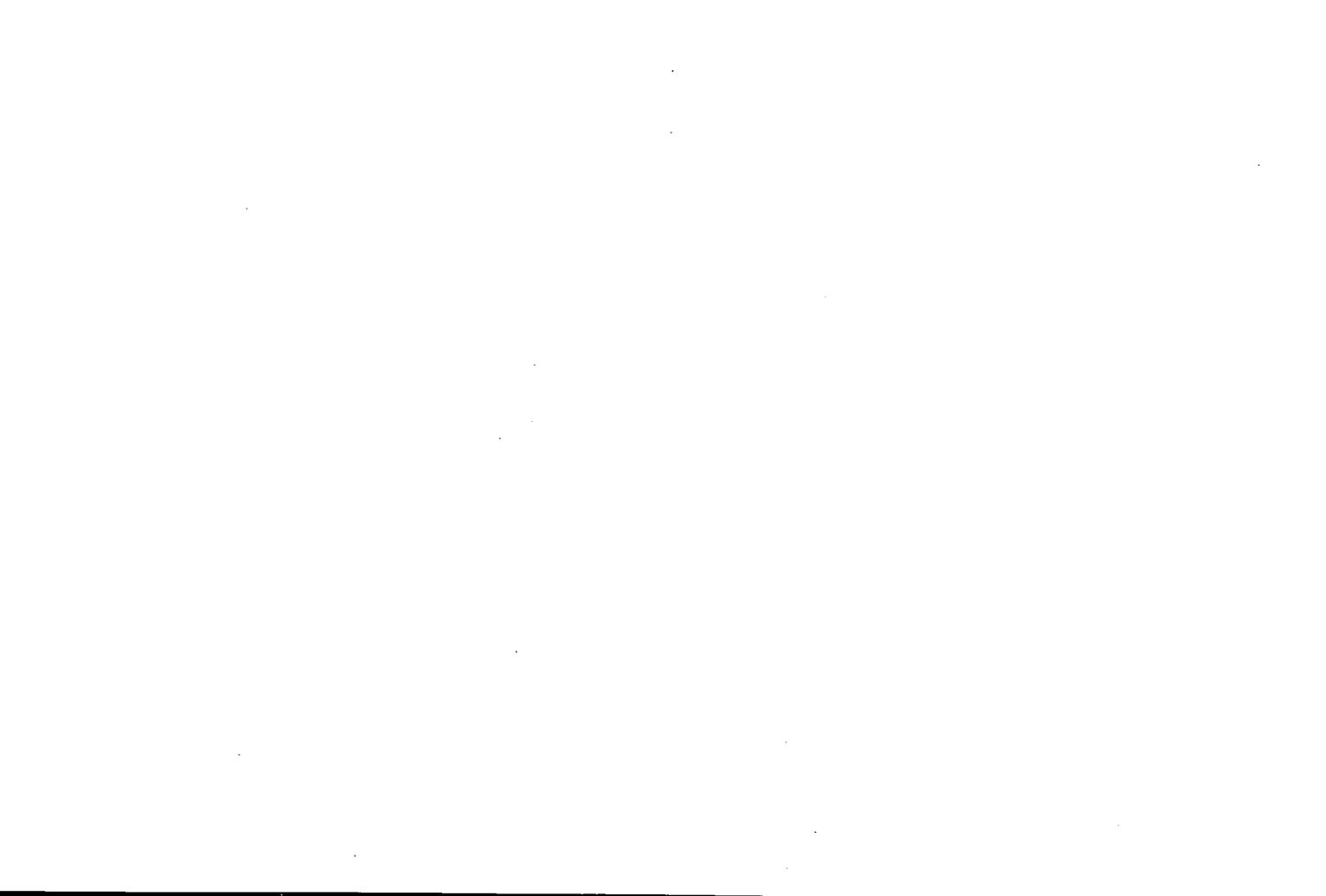
Die Ergebnisse des Feldversuchs 1989 in Grenzach bestätigen die des Gefäßversuchs (Abb. 3). So erhöhte sich die  $N_2$ -Fixierungsleistung von  $11,4 \text{ g N/m}^2$  in den erstbeimpften Parzellen auf  $19,7 \text{ g N/m}^2$  in den Parzellen, wo im Jahr zuvor schon Sojabohnen angebaut worden waren (+ 73%). Gleichzeitig erhöhte sich der Anteil der  $N_2$ -Fixierung am Gesamt-N-Bedarf von 58% auf 71%, und verbesserte sich die N-Bilanz umgerechnet von  $-43 \text{ kg N/ha}$  auf  $-23 \text{ kg N/ha}$ . Dies spiegelte sich auch in der Knöllchenzahl/Pflanze wieder (1. Anbaujahr: 10,7 vgl. 2. Anbaujahr: 95,6), während der Unterschied in der durchschnittlichen Knöllchengröße dagegen nur tendenziell war (1. Anbaujahr: 4,4 mm vgl. 2. Anbaujahr: 3,6 mm).

Da in der Bundesrepublik *B. japonicum* von Natur aus nicht im Boden vorhanden ist, spielt es eine entscheidende Rolle, mit welchem Stamm dieser beim erstmaligen Anbau von Sojabohnen beimpft wird. Es sollte zuvor auch im Freiland geprüft werden, ob dieser Stamm mit der verwendeten Sorte effektiv Stickstoff fixieren kann (CHAMBER-PEREZ et al. 1983). Eine spätere Nachimpfung mit einem geeigneteren Stamm würde zusätzliche Kosten verursachen und wäre wegen der Konkurrenz im Boden in den meisten Fällen kaum wirksam. Am einfachsten ist die Verwendung von Boden aus mehrjährigem Sojaanbau, wenn die entsprechende Sorte dort schon befriedigende Leistungen erbracht hat. Allerdings sollte die Bakterienkonzentration des Impfbodens hoch genug sein, um die Aufwandmenge in vertretbarem Rahmen zu halten.

Um einen optimalen Knöllchenansatz im ersten Anbaujahr zu gewährleisten, ist außerdem eine Beregnung zu empfehlen, falls während der Infektionsphase im Mai bereits Trockenstress auftritt. Dies hat den zusätzlichen Effekt, daß die Bakterien in Tiefenbereiche verlagert werden, wo ein besserer Kontakt mit den Wurzeln gegeben ist (CIAFARDINI und BARBIERI 1987). Wenn mit Spätfrösten zu rechnen ist, sollte die Saat eher hinausgezögert werden, was mit der frühreifen Sorte "Gambit" problemlos ist. Da die Sojabohne im Vergleich zu anderen Körnerleguminosen deutlich geringere N-Mengen bei gleichzeitig weiterem C/N-Verhältnis in den Ernterückständen hinterläßt, kann die Gefahr der Nitratauswaschung als niedrig eingestuft werden. Dementsprechend geringer ist aber auch ihre Vorfruchtwirkung.

#### Literatur:

- BURTON, J.C., in: HILL, L.D., 1976: World Soybean Research. Interstate Publishers, Danville/Ill., 170-179;  
 BUTTERY, B.R. und DIRKS, V.A., 1987: Plant and Soil 98, 285-293;  
 CHAMBER-PEREZ, M.A., ORIVE, E.R., TEMPRANO, F.J. und LAVANDERA, G.G., 1983: Eurosoya, Information Bulletin of the F.A.O. Research Network on Soybean 1, 21-25;  
 CIAFARDINI, G. und BARBIERI, C., 1987: Agron. J. 79, 645-648;  
 DANSO, S.K.A., HERA, C. und DOUKA, C., 1987: Plant and Soil 99, 163-174;  
 FELLMANN, K. und KAHNT, G., 1987: Z. Acker- u. Pflanzenbau 159, 21-28;  
 GRAHAM, P.J. und TEMPLE, S.R., 1984: Plant and Soil 82, 315-327;  
 HARTMANN, C. und ALDAG, R. 1989: Z. Acker- u. Pflanzenbau, in Druck;  
 HERRIDGE, D.F. und BROCKWELL, J., 1988: Soil Biol. Biochem. 20, 711-717;  
 HIJAZI, L.A. und KAHNT, G., 1985: Z. Acker- u. Pflanzenbau 154, 56-65;  
 LA FAVRE, A.K. und EAGLESHAM, A.R.J. 1987: Plant and Soil 102, 267-270;  
 MULDOON, J.F., HUME, D.J. und BEVERSDORF, W.D., 1980: Can. J. Plant Sci. 60, 399-409;  
 SENARATNE, R., AMORNPIMOL, C. und HARDARSON, G., 1987: Plant and Soil 103, 45-50;



**EINFLUSS LANDWIRTSCHAFTLICHER BEWIRTSCHAFTUNG AUF DIE ORGANISCHE  
BODENSUBSTANZ : IDENTIFIZIERUNG MOLEKULARER UNTEREINHEITEN  
DURCH PYROLYSE - MASSENSPEKTROMETRIE**

von

Hempfling, R.¹, H.-R. Schulten¹ und K. Haider²

**1. Problemstellung**

Die organische Bodensubstanz befindet sich in einem dynamischen Gleichgewicht der Bildung und des Abbaus. Dieses Gleichgewicht wird in landwirtschaftlich genutzten Böden durch das Klima, bodeneigene Parameter und die jeweiligen Bewirtschaftungssysteme beeinflusst. Die bisherige Kenntnis der Bewirtschaftungseinflüsse beschränkt sich weitgehend auf Veränderungen von Summenparametern wie organischer Kohlenstoffgehalt ( $C_{org}$ ) oder Stickstoffgehalt ( $N_t$ ) (Sauerbeck et al., 1983; Strebel et al., 1988). Untersuchungen zur Beeinflussung qualitativer Humuseigenschaften bzw. der Humuszusammensetzung sind weniger bekannt. Sie beschreiben entweder Veränderungen ausgewählter Stoffgruppen (Dalal und Henry, 1988) oder geben eine chemische Übersicht der funktionellen Gruppen in gewonnenen Fraktionen oder Gesamtbodenproben (Skjemstad et al., 1986; Oades et al., 1988).

Um die langfristigen Einflüsse intensiver Bodenbewirtschaftung auf die Humusstruktur auf molekularer Basis zu erkennen, wurden in dieser Untersuchung Bodenproben der Ap-Horizonte unterschiedlich bewirtschafteter Schläge aus Langzeitexperimenten mit Pyrolyse-Gaschromatographie/Massenspektrometrie (Py-GC/MS) und Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie (Py-FIMS) untersucht. Diese Techniken erlauben eine umfangreiche chemische Charakterisierung der organischen Substanz von Bodenproben ohne vorherige chemische Aufbereitung (Schulten, 1986; Hempfling et al., 1988). Damit sollte eine Klassifizierung der organischen Substanz von Böden unter verschiedener Bewirtschaftung erreicht werden, bei der auch chemische Untereinheiten herausgefunden werden, welche durch die Intensität der Bewirtschaftung beeinflusst werden. Als objektives Maß für die Unterscheidung einzelner Schläge auf der Grundlage der Humusstruktur diente die Hauptkomponentenanalyse.

¹ Fachhochschule Fresenius, Abteilung für Spurenanalytik, Dambachtal 20, 6200 Wiesbaden

² Inst. f. Pflanzenern. u. Bodenk. der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

## 2. Material und Methoden

Die untersuchten Ap-Horizonte entstammen den Langzeit - Versuchsflächen Puch (Parabraunerde aus Lößlehm) und Neuhoﬀ (Braunerde-Pseudogley aus Lößlehm) in Bayern. Beide Standorte sowie die unterschiedlichen Bewirtschaftungssysteme wurden von Diez und Bachthaler (1978) sowie Kraus (1984) beschrieben. Die einzelnen Schläge in Puch repräsentieren Schwarzbrache, Kartoffelmonokulturen, Fruchtfolgesysteme und Grünland. Am Standort Neuhoﬀ finden sich Fruchtfolgesysteme mit abgestufter Bewirtschaftungsintensität (organisch, organisch-mineralisch, integriert, intensiv); sie werden von Gröblichhoﬀ et al. (1989) genauer beschrieben. Gemahlene und gefriergetrocknete Proben dieser Schläge wurden mit Py-GC/MS (Hempﬂing und Schulten, 1989) und Py-FIMS (Schulten et al., 1988) untersucht. Dies ermöglichte einerseits die Identifizierung von vorwiegend unpolaren und niedermolekularen Pyrolyseprodukten mit GC/MS, andererseits wurden mit Py-FIMS auch polare und höhermolekulare Verbindungen erfaßt. Wie an einer Vielzahl definierter, synthetischer Polymere gezeigt werden konnte, erlauben geeignete Versuchsbedingungen Rückschlüsse von Pyrolyseprodukten auf Originalstrukturen in der Probe (Plage, 1989). Durch den Einsatz von zeit-/temperaturaufgelöster Py-FIMS konnten daneben Thermogramme, d. h. Diagramme des Totalionenstroms (T I I, Ordinate) gegen die Temperatur ( $^{\circ}\text{C}$ , Abzisse), erstellt werden.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

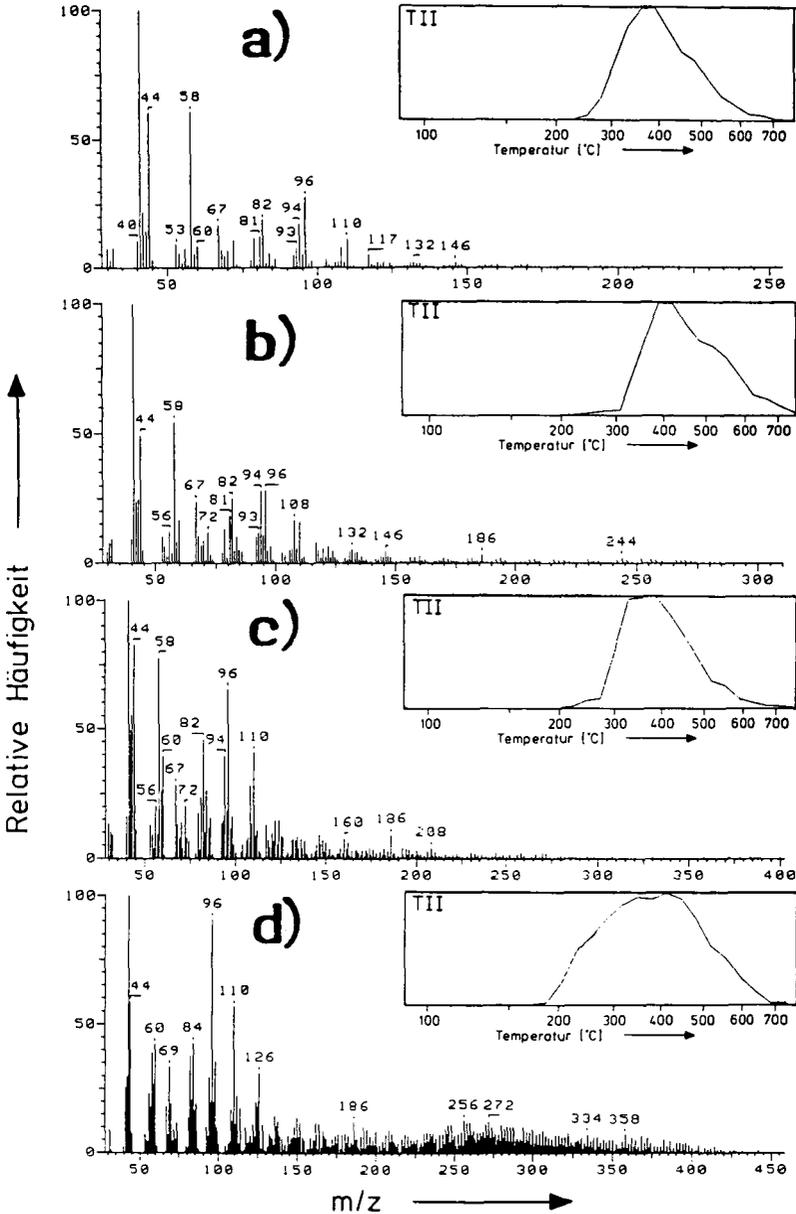
**Py-GC/MS.** Mit Py-GC/MS wurden mehr als 150 thermische Abbauprodukte der organischen Bodensubstanz identifiziert. Als wichtigste seien hier Alkane/Alkene ( $\text{C}_4$  -  $\text{C}_{29}$ ), Alkylbenzole ( $\text{C}_7$  -  $\text{C}_{24}$ ), Alkylphenole, Furane, (Di-) Methoxyphenole, sowie N-haltige Verbindungen wie Pyrrole, Pyridine und Nitrile genannt. Die meisten dieser Pyrolyseprodukte lassen sich auf Kohlenhydrate, Lignin, Polyphenole, Lipide, aliphatische Polymere, Peptide und Proteine als Humusbestandteile zurückführen. Das Signalmuster der N-haltigen Verbindungen weist auch auf Heterozyklen als Humusbestandteile hin. Daneben fanden sich Pyrolyseprodukte wie etwa Benzofurane, Indene, Naphthalene, Fluoren und Phenanthrenol, deren Ursprung ungeklärt ist. Die homologe Reihe der Alkylbenzole ermöglichte es eine kovalente Bindung langer Aliphatenketten mit Aromaten im Humuskörper aufzuzeigen. Bisher wurde lediglich die Existenz von C-substituierten Aromaten im Humus aus  $^{13}\text{C}$  NMR-Untersuchungen gefolgert (Zech et al., 1989).

Da nicht alle erzeugten Pyrolyseprodukte eine entsprechende Flüchtigkeit besitzen bzw. die GC-Säule nicht passieren, erfassen Py-GC/MS-Analysen nur einen Teil der thermischen Fragmente. Weitere Pyrolyseprodukte mit höherer Polarität und Molekülmasse konnten mit direkter Py-MS nachgewiesen werden.

**Py-FIMS.** Für die untersuchten Bodenproben erfolgte die thermische Freisetzung der organischen Substanz zwischen  $200^{\circ}$  und  $700^{\circ}\text{C}$  mit einem Maximum um  $400^{\circ}\text{C}$  (Abb. 1).

Abbildung 1

Thermogramme und integrierte Py-FI Massenspektren von Bodenproben des Standortes Puch (a = Schwarzbrache; b = Kartoffelmonokultur; c = Fruchtfolge; d = Grünland).



Im allgemeinen sind die Thermogramme der untersuchten Ackerböden ähnlich, während die Grünlandprobe durch einen höheren Anteil flüchtiger Verbindungen im Temperaturbereich zwischen 200^o und 300^oC gekennzeichnet ist. Die erhaltenen Py-FI Massenspektren der Bodenproben (Abb. 1) zeigen deutliche Unterschiede für die verschiedenen Bewirtschaftungssysteme Schwarzbrache (a), Kartoffelmonokultur (b), Fruchtfolge (c) und Grünland (d). Dabei ist eine Abnahme der Signalintensitäten im höheren Massenbereich ( $m/z$  200-450) mit der Bewirtschaftungsintensität zu erkennen. Bereits eine Auswertung der Massenspektren für den Bereich  $m/z$  30-200 mit Hilfe der Hauptkomponentenanalyse erlaubte die objektive Trennung auf der Grundlage der Humusstruktur (Schulten et al., 1989). Die sich daraus ergebende Klassifizierung der Proben stimmt mit Daten zur mikrobiellen Biomasse (Beck, 1989; Gröblichhoff et al., 1989) sowie extrahierten Lipiden und Aggregatstabilität (Capriel et al., 1989) gut überein. Basierend auf den Py-GC/MS-Ergebnissen konnten die für die Trennung wichtigen Massensignale chemischen Untereinheiten der organischen Bodensubstanz wie Kohlenhydraten, Lignin und Polyphenolen und N-haltigen Bodenbestandteilen zugeordnet werden. Dies zeigt, daß für den gewählten Massenbereich Unterschiede in der Zusammensetzung der organischen Substanz der verschieden bewirtschafteten Böden vorwiegend auf Streustoffgruppen zurückzuführen sind.

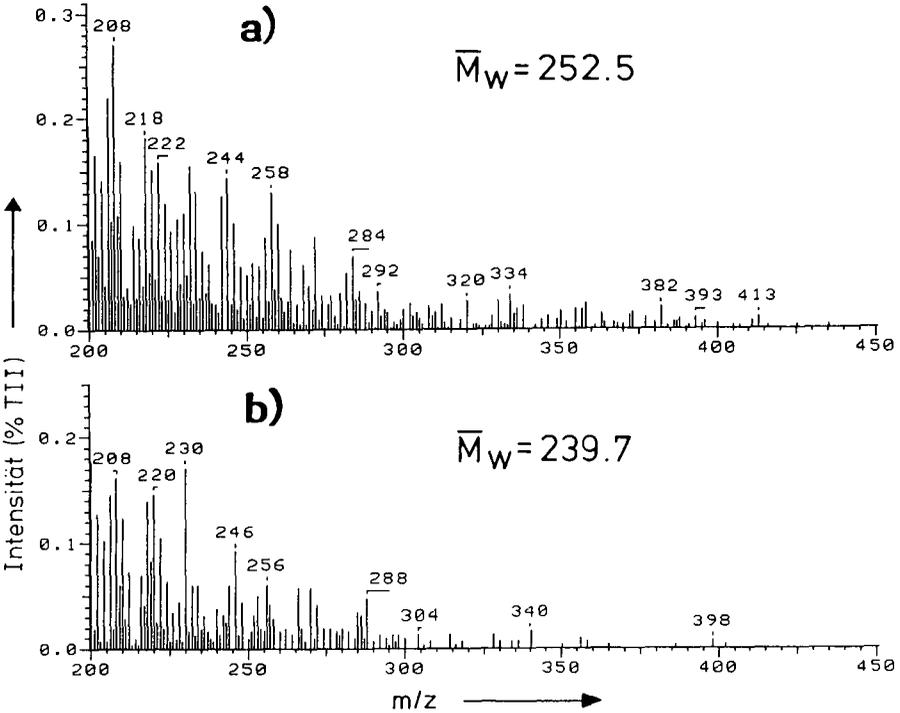
Für den höheren Massenbereich konnten bei unterschiedlichen  $C_{org}$ -Gehalten Einflüsse der mineralischen Matrix auf das Signalmuster festgestellt werden. Deshalb wurden zur Diskussion von Veränderungen der Signale  $> m/z$  200 Proben mit ähnlichen  $C_{org}$ -Gehalten von unterschiedlichen Bewirtschaftungssystemen verglichen. Als Beispiel hierfür werden im folgenden zwei Schläge von Neuhof mit ähnlicher Fruchtfolge diskutiert. Während die Proben von Puch durch deutliche Unterschiede im Bewirtschaftungssystem gekennzeichnet sind, repräsentiert der Standort Neuhof Schläge mit ähnlichen Fruchtfolgesystemen, welche der landwirtschaftlichen Praxis entsprechen. Die Bewirtschaftungsintensitäten der verglichenen Proben sind:

- (a) organisch-mineralische Variante, Stallmist: 120 dt/ha/a, Leguminosen-Gründüngung, mineralische N-Düngung: 37 kg N/ha/a, kein chemischer Pflanzenschutz, Rotklee in der Fruchtfolge.
- (b) integrierte Variante, Stroh- und Senfgründüngung, übliche mineralische N-Düngung: 124 kg N/ha/a, integrierter Pflanzenschutz, Rüben in der Fruchtfolge.

Die Py-FI Massenspektren beider Böden mit  $C_{org}$ -Gehalten von 1.16 % (a) bzw. 1.15 % (b) unterscheiden sich deutlich im Signalmuster höhermolekularer Pyrolyseprodukte (Abb. 2). Dieses Muster weist auf höhere Anteile an Alkylbenzolen und teilweise abgebautem Lignin im Humus der organisch-mineralischen Variante hin. Auch die nach Gewicht gemittelten Molekulargewichte ( $\bar{M}_w$ ) beider Proben zeigen sowohl für den gesamten registrierten Massenbereich von  $m/z$  30-450 (a:  $\bar{M}_w = 132.9$ ; b:  $\bar{M}_w = 116.5$ )

Abbildung 2

Integrierte Py-FI Massenspektren von Bodenproben des Standortes Neuhoﬀ für den Massenbereich  $m/z$  200 - 400 (a = organisch-mineralische Variante; b = integrierte Variante).



als auch für höhermolekulare Pyrolyseprodukte von  $m/z$  200-450 (a:  $\bar{M}_w = 252.5$ ; b:  $\bar{M}_w = 239.7$ ) deutliche Unterschiede. Somit ergeben sich bei gleichen Kohlenstoffgehalten für weniger intensiv bewirtschaftete Schläge intensivere Signale im höheren Massenbereich. Dies macht einen deutlichen Einfluß der Bewirtschaftungsintensität auf die Humusqualität bei gleicher Humusquantität deutlich. Eine mögliche Erklärung hierfür liefern Untersuchungsergebnisse biochemischer Umsetzungen der Böden dieser Standorte von Gröblichhoff et al. (1989). Diese Autoren fanden einen schnelleren Strohabbau sowie einen erhöhten Ligninabbau für intensiver bewirtschaftete Systeme. Somit wird dort weniger Ausgangsmaterial in den Humuskörper eingebaut. Dies führt zu einem geringeren Anteil leichter verfügbarer organischer Masse an der organischen

Bodensubstanz. Das daraus resultierende reduzierte Signalmuster der Py-FI Massenspektren intensiv bewirtschafteter Böden gibt zu der Vermutung Anlaß, der Humus dieser Schläge sei weniger heterogen und damit weniger aktiv. Die Bedeutung einer reduzierten Humusaktivität wird z.B. bezüglich Sorptions- und Desorptionseigenschaften sowie Aggregatstabilität überprüft (Capriel et al, 1989).

### Danksagung

Die Untersuchungen werden vom Bundesministerium für Forschung und Technologie, Bonn - Bad Godesberg, im Rahmen des Bodenschutzprogrammes finanziell gefördert (BMFT 0339053 A). Die untersuchten Bodenproben wurden freundlicherweise von Dr. Pfrogner und Mitarbeitern, Bayerische Landesanstalt f. Bodenkultur u. Pflanzenbau, München, zur Verfügung gestellt.

### Literatur

- Beck Th., 1989: VDLUFA 28, Kongressband 1988 II, 879-892.
- Capriel P., Th. Beck, H. Borchert und P. Härter, 1989: Soil Sci. Soc. Am. J. (im Druck).
- Dalal R.C. und R.J. Henry, 1988: Soil Sci Soc. Am. J. 52, 1361-1365.
- Diez T. und G. Bachthaler, 1978: Bay. landw. Jahrb. 55, 368-377.
- Gröblichhoff F.-F., K. Haider und Th. Beck, 1989: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (siehe dieser Berichtsband).
- Hempfling R., W. Zech und H.-R. Schulten, 1988: Soil Sci. 146, 262-276.
- Hempfling R. und H.-R. Schulten, 1989: Org. Geochem. (im Druck).
- Kraus A., 1984: Bay. landw. Jahrb. 61, 6-10.
- Oades J.M., A.G. Waters, A.M. Vasallo, M. Wilson und G.P. Jones, 1988: Aust. J. Soil Res. 26, 289-299.
- Plage B., 1989: Dissertation, Universität Frankfurt.
- Sauerbeck D., C. Ahl, H.-J. Altemüller, H. Hersemann und H. Söchtig, 1983: Abschlußbericht EG-Projekt "Landnutzung", Auftrag 524.
- Schulten H.-R., 1986: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 45, 141-146.
- Schulten H.-R., N. Simmleit und R. Müller, 1988: Anal. Chem. 59, 2903-2908.
- Schulten H.-R., R. Hempfling, K. Haider, F.-F. Gröblichhoff, H.-D. Lüdemann und R. Fründ, 1989: Z. Pflanzenern. Bodenk. (eingereicht zur Publikation).
- Strebel O., J. Böttcher, M. Eberle und R. Aldag, 1988: Z. Pflanzenern. Bodenk. 151, 341-347.
- Zech W., R. Hempfling, L. Haumaier, H.-R. Schulten und K. Haider, 1989: Geoderma (im Druck).

**Bodenmikrobiologische Kennwerte eines Phaeozems  
und ihre Beziehungen zu den Standortverhältnissen**

von

Jäggi, W.*, M. Müller** und K. Peyer*

In den zentralalpinen Trockentälern der Schweiz mit Jahresniederschlägen zwischen 600–800 mm findet man häufig Böden mit auffallend mächtigen, dunkel gefärbten Humushorizonten. Auf der Weltbodenkarte der FAO-Unesco werden sie als Phaeozem bezeichnet (FREI 1980). Ausgehend von bodenkundlichen Untersuchungen in Sent (Unterengadin) wurden einige bodenmikrobiologische Kennwerte bestimmt und mit denjenigen einer gleyigen Braunerde (gleyic Cambisol) des schweizerischen Mittellandes (Zürich-Reckenholz) verglichen.

**Charakterisierung des Standorts SENT**

Typisch für das Klima des Unterengadins sind relativ warme, trockene Sommer und kalte Winter (Abb. 1). Die Phaeozeme entwickelten sich in der Regel an den lokalklimatisch günstigsten Standorten (südlich exponierte Flachhänge und Terrassen). Aufgrund der intensiven Sonneneinstrahlung und der häufigen Winde ist die Evapotranspiration sehr hoch. Ausgangsmaterialien sind kalkhaltige bis kalkfreie Lockergesteine: Moränen, Alluvium, Kolluvium. In der natürlichen Vegetation sind zahlreiche Steppenpflanzen vertreten (z.B. Stipa- und Artemisia-Arten). Bis Mitte dieses Jahrhunderts spielte der Getreidebau eine wichtige Rolle. Heute werden die meisten Flächen als Wiesen genutzt.

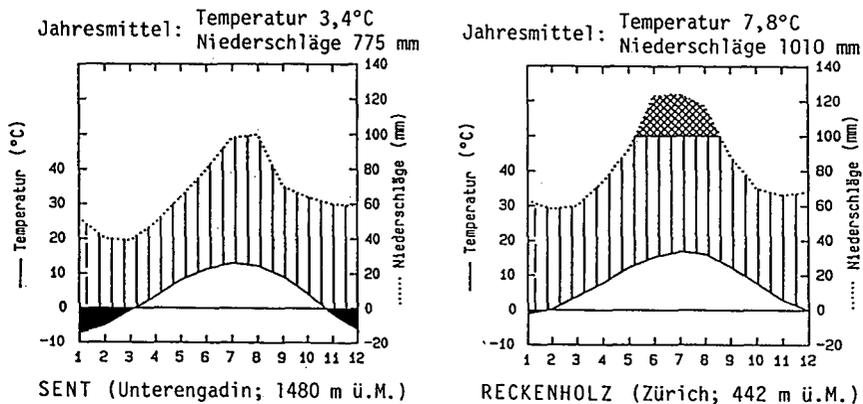


Abb. 1. Klimadiagramme

* Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau,  
CH-8046 Zürich-Reckenholz

** Schweiz. Landwirtschaftliches Technikum, CH-3052 Zollikofen

## Eigenschaften der Phaeozeme

Typisch für diese Böden sind 30–80 cm mächtige, dunkle Humushorizonte mit einem ausgeprägten Krümelgefüge sowie eine intensive biologische Durchmischung, vor allem durch Regenwürmer. Die Humushorizonte der Phaeozeme besitzen ein grosses Porenvolumen. Entsprechend dem hohen Grobporenanteil sind sie ungehemmt durchlässig. Der pH-Wert liegt im schwach sauren bis alkalischen Bereich (Tabelle 1). Der Basensättigungsgrad ist stets höher als 70%. In der Tauschgarnitur dominieren Ca und Mg. Das C/N-Verhältnis im humosen Oberboden liegt in der Regel um 10.

Tabelle 1. Bodenkundliche Daten

Horizontbezeichnung	Phaeozem SENT			RECKENHOLZ
	Ah	AB	BA	Ahp
Horizonttiefe (cm)	0-10	10-40	40-120	0-20
Corg (%)	6,2	2,8	1,0	2,1
N _t (mg/g)	6,1	2,6	0,95	1,45
C/N	10	9,5	10,5	14,4
pH (H ₂ O)	6,9	7,3	7,8	6,5
pH (CaCl ₂ )	6,6	6,9	7,2	5,8
CaCO ₃ (%)	0,4	1,2	2,0	0
Ton (%)	22	22	21	25
Schluff (%)	31	29	30	35
Scheinbare Dichte (g/cm ³ )	1,06		1,4	1,27

## Bodenmikrobiologische Untersuchungen

Boden-Mischproben aus dem Ah- bzw. dem Ahp-Horizont dienen für bodenmikrobiologische Untersuchungen. Die Probennahme im Feld erfolgte anfangs Juni 1984. Die Laboruntersuchungen wurden nach den Methoden des VDLUFA (Beck 1984) durchgeführt. Um den Einfluss des Klimas zu berücksichtigen, wurde auch der Zelluloseabbau unter Feldbedingungen bestimmt (JÄGGI 1990). Da sich die Porosität der beiden Böden stark unterscheidet (Tab. 1), wurden die mikrobiologischen Kenngrössen auf das Volumen der Feinerde bezogen; der Zelluloseabbau wurde pro cm² Kontaktfläche zwischen Zelluloseprobe und Boden berechnet.

## Ergebnisse und Diskussion

Der Zelluloseabbau im Feld war während den Monaten Juni–August höher im Boden SENT, während den übrigen 9 Monaten höher im Boden RECKENHOLZ (Abb. 2), was zu einem grossen Teil auf die unterschiedlichen Bodentemperaturen

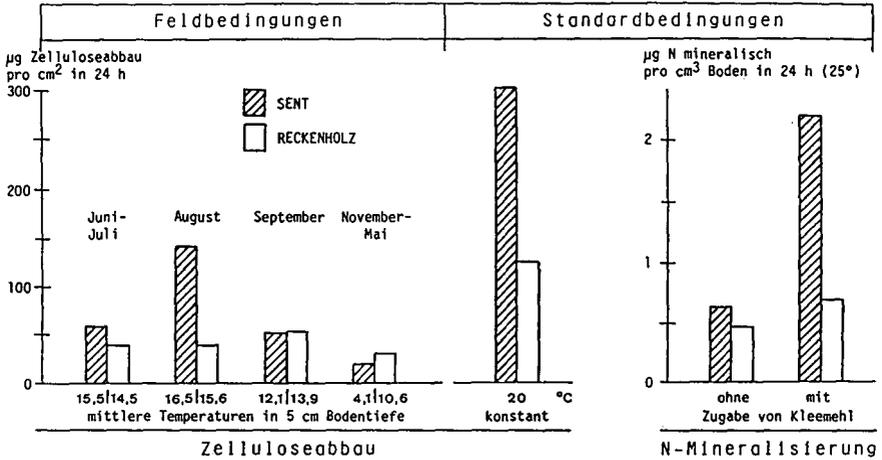
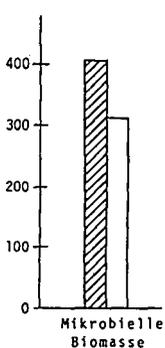


Abb. 2. Abbauleistungen der Bodenmikroorganismen unter Feldbedingungen und Standardbedingungen im Labor.

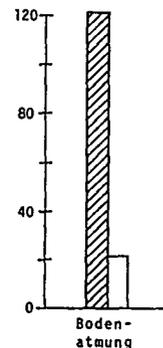
zurückzuführen sein dürfte. Infolge der spezifischen Klima- und Bodenverhältnisse verändert sich die Temperatur des Phaeozems rasch. Im Laborversuch war der Zelluloseabbau im Boden SENT mehr als doppelt so hoch als im Boden RECKENHOLZ. Dies kann insbesondere durch die stärkere N-Mineralisierung erklärt werden, welche die Vermehrung der Zellulosezerersetzer förderte. Ursache für die stärkere N-Mineralisierung im Boden SENT dürfte der höhere Anteil an akkumulierten leicht abbaubaren organischen Verbindungen sein (BECK 1984). Auf die Zufuhr von Kleemehl reagierten die Mikroorganismen des Phaeozems intensiv.

Physiologische Methoden

µg Biomasse-C pro cm³ Boden

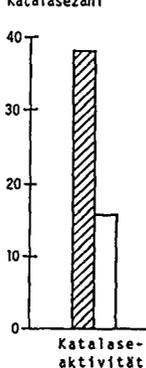


µg CO₂ in 24 h pro cm³ Boden (25°C)

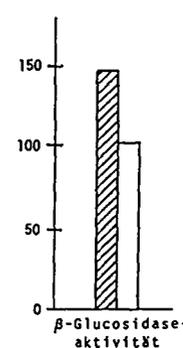


Enzymaktivitäten

Katalasezahl



µg Saligenin in 3 h pro cm³ Boden (37°C)



µg Amino-N in 15 h pro cm³ Boden (37°)

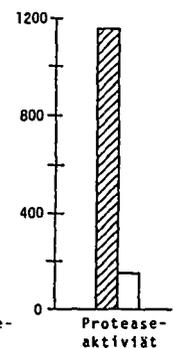


Abb. 3. Mikrobielle Biomasse, Bodenatmung und Enzymaktivitäten.

Die mikrobielle Biomasse war höher im Boden SENT als im Boden RECKENHOLZ (Abb. 3). Unter identischen Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnissen im Labor waren zudem die Atmung und die drei gemessenen Enzymaktivitäten des Phaeozems höher als diejenigen der gleyigen Braunerde. Auch dafür dürfte wiederum der höhere Gehalt an leicht abbaubarer organischer Substanz des Phaeozems verantwortlich sein, was besonders die Bodenatmung und die Proteaseaktivität betraf.

### Schlussfolgerungen

In den mikrobiologischen Laboruntersuchungen ergab der Phaeozem generell höhere Werte als die gleyige Braunerde. Dass der Boden SENT trotzdem einen höheren Gehalt an organischer Substanz aufweist, scheint durch die Klimaverhältnisse - kurze und trockene Sommer, lange kalte Winter - bedingt zu sein, wie der Zelluloseabbau im Feld zeigt. Die unterschiedlichen Verhältnisse der verschiedenen Kennwerte dürften darauf zurückzuführen sein, dass diese eigenen Gesetzmässigkeiten unterworfen und auf verschiedene Weise von den Standortverhältnissen abhängig sind.

Diese Ergebnisse zeigen, dass für das Verständnis der ökologischen Funktion eines Bodens verschiedene Arten der Untersuchung notwendig sind. Vor allem geht es darum, die Wechselwirkungen der verschiedenen Eigenschaften und Aktivitäten zu erkennen. Im besonderen wird die Aussagekraft von bodenmikrobiologischen Kennwerten erhöht, wenn die Messungen sowohl im Feld als auch im Labor durchgeführt werden (JÄGGI 1986) und die entsprechenden Boden- und Klimadaten bekannt sind (INSAM et al. 1989).

### Literatur

- BECK TH. (1984): Mikrobiologische und biochemische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Böden. I. Mitteilung. Die Ermittlung einer bodenmikrobiologischen Kennzahl. II. Mitteilung. Beziehung zum Humusgehalt. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 147, 456-475.
- FREI E. (1980): Phaeozem in einigen trockenen Alpentälern der Schweiz. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 143, 324-333.
- INSAM H. PARKINSON D. and DOMSCH K.H. (1989): Influence of macroclimate on soil microbial biomass. Soil Biol. Biochem. 21, 211-221.
- JÄGGI W. (1986): Soil biological properties and analysis. In MUELLER M. and PEYER K.: Profile Klosters: Raw humus layer on dolomitic cobbler talus; and MUELLER M.: Soils above the timberline in the Upper Engadin. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 48, 81-90/107-120.
- JÄGGI W. (1990): Methodische Erfahrungen über den Zelluloseabbau im Boden. In Vorbereitung.

**SOME RELATIONSHIPS BETWEEN MICROBIAL ATP AND SOIL MICROBIAL BIOMASS, MEASURED BY THE FUMIGATION-EXTRACTION PROCEDURE, AND SOIL ORGANIC MATTER**

**R.G. Joergensen[†] , P.C. Brookes & D.S. Jenkinson**

Soils and Agronomy Department, AFRC Institute of Arable Crops Research  
Rothamsted Experimental Station, Harpenden, Herts. AL5 2JQ, UK.

**INTRODUCTION**

The soil microbial biomass usually comprises about 1-3 % of the total soil organic matter. Despite its small size it is a vital component of the soil organic fraction, being both a labile reservoir of N, P and S and the agent of breakdown of dead plant and animal remains (Jenkinson & Ladd, 1981).

In this paper we examine the relationships between biomass, as measured by the recently introduced fumigation-extraction method (Vance *et al.*, 1987), ATP content and organic carbon in a range of soils from several countries.

**MATERIALS AND METHODS**

**Soils.** Twelve soils differing widely in pH, organic C and clay content, were used. Ten were from England, one from Finland and one from Australia. The Australian and Finnish soils (8 and 12) were collected in March 1988, and the English (1-7, 9, 10 and 12) in May 1988. All were sampled to 0-10 cm depth, sieved to < 2 mm, adjusted to a moisture content equivalent to 40 % of the Water Holding Capacity (WHC), preincubated at 15 °C for 21 days and then stored at 4 °C before use.

Soil organic C and N were measured by dry combustion, and soil pH in distilled water (soil:water ratio 1:2.5). All results are expressed on an oven-dry basis (105 °C, 24 h) and are the means of 3 replicate determinations.

**Biomass C measurements.** Biomass C was measured by fumigation-extraction as described by Vance *et al.* (1987). Briefly, moist soil was split into two sets of three replicates (each containing 20 g oven dry soil). One set was extracted immediately with 0.5 M K₂SO₄ (30 min, soil:solution ratio 1:4). The other set was fumigated with CHCl₃ (24 h, 25 °C), the fumigant removed and the soil then extracted as described above. Organic C in the K₂SO₄ extracts was measured by

[†]) Present address: Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Str.4, D-3400 Göttingen

an automated procedure in which the organic matter was oxidized to CO₂ by sodium persulfate, the oxidation being activated by UV light. The resulting CO₂ was measured by IR absorption. Organic C contents as measured by this automated procedure are approximately 15 % greater than by the dichromate digestion method (Vance *et al.*, 1987). The relationship used by Vance *et al.* (1987) to calculate biomass C (B_c) was  $B_c = 2.64 E_c$ , where E_c is (organic C extracted from fumigated soil)-(organic C extracted from non-fumigated soil). In this paper biomass C is calculated from the relationship  $B_c = 2.22 E_c$ , a smaller proportionality constant being used to allow for the higher organic C values obtained by the automated procedure. A full account of the new method and its calibration is in preparation.

**ATP.** ATP was measured by the method of Jenkinson and Oades (1979) as modified by Tate and Jenkinson (1982). Soil (2.5 g) was ultrasonified with 25 ml of ATP extractant (0.5 M trichloroacetic acid, 0.25 M phosphate (as Na₂HPO₄ x 12H₂O) and 0.1 M paraquat (as 37 % solution)). ATP thus extracted was measured by the luciferin/luciferase system using a scintillation counter.

## RESULTS

**Biomass C and soil organic C relationships.** Meaned over all the soils, about 1.6 % of the soil organic C was in microbial biomass, as measured by FE (Table 1). There was a weak relationship between biomass C and soil organic C, with a regression coefficient of 0.66. The highest proportion of biomass (3.8 % of the organic matter) was found in the Australian Northfield soil (No. 12) and the lowest (0.5 %) in the Woburn Fallow (No. 1) and the very acidic Geesecroft soil (No. 10). No obvious differences in the relationship between biomass C and total soil organic C could be detected between grassland and arable soils. These values are similar to those obtained by Jenkinson and Ladd (1981) and, more recently, by Anderson and Domsch (1989). However, Anderson and Domsch, who analyzed many more soils, found a much closer relationship between biomass and soil organic C than we report here.

**Biomass C and ATP.** The ATP content of the soil microbial biomass is known to be surprisingly constant in moist soils have been given a preincubation at 25 °C for 7-10 days. Soils under various managements, from both England and Australia, had a mean biomass concentration (measured by FI) of 10.6 umol ATP g⁻¹ biomass C (Jenkinson *et al.*, 1979). Jenkinson (1988) collected microbial biomass C (again measured by FI) and ATP data from relevant research papers and calculated a mean biomass ATP concentration of 11.6 umol ATP g⁻¹ biomass.

Similarly, there was a close linear relationship ( $r = 0.95$ ) between biomass C (measured by FE) and ATP for the soils used in this study, giving a mean concentration of 10.9 umol ATP g⁻¹ biomass C, remarkably close to that found

previously (Table 1). The only soil which deviated markedly from this result was the English Northfield soil (No. 11), which, despite repeated analysis, consistently gave much lower biomass C content (but comparable ATP content of 5.0  $\mu\text{mol g}^{-1}$  soil) than those reported previously for other samples of a similar Northfield soil (Ocio & Brookes, 1989). No satisfactory explanation is known. Further work will be done to examine this discrepancy.

Table 1. Soil physical and chemical properties and soil microbial biomass and ATP contents

No. Soil	pH-H ₂ O	Soil		Soil C/N	Microbial biomass C			
		org. C	%		measured by FE		ATP	ATP
					$\mu\text{g g}^{-1}$ soil	as % soil organic C	$\text{nmol g}^{-1}$ soil	$\mu\text{mol g}^{-1}$ biomass C
1 Woburn Fallow	1S	5.5	1.16	10.6	60	0.5	0.6	9.6
2 Woburn Arable	1S	6.4	1.25	9.6	130	1.1	1.6	11.9
3 Woburn Ley-Grass	1S	6.8	1.46	10.7	240	1.7	3.3	13.6
4 Broadbalk FYM	uL	7.6	3.20	10.3	500	1.6	4.2	8.5
5 Broadbalk NIL	uL	7.9	1.09	9.3	170	1.6	1.4	8.2
6 Fosters Arable	uL	7.7	1.63	10.1	230	1.4	2.6	11.3
7 Fosters Grass	uL	6.0	2.44	10.5	430	1.8	4.4	10.4
8 Finland Grass	uL	5.6	2.44	14.2	240	1.0	2.3	9.7
9 Highfield Grass	uL	5.8	4.55	11.2	1180	2.6	11.3	9.5
10 Geesecroft Wilderness	uL	3.9	3.72	14.7	200	0.5	2.4	11.9
11 English Northfield	1T	6.1	3.21	9.5	340	1.1	6.0	17.7
12 Australian Northfield	1T	7.9	1.92	11.4	730	3.8	6.0	8.2
Pooled standard deviation			0.05	0.4	14	0.1	0.9	2.2
Pooled variation coefficient %			2.5	3.7	5.1	6.0	19.2	21.0
Average						1.6		10.9

#### REFERENCES

- Anderson, T.H. & Domsch, K.H. (1989) Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biology & Biochemistry* **21**, 471-479.
- Jenkinson, D.S. (1988) The determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems* (J.R. Wilson ed.) CAB International, Wallingford, UK.
- Jenkinson D.S. & Ladd J.N. (1981) Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In *Soil Biochemistry* **5** (E.A. Paul & J.N Ladd eds.), Dekker, New York, 415-472
- Jenkinson D.S. & Oades J.M. (1979) A method for measuring adenosine triphosphate in soil. *Soil Biology & Biochemistry* **11**, 193-199.
- Ocio J.A. & Brookes P.C. (1989) An evaluation of methods for measuring the microbial biomass in soils following recent additions of wheat straw and the characterization of the biomass that develops. *Soil Biology & Biochemistry* (in press)
- Tate K.R. & Jenkinson D.S. (1982) Adenosine triphosphate measurement in soil: an improved method. *Soil Biology & Biochemistry* **14**, 331-335
- Vance E.D., Brookes P.C. & Jenkinson D.S. (1987b) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry* **19**, 697-702

## Dünnschliff-Untersuchungen an Regenwurm-Losung

von

JOSCHKO, M.* und H.-J. ALTEMÜLLER **

### 1. Einleitung

Die vorliegende Untersuchung war Teil einer Dissertation, die sich auf der Grundlage von Modellversuchen mit dem Einfluß der Regenwürmer (*Lumbricus terrestris*) auf verdichteten Boden befaßt hat (JOSCHKO 1989). Für mikroskopische Gefügeuntersuchungen ergaben sich folgende Fragestellungen:

1. Ist das Gefüge in den Losungsaggregaten im Vergleich zum Versuchsboden verändert ?
2. Welche Möglichkeiten bestehen zur Erkennung organischer Bestandteile ?
3. Können Regenwürmer zur Regeneration verdichteter Gefüge beitragen ?

### 2. Methode

#### 2.1 Versuchsansatz, Probenahme und Schliffherstellung

Für die Modellversuche wurden in 40 cm hohen und 19 cm weiten Röhren zwei Böden aus dem Ap-Horizont einer Bänderparabraunerde aus Sandlöß (sU) und einer Parabraunerde aus Löß (IU) auf ein Porenvolumen von 40 und 47 % bei verschiedenen Wassergehaltsstufen zwischen 19 und 29 Gew.-% verdichtet. Die Gefäße wurden mit je zwei subadulten bzw. adulten Exemplaren von *Lumbricus terrestris* besetzt und bei 12°C 17-60 Tage im Dunkeln stehengelassen. Als Futter diente Rinderkotmehl (ca. 0.2 g/Tag) (sh. auch JOSCHKO et al., im Druck).

Die während des Versuches von der Bodenoberfläche abgesammelten Losungsaggregate wurden in einer feuchten Kammer über Glutaraldehyd-Lösung (2,5 %ig) fixiert und dann über Aceton nach SITE (1962) entwässert. Nach der Entwässerung wurden die Proben in Aceton eingetaucht und mit Polyesterharz langsam unterschichtet (sh. ALTEMÜLLER & VORBACH 1987b). Harzansatz: 100 ml VESTOPAL 160 (Chem. Werke Hüls), 0,12 ml Cyclohexanon-Peroxid, 0,06 ml Cobaltbeschleuniger. Die Schliffherstellung erfolgte in Anlehnung an früher gegebene Vorschriften (ALTEMÜLLER 1974). Parallel wurden Schliffe vom Versuchsboden hergestellt.

---

* Institut für Bodenbiologie, FAL, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig,

** Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, FAL

2.2 Färbung mit Fluoreszenzfarbstoffen

- Färbung von Dünnschliffen mit TRYPAFLAVIN 1:10000 in wässriger Formalinlösung (4 %) (ALTEMÜLLER & VORBACH 1987a).
- Vorausfärbung vor der Einbettung. Lösungsaggregate und außerdem Bruchstücke vom Versuchsboden wurden nach der Glutaraldehyd-Fixierung mit PRIMULIN 1:3000 in H₂O (dest.) gefärbt (1 h) und anschließend in 0,5%iger FeCl₃-Lösung in H₂O (dest.) nachbehandelt. Die Entwässerung erfolgte danach in Aceton durch mehrmaligen Austausch. Schließlich wurde mit Polyesterharz unterschichtet (sh. oben) (ALTEMÜLLER & VAN VLIET-LANOE 1989).
- Vorausfärbung der Proben mit PRIMULIN und später Gegenfärbung der Schiffe mit TRYPAFLAVIN.

Die Dünnschliffe wurden mit einem Mikroskop ORTHOPLAN (Leitz) mit der Aufsicht-Fluoreszenzeinrichtung PLOEMOPAK wahlweise mit Blau- oder Violettanregung ausgewertet. Optik: NPL Fluotar 40/1.30 Öl.

3. Ergebnisse

Die verschiedenen Färbemethoden führten zu einer unterschiedlichen Markierung von Bestandteilen in den Schliffpräparaten, die vereinfacht in den drei folgenden Tabellen wiedergegeben ist:

Objekte	Fluoreszenz-Anregung	
	violett	blau
Mineralkörner	-	-
toniges Material	bräunlich	goldgelb
Pflanzentelle	bläulich	hellgrün
Pilzmycelien	-	-
Mikroorganismen	-	-

TRYPAFLAVIN

Objekte	Fluoreszenz-Anregung	
	violett	blau
Mineralkörner	-	-
toniges Material	(schwach)	
Pflanzentelle	bläulich	
Pilzmycelien	hell gelbl. weiß	
Mikroorganismen	hell bläulich weiß	

PRIMULIN

	Fluoreszenz-Anregung	
	violett	blau
Mineralkörner	-	-
toniges Material	bräunlich gelb	goldgelb
Pflanzentelle	bläulich	hellgrün
Pilzmycelien	hell grünlich weiß	schwach
Mikroorganismen	hell grünlich weiß	schwach

PRIMULIN + TRYPAFLAVIN

Während mit der Trypaflavin-Färbung bei Blauanregung sowohl toniges Material als auch Pflanzenreste gut dargestellt werden konnten, gelang mit der Primulin-Vorausfärbung und Violettanregung die Sichtbarmachung von Mikroorganismen (Bakterien) und Pilzhyphen. Durch die Kombination der Färbemethoden konnten die Vorteile beider Farbstoffe ausgenutzt werden: Bei der für die Primulin-Färbung günstigen Violettanregung kommen Mikroorganismen deutlich hellgrünlichweiß zum Vorschein. Das tonige Material erscheint zwar etwas weniger hell als bei Blauanregung und hat einen mehr bräunlich-gelben Farbton, es stört aber dadurch weniger die Fluoreszenz der Mikroorganismen. Durch die tonigen Hüllen um die Mineralkörner wird auch die Art der Kornpackung sehr deutlich.

#### Vergleich zwischen Wurmlosung und Versuchsboden

Das Bodenmaterial in der Losung erschien ganz allgemein stärker homogenisiert als im Vergleichsboden mit einer mehr regelmäßigen Ton/Schluff-Verteilung. Die Kornpackung war offener, d.h. mehr sperrig. In den Hohlräumen zwischen den Schluffkörnern fanden sich schlierenförmige Ansammlungen von Bakterien, die im Ausgangsmaterial mit der hier angewandten Färbemethode nicht nachgewiesen werden konnten. Die Verteilung der Bakterien deutet darauf hin, daß der Boden bei der Darmpassage nicht vollständig dispergiert wird, denn es fanden sich Bereiche bis über 100 µm Durchmesser, die nicht von Bakterien durchsetzt waren.

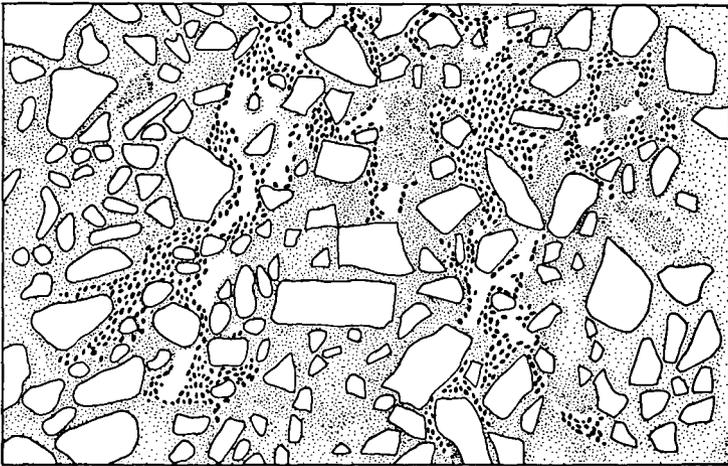


Abb. 1: Schlierenförmige Verteilung von Bakterien in Hohlräumen von Regenwurmlosung neben tonigen, nicht besiedelten Zonen. Vergleichsmaß 50 µm.

Die Abb. 1 wurde nach einer Mikroaufnahme über ein Projektionsgerät gezeichnet. Dargestellte Körner gehören der Grob- und Mittelschluff-Fraktion an. Die Grundmasse aus tonigem Material mit etwas Feinschluff ist punktiert. Schwarz markierte Bakterien sind nach Anzahl korrekt, nach ihrer Größe etwas übertrieben dargestellt. Pflanzliche Bestandteile waren in den Lösungsaggregaten meist nur in sehr geringer Menge vorhanden. Für eine weitergehende Untersuchung der Veränderungen durch die Darmpassage war das Probematerial nicht ausreichend.

#### 4. Schlußbemerkung

Ein erhöhter Bakterienbesatz in der Wurmlösung wurde mit mikrobiologischen Verfahren schon mehrfach nachgewiesen. Eine Literaturübersicht bietet SATCHELL (1983), neuere Arbeiten haben SHAW & PAWLUK (1986) durchgeführt. Mit der hier angewendeten Methode konnte nicht nur das Vorkommen der Bakterien, sondern auch ihre Anordnung im Gefüge der Lösungsaggregate aufgezeigt werden. Die Ergebnisse deuten darauf hin, daß Bakterienansammlungen in den Hohlräumen auch einen Einfluß auf die Kornpackung haben können: Möglicherweise verhindern die Schleimstoffe der Bakterien ein stärkeres Zusammenpressen der Schluffkörner bei der Passage des Bodens durch den Darmtrakt der Regenwürmer.

#### Literatur

- ALTEMÜLLER, H.-J. (1974): Mikroskopie der Böden mit Hilfe von Dünnschliffen. In FREUND, H. (Hrsg.): Handbuch der Mikroskopie in der Technik, Frankf./M., Bd. 4, Teil 2, 309-367
- ALTEMÜLLER, H.-J. & A. VORBACH (1987a): Veränderungen des Bodengefüges durch Wurzelwachstum von Maispflanzen. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 55/I, 93-98
- ALTEMÜLLER, H.-J. & A. VORBACH (1987b): Fluoreszenzmikroskopische Wurzeluntersuchungen im gewachsenen Bodenkontakt. VDLUFA-Schriftenreihe, Kongreßband, 183-193
- ALTEMÜLLER, H.-J. & VAN VLIET-LANOE, B.: Soil thin section fluorescence microscopy. Transactions Intern. Working Meeting Subcomm. B ISSS, San Antonio, Texas 1988, Elsevier/New York (erscheint 1989)
- JOSCHKO, M. (1989): Einfluß von Regenwürmern (*Lumbricus terrestris*) auf verdichteten Boden. Modellversuche. Diss. TU Braunschweig
- JOSCHKO, M., H. DIESTEL & O. LARINK (im Druck): Assessment of earthworm burrowing activity by a combination of morphological and soil physical measurements. Biol. Fertil. Soils
- SATCHELL, J.E. (1983): Earthworm microbiology. In: ders. (Hrsg.): Earthworm ecology from Darwin to vermiculture, London, 351-364
- SHAW, C. & S. PAWLUK (1986): Faecal microbiology of *Octolasion tyrtaeum*, *Aporrectodea turgida* and *Lumbricus terrestris* and its relation to the carbon budgets of three artificial soils. Pedobiologia 29, 377-389
- SITTE, P. (1962): Ein einfaches Verfahren zur stufenlosen Entwässerung für die elektronenmikroskopische Präparation. Naturwissenschaften 49, 402-403

**Auswirkungen von LAS und Phosdrin auf bodenmikrobielle Aktivitäten**

von

Kowalczyk, Th. u Wilke, B-M.**

**Einführung**

Wirkungen von Na-Dodecylbenzolsulfonat (LAS) und des Insektizids Shell Phosdrin 50 (Wirkstoff Mevinphos) auf die mikrobielle Aktivität zweier Böden wurden im Labor untersucht.

LAS gelangt als Formulierungshilfsstoff verschiedener Pflanzenbehandlungsmittel oder über die Abwasserverrieselung bzw. Klärschlammausbringung in Böden. Klärschlämme enthalten z.T. über 10000 mg/kg LAS (1)

**Material und Methoden****Böden:**

Die Versuche wurden mit  $A_p$ -Horizonten einer Parabraunerde (Ln) und einer Braunerde (Bn) durchgeführt.

-Ln: Bodenart 1U, Tongehalt 19%,  $pH_{CaCl_2}$  5,7,  $C_{org}$ -Gehalt 0,8%.

-Bn: Bodenart 1S, Tongehalt 9,8%,  $pH_{CaCl_2}$  5,9,  $C_{org}$ -Gehalt 1,3 %.

Beide Standorte werden seit über 10 Jahren biologisch-dynamisch bewirtschaftet.

**Versuchsansatz:**

Bodenentnahme im Frühjahr 1988, feldfrische Siebung auf  $< 2$  mm, Vorinkubation 10 Tage bei 20°C.

Die Chemikalien wurden in einfacher und zehnfacher Dosis aufgebracht. Bei einmaliger Anwendung im Hopfenanbau gelangten 1,6 mg/kg Mevinphos in den Boden (5 cm Eindringtiefe,  $d_b = 1,5$  g/cm³) (mündl. Mitteilung von I. Gebefügi). Die Zugabe erfolgte in Form des kommerziellen Insektizids Shell Phosdrin 50. Die einfache Aufwandmenge von LAS als Formulierungshilfsstoff wurde als 1 mg/kg angenommen. Klärschlamm belastete Böden enthalten 0,9 bis 2,2 mg/kg LAS (1). Es wurden je 4 Parallelen angesetzt und 56 Tage bei 20°C und 40-60% der max. Wasserkapazität bebrütet. Daneben wurden die Proben im Perkolationsversuch belastet (100g Boden/ 100 ml Wasser) und nach 3 Tagen in Weckgläser überführt und auf 55%  $WK_{max}$  abgetrocknet.

-----  
**TU Berlin Inst. f. Landschaftsbau, Fachgebiet Abfallbelastung,  
Albrecht-Thaer-Weg 4, 1000 Berlin 33

### Methoden:

Als Parameter der mikrobiellen Aktivität dienten die Dehydrogenaseaktivität (DHA) (2), die saure Phosphataseaktivität (SPA) (3), die Nitrifikation nach  $\text{NH}_4^+$ -Zusatz und 9 (Ln) bzw. 13 (Bn) tägiger Bebrütung bei 30°C (4). Die CO₂-Abgabe wurde an in Perkolationsanlagen belasteten Proben gemessen.

Unterschiede wurden nur dann gewertet, wenn die Differenz der Mittelwerte gegenüber der Kontrolle größer als die Summe der Standardabweichungen war.

### Ergebnisse und Diskussion

DHA und SPA wurden i.d.R. von beiden Chemikalien zunächst gehemmt und dann stimuliert (s. Abb. 1a,b; 2a,b). Am deutlichsten reagierte die SPA mit 17 bis 34 % Hemmung (s. Abb. 2a). Die LAS-Varianten der Braunerde zeigten nach 56 Tagen schwache Hemmungen der DHA im Vergleich zur Kontrolle. (s. Abb. 1b). Die Parabraunerde reagierte empfindlicher als die Braunerde (vgl. Abb. 1a, 2a mit 1b, 2b). Da LAS stark an die organische Substanz gebunden wird (5), kann der höhere  $\text{C}_{org}$ -Gehalt der Braunerde die geringere Wirksamkeit erklären. Mevinphos (der Wirkstoff von Phosdrin) wurde dagegen in beiden Böden gleichstark sorbiert - wie P-Messungen in Perkolaten zeigten. Es wird daher vermutet, daß die Mikroflora der beiden Böden unterschiedlich reagierten und/oder die Formulierungshilfsstoffe von Phosdrin (bei angenommener Schädigung) in der Braunerde stärker sorbiert wurden.

LAS und Phosdrin beeinflussten die Nitrifikation beider Böden nur schwach (s. Abb. 3a,b). Möglicherweise fand eine Regeneration der Nitrifikanten bereits während der 9 bzw. 13tägigen Bebrütung nach  $\text{NH}_4^+$ -Zugabe statt.

Die Bodenatmung der Parabraunerde wurde durch 16 mg/kg Mevinphos (zugegeben als Phosdrin) stark angeregt, während LAS nicht signifikant stimulierte (s. Abb. 4a,b). Nach 56 Tagen war die Bodenatmung der LAS-belasteten Parabraunerde um 28% gehemmt, während Mevinphos keine Wirkung mehr zeigte. Die Bodenatmung der Braunerde wurde dagegen weder durch LAS noch durch Phosdrin signifikant beeinflusst (s. Abb. 4b). Mevinphos wird innerhalb von 18 Tagen nahezu vollständig abgebaut (5). Aber selbst die vollständige Mineralisierung von Phosdrin (Mevinphos + Formulierungshilfsmittel) unter Vernachlässigung von Verdampfungsverlusten kann nach Kalkulationen nur

einen geringen Teil der erhöhten CO₂-Produktion ausmachen . Da SPA und DHA zu vergleichbaren Zeitpunkten gehemmt waren (s.Abb.1a,2a), ist anzunehmen, daß die höhere CO₂-Abgabe hauptsächlich vom Abbau abgestorbener mikrobieller Biomasse stammt.

### Schlußfolgerungen

LAS und Phosdrin bewirkten bei Betrachtung der angewandten Methoden reversible Schädigungen der Mikroflora.

Dabei waren die Auswirkungen des Formulierungshilfsstoffes LAS vergleichbar mit denen des Insektizids Phosdrin.

Die Bodenatmung (ohne Substanzzusatz) läßt sich in C-limitierten Systemen nur im Vergleich mit anderen Parametern sinnvoll interpretieren.

### Literatur

- (1) DE HENAU, H., MATHIJS, . and HOPPING, W.D. (1986): Linear alkyl benzene sulfonates in sewage sludges, soils and sediments: analytical determination and environmental safety considerations.- Intern.J. Environ. Anal. Chem. 26, 279-293
- (2) THALMANN, A. (1968): Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC).- Landw. Forsch. 21, 249-258
- (3) HOFFMANN, G. (1966): Eine photometrische Methode zur Bestimmung der Phosphataseaktivität in Böden.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 118, 161-172
- (4) BECK, T. (1976): Verlauf und Steuerung der Nitrifikation in Bodenmodellversuchen.- Landw. Forsch. S 33, 1, 85-94
- (5) WELP, G. (1987): Einfluß des Stoffbestandes von Böden auf die mikrobielle Toxizität von Umweltchemikalien.- Diss. Uni Kiel
- (6) BURNS, R.G. (1971): The loss of Phosdrin and Phorate insecticides from a range of soil types.- Bull. Environ. Contam. Toxicol. 6, 316-321

-----  
Wir danken dem Umweltbundesamt für die Finanzierung der durchgeführten Untersuchungen

1 = Kontrolle  
2 = 1 mg/kg LAS

3 = 10 mg/kg LAS  
4 = 1,6 mg/kg Mevinphos

5 = 16 mg/kg Mevinphos  
1 = Standardabweichung  
* = Unterschied

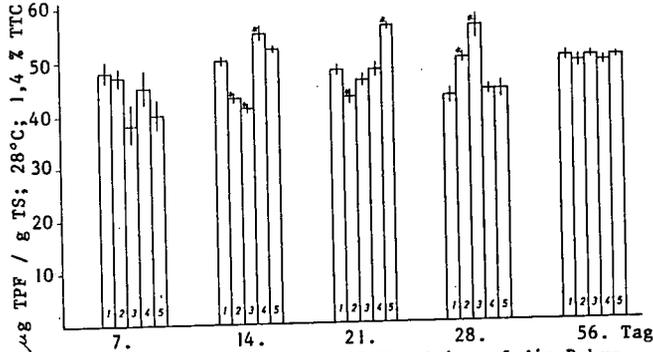


Abb. 1a: Einfluß von LAS und Phosdrin auf die Dehydrogenaseaktivität einer Parabraunerde 7, 14, 21, 28 und 56 Tage nach Belastung

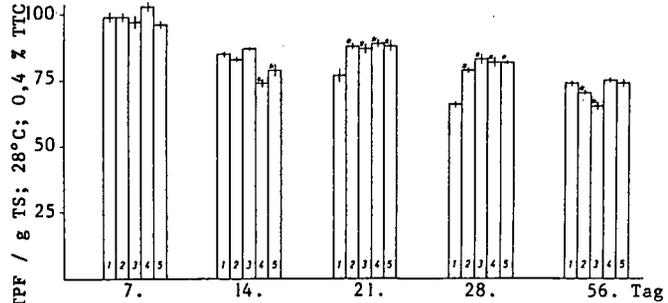


Abb. 1b: Einfluß von LAS und Phosdrin auf die Dehydrogenaseaktivität einer Braunerde 7, 14, 21, 28 und 56 Tage nach Belastung

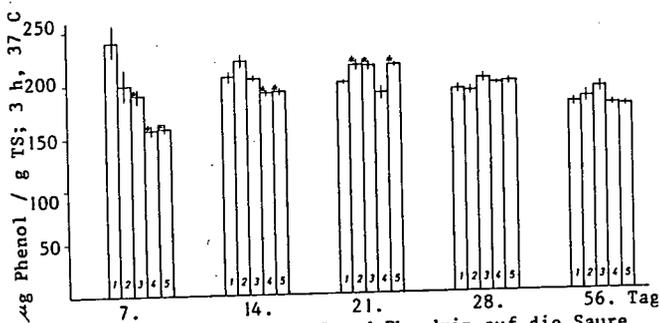


Abb. 2a: Einfluß von LAS und Phosdrin auf die Saure Phosphataseaktivität einer Parabraunerde 7, 14, 21, 28 und 56 Tage nach Belastung

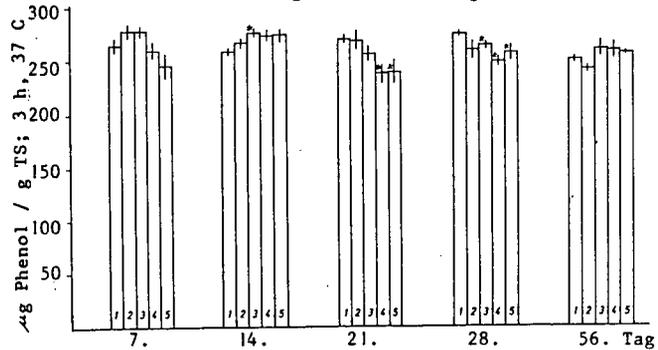


Abb. 2b: Einfluß von LAS und Phosdrin auf die Saure Phosphataseaktivität einer Braunerde 7, 14, 21, 28, und 56 Tage nach Belastung

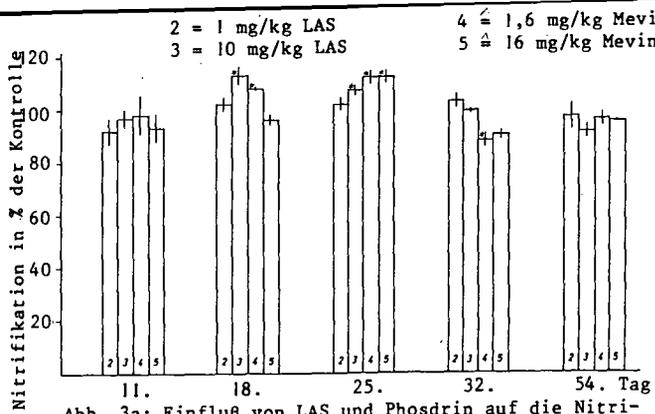


Abb. 3a: Einfluß von LAS und Phosdrin auf die Nitrifikation einer Parabraunerde 11, 18, 25, 32 und 54 Tage nach Belastung

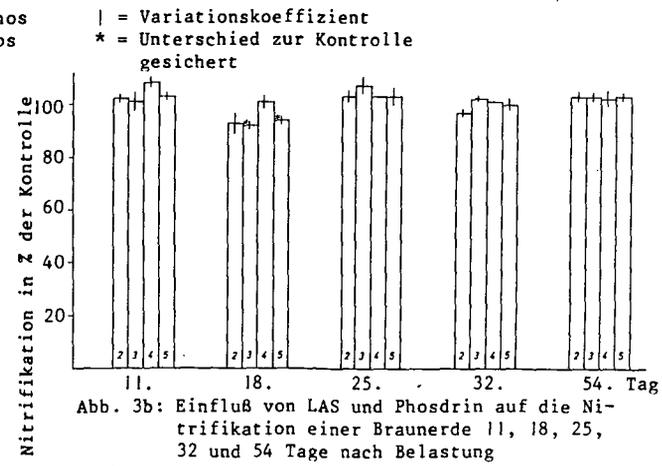


Abb. 3b: Einfluß von LAS und Phosdrin auf die Nitrifikation einer Braunerde 11, 18, 25, 32 und 54 Tage nach Belastung

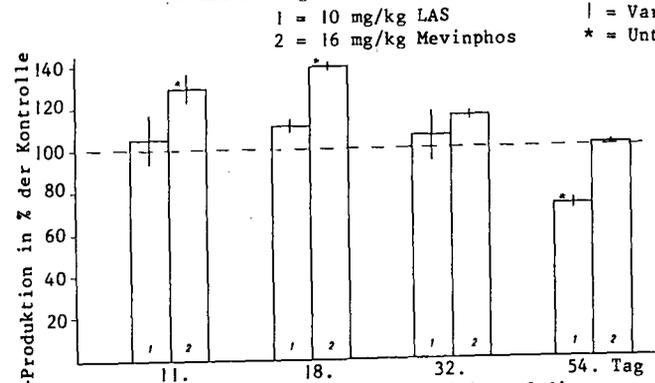


Abb. 4a: Einfluß von LAS und Phosdrin auf die CO₂-Produktion einer Parabraunerde 11, 18, 32 und 54 Tage nach Belastung

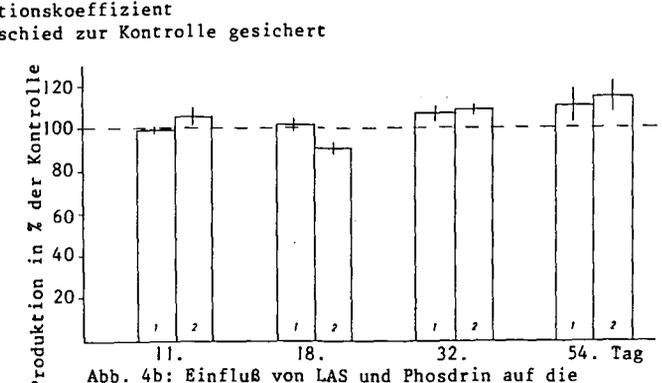
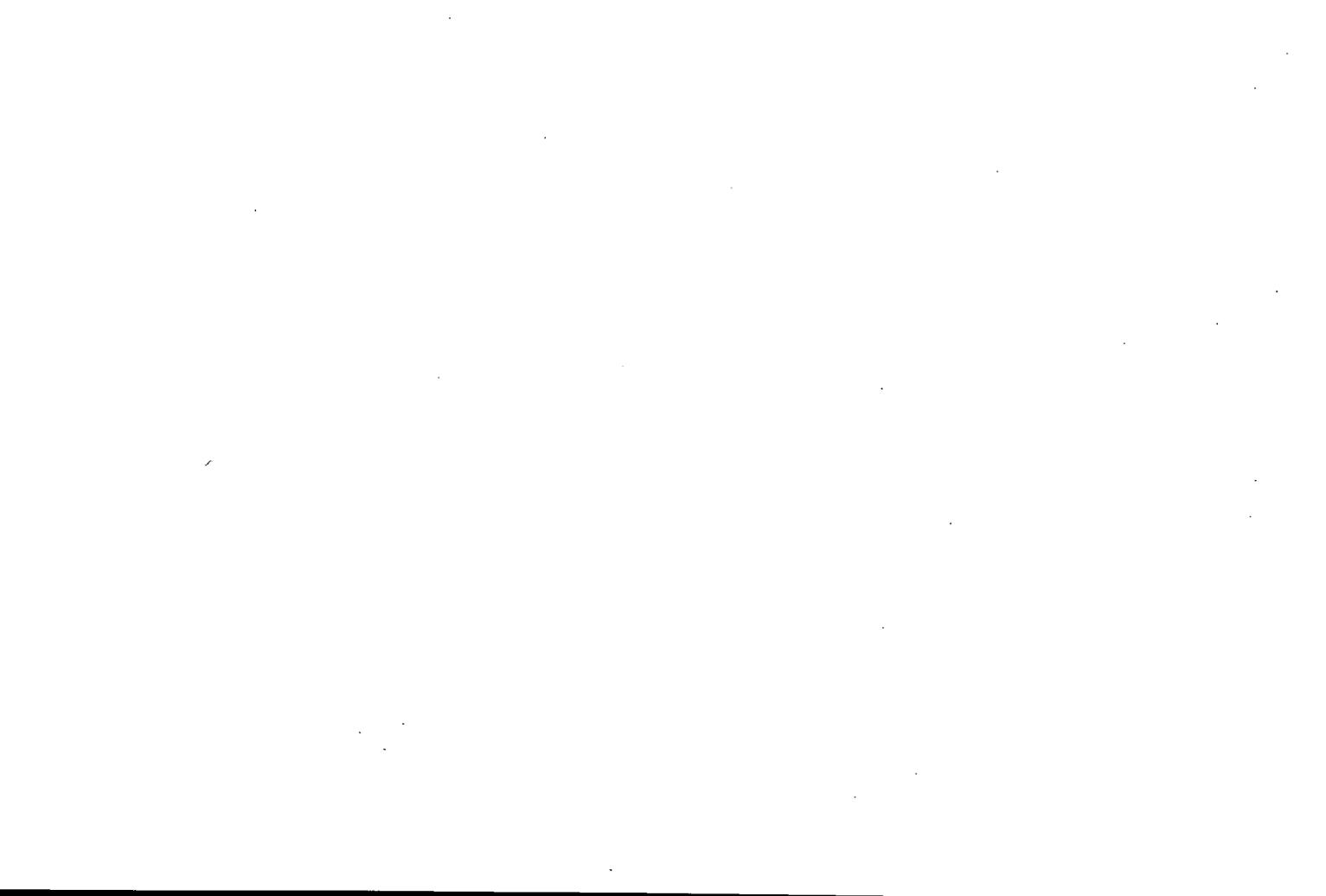


Abb. 4b: Einfluß von LAS und Phosdrin auf die CO₂-Produktion einer Braunerde 11, 18, 32 und 54 Tage nach Belastung



## Humus- und Feinwurzelndynamik in zentral-amazonischen Überschwemmungswäldern (Brasilien)

von

Meyer, U.* und U. Babel*

### Einleitung

Die Überschwemmungswälder am Amazonas und Rio Negro stehen 3 bis 7 Monate im Jahr bis zu 6 m unter Wasser.

Der "Varzea"-Wald erhält durch das sedimentreiche "Weißwasser" des Amazonas eine Nährstoffzufuhr, der "Igapo"-Wald bekommt durch das saure "Schwarzwasser" des

Rio Negro keine Nährstoffe angeliefert. Es stellt sich die Frage, ob im Igapo

- die Freisetzung der Nährstoffe durch Zersetzung der org. Substanz und

- die Ausbildung eines effizienten Wurzelsystems

von größerer Bedeutung sind als in der Varzea.

In Varzea und Igapo wurden jeweils 3 Testflächen (20 x 30 m²) mit kurzer, mittlerer und langer Überschwemmungsdauer untersucht.

### Varzea

MA - 25,7

MB - 23,5

MH - 22,5 m

### Igapo

TA - 26,8

TH - 25,4

TN - 23,9

### Ergebnisse

#### I Zersetzung der Streuschicht

Aus dem Quotienten von Streufall und L-Schicht folgt, daß im Igapo die Blattstreu während der überschwemmungsfreien Phase nur etwa halb so schnell zersetzt wird wie in der Varzea (Abb. 1-4).

#### II Feinwurzelproduktion

Die Tiefenverteilungen (Rhizoskopwerte) zeigen im Igapo nur eine mäßige Feinwurzelproduktion in den oberen 16 cm, eine geringe Produktion bis 30 cm und darunter nur vereinzelte Wurzeln (Abb. 5).

In der Varzea konnte eine starke Feinwurzelproduktion von 0-12 cm, eine schwache Produktion noch bis 37 cm und eine erneute Zunahme der Feinwurzelproduktion unterhalb von 37 cm gemessen werden (Abb. 6).

Ein dünner Wurzelteppich an der Bodenoberfläche im Igapo deutete sich in den Rhizoskop-Werten nicht an. Er besteht vorwiegend aus toten Wurzeln, die sich infolge langsamer Zersetzung akkumulieren.

Im Igapo bildeten sich während des Untersuchungszeitraumes weniger Wurzeln aus. Eine Konzentration von Wurzeln in den Streuzersetzungshorizonten L und FA_{hh} konnte nicht nachgewiesen werden.

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim,  
Postfach 700562, 7000 Stuttgart-70.

Abb. 1: IGAPÓ Streufall (Laub) (g/m²)

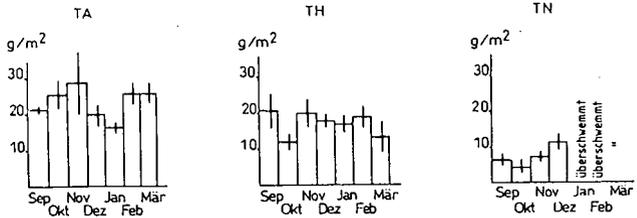


Abb. 2: L-Schicht (organische Substanz) (g/m²)

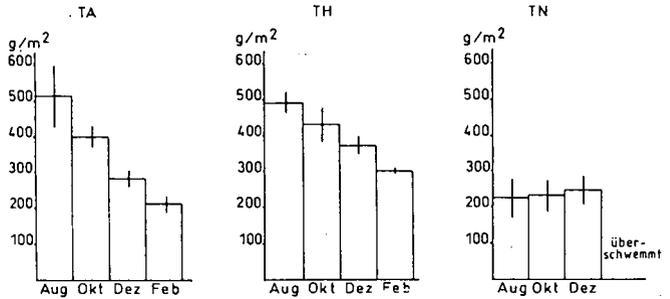


Abb. 3: VÄRZEA

Streufall (Laub) (g/m²)

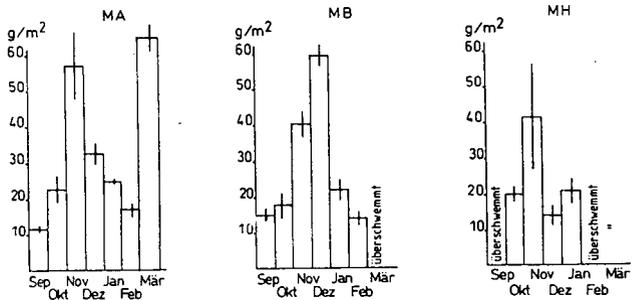


Abb. 4:

L-Schicht (organische Substanz) (g/m²)

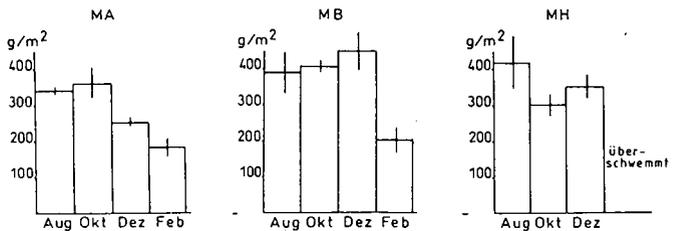


Abb. 5:

IGAPÓ - TH

Tiefenverteilung der Feinwurzeln ( $\pm 1\text{mm } \emptyset$ ) (Rhizoskopwerte)  
während der nicht überschwemmten Phase

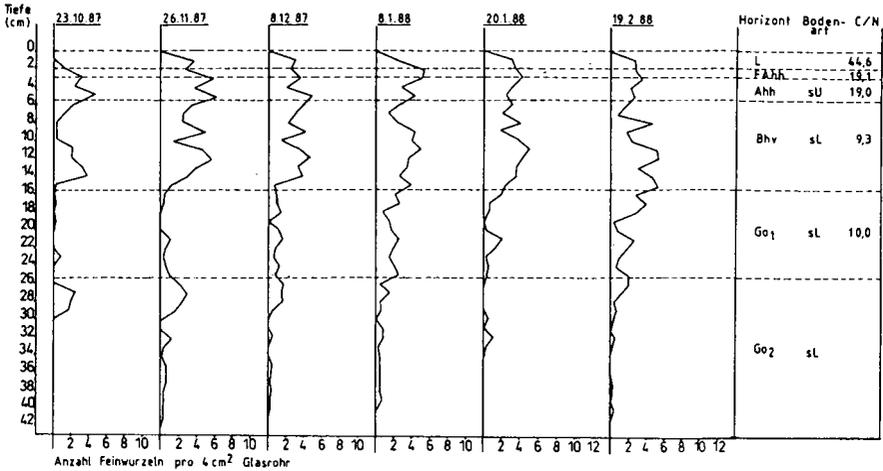
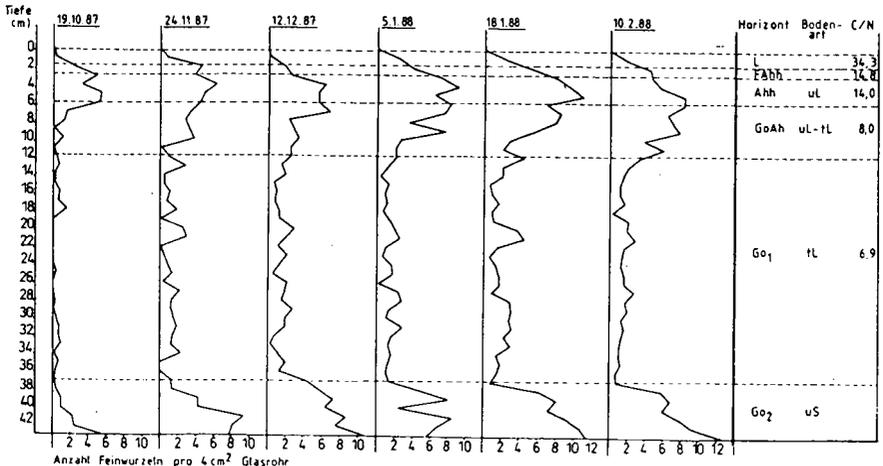
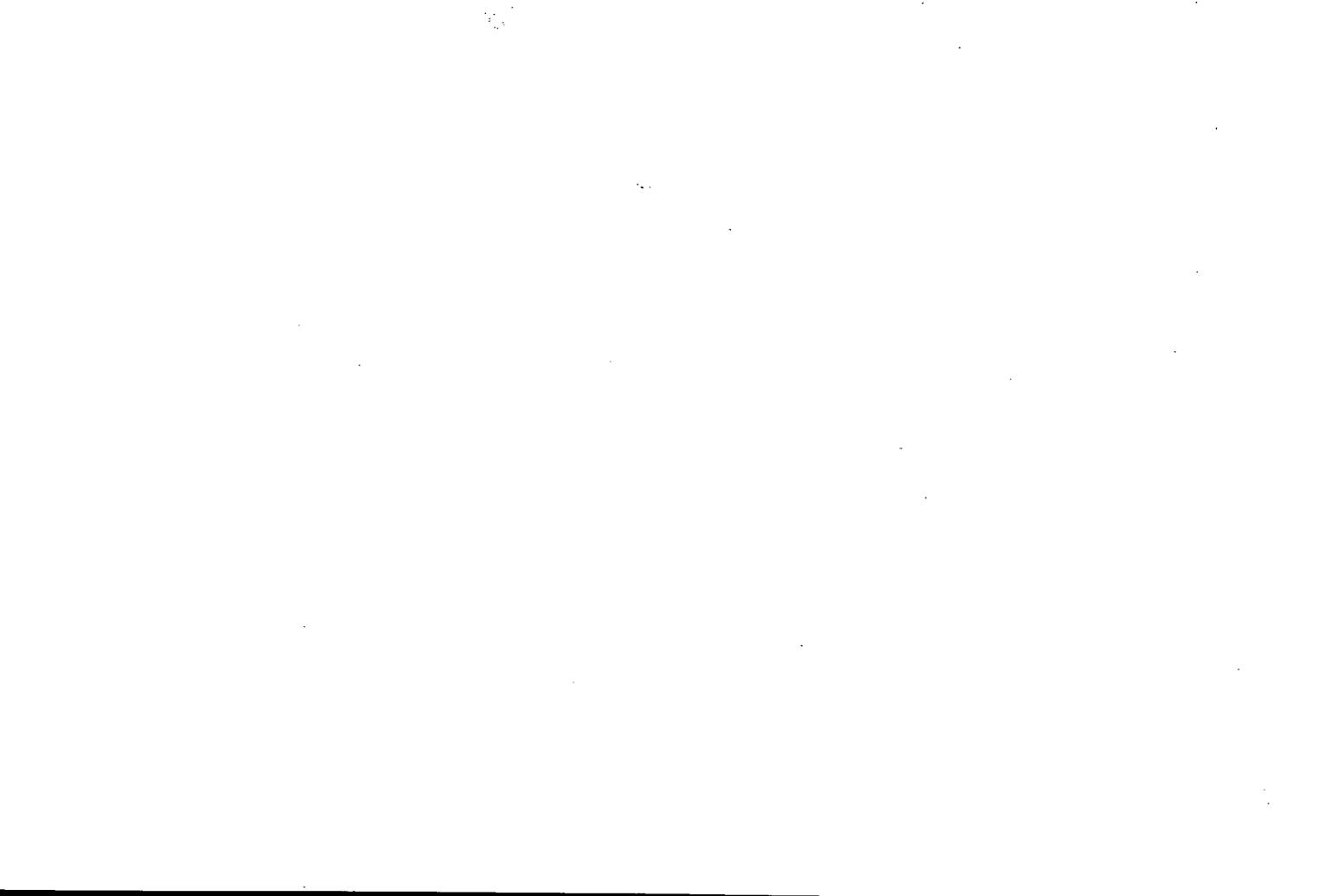


Abb. 6:

VÁRZEA - MB

Tiefenverteilung der Feinwurzeln ( $\pm 1\text{mm } \emptyset$ ) (Rhizoskopwerte)  
während der nicht überschwemmten Phase





## Einfluss eines Terbutylazin-Präparates auf Bodenmikroorganismen des Stickstoff-Kreislaufs

von

Munch, J.C., B.Gloth und C.Henneberger [†])

### EINFÜHRUNG:

Der langjährige und intensive Einsatz des Herbizids Atrazin im Maisanbau hat zu hoher Rückstandsbelastung von Böden, Wasser und Luft geführt (SÜß, 1978; HURLE et al., 1987). Dessen Ausbringung ist folglich seit dem 1.1.1988 in Wasserschutz- und Wassereinzugsgebieten verboten. Als potentielle Nachfolgeprodukte werden Terbutylazinpräparate in Wasserschutzgebieten empfohlen.

Terbutylazin (2-Chlor-4 tert.butylamino-6-ethylamino-s-triazin), das sich vom Atrazin lediglich durch die Substitution eines Ethylamino- durch einen Butylaminorest unterscheidet, wird in Böden ebenfalls zum Desethylatrazin umgebaut. Aufgrund der Strukturähnlichkeit und des gleichen Metaboliten ist anzunehmen, daß Terbutylazin wie Atrazin (ANDERSON, 1978) verschiedene Bodenmikroorganismen und mikrobielle Prozesse zu beeinflussen vermag. Es war also naheliegend, die Wirkung des Terbutylazins in Böden, hier am Beispiel von Organismen und Umsetzungen des Stickstoffkreislaufes dargestellt, zu untersuchen.

### MATERIAL UND METHODEN:

Als Herbizidpräparat wurde Gardoprim 500 flüssig von Ciba-Geigy mit 490 g/l Terbutylazin (TBA: Löslichkeit: 8,5 mg/l H₂O bei 20°C; Dampfdruck: 1,5 · 10⁻⁶ hPa bei 20°C; pKa: 2,0 bei 21°C) als Wirkstoff gewählt.

Zur Untersuchung des Einflusses von TBA (bei 1,5 bzw. 150 µg TBA/g TB = trockener Boden) auf mikrobielle Populationen (Nitrifikanten und Denitrifikanten) wurden Proben des Ap-Horizontes einer Parabraunerde-Pseudogley aus Löß (C_t= 1,15%; N_t=0,11%; pH: 6,0) der Feldbewirtschaftungsvarianten Brache und Ackerbohne ohne bzw. mit Strohpulver (Haferstroh, 10 mg/g Boden) bei 30°C bis zum Ende der exponentiellen CO₂-Bildung und O₂-Verbrauchsphase (mittels Gaschromatographie verfolgt) in geschlossenen Gefäßen inkubiert, anschließend die Keimdichten mittels Dispergierung des Bodens, Verdünnung der Suspension, Beimpfung von selektiven Nährmedien (jeweils 3 Parallelen) und Schätzung der MPN (Keime/g TB) mit den Wahrscheinlichkeitstabellen von de MAN (1983) ermittelt. Medien: für NH₄⁺-Oxidierer: (SARATHCHANDRA, 1979), NO₂⁻-Oxidierer (SCHMIDT & BELSER, 1982) und Denitrifikanten (nach TOMLINSON & HOCHSTEIN, 1972, mit KNO₃ und Durham-Röhrchen).

Zur Erfassung des Einflusses von TBA (bei 1500 µg TBA/g TB) auf N₂-fixierende Azospirillen sowie Nitrifikation und Denitrifikation in verschiedenen Böden wurden Proben des A_h-Horizontes einer Braunerde (S/U/T=32,2/36,4/31,4; C_t=2,64%; N_t=0,35%; pH: 6,2) bzw. einer Vega (S/U/T=66,5/21,9/6,1; C_t=2,25%; N_t=0,2%; pH: 8,1) herangezogen. Keimzahlbestimmung von Azospirillen durch indirekte

[†]) Inst.f. Bodenkunde & Standortslehre, Univ. Hohenheim, D-7000 Stuttgart 70

**Immunofluoreszenz** (geändert nach SCHMIDT, 1974): Bodenproben wurden mit Zellen von *Azospirillum lipoferum* B7C inokuliert und inkubiert. Die Bakterienzellen wurden mittels eines Waring Blenders extrahiert, die Zellen von *A. lipoferum* durch fluoreszierende Antikörper markiert und mittels Fluoreszenzmikroskopie ausgezählt (Berechnung: Keime/g TB). **Bestimmung der Nitrifikationsaktivität im Perkolationsversuch:** Perkolatation einer Bodensäule mit einer Lösung (ohne bzw. mit TBA) von 100 mg N-(NH₄)₂SO₄/ml H₂O und Analyse des Perkolats auf die NH₄⁺, NO₃⁻ und NO₂⁻-Konzentrationen. **Bestimmung der potentiellen Denitrifikation durch die Acetylen-Inhibierungsmethode:** im Zuge der Inkubation von Bodenproben (ohne bzw. mit TBA) wurden Bodenaliquote unter optimale Denitrifikationsbedingungen mittel Nitrat- (0,1mg N-KNO₃/g TB) und Glucosezugabe (0,25mg C-Glucose/g TB) sowie Wassersättigung bebrütet. Durch Begasen mit Acetylen (10% der Gefäßatmosphäre) wurde der letzte Denitrifikationsschritt (N₂O -> N₂) blockiert (YOSHINARI und KNOWLES 1976). Das gebildete N₂O wurde nach zweistündiger Inkubation quantitativ bestimmt (GC,ECD).

ERGEBNISSE:

Der Einfluß von Terbutylazin auf die Populationsdynamik von *A. lipoferum* B7C in den Proben der Braunerde ist in Abb.1 dargestellt. Die hohe Terbutylazinkonzentration hat zu einer kurzfristigen Hemmung der Keimdichte von *A. lipoferum* lediglich zu Versuchsbeginn geführt. Diese rasche Wirkung erfolgte aufgrund der kurzen Generationszeit der Bakterienart.

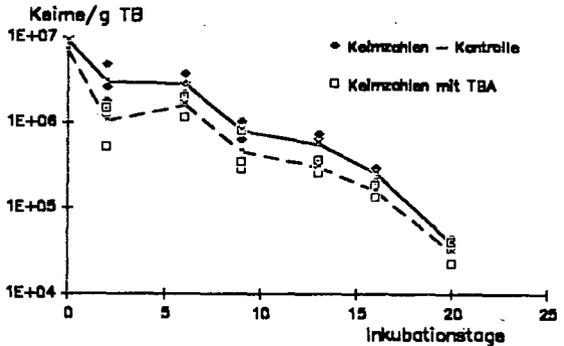


Abb.1: Populationsdynamik von *A. lipoferum* B7C in Proben einer Braunerde ohne bzw. mit 1500 µg TBA/g TB im Zuge einer 20 tägigen Inkubation

Der Einfluß von Terbutylazin auf die Keimdichten von Ammonium- und von Nitritoxidierern im Zuge der Inkubation von Proben der Parabraunerde ohne bzw. mit 1,5 oder 150 µg TBA/g TB ist in Abb.2 dargestellt. Das Wachstum der NH₄⁺-Oxidierer wurde durch die geringe TBA-Konzentration (entspricht normaler Aufwandmenge) im Vergleich zum Kontrollboden stets gefördert. Die hohe TBA-Konzentration beeinflusste diese Organismengruppe offenbar kaum. Die NO₂⁻-Oxidierer wurden in allen Versuchsvarianten durch TBA gehemmt (Ausnahme: Brache-Stroh bei höchster TBA-Konzentration). Die Beeinflussung der Nitrifikation wird auch in Abb.3 sichtbar: die hohe TBA-Konzentration verzögerte die NH₄⁺-Oxidation und die NO₂⁻-Akkumulation nach einer Woche.

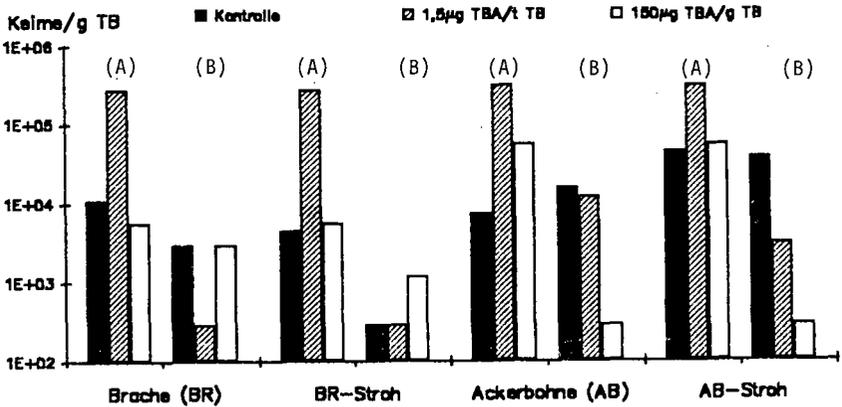


Abb. 2: Keimdichten an  $\text{NH}_4$ - (A) und an  $\text{NO}_2$ - (B)-oxidierenden Organismen in inkubierten Bodenproben verschiedener Bewirtschaftungen ohne bzw. mit TBA (1,5 bzw. 150 µg TBA/g TB)

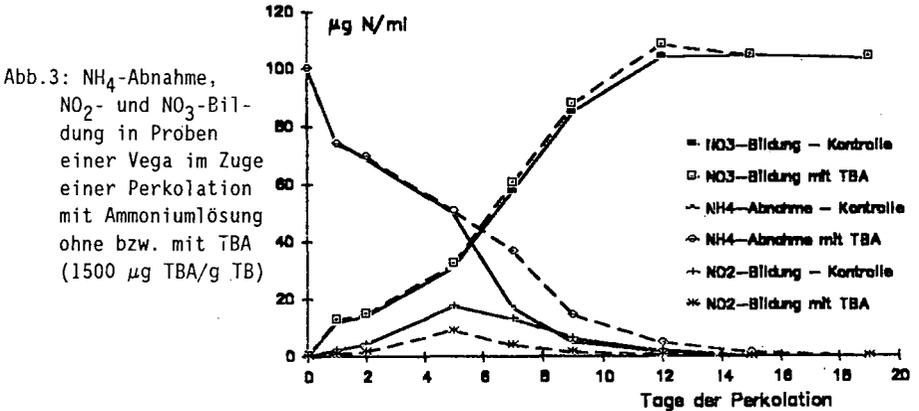


Abb. 3:  $\text{NH}_4$ -Abnahme,  $\text{NO}_2$ - und  $\text{NO}_3$ -Bildung in Proben einer Vega im Zuge einer Perkolations mit Ammoniumlösung ohne bzw. mit TBA (150 µg TBA/g TB)

Im Boden unter Brache wurden die denitrifizierenden Organismen stets in ihrer Vermehrung gefördert (Abb. 4). Im Boden unter Ackerbohnen war dieser Effekt nicht eindeutig, während unter Strohzugabe eine eindeutige Abnahme der Denitrifikanzahlen in diesem Boden erfolgte. Die Erfassung der Denitrifikationsaktivität in den Bodenproben (Abb. 5) ergab ebenfalls eine leichte Erhöhung der Denitrifikationskapazität in den Bodenproben mit TBA.

**DISKUSSION:**

Die durchgeführten Modellversuche haben recht unterschiedliche Wirkungen des Herbizidpräparates auf die Organismen und Prozesse des Stickstoffkreislaufes in den Proben verschiedener Böden gezeigt: die Populationen an *A. lipoferum* B7C sowie die der Nitritoxidierer wurden in ihrer Entwicklung gehemmt, während sowohl die Ammoniumoxidierer als auch die Denitrifikanten gefördert wurden. Diese Tendenzen wurden zum Teil auch an den entsprechenden Prozessen in den Proben anderer Böden festgestellt. Der Vergleich der Ergebnisse der Bodenproben eines in Brache und Ackerbohne aufgeteilten Versuchsfeldes zeigt allerdings am Beispiel der Denitrifikanten, wie diese Wirkung zudem von Bewirtschaftungsmaß-

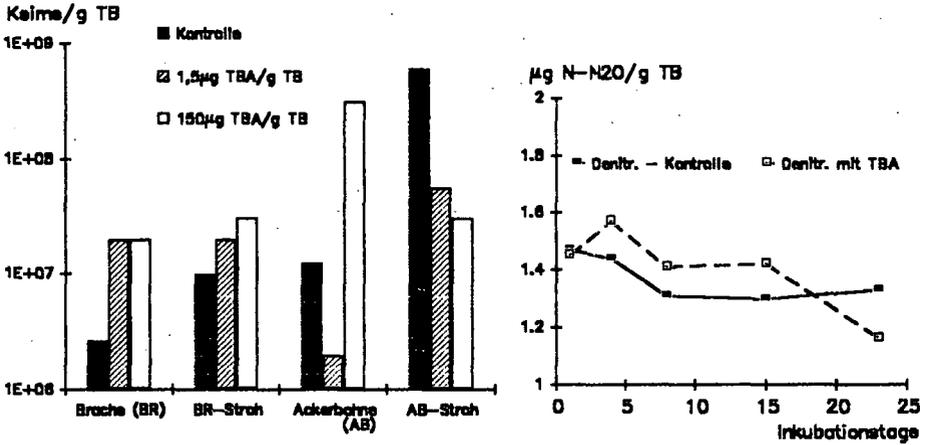


Abb.4: Denitrifikantenkeimzahlen in inkubierten Bodenproben verschiedener Bewirtschaftungen ohne bzw. mit TBA (1,5 bzw. 150 µg TBA/g TB)      Abb.5: Verlauf der potentiellen Denitrifikation in einer Braunerde inkubiert ohne bzw. mit 1500 µg TBA /g TB

nahmen abhängig ist. Erstaunlich war die Empfindlichkeit der heterogenen Population der Denitrifikanten, Organismen die nicht obligat auf die Denitrifikation angewiesen sind, im Vergleich zu den meist als Indikatoren empfohlenen, von einem Stoffwechselprozess abhängigen Nitrifikanten. Dies mag ein Hinweis auf die Beeinflussung einzelner Organismen innerhalb einer komplexen Population sein, und die nicht an der gesamten Leistung dieser Population nachzuvollziehen ist. Als Schlußfolgerung ist festzuhalten wie komplex, standortsspezifisch und bearbeitungsabhängig das untersuchte Pestzid mikrobielle Populationen und deren Umsetzungen beeinflusst.

LITERATURVERZEICHNIS:

ANDERSON J.R. (1978): Pesticide effects on non-target soil microorganisms. In: Pesticide Microbiology (Hill, I.R. Wright, S.J.L. eds.), Academic Press, New York, p.313-533.

HURLE K., GIESSELE H., KIRCHHOFF J. (1987): Über das Vorkommen einiger ausgewählter Pflanzenschutzmittel im Grundwasser. Schr.Reihe Ver.Wa.Bo.Lu. 68: 169-190.

MAN J.C.de (1983): MPN-Tables, Corrected. Eur.J.Appl.Microbiol.Biotech. 17:301-305

SARATHCHANDRA S.U. (1979): A simplified method for estimating ammonium oxidizing bacteria. Plant & Soil 52, 305-309.

SCHMIDT E.L. (1974): Quantitativ autecological study of microorganisms in soil by immunofluorescence. Soil Sci. 118: 141-149.

SCHMIDT E.L., BELSER, L.W. (1982): Nitrifying Bacteria. In: Methods of Soil Analysis (Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R.). American Society of Agronomy, Soil Sci. Society of America, Madison, p.1027-1042.

SÜB A. (1978): Verhalten von Monolinuron (Aresin) und Atrazin (Gesaprim) im Feldversuch. Bayr.Landw.Jb. 55: 565-570.

TOMLINSON G.A., HOCHSTEIN L.J. (1972): Isolation of carbohydrate metabolizing, extremely halophilic bacteria. Can. J. Microbiol. 18, 698-701.

YOSHINARI T., KNOWLES R. (1976): Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. Biochem.Biophys.Res.Com. 69: 705-710.

Modellierung von Mikroorganismenwachstum in Bodenaggregaten  
in Abhängigkeit vom Stofftransport

von

Priesack, E. *

1. Einleitung

Aggregierte Böden bestehen aus verschiedenen großen und unterschiedlich geformten Aggregaten oder sind durch ein Netz ausgeprägter Makroporen gegliedert. Diese Strukturierung bestimmt die Verteilung und Bewegung von energiereichen Substanzen, Salzen und Gasen und prägt somit den Lebensraum der Mikroorganismen in diesen Böden: In den durch das Makroporensystem isolierten Mikrobereichen konkurrieren verschiedenste Populationen von Mikroorganismen um kleinste endliche Substratmengen, die starken Schwankungen in Raum und Zeit unterliegen (Hattori and Hattori, 1976; Stotzky, 1972). Als erster Schritt einer annähernden Beschreibung dieser komplexen Situation wird ein Modell zum Substrattransport und Mikroorganismenwachstum in Bodenaggregaten entwickelt.

2. Modell

Die Massenbilanzgleichungen für das gelöste Substrat im kugelförmigen Bodenaggregat und im umgebenden Substratmantel bzw. Wasserfilm sind gegeben durch die Grundgleichung für den Substratmantel:

$$(1) \frac{\partial C_0}{\partial t} = D_0 \left( \frac{\partial^2 C_0}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial C_0}{\partial r} \right), \quad R_1 < r \leq R_0$$

und die Grundgleichung für das Bodenaggregat mit Senken durch Adsorption und Substratverbrauch von Mikroorganismen:

$$(2) \frac{\partial C_1}{\partial t} = D \left( \frac{\partial^2 C_1}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial C_1}{\partial r} \right) - \rho \frac{\partial S}{\partial t} - \frac{1}{Y} \frac{dM}{dt} + \sigma \cdot (M_A - M), \quad 0 \leq r \leq R_1$$

Dabei ist

$C_0$  die Substratkonzentration im Substratmantel ( $\mu\text{g/ml}$ )

$t$  die Zeit (s)

$D_0$  der Diffusionskoeffizient in freier Lösung ( $\text{cm}^2/\text{s}$ )

$r$  der radiale Abstand vom Kugelmittelpunkt (cm)

$R_0$  der Radius des Bodenaggregats mit Substratmantel (cm)

$R_1$  der Radius des Bodenaggregats ohne Substratmantel (cm)

$\Theta$  der volumetrische Wassergehalt des Bodenaggregats

* GSF Inst. f. Bodenökologie, Ingolstädter Landstraße 1, D-8042 Neuherberg

$C_1$  die Substratkonzentration in der Bodenlösung ( $\mu\text{g/ml}$ ) des Bodenaggregats  
 $D$  der Diffusionskoeffizient im Bodenaggregat, gegeben durch

$$(3) \quad D = D_0 \Theta f, \text{ wobei } f \text{ der Tortuositätsfaktor ist.}$$

$\rho$  die Bodendichte ( $\text{g/cm}^3$ )

$S$  die adsorbierte Substanz pro Gewichtseinheit Bodensubstanz ( $\mu\text{g/g}$ ) bezeichne,  
 gegeben durch eine Freundlich-Isotherme, vgl. dazu (*Nietfeld und Beese, 1987*):

$$(4) \quad S = k C_1^N, \quad k \text{ konstant, } 0 < N \leq 1,$$

$Y$  der Ertragskoeffizient

$M$  die Biomassekonzentration im Bodenaggregat ( $\mu\text{g/cm}^3$ )

$\sigma$  der Erhaltungskoeffizient ( $1/\text{s}$ ) und

$M_A$  die Anfangsbiomassekonzentration im Bodenaggregat ( $\mu\text{g/cm}^3$ )

Die Wachstumsgleichung für substratlimitiertes Wachstum ist gegeben durch:

$$(5) \quad dM/dt = (\mu - \sigma Y) M \quad \text{und}$$

$$(6) \quad \mu = \mu_{\max} C_1 / (C_1 + K_C) \quad (\text{Monod-Kinetik}), \quad \text{wobei}$$

$\mu_{\max}$  die maximale Wachstumsrate ( $1/\text{s}$ ) und

$K_C$  die Michaelis-Menten-Konstante ( $\mu\text{g/ml}$ ) ist.

Die Anfangsbedingungen zur Zeit  $t=0$  sind durch die konstante Anfangskonzentration  $C_A$  ( $\mu\text{g/cm}^3$ ) im Substratmantel

$$(7) \quad C_0 = C_A, \quad R_1 < r < R_0$$

und durch die minimale Substratkonzentration  $C_{\min}$ , unterhalb der im Bodenaggregat die Sterbephase der Mikroorganismen einsetzt,

$$(8) \quad C_1 = C_{\min}, \quad 0 \leq r \leq R_1 \text{ festgelegt, wobei}$$

$$(9) \quad C_{\min} = \sigma K_C / (\mu_{\max} - \sigma Y) \text{ ist.}$$

Mit den Randbedingungen zur Zeit  $t > 0$

$$(10) \quad \frac{\partial C_0}{\partial r} = 0, \quad r = R_0$$

$$(11) \quad C_0 = C_1, \quad r = R_1$$

$$(12) \quad D_0 \frac{\partial C_0}{\partial r} = D \frac{\partial C_1}{\partial r}, \quad r = R_1$$

$$(13) \quad \frac{\partial C_1}{\partial r} = 0, \quad r = 0$$

ist das Modell vollständig beschrieben.

Die Gleichungen werden nach dem vollimpliziten Schema diskretisiert (z.B. Richtmyer and Morton, 1967) und das resultierende nichtlineare, tridiagonale Gleichungssystem mit Hilfe des Newton-Raphson-Iterationsverfahrens gelöst. Die Randbedingung (12) wird durch fiktive Erweiterung des Substratmantels bzw. des Bodenaggregats über die gemeinsame Grenzschicht behandelt (Crank, 1956).

Für die einfachen Fälle eines nicht sorbierbaren Substrats ( $S=0$ ) und eines Substrats mit Adsorptionsexponent  $N=1$  lassen sich für den reinen Stofftransport ( $M_A=0$ ) und für nicht substratlimitiertes Wachstum ( $\mu=\mu_{\max}$ ) mit Hilfe der Methode der Laplace-Transformation geschlossene Lösungen angeben. Abb.1 zeigt die gute Übereinstimmung von numerischer und analytischer Lösung.

Ein ähnliches Modell erhält man durch Ersetzen von Gleichung (1) durch eine speziell formulierte Randwertvorgabe an der Außenseite des Bodenaggregats, vgl. (Crank, 1948; Nietfeld, 1988).

### 3. Ergebnisse

#### a) Eingabe-Parameter

Tab.1 zeigt die verwendeten Eingabewerte, wie sie aus der Literatur (Weast, 1962; Newman and Watson, 1977; Anderson und Domsch, 1986;) zu entnehmen sind.

#### b) Substratlimitiertes Mikroorganismenwachstum

Abb. 2 zeigt die Biomasseverteilung, bezogen auf die Anfangsbiomassekonzentration in einem Bodenaggregat von Radius 0,1 cm zu verschiedenen Zeitpunkten nach Beginn des Hineindiffundierens des Substrats aus dem Substratmantel. Die Biomasse wächst bis zu einem maximalen Wert an (Wachstumsphase) und nimmt dann aufgrund des einsetzenden Substratmangels wieder ab (Sterbephase). Es wird ein leichter Anstieg der Biomassekonzentration von Innen nach Außen sichtbar. Dieser sich ausbildende Gradient nimmt bei stärkerer Adsorption zu. Es zeigt sich eine Zone stark verminderten Wachstums im Aggregatinnenen. Bei größeren Aggregaten existieren innere Aggregatsbereiche, in denen überhaupt kein Wachstum mehr einsetzt.

#### c) Substrattransport und Substratverbrauch

Abb. 5 und Abb. 6 machen den Grund für dieses Bild der Wachstumsdynamik sichtbar: Bei kleinem Aggregat und niedrigem Adsorptionskoeffizienten  $N$  diffundiert das Substrat schnell bis ins Innere des Aggregats, so daß es über das Aggregat gleichmäßig verteilt von den Mikroorganismen aufgenommen werden kann. Es resultiert im Aggregat gleichmäßiges Wachstum (Abb. 2).

Bei größerem Aggregat und hohen Adsorptionskoeffizienten diffundiert das Substrat langsamer und wird von den Mikroorganismen im Außenbereich des Aggregats verbraucht bevor es ins Innere gelangen kann (Abb. 6), so daß sich eine von Außen nach Innen abnehmende Biomasseverteilung im Aggregat ergibt.

#### 4. Zusammenfassung

- o Ist der Substratverbrauch der Mikroorganismen schneller als die Substratnachlieferung durch Diffusion sowie aus dem sorbierten Substratanteil, so kommt es abhängig von der Aggregatsgröße als Folge des mikrobiellen Substratverbrauchs in den äußeren Aggregatsbereichen im Inneren des Aggregats zu Substratverarmung.
- o Als Folge der Substratverarmung im Inneren ist dort das mikrobielle Wachstum vermindert.
- o Es prägen sich von Außen nach Innen abnehmende Dichteverteilungen der Biomassen aus.
- o Dieser Gradient in der Biomasseverteilung ist umso größer je größer die Wachstumsrate, je kleiner der Diffusionskoeffizient und je größer die Adsorption ist.
- o In aggregierten Böden, in denen der vertikale Stofftransport zu einem großen Teil über das Makroporensystem abläuft, und die Stoffverlagerung impulsartig geschieht, kommt es möglicherweise zu dauerhaft hohen Biomassekonzentrationen in den Randzonen der Aggregate.

#### 5. Literatur

- ANDERSON, T.H., K.H. DOMSCH, 1986: Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 457-468
- CRANK, J., 1948: A diffusion problem in which the amount of diffusing substance is finite II. Diffusion with nonlinear adsorption. *Phil. Mag.* 39, 140-149
- CRANK, J. 1956: *The Mathematics of Diffusion. Oxford University Press, London*
- HATTORI, T., R. HATTORI, 1976: The physical environment in soil microbiology: An attempt to extend principles of microbiology to soil microorganisms. *C.R.C. Crit. Rev. Microbiol.* 4, 423-461
- NEWMAN, E.I., A. WATSON, 1977: Microbial abundance in the rhizosphere. A computer model *Plant and Soil* 4, 17-56
- NIETFELD, H., 1988: Modelle zum Stofftransport, mikrobiellen Stoffumsatz und Mikroorganismenwachstum in Bodenaggregaten. *Diplomarbeit am Inst. f. Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen*
- NIETFELD, H., F. BEESE, 1987: Modellierung des Stofftransportes in Bodenaggregaten. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 53, 447-452
- RICHTMYER, R.D., K.W. MORTON, 1967: Difference methods for initial value problems. *Wiley Interscience* Nr.4
- STOTZKY, G., 1972: Activity, ecology, and population dynamics of microbes in soil. *Crit. Rev. Microbiol.* 2, 59

6. Abbildungen

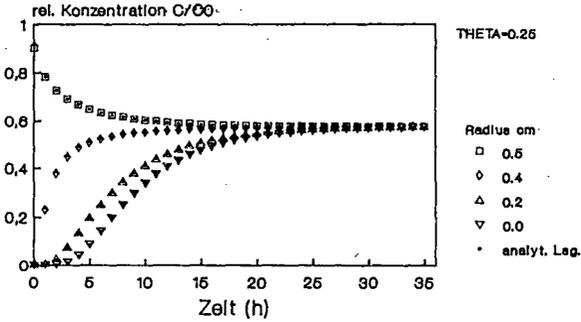


Abb.1: Vergleich zwischen analytischer Lösung und numerischer Lösung im Fall  $S=0$  und  $M_A=0$ .

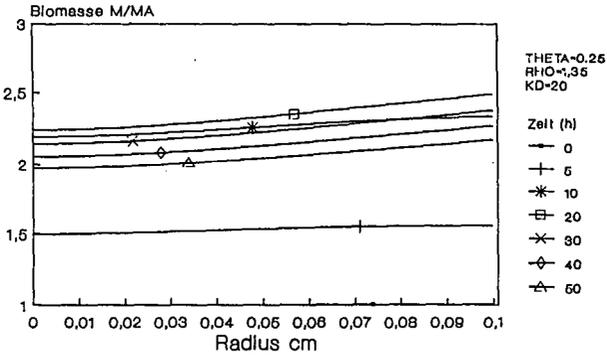


Abb.2: Biomasseverteilung im Bodenaggregat vom Radius 0,1 cm bei einem Adsorptions-exponenten von  $N=0,25$

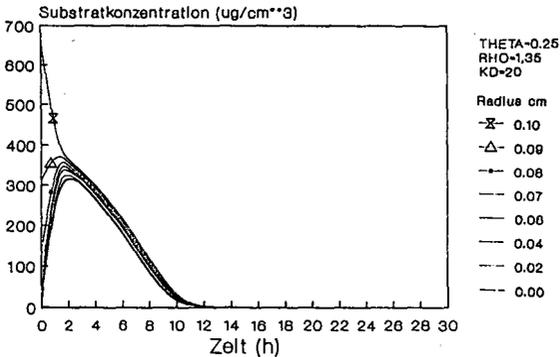


Abb.3: Zeitliche Substratkonzentrationentwicklung in der Bodenlösung eines Bodenaggregats vom Radius 0,1 cm bei einem Adsorptions-exponenten von  $N=0,25$

$D_0 = 6,73 \cdot 10^{-6} \text{ cm}^2\text{s}^{-1}$	$\theta = 0,25$	$Y = 0,4$
$R_1 = 0,1 \text{ cm}$	$f = 0,14$	$\sigma = 0,02 \text{ h}^{-1}$
$R_0 = R_1 + 0,01 \text{ cm}$	$\rho = 1,35 \text{ g/cm}^3$	$\mu_{\max} = 0,1 \text{ h}^{-1}$
$C_A = 1000,0 \text{ } \mu\text{g/cm}^3$	$K_c = 12,5 \text{ } \mu\text{g/cm}^3$	$M_A = 100,0 \text{ } \mu\text{g/cm}^3$

Tab.1: Verwendete Eingabewerte

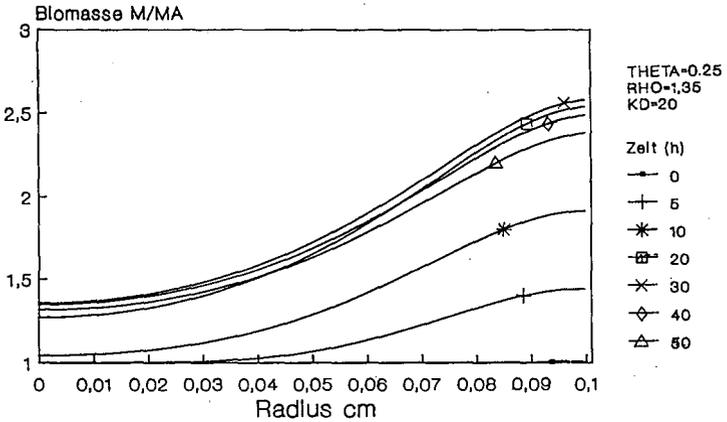


Abb.5: Biomasseverteilung im Bodenaggregat vom Radius 0,1 cm bei einem Adsorptions-exponenten von  $N=0,75$

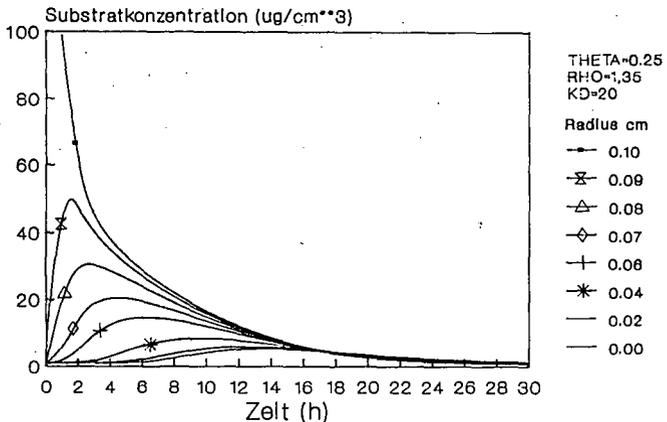


Abb.6: Zeitliche Substratkonzentrationentwicklung in der Bodenlösung eines Bodenaggregats vom Radius 0,1 cm bei einem Adsorptionsexponenten von  $N=0,75$

**Einfluß von Schweinegülleapplikation und Pflanzenbewuchs auf  
bodenmikrobiologische Parameter leichter Sandböden im Gefäßversuch**

von

W. v. Rheinbaben

## 1. Einleitung

Die Zugabe organischer Substanz zum Boden in Form von Stallmist bewirkt in der Regel eine Verbesserung der mikrobiellen Aktivität im Vergleich zu rein mineralisch gedüngten Böden, von denen sämtliche Ernterückstände entfernt werden. Aufgrund der Umstrukturierung in der Landwirtschaft aber nimmt der Anteil der Betriebe mit Rückführung tierischer Exkrememente in Form von Festmist ständig ab, der Anteil der mit Flüssigmist dagegen wächst an. So werden zwar in nur etwa 30 % der Betriebe mit Rinderhaltung die tierischen Exkrememente als Flüssigmist aus dem Stall entfernt, bei Schweinehaltung aber wird der Anteil auf etwa 80 % geschätzt (VETTER und STEFFENS 1986). Betriebe mit Schweinehaltung liegen aufgrund agrarpolitischer Vorgaben vorwiegend in Gegenden mit leichten Böden.

Ziel der eigenen Untersuchungen war es, den Einfluß einer Düngung mit Schweinegülle sowie von Pflanzenbewuchs auf die mikrobielle Aktivität in leichten Sandböden zu prüfen, da hierüber wenig bekannt ist.

## 2. Material und Methoden

Für die Gefäßversuche wurden ein Sandboden, der am Standort keine Gülle erhielt, und ein Sandboden und ein lehmiger Sand, die am Standort seit Jahren mit Gülle gedüngt werden, verwendet. Alle drei Böden sind gut mit Nährstoffen versorgt (Tab. 1). Zu Versuchsbeginn wurden die Böden mit N, P, K und Spurenelementen

---

Dr. W. v. Rheinbaben, Landwirtschaftl. Forschungsanstalt Büntehof,  
Bünteweg 8, 3000 Hannover 71

gedüngt. In den Varianten mit organischer Düngung wurde die Mineraldüngermenge um die in der organischen Substanz enthaltenen Nährstoffmenge reduziert, so daß in der mineralisch und der entsprechenden, organisch gedüngten Variante das gleiche Angebot an Nährstoffen vorhanden war. Die Applikation der organischen Dünger erfolgte etwa Mitte März. Eine Woche später wurde der organische Dünger bis etwa 10 cm Tiefe eingearbeitet und eine weitere Woche danach wurde Weidelgras (*Lolium perenne*, var. Citadel) bzw. Sommerweizen (*Triticum aestivum*, var. Kolibri) eingesät. Der Wassergehalt der Böden wurde täglich auf 60 % der maximalen Wasserkapazität eingestellt.

Tab. 1: Bodenart, Gülleapplikation am Standort, Nährstoffgehalt und pH-Wert der verwendeten Böden

Her- kunft	Boden- art	Gülle- applik.	mg/ 100 g Boden				pH ³
			P ₂ O ₅ ¹	K ₂ O ²	MgO ²	CaO ²	
Al	S	keine	29,8	18,8	4,1	60	4,7
Re	S	häufig	45,1	19,2	12,1	101	5,3
Ha	1S	häufig	49,0	24,6	15,3	154	5,6

1) P: Doppellaktat; 2) K, Mg, Ca: 0,5 n NH₄⁺-Ac. Perkolat  
 3) pH in 0,01 n CaCl₂

Bei den Zwischenernten, die 1 bis 24 Wochen nach Güllegabe erfolgten, wurde jeweils ein Gefäß pro Variante geerntet, die Bodenschicht 0 - 10 cm Tiefe für die Untersuchungen entnommen und folgende bodenmikrobiologische Parameter untersucht:

- 1) Mikrobielle Biomasse (ANDERSON und DOMSCH 1978)
- 2) Dehydrogenaseaktivität (THALMANN 1967)
- 3) Katalaseaktivität (BECK 1971)
- 4) Saccharaseaktivität (HOFFMANN und PALLAUF 1965)

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die mikrobielle Biomasse blieb in der Variante mineralisch gedüngt, ohne Bewuchs in den drei Böden während des gesamten Untersuchungszeitraum relativ konstant, wobei die durchschnittliche Biomasse vom Boden Al über Re zum Boden Ha leicht

anstieg (Tab. 2). Gülleapplikation verursachte in den drei Böden zunächst einen deutlichen Anstieg der Biomasse, zum Zeitpunkt 12 Wochen nach Güllegabe aber war die Biomasse wieder auf das Niveau der mineralisch gedüngten Variante abgesunken. Weidelgrasbewuchs führte ab dem Probetermin 12 Wochen nach Gülleapplikation - dies war etwa Mitte Juni - zu einem deutlichen Anstieg der Biomasse gegenüber der entsprechenden Variante ohne Bewuchs. Vier Wochen später - zum Zeitpunkt des 2. Schnitts - wurden die höchsten Biomassewerte ermittelt. Anschließend sanken die Werte der mikrobiellen Biomasse zwar wieder ab, sie blieben jedoch bis zum Ende der Vegetation deutlich über denen der Varianten ohne Bewuchs.

Tab. 2: Mikrobielle Biomasse in 3 Böden in Abhängigkeit von mineralischer und organischer Düngung sowie von Weidelgrasbewuchs

Her- kunft	Variante	Wochen nach Güllegabe					
		3	8	12	16	20	24
		mg C Biomasse/ 100 g Boden TS					
Al	min	7,4	6,7	2,9	0,8	5,0	5,5
	Gül 1	19,3	15,8	7,0	6,6	6,6	3,9
	min + WG	---	8,5	10,8	23,6	19,0	11,6
	Gül 1 + WG	---	12,6	21,5	28,2	22,0	14,0
Re	min	6,4	8,7	15,4	9,1	10,2	12,4
	Gül 1	27,3	21,8	12,9	12,0	10,7	6,8
	min + WG	---	14,4	19,9	26,0	16,3	13,5
	Gül 1 + WG	---	23,0	23,4	33,8	20,6	15,5
Ha	min	18,9	10,5	9,9	6,1	10,3	6,9
	Gül 1	37,2	17,4	11,2	11,2	14,0	7,4
	min + WG	---	10,7	33,1	35,1	31,4	19,3
	Gül 1 + WG	---	11,4	42,6	42,7	41,6	21,0

min: mineralische Düngung; Gül 1: Güllegabe 300 ml/ Gefäß  
WG : Bewuchs mit Weidelgras

Zugabe organischer Substanz zu den leichten Sandböden führt also unmittelbar nach Applikation zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse, wobei offenbar zwischen Menge und Verfügbarkeit der C-Quelle ein Zusammenhang besteht. Die Wirkung der relativ leicht mineralisierbaren Schweinegülle hält in diesen leichten Sandböden jedoch nur für kurze Zeit an. Hierfür spricht auch, daß die seit Jahren an dem Standort begüllten Böden keine höheren Biomassewerte in der mineralisch gedüngten Variante aufweisen. Es scheint sich demnach ein für den jeweiligen Boden typischer

Wert der mikrobiellen Biomasse einzustellen. Pflanzenbewuchs, durch den organische Substanz in Form von Rhizodeposition in den Boden gelangt, beeinflusst die Biomassewerte offenkundig über die Wurzelichte. Hierbei geht die Veränderung der mikrobiellen Biomasse mit der Ausbildung des Wurzelsystems einher, denn bis zum zweiten Schnitt nahm die pflanzliche Biomasseproduktion zu, anschließend aber wieder ab.

Im zweiten Versuchsjahr wurde der Einfluß einer variierten Güllemenge und einer "Strohdüngung" (2 g Glucose, 8 g fein gemahlene, 10 g grob zerkleinertes Stroh) auf die Veränderung der mikrobiellen Biomasse und der Aktivität von drei Bodenzymen im Boden Re, der am Standort seit Jahren mit Gülle gedüngt wird, untersucht (Tab. 3). Die Gülledüngung bewirkte eine sofortige Erhöhung aller vier bodenmikrobiologischer Parameter. Die Verdoppelung der Güllemenge verursachte auch

Tab. 3: Mikrobielle Biomasse, Dehydrogenase-, Katalase- und Saccharaseaktivität im Sandboden Re bewachsen mit Sommerweizen in Abhängigkeit von mineralischer und organischer Düngung

Variante	Wochen nach Güllegabe					
	1	3	6	10	14	18
<b>Biomasse mg C Biomasse 100 g Boden TS</b>						
min	18,3	14,7	16,9	21,2	22,6	28,8
Gül 1	99,0	52,9	38,0	35,2	41,5	35,0
Gül 2	155,1	66,0	25,9	19,1	32,1	33,4
Stroh	168,6	129,0	66,7	32,4	56,7	50,1
<b>Dehydrogenaseaktivität µg TPF/ g Boden TS in 16 h</b>						
min	37	30	16	16	25	27
Gül 1	241	150	59	46	41	39
Gül 2	524	135	46	44	52	52
Stroh	186	163	84	44	68	54
<b>Katalaseaktivität</b>						
min	12,5	9,6	11,3	10,1	10,6	7,3
Gül 1	185,3	78,6	36,8	22,6	19,8	16,5
Gül 2	220,3	124,3	69,5	34,8	33,3	27,5
Stroh	51,0	37,9	21,8	22,1	22,5	17,8
<b>Saccharaseaktivität µg Zucker/ g Boden TS in 3 h</b>						
min	393	552	575	603	971	1113
Gül 1	1109	728	759	828	987	1177
Gül 2	1158	775	510	691	973	1127
Stroh	1437	1663	1171	995	1290	1542

min : mineralische Düngung; Gül 1: Güllegabe 300 ml/ Gefäß  
 Gül 2: Güllegabe 600 ml/ Gefäß; Stroh: siehe Text

eine Verdoppelung der mikrobiellen Biomasse und der Dehydrogenaseaktivität (DHA) zum ersten Meßzeitpunkt. Dagegen wurde durch die Verdoppelung der Güllemenge die Katalase- (KA) und die Saccharaseaktivität (SA) kaum gesteigert. Bereits 10 Wochen nach Applikation waren die Werte der vier Parameter auf das Niveau der mineralisch gedüngten Variante abgesunken. Die "Strohdüngung" - sie weist eine gewisse Ähnlichkeit mit einer Rindergülle auf - bewirkte eine stärkere Erhöhung der Biomasse und der SA im Vergleich zu der Variante Gül 2; diese höheren Werte blieben über die gesamte Vegetationsperiode erhalten. Dagegen wurde die DHA in geringem und die KA nur in sehr geringem Maße gegenüber der Variante min 1 erhöht. Auffallend war, daß die mikrobielle Biomasse durch den wachsenden Sommerweizen in weit geringerem Ausmaße als im Versuch mit Weidelgras erhöht wurde.

Die Ergebnisse zeigen, daß organische Substanz die mikrobielle Aktivität in leichten Sandböden steigert. Die Erhöhung hängt sowohl von der Art der C-Quelle - Gülleapplikation, "Strohdüngung", Rhizodeposition - als auch von der Menge - einfache und doppelte Güllegabe - ab, wobei die verschiedenen C-Quellen die bodenmikrobiologischen Parameter in sehr unterschiedlichem Ausmaße beeinflussen. Die Wirkungsdauer wird ebenfalls von der Art und Menge des organischen Materials bestimmt; so wurde die Gülle im Gegensatz zur "Strohdüngung" sehr schnell mineralisiert.

#### Literatur

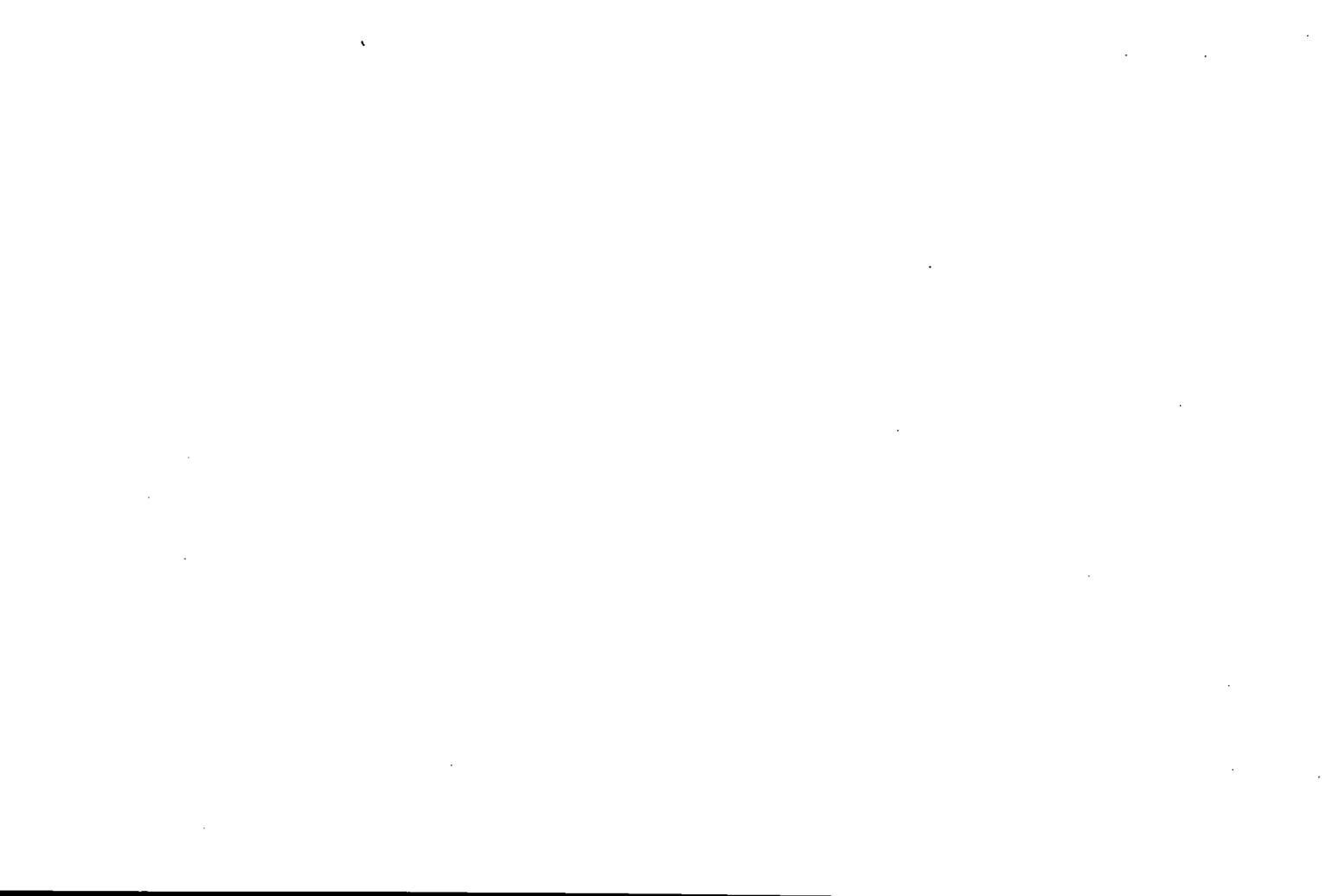
ANDERSON, J.P.E. und K.H. DOMSCH 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biol. Biochem. 10, 215-221

BECK, Th 1971: Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 130, 68-81

HOFFMANN, G. und J. PALLAUF 1965: Eine kolorimetrische Methode zur Bestimmung der Saccharaseaktivität von Böden. Z. Pflanzenernähr., Düng. Bodenk. 110, 193-201

THALMANN, A. 1967: Über die mikrobielle Aktivität und ihre Beziehungen zwischen Fruchtbarkeitsmerkmalen einiger Böden unter besonderer Berücksichtigung der Dehydrogenaseaktivität. Diss. Univ. Gießen

VETTER, H. und G. STEFFENS 1986: Wirtschaftseigene Düngung. DLG-Verlag, Frankfurt



## **N-Mineralisierung und Priming-Effekte**

Schmitt, L. und E. Ahrens *)

Bei der Mengenbemessung von Stickstoffdüngern sind deren möglicherweise negativen Nebenwirkungen auf die Umwelt mit zu berücksichtigen. Einen erschwerenden Faktor zur Berechnung der Düngermenge stellt die Mineralisation des bodenbürtigen organisch gebundenen Stickstoffs dar, die von Faktoren wie z. B. der mikrobiellen Verfügbarkeit, pH-Wert, C/N-Verhältnis, Temperatur und Bodenfeuchtigkeit abhängt. Außerdem können zugegebene mineralische und auch organische Dünger die N-Mineralisierung aus bodenbürtiger organischer Substanz deutlich aktivieren, was in der Literatur als Priming-Effekt beschrieben wird. Ein positiver Priming-Effekt liegt vor, wenn aufgrund einer Düngungsmaßnahme zusätzlich bodenbürtiger, organisch gebundener Stickstoff mineralisiert wird (als positive Bilanz aus der gegebenen Düngermenge und der ungedüngten Kontrolle). Die Ursachen des Priming-Effektes sind noch nicht eindeutig geklärt, es scheinen jedoch eine stimulierte mikrobielle Aktivität und Austauschvorgänge von spezifisch gebundenem Ammonium eine gewisse Rolle zu spielen.

Der nachfolgend beschriebene Versuch diente zur Klärung der Frage, aus welcher Fraktion der nach Zusatz von  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  und Vorliegen eines Priming-Effektes zusätzlich mineralisierte bodenbürtige Stickstoff kommt, und ob die genannte Düngung Verschiebungen in den  $\text{N}_t$ - und  $\text{C}_{\text{ORG}}$ -Gehalten innerhalb verschiedener Fraktionen auslösen kann. Um den Verbleib des Dünger-N nachvollziehen zu können, wurde markierter Stickstoff ( $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ ) verwendet.

### **Material und Methoden**

**Inkubationsversuche:** Zwei verschiedene Böden (Buntsandstein, Gipskeuper) wurden in lufttrockenem Zustand auf 2 mm gesiebt, wobei Steine und Wurzeln weitgehend entfernt wurden. Jeder Boden wurde mit 4 mg N/100 g Boden-TM, entsprechend ca 120 kg N/ha (als  $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ , Markierungsgrad 99%) gedüngt, und ebenso wie eine ungedüngte Kontrolle mit 3 Wiederholungen in geeignete Glasgefäße gefüllt. Nach Befeuchten mit bi-distilliertem Wasser auf 50% der jeweiligen maximalen Wasserkapazität und Sieben (5 mm) wurden die Glasgefäße so abgedeckt, daß ein passiver Gasaustausch möglich war. Die Inkubation erfolgte im Dunkeln bei 25°C. Wöchentlich wurde durch Entfernen des Deckels belüftet und der Gewichtsverlust mit bi-dist. ergänzt.

**Analytik:** Schlämmanalyse, Sedimentationsanalyse nach Köhn (Pipettverfahren); maximale Wasserkapazität nach Fiedler; TM bei 105°C; pH elektrometrisch in 0.01 m  $\text{CaCl}_2$ -Aufschwemmung; Ges.-N nach Kjeldahl, mod. Jodlbauer;  $\text{C}_{\text{ORG}}$  kolorimetrisch nach nasser Veraschung mit  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ;  $\text{N}_{\text{min}}$  als Summe von  $\text{NO}_3$  und  $\text{NH}_4$  mittels Wasserdampfdestillation (Alkali: Natriumboratpuffer) in eine a. dest. Vorlage, Reduktion des Nitrat durch Devarda-Legierung, Titration mit 0,01 n HCl; spezifisch gebundenes

*) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur, - Mikrobiologie -, Senckenbergstr. 3, D-6300 Giessen

Ammonium nach Silva und Bremner, Aufschluß mit konz.  $H_2SO_4$ ; Huminstoffcharakterisierung nach Kononowa und Belchikowa, Extraktion mit 0,1 m NaOH (NLE) und mit 0,1 m NaOH/0,1 m  $Na_4P_2O_7$  (PNE) sowie Ausfällen der Huminsäuren aus dem PN-Extrakt (HSF), Ermittlung der Fulvosäurefraktion (FSF) durch Differenzrechnung aus PNE-HSF. Zusätzliche Bestimmung der  $N_T$ - und  $C_{org}$ -Gehalte in den genannten Extrakten, sowie Messung ihrer Extinktionen bei 400, 500, 600 und 700 nm, Berechnung der Extinktionsquotienten EQ45, 56 und 67, sowie Berechnung der spezifischen Extinktion bei 500 nm/mg C/10 ml nach Söchtig und Salfeld;  $^{15}N$ -Analyse:  $NH_4Cl$  über CuO/CaO-Methode zu  $N_2$ , emissionsspektrometrische Messung am  $^{15}N$ -Analysator NOI-5 (Straton, Jena), Schreiber Linsels; Dehydrogenase-Aktivität nach Thalmann, mod. VDLUFA.

### Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt in kumulativer Darstellung jeweils die  $C_{org}$ - und  $N_T$ -Gehalte der NL- und PN-(Summe von FS- und HS-Fraktion)Extrakte, außerdem  $N_{min}$  und spezifisch gebundenes Ammonium beider Böden in Abhängigkeit von der Düngung und der Bebrütungszeit.

Die  $N_{min}$ -Gehalte beider Böden unterschieden sich zu allen Untersuchungsterminen signifikant voneinander. Damit war eine im Hinblick auf dieses Merkmal beabsichtigte Verschiedenheit der Böden gegeben. Auch bewirkte die Düngungsmaßnahme bei beiden Böden zu jedem Termin signifikant gesteigerte  $N_{min}$ -Gehalte, was als Voraussetzung für weitergehende Untersuchungen zu N-Umsetzungen in verschiedenen Fraktionen der organischen Bodensubstanz angesehen wurde. Der  $^{15}N$ -Analyse zufolge waren in der  $N_{min}$ -Fraktion je nach Bebrütungszeit und Bodentyp 62 - 83% des Düngerstickstoffs enthalten; lediglich nach 4 Wochen wurden dort zwischen den Böden signifikant verschiedene Düngermengen wiedergefunden, nämlich beim Buntsandstein 62% und beim Gipskeuper 80%.

Die  $N_T$ - und  $C_{org}$ -Gehalte der verschiedenen organischen Fraktionen variierte mehr oder weniger stark zwischen den Böden. Im Laufe der Inkubationszeit wurden die Stickstoffgehalte im NL-Extrakt und im PN-Extrakt (FSF + HSF) weniger. In der Huminsäurefraktion (HSF) stiegen sie allerdings etwas an, so daß die Abnahme in der PNE-Fraktion durch eine besonders starke Abnahme in der (verhältnismäßig leicht mineralisierbaren) FS-Fraktion (FSF) bedingt war.

Im PN-Extrakt wurde gegen Ende des Versuches auch weniger  $C_{org}$  festgestellt. Dagegen hatten die  $C_{org}$ -Gehalte in der HS-Fraktion vor allem im Buntsandstein, in beiden Böden aber deutlich im NL-Extrakt zugenommen. Eine Zusammenschau der jeweiligen Verschiebungen zwischen den Fraktionen mittels des C/N-Verhältnisses ergab, daß dieses nach 4 Wochen im NL-Extrakt zwischen 3 und 5, und nach 8 Wochen zwischen 8 und 10 betrug. Unterschiede zwischen den Böden bestanden dahingehend, daß sich das C/N-Verhältnis beim Buntsandstein im PN-Extrakt unwesentlich änderte, beim Gipskeuper gegen Ende der Bebrütung dagegen enger wurde. Besonders hervorzuheben sind die Änderungen innerhalb der Huminsäurefraktion. Hier zeigte sich vor allem nach 4 Wochen der Düngungseinfluß sehr deutlich. So wurde in der ungedüngten Variante des Buntsandsteins ein C/N-Verhältnis von 18,2 berechnet, für die gedüngte Variante dagegen ein solches von 7,4. Beim Gipskeuper betrug die entsprechenden Werte 9,8 und 5,0. Diese deutlichen Unterschiede konnten auf düngungsbedingte N-Anreicherungen einerseits und auf ver-

mehrten C-Abbau andererseits zurückgeführt werden. Nach 8 Wochen waren solche Unterschiede allerdings nicht mehr gegeben.

Im relativen Bezug der  $N_T$ - und  $C_{org}$ -Gehalte der verschiedenen Fraktionen zu den jeweiligen Gesamtgehalten der Böden zeigten sich nach 4 Wochen signifikante Unterschiede im N-Anteil des NL-Extraktes und des PN-Extraktes, sowie im N-Anteil der Fraktion

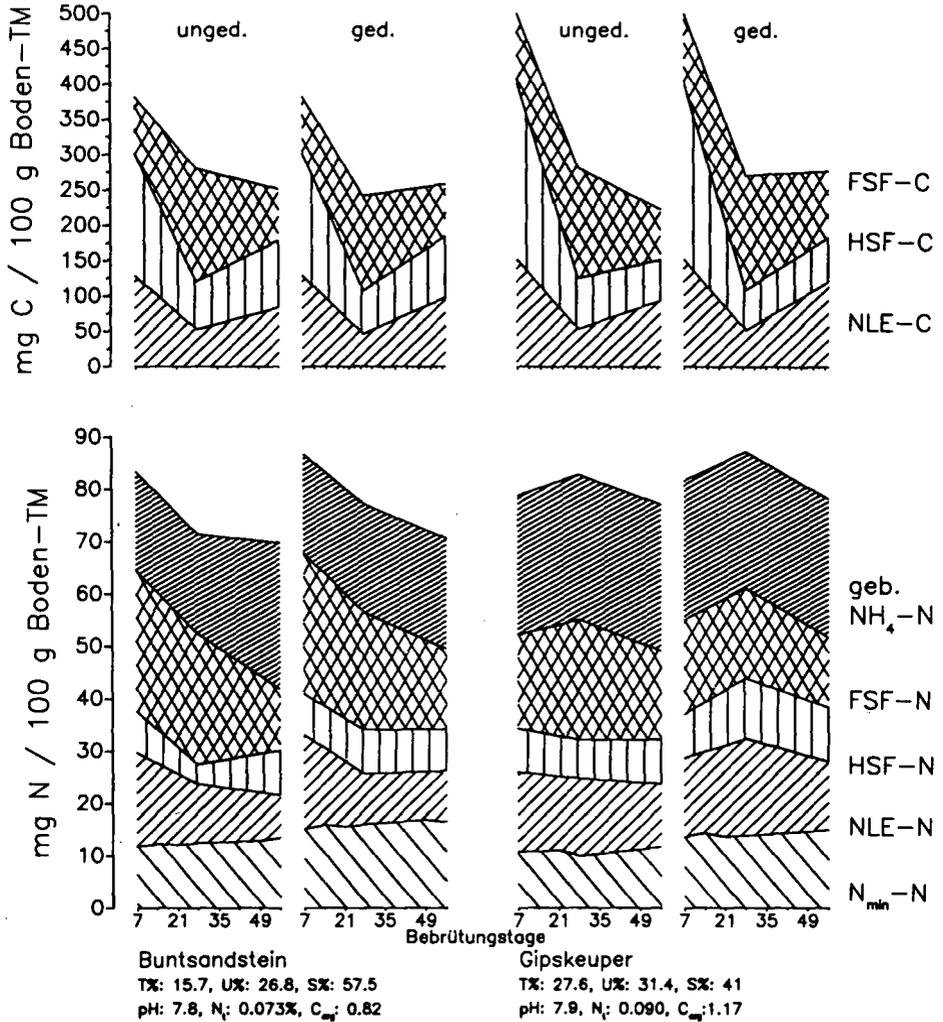


Abbildung 1:  $N_T$ - und  $C_{org}$ -Gehalte in verschiedenen Fraktionen ( $N_{min}$ , NLE = Natronlaugenextrakt, HSF = Huminsäurefraktion, FSF = Fulvosäurefraktion, spezifisch gebundenes  $NH_4$ ) in Abhängigkeit von Bodenart (Buntsandstein, Gipskeuper), Düngung (unge düngt, 4 mg N/100 g TM) und Bebrütungszeit (56 Tage)

spezifisch gebundenen Ammoniums, außerdem in den C-Anteilen des PN-Extraktes und der HS-Fraktion. Die Düngung führte in der HS-Fraktion zu signifikant erhöhten N-Mengen, was aber bei beiden Böden unterschiedlich intensiv ausgeprägt war. Nach 8 Wochen unterschieden sich die Böden immer noch signifikant im  $N_f$ -Gehalt des NL-Extraktes und der Fraktion spezifisch gebundenen Ammoniums, zusätzlich jetzt aber auch in der HS-Fraktion, hingegen nicht mehr im  $N_f$ -Gehalt des PN-Extraktes. Die Düngung führte nun nach 8 Wochen nicht mehr bei beiden Böden zu gleichen Effekten, sondern bewirkte nur noch im Gipskeuper eine Erhöhung des  $N_f$ -Gehaltes. Im  $C_{org}$ -Gehalt unterschieden sich die Böden in allen drei Extrakten. Außerdem konnte im NL-Extrakt ein sicherbarer Einfluß der Düngung festgestellt werden; es waren 14 bzw. 27 mg  $C_{org}$ /100 g Boden mehr nachzuweisen als in den ungedüngten Kontrollvarianten.

Die Subtraktion des in der  $N_{min}$ -Fraktion wiedergefundenen Düngerstickstoffs von deren Gesamtgehalt ermöglicht im Vergleich mit der ungedüngten Kontrolle eine Abschätzung des Priming-Effektes. Dabei zeigte sich, daß beide Böden am 14. und 28. Tag durch die Düngung signifikant mehr bodenbürtigen Stickstoff mineralisiert hatten als die jeweiligen Kontrollvarianten. Die Herkunft dieses Mineral-N blieb jedoch unklar. Bei einem solchen rechnerischen Vorgehen konnte außerdem der bereits genannte Unterschied in der HS-Fraktion als düngungsbedingt bestätigt werden.

Etwas höhere Extinktionsquotienten beim Gipskeuper im NL-Extrakt, jedoch niedrigere im PN-Extrakt - und da im Speziellen in der HS-Fraktion - deuten auf einen etwas höherwertigen Humuszustand im Vergleich zum Buntsandstein. Diese Unterschiede verstärkten sich während der vergleichsweise kurzen Versuchsperiode sogar noch etwas, wobei allerdings kein Einfluß der Düngung festgestellt werden konnte.

Als Maß des Humifizierungsgrades wird die spezifische Extinktion verstanden. An ihr zeigten sich Unterschiede allerdings erst nach 2 Monaten. Im PN-Extrakt und in der HS-Fraktion des Gipskeupers war sie wesentlich höher als im Buntsandstein, was die in den Extinktionsquotienten zum Ausdruck gekommene Tendenz unterstreicht. Durch die Düngung wurde die spezifische Extinktion dann allerdings im PN-Extrakt beider Böden signifikant verringert.

Da die beschriebenen Veränderungen überwiegend Ausdruck bodenbiologischer Aktivität sein dürften, wurde zusätzlich der Versuch unternommen, diese anhand der Dehydrogenase-Aktivität zu charakterisieren. Danach unterschieden sich zwar die Böden voneinander, überraschenderweise konnte in beiden Fällen aber kein gesicherter Düngungseffekt festgestellt werden. Dies, sowie die Tatsache, daß die gemessenen Aktivitäten absolut sehr gering waren, blieb in der Ursache unklar.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß eine Düngung von 4 mg N/100 g Boden-Trockenmasse (entsprechend ca. 120 kg N/ha) in Form von  $NH_4NO_3$  eine verstärkte N-Mineralisation aus bodenbürtiger organischer Substanz auslösen konnte. Es zeigten sich deutliche Verschiebungen im  $N_f$ - und  $C_{org}$ -Gehalt innerhalb verschiedener Fraktionen. Besonders hervorzuheben sind Veränderungen in der Huminsäurefraktion, die in höheren N- aber geringeren C-Gehalten zum Ausdruck kamen und folglich zu einer Verschiebung der C/N-Verhältnisse zwischen den Kontrollböden und den gedüngten Varianten innerhalb dieser Fraktion führten. Nach 8wöchiger Inkubation war außerdem die spezifische Extinktion im PN-Extrakt in den gedüngten Varianten geringer als in den ungedüngten.

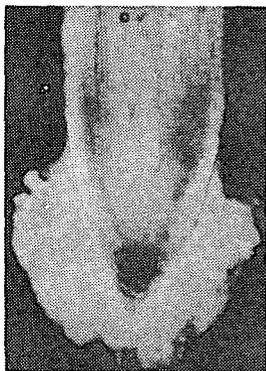
## Beobachtung von Redoxprozessen in der Rhizosphäre

von

Trolldenier, G.*

Im Kontaktraum Boden/Pflanze der sog. Rhizosphäre, verlaufen mikrobielle Prozesse mit stärkerer Intensität als im undurchwurzelten Boden. Ihre Richtung hängt von Bodenparametern und Pflanzeigenschaften ab. Für den "Rhizosphärenereffekt", d.h. die Erhöhung der Zahl der Mikroorganismen und kleineren Bodentiere in der Wurzelumgebung, sind wurzelbürtige organische Stoffe verantwortlich.

Die Kalyptrazellen der Wurzelspitzen sekretieren Schleimstoffe (mucilage), die aus Polysacchariden bestehen und vom Golgi-Apparat der Zellen gebildet werden (Abb. 1).



**Abb. 1:** Wurzelspitze von Weizen, mit Schleim umgeben, in den abgestossene Kalyptrazellen eingebettet sind. Tuschepräparat

Entlang der Wurzeln werden niedermolekulare organische Stoffe (Exsudate) ausgeschieden. Es handelt sich hauptsächlich um Zucker, organische Säuren und Aminosäuren (Krafczyk et al. 1984). Hinzu kommen Lysate, durch Autolyse und mikrobiellen Abbau älterer Epidermiszellen freiwerdende Stoffe. Schließlich fallen Reste abgestorbener Wurzelhaare und Rindenzellen der langsamen Zersetzung anheim (Rovira et al. 1979). Die Abbauprozesse sind mit einer Verminderung des Sauerstoffpartialdrucks verbunden und bewirken nach dessen Verbrauch ein Absinken des Redoxpotentials, vorausgesetzt die  $O_2$ -Diffusion ist erschwert.

* Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Büntehof, Bünteweg 8, 3000 Hannover 71

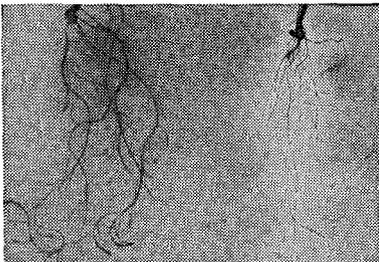
## Methodik

Die Beobachtung der Redoxvorgänge in der Rhizosphäre erfolgte in quadratischen Boxen (25 x 25 cm) aus Acrylglas mit einer inneren Tiefe von 0,5 cm. Sämlinge von Reis, Mais und Weizen wurden 2-3 Wochen in Nährlösung vorkultiviert und dann das Wurzelsystem in die Boxen eingeführt. Danach wurde eine auf 50° C abgekühlte Weichagarlösung (0,4 % Agar) mit verschiedenen Zusätzen in die Boxen gefüllt. Durch verschiedene Zusätze wurde im Verlauf von Stunden und Tagen durch farbliche Veränderungen das Auftreten von Redoxreaktionen sichtbar.

## Ergebnisse und Diskussion

### Mikrobielle Aktivität

Die Auswirkungen der Mikroflora der Rhizosphäre auf Wurzeln lassen sich durch einen Vergleich steriler und nichtsteriler Wurzeln deutlich machen. Weizenkaryopsen wurden durch 20 min. Behandlung mit 0,2 %  $\text{HgCl}_2$  oberflächensterilisiert, mehrfach mit sterilem dest. Wasser gewaschen und steril in Röhrchen (35 x 3 cm) mit 50 ml Nährlösung angezogen. Ein Teil der Röhren wurde mit 0,1 ml Bodenfiltrat beimpft, um die Entwicklung von Rhizosphäreorganismen zu gewährleisten. Nach 27 Tagen wurden Wurzelsysteme einer sterilen und einer nichtsterilen Pflanze nebeneinander in eine Box gebracht und Weichagar zugegeben, der 20 ppm des Redoxfarbstoffs Resazurin enthielt. Das violett gefärbte Resazurin geht bei -51 mV ( $E_7$ ) in rosafarbenes Resofurin und bei -110 mV ( $E_7$ ) in farbloses Dihydroresofurin über. Die Umgebung der nichtsterilen Wurzeln verfärbte sich alsbald, um sich danach innerhalb von 24 Stunden ganz zu entfärben. An den sterilen Wurzeln war nur eine langsame Rosafärbung eingetreten (Abb. 2). Die Farbveränderungen deuten darauf hin, daß es in Gegenwart von Mikroorganismen zunächst, zu einem stärkeren  $\text{O}_2$ -Verbrauch kam und dann zu Reduktionen, die auch die des Resazurin betrafen.

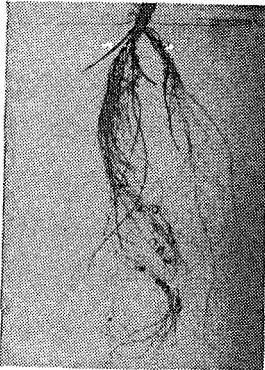


**Abb. 2:** Nachweis der Bedeutung von Mikroorganismen für Reduktionsvorgänge in der Rhizosphäre (Weizen). Aufnahme 24 Stunden nach Einbettung in Weichagar mit Resazurin. An nichtsterilen Wurzeln (rechts) wurde Resazurin stärker reduziert als an sterilen (links).

### Denitrifikation

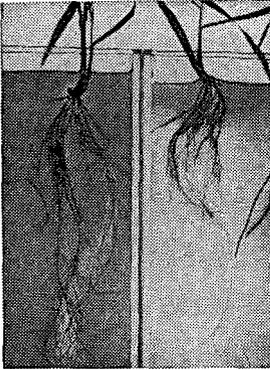
Wenn Sauerstoff weitgehend verbraucht ist, nutzen viele Bakterien Nitrat als terminalen Wasserstoffakzeptor. Dabei entsteht zunächst Nitrit und dann die gasförmigen Produkte  $N_2O$  und  $N_2$ . Dieser Reduktionsprozess ist als Denitrifikation bekannt. Der gleichzeitige Sauerstoffverbrauch durch Wurzeln und Mikroorganismen führt in der Rhizosphäre zu stärkerem Sauerstoffschwund als im undurchwurzelteten Boden. Bei Gegenwart von Nitrat kann es danach zur Denitrifikation kommen, für die die Wurzeln zusätzlich Wasserstoffdonatoren in Form organischer Stoffe liefern.

Gasförmige Denitrifikationsprodukte traten auf, wenn 10 mM  $Ca(NO_3)_2$  zum Weichagar zugegeben wurden. Nach einigen Tagen entwickelten sich makroskopisch sichtbare Gasblasen an den Wurzeln (Abb. 3).



**Abb. 3:** Nachweis der Denitrifikation in der Rhizosphäre durch Bildung von Gasblasen nach Zugabe von 10 mM  $Ca(NO_3)_2$  zum Weichagar. Aufnahme nach 8 Tagen.

Gegenwart von Nitrat stabilisiert das Redoxpotential auf einem Niveau von etwa +400 bis +500 mV ( $E_7$ ). Das ließ sich zeigen, wenn ein Redoxfarbstoff (Methylenblau) dem Weichagar zugegeben wurde. Nitrat verzögerte die Reduktion von Methylenblau zu farblosem Leukomethylenblau (Abb. 4, links), während ohne Nitrat eine Aufhellung um die Wurzeln eintrat (Abb. 4, rechts). Die Entfärbung findet bei ca. +10 mV ( $E_7$ ) statt, also deutlich unterhalb der Nitratreduktion.

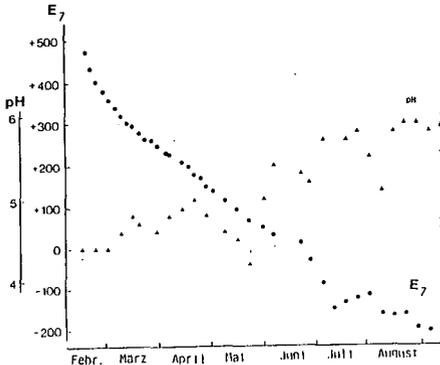


**Abb. 4:** Verzögerung der Erniedrigung des Redoxpotentials durch Nitrat ( $5 \text{ mM Ca(NO}_3)_2$ ). Der Weichagar enthielt 20 ppm Methyleneblau. Links: Mit  $\text{NO}_3$ , kaum Verfärbung. Rechts: Ohne  $\text{NO}_3$ , Entfärbung des Methyleneblaus, was Absinken des Redoxpotentials unter  $10 \text{ mV (E}_7\text{)}$  bedeutet. Aufnahme nach 2 Tagen

### Redoxprozesse

Mit zunehmender Verdichtung und steigender Bodenfeuchte wird die Sauerstoffdiffusion von der Atmosphäre in den Boden verlangsamt. Überflutung eines Bodens unterbindet den Sauerstoffeintrag weitgehend, da die Diffusion in wassergefüllten Poren etwa um das 10.000fache langsamer ist als in luftgefüllten Poren (Ponamperuma 1972, Scheffer-Schachtschabel 1982). Mikroorganismen verbrauchen den verbliebenen Sauerstoff innerhalb weniger Tage. Als Ersatz dient vielen aeroben Mikroorganismen Nitrat als Elektronenakzeptor. Wenn Nitrat weitgehend verbraucht ist, kommt es zur Reduktion von Mangan III und IV, danach zur Reduktion von Fe III und schließlich zur Sulfatreduktion (Yoshida 1975).

Der Verlauf der Redoxreaktionen ist von einem Absinken des Redoxpotentials begleitet (Abb. 5). Gleichzeitig steigt in sauren Böden der pH-Wert an, da Reduktionen mit einem Verbrauch von  $\text{H}^+$ -Ionen verbunden sind.



**Abb 5:** Veränderung von Redoxpotential und pH-Wert in einem lehmigen Sandboden nach der Überflutung.

## Reduktion

Um den Einfluß verschiedener Pflanzenarten auf die Redoxvorgänge im Boden zu untersuchen, wurden Gramineen (Reis, Mais, Weizen) gewählt, die sich hinsichtlich ihrer Anpassung an anaerobe Bodenverhältnisse unterscheiden. Bei Reis als Sumpfpflanze wird schon in den samenbürtigen Wurzeln ein Aerenchym ausgebildet, das eine Sauerstoffdiffusion von den Sprossen in die Wurzeln gewährleistet. Bei Mais - und weniger geordnet bei Weizen - kommt es in den später gebildeten sprossbürtigen Adventivwurzeln ebenfalls zur Bildung von Hohlräumen in der Wurzelrinde.

Wurzeln der drei Pflanzenarten wurden nebeneinander in Weichagar, der Resazurin bzw. Methylenblau enthielt, eingebettet. In den ersten Stunden färbte sich die Umgebung der samenbürtigen Wurzeln bei Mais und Weizen zunächst rosa, um sich danach vollständig aufzuhellen. Bei Reis blieb die Färbung anfangs unverändert. Erst nach 18 Stunden war eine schwache Rosafärbung eingetreten (Abb. 6). Die langsamere Erniedrigung des Redoxpotentials in der Rhizosphäre von Reis ist auf die Nachlieferung von Sauerstoff aus den Wurzeln in die Umgebung zurückzuführen.

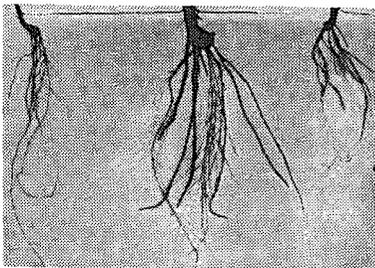
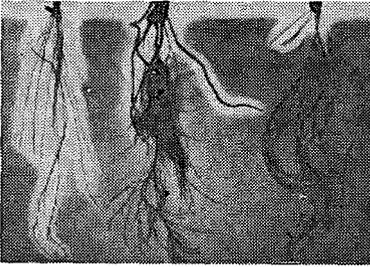


Abb. 6: Unterschiedliche Reduktion von Methylenblau in der Rhizosphäre von Reis (links), Mais (Mitte) und Weizen (rechts). Die Reduktion war bei Reis deutlich geringer. Aufnahme nach 18 Stunden.

## Oxidation

Durch Einbetten von Wurzeln in Weichagar, der Eisensulfid in feiner Verteilung enthält, läßt sich andererseits die unterschiedliche Oxidationskraft der Wurzeln darstellen. Schon nach 4 Stunden traten um einzelne jüngere Reiwurzeln Aufhellung ein, die eine Oxidation des Sulfids anzeigen (Abb. 7). Die Oxidation des Eisens begann im basalen Teil des Wurzelsystems, erkenntlich an der rotbraunen Verfärbung. Adventivwurzeln von Mais bewirkten ebenfalls eine Aufhellung der näheren Umgebung. Nach 18 Stunden war bei Reis der ganze Wurzelbereich farblos. In der näheren Wurzelumgebung trat an allen Wurzelteilen eine Präzipitation von



**Abb. 7:** Unterschiedliche Oxidation Eisensulfid in der Rhizosphäre von von Reis (links), Mais (Mitte) und Weizen (rechts) innerhalb von 18 Stunden. Die Reiswurzeln sowie die Adventivwurzeln von Mais und Weizen lassen eine Oxidation von Sulfid und reduziertem Eisen erkennen.

Fe(III)oxidhydroxid ein. Bei Mais waren die Bereiche der samenbürtigen Wurzeln leicht, die der Adventivwurzeln stark aufgehellt. Diese, sowie die Adventivwurzeln von Weizen zeigten ebenfalls einen Niederschlag von Fe III. Die Oxidation von FeS an wachsenden Reiswurzeln ist bereits früher dargestellt worden (Trolldenier 1988). Sie ist ein Zeichen für die Anpassung dieser Pflanze an Sumpfbiotope.

#### Literatur

- Krafczyk, I., Trolldenier, G., Beringer, H.: Soluble root exudates of maize: Influence of potassium supply and rhizosphere microorganisms. *Soil Bio. Biochem.* 16, 315-322 (1984)
- Ponamperuma, F.N.: The chemistry of submerged soils. *Adv. Agron.* 24, 29-96 (1972)
- Rovira, A.D., Foster, R.C., Martin, J.K.: Note on terminology: Origin, nature and nomenclature of the organic materials in the rhizosphere. In: Harley, J.L. and Scott Russel, R. (Eds.) *The soil-root interface.* pp. 1-4. Academic Press, London-New York (1979)
- Scheffer, F., Schachtschabel, P.: *Lehrbuch der Bodenkunde.* II. Aufl. F. Enke Verlag, Stuttgart (1982)
- Trolldenier, G.: Visualisation of oxidizing power of rice roots and of possible participation of bacteria in iron deposition. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 151, 117-121 (1988)
- Yoshida, T.: Microbial metabolism of flooded soils. *Soil Biochemistry* 3, 83-122 (1975)

**Direkte Messung der  $N_2$  +  $N_2O$  Abgabe aus mechanisch belastetem Boden im Freiland**

von

G. Walenzik +) und O. Heinemeyer +)

**EINLEITUNG**

Die Tendenz zu immer größeren landwirtschaftlichen Betrieben ist mit dem Einsatz immer schwererer Maschinen verbunden, wodurch es vermehrt zu Bodenverdichtungen und Schädigungen der Bodenstruktur kommt. Diese Entwicklung hat zu der Sorge Anlaß gegeben, daß langfristig mit einer Beeinträchtigung der Bodenfruchtbarkeit gerechnet werden muß. In einem Verbundforschungsvorhaben (BMFT, Projekt-Nr. 033 9060) werden daher die Auswirkungen der Bodenbearbeitung mit variierten Radlasten unter verschiedenen Aspekten untersucht. Im Rahmen dieses Projektes befassen wir uns mit dem Einfluß auf Bodenmikroorganismen und mikrobiologische Prozesse und wollen hier Untersuchungen zur Denitrifikation vorstellen.

Bodenbearbeitung beeinflußt die Bodenstruktur und damit auch die gesättigte und ungesättigte Wasserleitfähigkeit sowie die Gasdiffusion. Das Auftreten einer Pflugsohle mit reduziertem Porenvolumen kann über längere Zeit einen erhöhten Wassergehalt im  $A_p$ -Horizont bewirken (Ehlers, 1983). Da die Denitrifikation mit abnehmendem luftführenden Porenvolumen zunimmt (Wollersheim et al., 1987), ist mit einem Zusammenhang zwischen Bodenbearbeitung, aufgebrachten Radlasten und dem Prozeß der Denitrifikation zu rechnen. Um diese Vermutung zu bestätigen und die Höhe von N-Verlusten zu quantifizieren, sind Messungen direkt im Feld an den jeweiligen Belastungsvarianten erforderlich.

Bisher steht jedoch für *in situ* Messungen keine einfache und zuverlässige Meßmethode zur Verfügung. Vorversuche im Labor ergaben Schwierigkeiten bei der Anwendung der Acetylen-Inhibierungsmethode für verdichtete Böden. Im Feld wurden gasförmige N-Abgaben daher nach  $^{15}N$ -Markierung des Nitratpools durch direkte Gasmessungen quantifiziert.

+ ) Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50,  
3300 Braunschweig

## MATERIAL UND METHODEN

Im **Feldversuch** wurden auf einer Parabraunerde aus Löss Belastungsvarianten durch flächiges Befahren der Parzellen mit definierten Radlasten nach jedem Bearbeitungsgang angelegt.

Denitrifikationsmessungen wurden im April und Mai 1989 nach der Saat der Zuckerrüben in der nicht belasteten Variante, einer mit Radlasten von 3,7 t (beim Pflügen) und 2,2 t (bei der Saatbettbereitung) belasteten Variante sowie in der Fahrspur durchgeführt.

Die **Bodendichte** der einzelnen Varianten wurde mit Hilfe von Stechzylindern in den Tiefen 0-10, 10-20, 20-30 und 30-40 cm ermittelt.

Die **Acetylen-Diffusionsgeschwindigkeit** in verdichtetem Boden wurde im Laborversuch an 7 cm hohen Bodensäulen gemessen. Auf 2 mm gesiebter Boden des Versuchsfeldes wurde dabei definiert auf 47,5%, 42,5% und 37,5% Gesamtporenvolumen verdichtet und anschließend ein volumetrischer Wassergehalt von 35% eingestellt, woraus sich luftführende Porenvolumina von 12,5%, 7,5% und 2,5% ergeben. Die Bodensäulen wurden zwischen zwei leere Gefäße gestellt, die Anordnung luftdicht verschlossen und 10% der Luft im Headspace durch Acetylen ersetzt. Aus dem Luftraum unterhalb der Bodensäule wurden die Acetylenkonzentrationen mit Hilfe eines Flammen-Ionisations-Detektors gaschromatographisch ermittelt.

Für die Denitrifikationsmessungen im Feld wurden **¹⁵N-markierte Plots** angelegt (Siegel et al., 1982), indem Kunststoffrohre (50 cm lang und 20 cm Durchmesser) in den Boden eingeschlagen und der vorhandene Nitratpool mit umgerechnet 76 kg ¹⁵N pro Hektar markiert wurde. Um eine möglichst gleichmäßige Verteilung des ¹⁵N im A_p-Horizont zu erzielen, wurde der Dünger (Ca(¹⁵NO₃)₂, 99 atom % ¹⁵N) mit insgesamt 58 mm Wasser vorsichtig in den Boden eingewaschen. Der im Meßzeitraum gefallene Niederschlag, 32 mm in der Zeit vom 12.-24. 4 sowie 2,5 mm am 14./15. Mai, wurde von den Plots ferngehalten.

**Gasmessungen** erfolgten täglich, wobei die Plots während der Nacht verschlossen wurden und die Entnahme der Gasproben jeweils zu Beginn und am Ende der Verschlusszeit durch ein Septum erfolgte.

Die **N₂O-Konzentrationen** wurden gaschromatographisch mit Hilfe eines Elektronen-Einfang-Detektors (ECD) gemessen und die Abgaberaten durch Differenzbildung bestimmt.

Die **Ermittlung der aus Denitrifikation freigesetzten N₂-Mengen** erfolgte durch Messung der ^{29/28}N₂ und ^{30/28}N₂ Isotopenverhältnisse im Massenspektrometer.

Die ¹⁴N- und ¹⁵N-Atome sind sowohl in der Atmosphäre, als auch in dem durch Denitrifikation freigesetzten N₂ (Vorraussetzung dafür ist die gleichmäßige ¹⁵N-Markierung des Nitrats im Boden) binomial verteilt. Nach der Vermischung im Gasfanggefäß ist dies nicht mehr der Fall und die Abweichung von der Iso-

penverteilung in der Atmosphäre erlaubt sowohl einen Rückschluß auf den Markierungsgrad des Nitrats im Boden als auch auf den aus Denitrifikation stammenden  $N_2$ -Anteil im Gas auffanggefäß (Hauck and Bouldin, 1961, Siegel et al. 1982, Heinemeyer et al., 1988). Auf diese Weise kann die gesamte, aus Denitrifikation freigesetzte  $N_2$ -Menge abgeschätzt werden.

### ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die **Bodendichten** der untersuchten Bearbeitungsvarianten unterscheiden sich deutlich voneinander (Abb. 1).

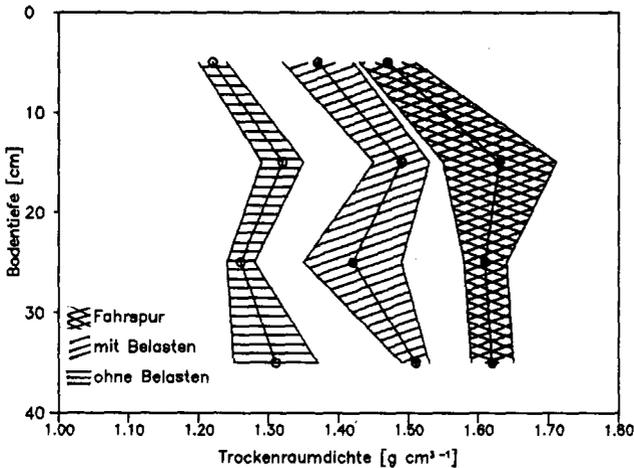


Abb. 1: Bodendichte der Belastungsvarianten (mit Standardabweichung)

Laborversuche mit der **Acetylen-Inhibierungsmethode** zeigten bei zunehmender Bodendichte eine erheblich verzögerte Ausbreitung des Acetylen: während bei luftführenden Porenvolumina von 12,5% und 7,5% schon nach kurzer Zeit eine Acetylenkonzentration von mehr als 0,1% im Luftraum unterhalb der Probe gemessen wurde, nahm dies bei geringem luftführenden Porenvolumen zwei Tage in Anspruch (Tab. 1).

Dies bedeutet, daß Acetylen aufgrund verzögerter Diffusion in unterschiedlich verdichteten Böden unterschiedlich schnell seine Wirkungsorte erreichte. Die Hemmwirkung setzte dementsprechend zu unterschiedlichen Zeitpunkten ein oder unterschiedlich aufgrund unterschiedlicher Konzentrationen in ihrer Effektivität.

Man muß also davon ausgehen, daß die Variation von Untersuchungsgrößen wie Dichte und Wassergehalt die Anwendbarkeit der Acetylen-Blockierungsmethode einschränken kann und sie deshalb zur Untersuchung der vorliegenden Fragestellung nicht geeignet ist.

Da ein abnehmendes luftführendes Porenvolumen auch die  $N_2O$ -Diffusionsgeschwindigkeit beeinflusst, sollten Freilandmessungen möglichst häufig durchgeführt werden (Walenzik und Heinemeyer, 1989).

Tab 1: Acetylendiffusion durch verdichtete Bodensäulen

Acetylenkonzentration unterhalb der Bodenprobe	Zeitdauer [Stunden] nach Acetylenzugabe		
	Porenvolumen		
	47.5%	42.5%	37.5%
> 0,1 %	1 Std.	2 Std.	48 Std.
> 1,0 %	5 Std.	28 Std.	n.d.

#### Denitrifikationsmessungen im Feld

Als Alternative zur Acetyleninhibierungsmethode wurde die  $N_2$ -Abgabe aus  $^{15}N$ -markierten Plots mit Hilfe direkter Gasmessungen ermittelt.

Die Hauptschwierigkeit bestand bei der Anwendung dieser Methode darin, das  $^{15}N$  derart in den Boden einzubringen, daß das bereits vorhandene Nitrat gleichmäßig markiert, die Bodenstruktur aber, die ja Gegenstand dieser Untersuchung ist, nicht zerstört wird. Mulvaney and Vanden Heuvel (1988) konnten jedoch zeigen, daß die Methode auch dann noch brauchbare Ergebnisse liefert, wenn eine gleichmäßige Markierung des Nitratpools nicht vollständig erreicht werden kann.

Ein Vorteil der Methode besteht darin, daß nach Zugabe des  $^{15}N$  in den Boden an einem markierten Plot lange Zeit gemessen werden kann, ohne daß weitere Eingriffe notwendig wären.

#### $N_2O$ und $N_2$ -Abgaberraten aus den Belastungsvarianten

Die Messung der  $N_2 + N_2O$ -Abgaberraten erfolgte im April/Mai 1989 an jeweils 4 Wiederholungen pro Variante. Vom 12.-21. 4. wurden nur sehr geringe N-Mengen freigesetzt (Abb. 2.3 und 2.4), was auf die hohen Wasser-

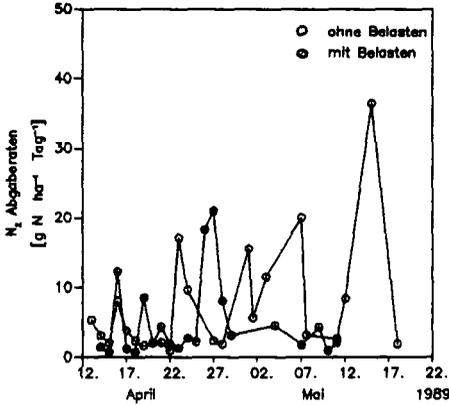


Abb. 2.1

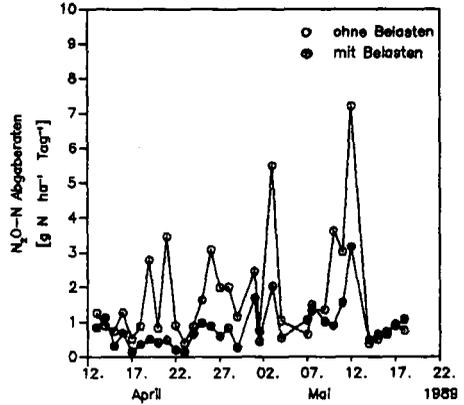


Abb. 2.2

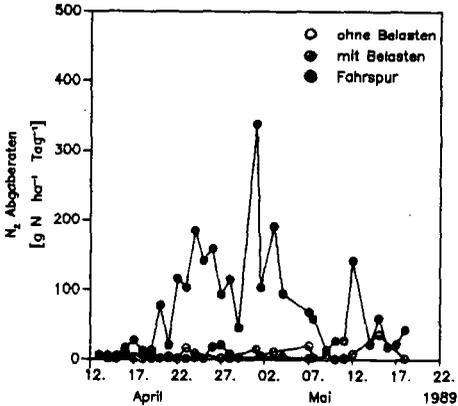


Abb. 2.3

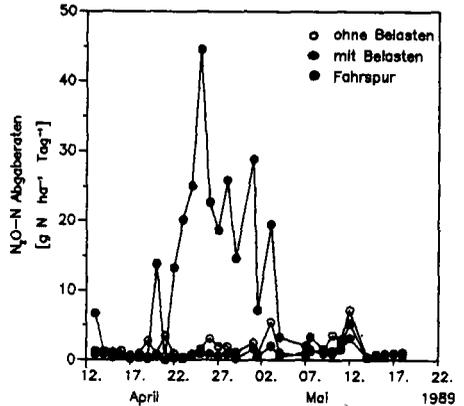


Abb. 2.4

Abb. 2: N₂O + N₂ Abgaberraten aus Belastungsvarianten

gaben in diesem Zeitraum (Einwaschen des ¹⁵N-markierten Düngers) zurückzuführen ist.

Ein Unterschied zwischen belasteter und unbelasteter Variante konnte weder bei den N₂- noch bei den N₂O-Abgaben festgestellt werden (Abb. 2.1 und 2.2). Zwar schien die N₂O-Abgabe bei der unbelasteten Variante etwas über der belasteten zu liegen (Abb. 2.2), dies konnte jedoch aufgrund der hohen Variabilität der Meßwerte, die auch von anderen Autoren gefunden wird (Folorunso and Rolston, 1985, Parkin, 1987), nicht abgesichert werden. Die täglichen Schwankungen in der Höhe der N₂O-Abgaben waren bei der belasteten Variante deutlich geringer als bei der unbelasteten.

Die  $N_2$  +  $N_2O$ -Freisetzungen aus der Fahrspur hoben sich deutlich von den beiden anderen Varianten ab (Abb. 2.3 und 2.4).

Die durchschnittliche  $N_2$ -Abgabemenge aus der belasteten und unbelasteten Variante betrug im Meßzeitraum 5-6 g N pro Hektar und Tag und aus der Fahrspur ca 75 g N pro Hektar und Tag. Für die  $N_2O$ -Abgabemengen ergaben sich Werte von ca 1-2 g bzw. 10 g N pro Hektar und Tag.

### ZUSAMMENFASSUNG

Die Anwendung der Acetylen-Inhibierungsmethode bereitet im unterschiedlich verdichteten Boden Schwierigkeiten, so daß die Ermittlung der  $N_2$ -Abgabe im Feld mit Hilfe der  $^{15}N$ -Markierung des Bodennitratpools und direkten Gasmessungen erfolgte. Die Aufbringung von Radlasten, die in etwa der Bodenbearbeitung mit einem großen Schlepper entsprechen, führten im dargestellten Untersuchungszeitraum nicht zu erhöhten Denitrifikationsverlusten gegenüber einer unbelasteten Variante.

Extreme Belastungen, wie sie in der Fahrspur auftreten, hatten dagegen eine deutlich erhöhte  $N$ -Abgabe zur Folge, im dargestellten Untersuchungszeitraum wurde etwa die 10-fache Menge gemessen.

### LITERATUR

- Ehlers, W. 1983. Auswirkungen der Bodenbelastung mit schwerem Gerät und der Bodenbearbeitung auf das Bodengefüge und das Pflanzenwachstum. *Kali-Briefe* 16: 499-516.
- Folorunso, O.A., and D.E. Rolston, 1985. Spatial and spectral relationships between field measured gas fluxes and soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 1087-1093.
- Hauck, R.D and D.R. Bouldin. 1961. Distribution of isotopic nitrogen in nitrogen gas during denitrification. *Nature* (London) 191 :871-872.
- Heinemeyer, O., K. Haider, A. Mosier: Phytotron studies to compare nitrogen losses from corn-planted soil by the  $^{15}N$  balance or direct dinitrogen and nitrous oxide measurements. *Biol. Fertil. Soils* 6: 73-77.
- Mulvaney, R.L. and R.M. Vanden Heuvel. 1988. Evaluation of nitrogen-15 tracer techniques for direct measurement of denitrification in soil: IV. Field studies. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52 :1322-1326.
- Parkin, T.B., 1987. Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51 :1194-1199
- Siegel, R.S., R.D. Hauck, and L.T. Kurtz, 1982. Determination of  $^{30}N_2$  and application to measurement of  $N_2$  evolution during denitrification. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 68-47.
- Wollersheim, R., G. Trollenier, and H. Beringer, 1987. Effect of bulk density and soil water tension on denitrification in the rhizosphere of spring wheat (*Triticum vulgare*). *Biol. Fertil. Soils* 5: 181-187.
- Walenzik, G. and O. Heinemeyer. 1989. Time course of gaseous N-losses from compacted soil cores. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., im Druck*).

RÄUMLICHE VARIABILITÄT MIKROBIELL GEBUNDENEN  
STICKSTOFFS UND KOHLENSTOFFS

von

Widmer P.* und J. Richter*

Wiederholte Messungen der in Mikroorganismen festgelegten Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen im selben Boden können Auskunft geben über vorhandene lebende mikrobielle Biomasse und deren quantitative Veränderung. Zeitreihen von Gehalten des mikrobiell festgelegten Stickstoffes auf ackerbaulich intensiv genutzten Schlägen zeigten während der Vegetationsperiode Änderungen im mikrobiell immobilisierten Stickstoff von bis zu 40 kg N/ha im Löß und bis zu 130 kg N/ha im Sand auf. Trotz ihres Ausmaßes waren diese Änderungen nicht signifikant abzusichern. Deshalb wurde eine geostatistische Untersuchung durchgeführt, die im wesentlichen zwei Fragen beantworten sollte:

1. Wie groß ist die minimale Anzahl Probenahmepunkte, damit Veränderungen des mikrobiell festgelegten Stick- und Kohlenstoffes signifikant gesichert werden können?

2. wie stellt sich Art, Reichweite und Ausmaß der räumlichen Abhängigkeit der betrachteten Größen (Wassergehalt, mikrobiell immobilisierter Stick- und Kohlenstoff) auf dem betrachteten Schlag dar?

Um eine Richtgröße für die minimale Anzahl Probenahmepunkte für ein weites Spektrum von Böden zu erhalten, wurde die Untersuchung auf einem Schlag mit zu erwartender hoher Variabilität in den untersuchten Größen durchgeführt. Beim ausgewählten Schlag handelte es sich um eine pseudovergleyte, aus mitteltonigem Schluff bestehende Parabraunerde mit 4 bis 8% organischer Substanz. Er wird seit über 60 Jahren in der Rotation Zuckerrübe-Wintergetreide-Wintergetreide bewirtschaftet. Der Schlag wurde in einem 15m x 15m Raster von 0 bis 25 cm Tiefe beprobt. Die Bestimmung des mikrobiell immobilisierten Kohlen- bzw. Stickstoffes erfolgte unmittelbar nach den Probenahmen

* Institut f. Geographie und Geoökologie, 3400 Braunschweig

Mitte Februar und Anfang Mai mittels der Fumigation-Extraction-Methode (Brookes et al, 1985). Auf dem Schlag sind 1000 bis 2000 kg/ha Kohlenstoff bzw 180 bis 360 kg/ha Stickstoff mikrobiell immobilisiert, was ca. 2% des  $C_{total}$  bzw. 3% des  $N_{total}$  ausmacht.

Sphärische Korrelationen ergaben die besten Anpassungen an die Semivariogramme (Anlauf et al, 1988) des Wassergehaltes und des mikrobiell immobilisierten Stick- und Kohlenstoffs. Daraus resultierte ein "Range" der Größen von 40 bis 50 m im Februar und 30 bis 46 m im Mai (Tab. 1); der Rückgang im Mai könnte mit der ausgleichenden Wirkung des Bewuchses auf die Nährstoff- und Wasserversorgung der Mikroorganismen zusammenhängen.

Die minimale Anzahl Probenahmepunkte (n) wurde mit folgender Formel berechnet:

$$n = (t_{\infty} * s)^2 / (\bar{x} - \mu)^2$$

$t_{\infty}$  = t-Wert für die gewählte Irrtumswahrscheinlichkeit (hier 5%)

s = Standardabweichung

$(\bar{x} - \mu)$  = tolerierte Abweichung vom Mittelwert ( $\bar{x}$ )

Die minimale Anzahl Probenahmepunkte ist abhängig vom Zeitpunkt der Probenahme (Tab. 2): im Februar müssen 2.5 mal mehr Proben genommen werden als im Mai, um den Mittelwert mit der gleichen Genauigkeit zu bestimmen. Das könnte auf den im Februar herrschenden milden Bodenfrost, der ca. 10 cm tief reichte, und den unvollständigen Abbau der im Herbst eingearbeiteten Ernterückstände (Stroh) zurückzuführen sein.

Die Semivariogrammanalyse gab als Minimal-Abstand für räumlich unabhängige Proben 30 m vor (Tab 1). Auf dem ausgewiesenen Schlag von 135 m x 45 m konnten jedoch nicht 12 Proben im geforderten Abstand von 30 m genommen werden. Somit konnte kein Mittelwert aus unabhängigen Proben bestimmt werden, und die Varianz wurde dementsprechend unterschätzt. Im vorliegenden Fall stimmte der "Sill" trotzdem mit dem  $s^2$  der klassischen Statistik überein, weil ein großer Anteil Punktepaare einen größeren Abstand voneinander als die geforderten 30 m aufwies. Die erwähnte Formel zur Berechnung der minimalen Anzahl Probenahmepunkte ließ sich somit anwenden.

Tab. 1) Variogramm-Analysen

		Range [m]	Sill a = [%] ² b = [mg/kg] ²	C ₀ (Nugget- Varianz)
Wassergehalt	Februar	50	3.8 a	0.08 a
	Mai	46	2.2 a	0.07 a
Biomasse-C	Februar	40	3030 b	2331 b
	Mai	37	1457 b	859 b
Biomasse-N	Februar	50	47 a	14 b
	Mai	30	93 a	54 b

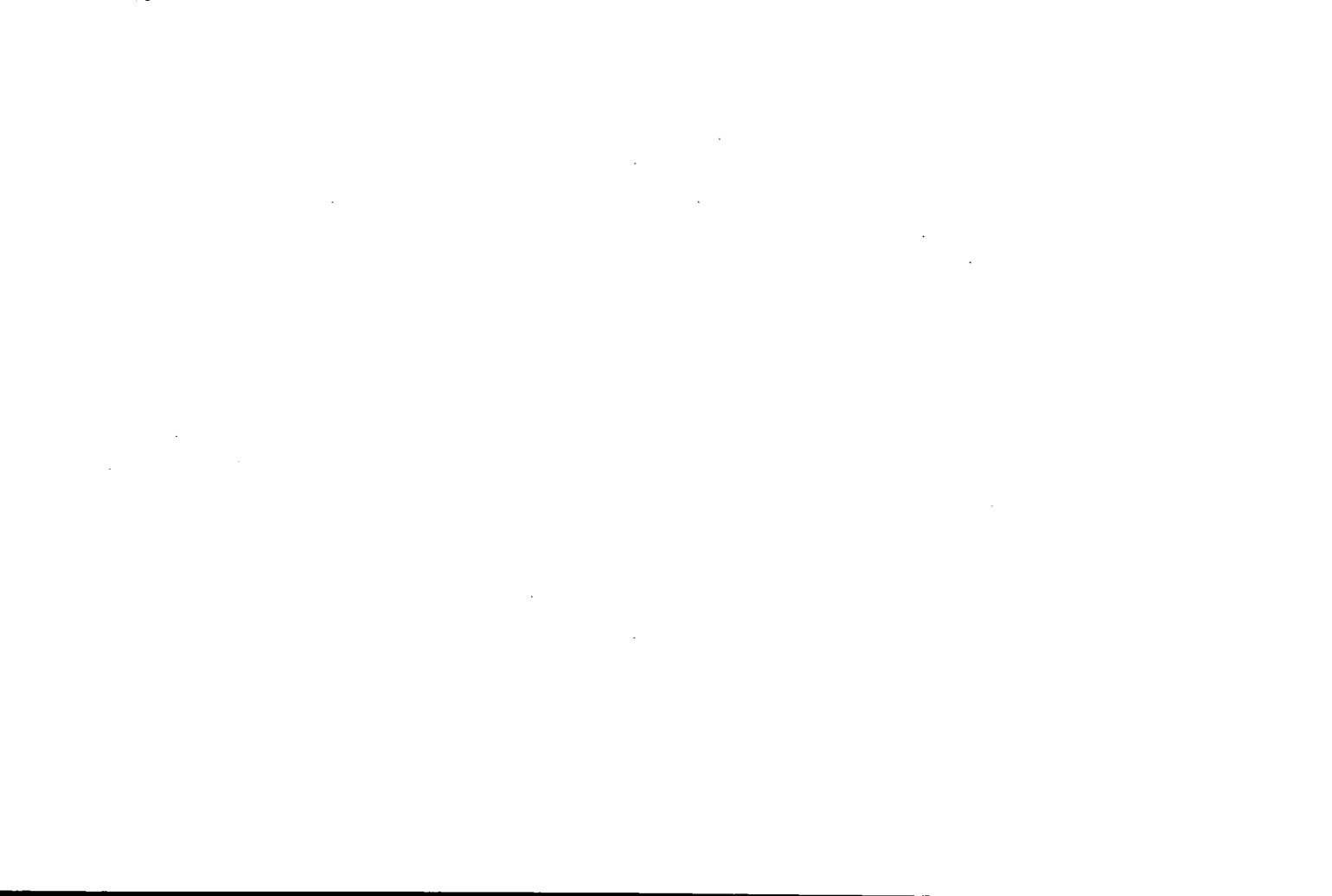
Tab.2) Minimale Anzahl Probenahmepunkte für eine  
Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % (n=29)  
MAI (FEBRUAR)

tolerierete Abweich- vom Mittelwert	Bc	Bn	WG	C _t	N _t
+/- 10%	6 (30)	12 (6)	2 (2)	15	28
+/- 5%	22 (118)	48 (23)	8 (8)	60	110

Literatur

Anlauf, R.; Kersebaum, K.-C.; Ya Ping, L.; Nuske-Schüler, A.;  
Richter, J.; Springob, G.; Syring, K.M. und Utermann, J. (1988)  
Modelle für Prozesse im Boden  
Ferdinand Enke Verlag Stuttgart

Brookes, P.C., A. Landman, C.Pruden and D.J. Jenkinson (1985)  
Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid  
direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in  
soils  
Soil Biol. & Biochem. 17, 837-842



Methoden der Auxinbestimmung in Böden

von

Wöhler, I. +)

In der Rhizosphäre sind oft mehr Bakterien anzutreffen als im freien Bodenraum. Das Wachstum dieser Mikroorganismen wird wahrscheinlich durch Ausscheidungen organischer Nährstoffe aus den Wurzeln gefördert (Schlegel, 1985). Viele dieser Bodenbakterien erfüllen für die Pflanzen nützliche Funktionen: z.B. Stickstoffbindung oder Auxinbildung; ein mutualistisches Verhältnis zwischen Pflanzen und Bakterien ist denkbar. Neben den Prokaryonten sind aber auch Pilze in der Lage Phytohormone zu produzieren (Libbert et al., 1966; Purushothaman et al., 1974). Strzelczyk et al. (1973) isolierten z.B. Bakterien aus der Rhizosphäre von der Wurzeloberfläche bei Bohnen und Hafer und aus wurzelfreiem Boden. Alle diese Organismen produzieren das Pflanzenhormon Indol-3-Essigsäure (IAA) in Gegenwart von L-Tryptophan. L-Tryptophan scheint die Hauptzwischenstufe zu sein bei der Bildung von IAA (Davies, 1987; Reinecke und Bandurski, 1987).

Um die IAA-Gehalte und deren Derivate im Boden zu bestimmen und um Rückschlüsse auf die Verteilung von Auxin im Ökosystem zu ziehen, muß die Bestimmung an den natürlichen Bodenbereichen erfolgen.

In dieser Arbeit werden zwei Methoden vorgestellt, mit deren Hilfe Auxingehalte in Böden quantifiziert und qualifiziert werden können.

Material und Methode

Drei kalifornische Böden -Domino, Oildale und Santa Lucia-dienten als Untersuchungsmaterial; nähere Angaben bei Wöhler und Frankenberger (in Vorb.).

Inkubation und Extraktion für die quantitative Auxinbestimmung  
Unterschiedliche Mengen (siehe Ergebnisse) luftgetrockneten Bodens wurden jeweils in 50 ml Erlenmeyerkolben eingewogen

+)Institut für Bodenökologie, GSF München, Ingolstädter  
Landstraße 1, 8042 Neuherberg

und mit 6 ml Phosphatpuffer (pH 7,5) mit Glucose ( 1g Glu/ 100 ml Phosphatpuffer) und 4 ml L-Tryptophan ( 1g TRY/ 100 ml H₂O) verfüllt. Diese Bodenlösung wurde geschüttelt, verschlossen und bei 37° C 24 Stunden im Dunkeln inkubiert.

Anschließend wurden 2 ml einer 5% Trichlorsäure und 1 ml einer 0,5 CaCl₂-Lösung zugesetzt. Die Bodenlösung wurde gefiltert (Whatsman No. 2), und zu 3 ml dieses Filtrats wurden 2 ml FeCl₃/ Perchlorsäure-Lösung ( 2 ml 0,5 M FeCl₃ und 98 ml 35% Perchlorsäure-Lösung) gegeben. Diese Lösung wurde bei 25° C 30 Minuten im Dunkeln inkubiert, anschließend wurde die Extinktion mit einem Spectrophometer bei 535 nm bestimmt.

Inkubation und Extraktion für die qualitative Auxinbestimmung  
Jeweils 2 g luftgetrockneten Bodens wurde in 50 ml Erlenmeyerkolben eingewogen, dazu wurden 6 ml Phosphatpuffer (pH 7,0) und 4 ml 0,05 M L-Tryptophan gegeben. Die Bodenlösung wurde geschüttelt, verschlossen und bei 37° C 24 Stunden im Dunkeln inkubiert.

Anschließend wurde die Bodenlösung gefiltert (Whatsman No. 2), das Filtrat mit H₃PO₄ auf pH 2,8 - 3,0 eingestellt und im Scheidetrichter jeweils dreimal mit 10 ml Ethylacetat getrennt. Die organische Fraktion wurde unter N₂ getrocknet und in 2 ml Methanol aufgenommen.

Die LC Trennung erfolgte mit einem "Beckman gradient liquid chromatograph"-Model 334 mit einem "421 Controller", einer Pumpe "Model 110 A" und einem "165 variable wavelength dedector". (Frankenberger und Brummer, 1983). Ein "Hewlett-Packard 3390 A integrator" wurde benutzt, um die "peaks" der Indolderivate zu identifizieren.

Die Trennung erfolgte mit einer 55% H₂O/ 45% MeOH-Lösung bei pH 2,8 , die Fließrate betrug 1 ml/min und die Wellenlänge zum Dedektieren der Auxine war 280 nm.

#### Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 1 wird die Auxinbildung in den drei Böden Domino, Oildale und Santa Lucia bei unterschiedlichen Einwaagen verdeutlicht.

Während für den Domino-Boden über den gesamten Untersuchungsbereich eine fast lineare Zunahme an Auxin zu verzeichnen ist,

wird der lineare Anstieg im Oildale-Boden bei 2 g und beim Santa-Lucia-Boden bei 1 g Einwaage unterbrochen. Die beiden letztgenannten Böden zeigen von dem angegebenen Wert an nur noch eine minimale Auxinerhöhung an.

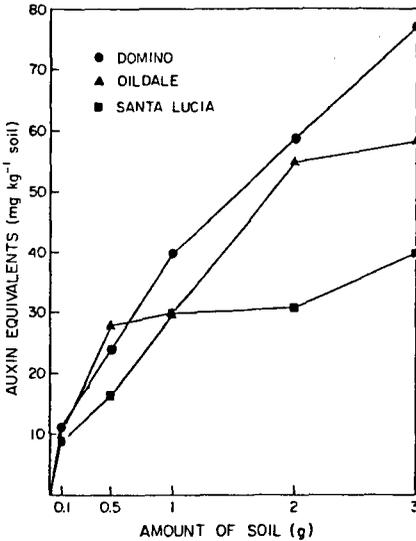


Abb. 1: Auxinproduktion in Böden (Domino, Oildale, Santa Lucia) bei unterschiedlichen Bodeneinwaagen (g).

Es ist denkbar, daß die erhöhten Einwaagen bei den Oildale- und Santa Lucia-Böden die Mikroorganismenpopulation insofern verändern, daß durch die gleichbleibende Tryptophankonzentration andere Bakterien den Auxinbildnern überlegen sind. Auf diese Weise können die Auxingehalte auch bei höheren Einwaagen nahezu konstant bleiben; die Prokaryonten, die Auxine zu synthetisieren vermögen, unterliegen der Konkurrenz.

Bei 0,1 g Einwaage hatten alle drei Böden mit ca. 10 mg Auxin/kg Boden nahezu gleiche Auxingehalte. 3 g Domino-Boden hingegen hatte mit 78 mg Auxin/kg Boden die doppelte Auxinkonzentration wie der Santa Lucia-Boden mit 39 mg Auxin/kg Boden.

Mit Hilfe dieser Methode war es nicht möglich, den Biosyntheseweg der IAA Bildung nachzuvollziehen. Hierzu wurde die HPLC verwandt. In allen drei Böden wurde nach 24 Stunden Inkubation

Indol-3-Acetamid (IAM) gefunden (Abb. 2).

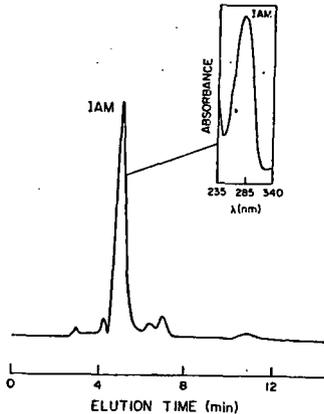


Abb. 2: HPLC-Muster von Indol-3-Acetamid (IAM), welches aus L-Tryptophan gebildet wurde, das dem Oildale-Boden zugesetzt wurde.

Diese Graphik verdeutlicht, daß die Bildung von Indolen aus L-Tryptophan bei diesen Böden über den Indol-3-Acetamid-Weg erfolgt. IAA konnte in keinem Boden nach 24 Stunden Inkubation dedektiert werden. Der erste Schritt vom Tryptophan zu IAM muß relativ schell ablaufen, während der zweite Schritt vom IAM zum IAA langsamer ist. Die Vorstufe von IAM Indol-3-Acetrnitril konnte in keinem dieser Böden gemessen werden.

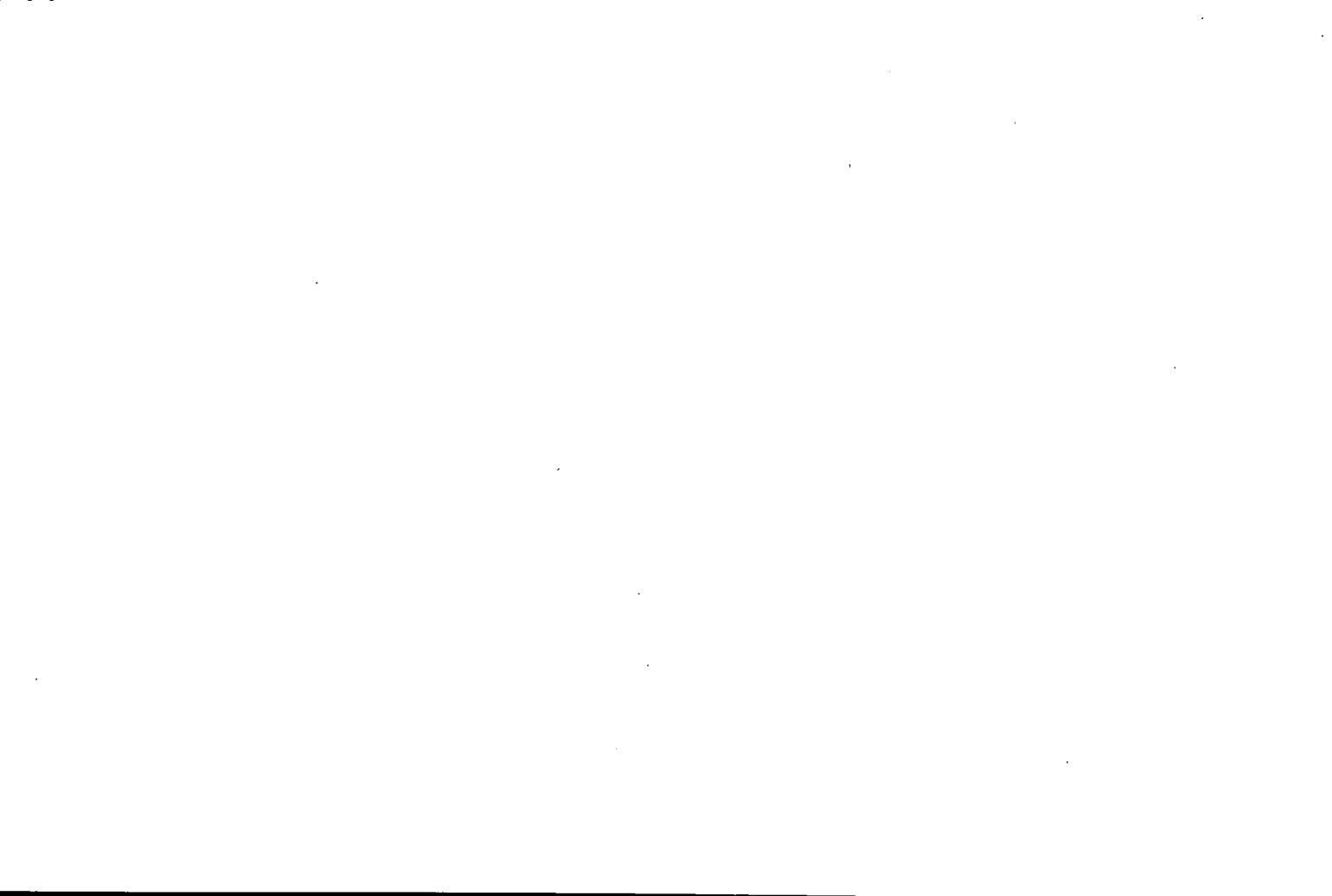
Mit Hilfe der Kaliometrischen Methode ist es möglich, die Auxinkonzentrationen in Böden zu bestimmen. Die HPLC erlaubt die jeweiligen Indolderivate zu dedektieren und Rückschlüsse auf die biochemischen Wege zu ziehen.

Diese beiden hier vorgestellten Methoden ergänzen sich hervorragend und erlauben, bei aufeinander abgestimmter Verwendung vielfältige Aussagen zu Auxinverteilungen in Böden zu machen.

#### Literatur

- Davies, P.J. (ed.) (1987): Plant Hormones and Their Role in Plant Growth and Development, Martinus Nijhoff Publishers; 1 - 681
- Frankenberger, W.T. und W. Brummer (1983): Method of detection of auxin-indole-3-acetic acid in soils by high performance liquid chromatography, Soil Sci. Soc. Am. J. 47; 237 - 241

- Libbert, E. et al. (1966): The influence of epiphytic bacteriae on auxin metabolism, *Planta* 68 ; 327 - 334
- Furushothaman, D. et al. (1974): Role of actinomycetes in the biosynthesis of indole acetic acid in soil, *Current Science* 43 (13); 413 - 414
- Reinecke, D.M. und R.S. Bandurski (1987): Hormone synthesis and metabolism auxin biosynthesis and metabolism. In: Davies, P.J. (ed.): *Plant Hormones and Their Role in Plant Growth and Development*, Martinus Nijhoff Publishers; 24 - 42
- Schlegel, H.G. (1985): *Allgemeine Mikrobiologie*, Thieme Stuttgart
- Strzelczyk, E., M. Kampert und M. Dahm (1973): Production and decomposition of indoleacetic acid (IAA) by microorganisms isolated from the root zone of two crop plants, *Acta Microbiologica Polonica Ser. B.*, 5:71-79



**Zum Einfluß von Regenwürmern (*Eisenia fetida*, Lumbricidae)  
auf die Umsetzung von Buchenstreu im Modellversuch**

von

Frank Ziegler^{*}

### **1. Einleitung**

Um Gesetzmäßigkeiten und Steuerungsmechanismen des Umsatzes organischer Substanzen in Waldböden zu erfassen, sind neben **Humusprofil-Studien** im Gelände **Labor-Experimente** zum Streuabbau unter standardisierten Bedingungen notwendig. Der vorgestellte Modellversuch wurde konzipiert zur Klärung der Frage, inwieweit streufressende Regenwürmer die Umsetzung von Buchenstreu in Gegenwart einer mineralischen Komponente zu beeinflussen vermögen.

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

Ein Gemisch aus 25g (überwinterter) **Buchenstreu** (*Fagus sylvatica* L.) und 50g (synthetischem) **Mineralsubstrat** (auf der Basis eines Basaltmehls) wurde mit (2.5g Biomasse) und ohne **Regenwürmer** (*Eisenia fetida* SAVIGNY) in 800ml-Gefäßen (jeweils n=35) bei 20°C und 70% Wasserkapazität für 446 Tage inkubiert. In gewissen zeitlichen Abständen erfolgte eine Probenahme ("Ernte" von 5 Parallel-Gefäßen) bei beiden Varianten (Buchenstreu + Mineralsubstrat, **MB**; Buchenstreu + Mineralsubstrat + Regenwürmer, **MBW**). Anlage und Durchführung des Experimentes sind ausführlicher bei ZIEGLER & ZECH (1989) beschrieben.

Zur allgemeinen Charakterisierung der Proben diente die Bestimmung der Gehalte an **Asche**, organischem **Kohlenstoff** und Gesamt-**Stickstoff**, sowie der **pH-Werte** (SCHLICHTING & BLUME 1966). Darüberhinaus erfolgte der Nachweis von **Cellulose**, **Nichtcellulosischen Polysacchariden** (modifiziert nach CHESHIRE & MUNDIE 1966; BRINK *et al.* 1960) und **Lignin** (KÖGEL & BOCHTER 1985).

---

^{*}) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, D-8580 Bayreuth.

Aus diesen Haupt-Streukomponenten wurden die Parameter NCQ und LCQ errechnet. NCQ ist der Quotient aus Nichtcellulosischen Polysacchariden und Cellulose. Er kann als relatives Maß für die mikrobielle Beeinflußung der in Zersetzung begriffenen organischen Substanz angesehen werden, da Nichtcellulosische Polysaccharide aufgrund einer partiellen Neusynthese im Zuge mikrobieller Biomasse-Produktion während der Streuzersetzung langsamer abnehmen als Cellulose, wodurch sich NCQ erhöht. LCQ ist der Quotient aus vergleichsweise abbauresistentem Lignin und leichter zersetzbarer Cellulose und gilt (ebenfalls mit der Zeit ansteigend) als relatives Maß für den Abbaugrad der pflanzenbürtigen organischen Substanz.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 informiert über die zeitliche Entwicklung (0-446 Tage) der Asche-,  $C_{\text{org}}$ - und  $N_{\text{t}}$ -Gehalte, sowie der C/N-Verhältnisse und pH-Werte in den Testgliedern ohne (MB) und mit Regenwurm-Zusatz (MBW). Abgesehen vom pH, der sich mit einem Anstieg von 7.2 (0d) auf 8.2 (179d) und anschließendem Rückgang auf 7.9 (446d) bei MB und MBW durchweg gleich verhielt, entwickelten sich in den ersten 179 Versuchstagen merkliche Unterschiede zwischen der wurmfreien (78.3% Asche, 11.9%  $C_{\text{org}}$ , 0.41%  $N_{\text{t}}$ ; C/N=30) und wurmbeeinflußten Variante (81.1% Asche, 10.6%  $C_{\text{org}}$ , 0.46%  $N_{\text{t}}$ ; C/N=23), die bis zum Abbruch des Experimentes (446d) praktisch wieder verschwanden (82.7-82.8% Asche; 8.9-9.1%  $C_{\text{org}}$ , 0.46-0.48%  $N_{\text{t}}$ ; C/N=19). In der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes bewirkte demnach die Regenwurm-Tätigkeit eine Förderung, danach eine Verzögerung des Buchenstreu-Abbaus.

Wie aus Abb. 2 zu ersehen ist, differierten auch die Anteile von Cellulose (5.8-6.1%), Nichtcellulosischen Polysacchariden (18.4-19.3%) und Lignin (19.7-20.9%) an der gesamten organischen Substanz (OS) von MB und MBW am Ende kaum. Die wachsende Beeinflußung der in Zersetzung begriffenen Streu durch mikrobielle Polysaccharide, sowie der im Vergleich zu Cellulose entschieden langsamere Ligninabbau kommen zwar in den ansteigenden Werten für NCQ (1.60 auf 3.05-3.35; 446d) und LCQ (1.55 auf 3.41-3.43; 446d) deutlich zum Ausdruck; wesentliche Regenwurm-bedingte Unterschiede waren aber bei Versuchsabbruch nicht zu ermitteln. Darüberhinaus wiesen MB und MBW nach Ablauf von 446 Tagen auch annähernd gleiche Gesamt-Masseverluste auf (keine Darstellung; vgl. ZIEGLER & ZECH 1989). Der Abbaugrad der organischen Substanz war zu Versuchsende in Gegenwart und Abwesenheit von Regenwürmern also nahezu identisch.

Dieser Befund der naßchemischen Analyse war umso erstaunlicher, als sich die Rückstände in den Gefäßen beider Varianten strukturell klar unterschieden. Während MB nach 446 Tagen als ein eher loses Gemenge aus groben Blattfragmenten und

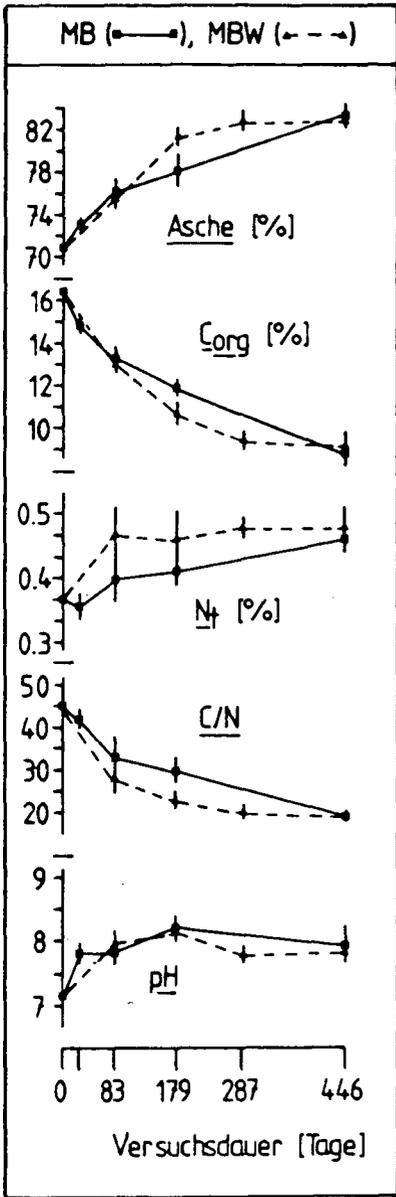


Abb. 1: Veränderung der Grundparameter im Laufe des Versuchs.

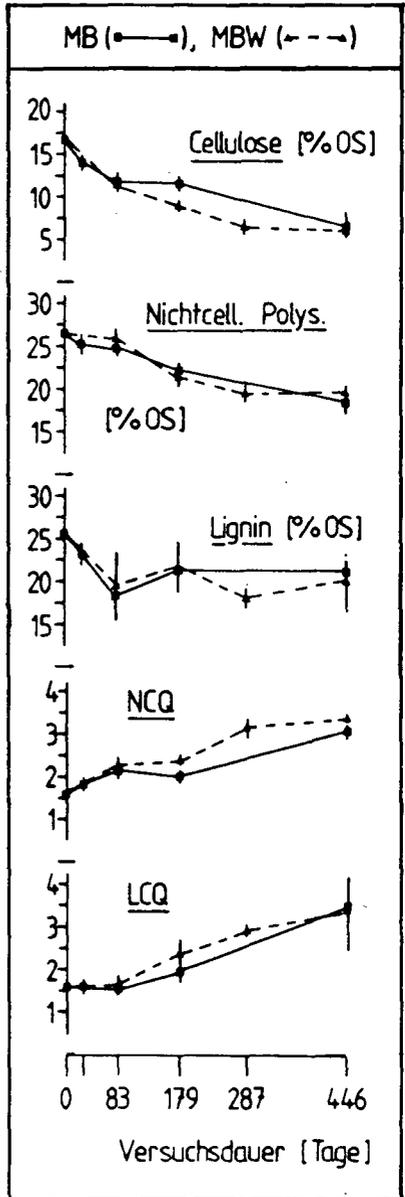


Abb. 2: Verhalten von Polysacchariden und Lignin.

einzelnen Mineralpartikeln erschien, fanden sich im Versuchsglied mit Regenwurm-Zusatz nur noch wenige erkennbare Gewebereste; statt dessen dominierten stabile Aggregate, die sich durch eine innige Vermischung von organischer und mineralischer Substanz auszeichneten. Aufgrund der ausgeprägten strukturellen Unterschiede war die Intensität der Verknüpfung von organischer Substanz und mineralischer Matrix in beiden Varianten mittels Dichtefraktionierung zu überprüfen. Die durchgeführte Trennung lieferte insgesamt drei Fraktionen: eine leichte organische Fraktion ( $<1.6 \text{ g cm}^{-3}$ ), bestehend aus nicht oder nur teilweise abgebauten Pflanzenrückständen, eine schwere organische Fraktion ( $1.6-2.4 \text{ g cm}^{-3}$ ) aus Ton und an Tonminerale gebundener organischer Feinsubstanz und eine rein mineralische Fraktion ( $>2.4 \text{ g cm}^{-3}$ ) mit der Sand- und Schluff-Komponente (vgl. ZIEGLER & ZECH 1989). Die Fraktion  $>2.4 \text{ g cm}^{-3}$  enthielt keine organische Substanz; die Verluste im Verlauf der Trennungs-Prozedur beliefen sich auf 4-22%. Zu Beginn des Experimentes war die gesamte organische Substanz ausschließlich in den Pflanzenresten ( $<1.6 \text{ g cm}^{-3}$ ) konzentriert. Mit voranschreitender Streuzersetzung (MB) fand sich jedoch ein steigender Anteil in der schweren Fraktion (4%, 179d; 14%, 446d). In der Wurm-Variante lag nach 179 Tagen bereits 37%, bei Versuchsabbruch gar 65% der gesamten organischen Substanz in organo-mineralischen Komplexen ( $1.6-2.4 \text{ g cm}^{-3}$ ) vor. In Gegenwart von Regenwürmern verlief demnach die Einbindung organischer Substanz in organo-mineralische Komplexe um mehr als das Vierfache intensiver.

Des weiteren wurden Pflanzenreste und organo-mineralische Komplexe einer näheren Charakterisierung unterzogen (Tab.1). Die Gehalte an  $C_{\text{org}}$  wiesen mit fortschreitender Streuzersetzung in der leichten Fraktion einen allgemein abnehmenden, in der schweren Fraktion einen ansteigenden Trend auf. Im Falle von  $N_t$  war dagegen in den Pflanzenrückständen wie in den organo-mineralischen Komplexen eine Tendenz zu höheren Gehalten festzustellen. Demzufolge sanken die C/N-Verhältnisse der leichten Fraktion bei MB von 46 über 27 auf 18, bei MBW über 24 auf 20. In der schweren Fraktion wurden mit 7-19 durchweg engere Quotienten registriert.

In der organischen Substanz der Pflanzenreste zeigten Cellulose, Nichtcellulosische Polysaccharide und Lignin übereinstimmend eine Abnahme im Laufe des Experimentes. In den organo-mineralischen Komplexen wich die Dynamik der drei Haupt-Streustoffgruppen jedoch deutlich voneinander ab: bei der Cellulose entwickelte sich ein abnehmender, beim Lignin ein ansteigender Trend mit der Zeit; die Nichtcellulosischen Polysaccharide verhielten sich indifferent. In der Folge war für NCQ und LCQ in der leichten wie in der schweren Fraktion durchweg ein Zunahme zu verzeichnen. Mit den stets höheren Werten waren dabei die organo-mineralischen Komplexe die eindeutig stärker veränderte Fraktion. Wesentliche Unterschiede im Verhalten der wurmfreien und wurmbeeinflussten Variante konnten wiederum nicht nachgewiesen werden.

**Tab. 1:** Charakterisierung der leichten und schweren Dichtefractionen.

Versuchsdauer (Tage)	MB			MBW		
	0	179	446	0	179	446
<b><u>C_{org} (%)</u></b>						
leichte org. Fraktion	49.5	27.5	26.8	49.5	31.7	33.8
schwere org. Fraktion	-	3.1	7.0	-	13.7	13.5
<b><u>N_t (%)</u></b>						
leichte org. Fraktion	1.06	1.02	1.47	1.06	1.33	1.72
schwere org. Fraktion	-	0.46	0.55	-	0.73	0.82
<b><u>C/N</u></b>						
leichte org. Fraktion	46	27	18	46	24	20
schwere org. Fraktion	-	7	13	-	19	17
<b><u>Cellulose (% OS)</u></b>						
leichte org. Fraktion	16.5	11.7	7.2	16.5	10.1	5.5
schwere org. Fraktion	-	7.5	5.9	-	7.3	6.2
<b><u>Nichtcell. Polys. (% OS)</u></b>						
leichte org. Fraktion	26.5	17.8	17.5	26.5	18.9	18.4
schwere org. Fraktion	-	12.3	17.0	-	23.6	22.1
<b><u>Lignin (% OS)</u></b>						
leichte org. Fraktion	25.6	22.7	19.4	25.6	20.6	16.5
schwere org. Fraktion	-	17.2	26.0	-	26.1	28.8
<b><u>NCO</u></b>						
leichte org. Fraktion	1.60	1.52	2.43	1.60	1.87	3.35
schwere org. Fraktion	-	1.64	2.88	-	3.23	3.57
<b><u>LCO</u></b>						
leichte org. Fraktion	1.55	1.94	2.69	1.55	2.04	3.00
schwere org. Fraktion	-	2.29	4.41	-	3.58	4.65

#### 4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

► Streufressende Regenwürmer (*Eisenia fetida*) haben eine zweiphasige Wirkung auf die Zersetzung von Buchenlaub unter Laborbedingungen. In frühen Stadien kommt eine **Abbauförderung** zum Tragen, deren Ursache in erster Linie in der verstärkten Zerkleinerung, Durchmischung und Belüftung der Streu und somit einer **Stimulation der mikrobiellen Zersetzungstätigkeit** zu suchen ist. ◀

► Die **Abbauverzögerung** in weiter fortgeschrittenen Stadien des Streuzersetzungs-Prozesses ist vor allem auf **Stabilisierung der organischen Substanz** in organo-mineralischen Komplexen zurückzuführen, deren Ausbildung durch die Aktivität der Regenwürmer beträchtlich gesteigert wird. ◀

► Die organische Substanz der **organo-mineralischen Komplexe** ist gegenüber den Pflanzenresten deutlich modifiziert. Sie weist ein **engeres C/N-Verhältnis** auf, ist im allgemeinen **Cellulose-ärmer** und **Lignin-reicher**. Der mikrobielle Einfluß kommt insgesamt klar zum Ausdruck. ◀

► Die **Einbindung** der organischen Substanz in die organo-mineralischen Komplexe verläuft zwar in Gegenwart von Regenwürmern **mit deutlich höherer Rate**, die **Art der Umsetzungsprozesse** scheint jedoch im wesentlichen durch Regenwürmer **nicht beeinflusst** zu werden. ◀

#### 5. Dank

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sei für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des SFB 137/TP C1 herzlich gedankt.

#### 6. Literatur

- BRINK R.H., DUBACH P. & LYNCH D.L. (1960): Measurement of carbohydrates in soil hydrolysates with anthrone. *Soil Sci.* 89, 157-166.
- CHESHIRE M.V. & MUNDIE C.M. (1966): The hydrolytic extraction of carbohydrates from soil by sulphuric acid. *J. Soil Sci.* 17, 372-381.
- 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.
- SCHLICHTING E. & BLUME H.-P. (1966): *Bodenkundliches Praktikum*. Parey, Hamburg.
- ZIEGLER F. & ZECH W. (1989): Zum Einfluß abiotischer und biotischer Faktoren auf die Biodegradation organischer Substanzen unter Laborbedingungen. *Verh. Ges. Ökol.* 18, im Druck.